



KAIQUE MELOTTO FREITAS CAVALHEIRO SCALCO

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE MATÉRIA ORGÂNICA E
NITROGÊNIO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA
EM SISTEMA A2/O**

LAVRAS – MG

2025

KAIQUE MELOTTO FREITAS CAVALHEIRO SCALCO

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO DE ÁGUA
RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA EM SISTEMA A2/O**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, área de concentração em Saneamento e Geotecnia Ambiental, para cumprimento das exigências da atividade de Defesa de Dissertação.

Dr. Ronaldo Fia
Orientador

Dra. Luciene Alves Batista Siniscalchi
Co-orientadora

LAVRAS – MG

2025

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Scalco, Kaique Melotto Freitas Cavalheiro.

Remoção biológica de matéria orgânica e nitrogênio de água
residuária da suinocultura em sistema A2/O / Kaique Melotto
Freitas Cavalheiro Scalco. - 2025.

90 p. : il.

Orientador(a): Ronaldo Fia.

Coorientador(a): Luciene Alves Batista Siniscalchi.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2025.

Bibliografia.

1. Anaeróbio/anóxico/aeróbio. 2. Remoção de formas
nitrogenadas. 3. Efluente agroindustrial. I. Fia, Ronaldo. II.
Siniscalchi, Luciene Alves Batista. III. Título.

KAIQUE MELOTTO FREITAS CAVALHEIRO SCALCO

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO DE ÁGUA
RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA EM SISTEMA A2/O**

**BIOLOGICAL REMOVAL OF ORGANIC MATTER AND NITROGEN FROM PIG
FARMING WASTEWATER IN A2/O SYSTEM**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, área de concentração em Saneamento e Geotecnia Ambiental, para cumprimento das exigências da atividade de Defesa de Dissertação.

APROVADA EM 20 DE DEZEMBRO DE 2024.

Dr. Ronaldo Fia

UFLA

Dra. Luciene Alves Batista Siniscalchi

UFLA

Dra. Ana Maria Moreira Batista

UEMG

Dr. Jacineumo Falcão de Oliveira

UFERSA

Dr. Ronaldo Fia
Orientador

Dra. Luciene Alves Batista Siniscalchi
Co-orientadora

LAVRAS – MG

2025

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à minha esposa, Letícia Cristina, que tem sido a minha base desde o ano de 2020. Sem a sua consideração e paciência, essa conquista jamais teria sido possível, sem o seu apoio, nada disto valeria a pena.

Aos meus pais, Glauler e Claudilene, que continuam me auxiliando em todos os caminhos que percorro, de todas as maneiras possíveis.

Ao meu irmão, Kaio, que sempre esteve presente nos momentos de dificuldade, sendo para uma conversa, ou para um desabafo.

Aos amigos da família, Benedito e Valéria, por terem me auxiliado nos momentos de dificuldade, sendo fundamentais para a minha jornada acadêmica.

Aos amigos feitos durante esse trajeto, que compartilharam momentos de alegria e que fizeram essa jornada ser mais leve.

Aos professores da Universidade Federal de Lavras, que despertaram em mim o desejo de seguir adiante, dentre eles o professor Marcelo, que sempre disse que tudo daria certo no final.

À minha coorientadora, professora Luciene, que me auxiliou pela estrada microbiológica da vida, parte fundamental para esta pesquisa.

Ao meu orientador, Ronaldo, por toda a sua paciência, e por ser meu alicerce do início ao fim desta jornada.

À Universidade Federal de Lavras, que proporcionou todo o conhecimento empregado na construção deste sonho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelos recursos financeiros cedidos, muito obrigado.

RESUMO

A suinocultura gera efluentes ricos em matéria orgânica e nutrientes, como o nitrogênio (N), que devem ser tratados, uma vez que, se despejados de maneira incorreta no meio ambiente, se tornam passivos ambientais. Assim, torna-se imprescindível a busca por alternativas de remoção de N das ARS da suinocultura (ARS), com a determinação de parâmetros operacionais ótimos de reatores biológicos como o tipo A2/O. No presente trabalho teve-se por objetivo avaliar os parâmetros operacionais de controle para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio de água residuária de suinocultura por processo biológico em reator com configuração Phoredox A2/O de três estágios. O efluente do estudo foi proveniente do setor de suinocultura da UFLA. Os reatores anaeróbio - Rana, anóxico - Rano tiveram altura volume útil de 0,30 m e 18 L, o reator aeróbio - Raer com altura e volume útil de 0,40 m e 49 L e o decantador secundário - DS teve altura e volume útil de 0,25 m e 4,0 L. A alimentação do sistema ($0,049 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) e a recirculação do efluente de Raer para Rano ($0,025 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) foi realizada por bombas peristáltica, o que resultou em tempo de detenção hidráulica de 8,8 h (R1), 6,0 h (R2), 24,0 h (R3) e 2,0 h (DS). Foram aplicadas diferentes cargas orgânicas em três fases de operação (F1 - 90 dias, F2 - 110 dias e F3 - 45 dias). As condições experimentais foram modificadas com base na DQO presente na ARS bruta. A taxa média de aeração fornecida no R3 foi de $3,55 \text{ mg L}^{-1}$. A caracterização do afluente e efluente de cada reator foi feita em análises semanais de pH, OD, DQO, ST, SV, AB, AVT, NTK, nitrato e PT. A caracterização microbiológica do lodo gerado foi realizada ao final das fases 1 e 2, a partir da técnica de sequenciamento de próxima geração. Os resultados do monitoramento mostraram uma redução significativa para a DQO do sistema, cerca de 75% durante a primeira fase de operação, e cerca de 84% para o nitrogênio (NTK + N-NO_3^-), ressaltando a eficiência do sistema A2O. Por fim, alguns gêneros de microrganismos, como o *Clostridium sensu stricto 1*, um dos gêneros abundantes no processo, *Caldisericum* e *Methanobacterium*, que estavam presentes entre os gêneros mais abundantes no sistema de tratamento, se apresentaram como alguns dos principais gêneros durante o processo e cujas famílias apresentaram importância de atuação para a variação de pH e matéria orgânica entre as fases 1 e 2, segundo o método de *machine learning*, *Random Forest*.

Palavras-chave: Anaeróbio/anóxico/aeróbio. Remoção de formas nitrogenadas. Efluente agroindustrial.

ABSTRACT

Pig farming generates effluents rich in organic matter and nutrients, such as nitrogen (N), which must be treated, since, if incorrectly discharged into the environment, they become environmental liabilities. Therefore, it is essential to search for alternatives for removing N from swine wastewater, with the determination of optimal operational parameters for biological reactors such as the A2/O type. The objective of the present work was to evaluate the operational control parameters for the removal of organic matter and nitrogen from swine wastewater by biological process in a reactor with a three-stage Phoredox A2/O configuration. The study effluent came from the UFLA pig farming sector. The anaerobic reactors - Rana, anoxic - Rano had a useful volume height of 0.30 m and 18 L, the aerobic reactor - Raer with a useful height and volume of 0.40 m and 49 L and the secondary decanter - DS had a useful height and volume of 0.25 m and 4.0 L. The system supply ($0.049 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) and the recirculation of the Raer to Rano ($0.025 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) was carried out by peristaltic pumps, which resulted in hydraulic detention time of 8.8 h (R1), 6.0 h (R2), 24.0 h (R3) and 2.0 h (DS). Different organic loads were applied in three phases of operation (F1 - 90 days, F2 - 110 days and F3 - 45 days). The experimental conditions were modified based on the COD present in the raw ARS. The average aeration rate provided in R3 was 3.55 mg L^{-1} . The characterization of the influent and effluent of each reactor was carried out in weekly analyzes of pH, DO, COD, TS, VS, BA, TVA, NTK, nitrate and TP. The microbiological characterization of the sludge generated was carried out at the end of phases 1 and 2, using the next generation sequencing technique. The monitoring results showed a significant reduction in the system's COD, around 75% during the first phase of operation, and around 84% for nitrogen (NTK + N-NO₃-), highlighting the efficiency of the A2O system. Finally, some genera of microorganisms, such as *Clostridium sensu stricto 1*, one of the abundant genera in the process, *Caldisericum* and *Methanobacterium*, which were present among the most abundant genera in the treatment system, presented themselves as some of the main genera during the process and whose families showed importance of action for the variation in pH and organic matter between phases 1 and 2, according to the machine learning method, Random Forest.

Keywords: Anaerobic/anoxic/aerobic. Removal of nitrogenous forms. Agro-industrial effluent.

INDICADORES DE IMPACTO

A pesquisa sobre a remoção de nitrogênio e de matéria orgânica em águas residuárias de suinocultura a partir do sistema A2/O apresenta impactos significativos nos mais diversos quesitos, dentre eles os quesitos socioambientais e econômicos. Tais impactos podem ser medidos através de indicadores que evidenciam a melhoria da qualidade da água, auxiliam no desenvolvimento de uma infraestrutura sustentável e contribuem para a inovação tecnológica no ramo do tratamento de efluentes. A adoção de reatores biológicos possibilitou elevada eficiência na remoção de nitrogênio e matéria orgânica, contribuindo para a redução da carga poluidora das águas residuárias antes de seu lançamento nos corpos hídricos, auxiliando na preservação da qualidade da água. Indicadores econômicos demonstram que a implementação desta tecnologia auxilia na redução dos custos de implementação e de operação referentes ao processo de tratamento. Em relação à Política Nacional de Extensão, o estudo enquadra-se nas áreas de Educação, Meio Ambiente, Tecnologia e Inovação, integrando conhecimento acadêmico e contribuindo para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6 (Água Potável e Saneamento), 9 (Indústria, Inovação e Infraestrutura) e 15 (Vida Terrestre).

IMPACT INDICATORS

Research on the removal of nitrogen and organic matter in swine wastewater using the A2/O system has significant impacts on a wide range of issues, including socio-environmental and economic issues. Such impacts can be measured through indicators that demonstrate improvements in water quality, assist in the development of sustainable infrastructure and contribute to technological innovation in the field of effluent treatment. The adoption of biological reactors enabled high efficiency in the removal of nitrogen and organic matter, contributing to the reduction of the polluting load of wastewater before its release into water bodies, helping to preserve water quality. Economic indicators demonstrate that the implementation of this technology helps to reduce implementation and operating costs related to the treatment process. In relation to the National Extension Policy, the study falls within the areas of Education, Environment, Technology and Innovation, integrating academic knowledge and contributing to the Sustainable Development Goals (SDGs) 6 (Drinking Water and Sanitation), 9 (Industry, Innovation and Infrastructure) and 15 (Terrestrial Life).

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	12
LISTA DE TABELAS	13
1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS.....	13
3. REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
3.1. Potencial poluidor das ARS de suinocultura	14
3.2. O ciclo do nitrogênio.....	16
3.2.1. Nitrificação aeróbia	17
3.2.2. Desnitrificação anóxica	18
3.3. Fatores que influenciam nos processos de nitrificação e desnitrificação.....	19
3.3.1. Potencial hidrogeniônico (pH)	19
3.3.2. Temperatura	20
3.3.3. Concentração de oxigênio.....	21
3.3.4. Relação carbono/nitrogênio.....	22
3.3.5. Tempo de detenção hidráulica (TDH)	23
3.4. Reatores biológicos e a remoção de nitrogênio	24
3.5.1. Reação em cadeia de polimerase (PCR)	27
3.5.4. Técnica de sequenciamento de nova geração	28
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	30
4.1. Local de desenvolvimento da pesquisa.....	30
4.2. Amostragem e caracterização da água residuária da suinocultura (ARS).....	30
4.3. Caracterização do sistema experimental de tratamento.....	31
4.4. Estratégias operacionais utilizadas na presente pesquisa	32
4.5. Monitoramento do sistema de tratamento.....	34
4.6. Avaliação da comunidade microbiana	35
4.7. Análise estatística dos dados	36
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1. Temperatura, pH, acidez e alcalinidade.....	36
5.2. Análise da demanda química de oxigênio.....	39
5.3. Análise de sólidos no sistema de tratamento.....	43
5.4. Nitrogênio Total Kjeldahl e Nitrato.....	49
5.5. Análise microbiológica do sistema	56
6. CONCLUSÃO.....	74
REFERÊNCIAS.....	75

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação esquemática do ciclo do nitrogênio.	16
Figura 2 – Esquema simplificado das vias metabólicas das bactérias desnitrificantes.	18
Figura 3 – Esquemática do reator do tipo Bardenpho.	26
Figura 4 – Esquemática do princípio de funcionamento do método PCR.	27
Figura 5 – Esquemática do princípio de funcionamento do método FISH.	28
Figura 6 – Representação esquemática do sistema de tratamento de água residuária da suinocultura utilizado na presente pesquisa.	31
Figura 7 – Cargas de matéria orgânica (DQO) e nutrientes (NTK e PT) aplicadas aos reatores nas diferentes fases operacionais (F1, F2 e F3).	34
Figura 8 – Representação em forma de boxplot dos valores de máxima, mediana e mínima encontrados para a temperatura, durante o período de monitoramento do sistema.	37
Figura 9 – Representação em forma de boxplot dos valores de máxima, mediana e mínima encontrados para o pH, durante o período de monitoramento do sistema.	38
Figura 10 – Representação em forma de boxplot dos valores de concentração máxima, mediana e mínima encontrados para a DQO, durante todo o período de monitoramento do sistema de tratamento de água residuária de suinocultura.	40
Figura 11 – Representação em forma de boxplot dos valores de concentração máxima, mediana e mínima encontrados para sólidos totais, durante todo o período de monitoramento.	45
Figura 12 – Representação em forma de boxplot dos valores de concentração máxima, mediana e mínima encontrados para sólidos fixos totais, durante todo o período de monitoramento. ..	46
Figura 13 – Representação em forma de boxplot dos valores de concentração máxima, mediana e mínima encontrados para NTK, durante todo o período de monitoramento.	52
Figura 14 – Os vinte gêneros mais abundantes entre as fases 1 e 2 para cada um dos reatores do sistema.	60
Figura 15 – Resultado da técnica de <i>machine learning</i> , do algoritmo <i>Random Forest</i>	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Produção de água residuária proveniente de cada fase produtiva da criação de suínos.	14
Tabela 2 - Variáveis de qualidade medidas para o efluente proveniente da suinocultura.....	15
Tabela 3 – Valores de oxigênio dissolvido (OD) e suas consequências para processo de nitrificação e desnitrificação.	21
Tabela 4 – Valores para a relação C/N e suas consequências durante a realização do tratamento de efluentes com o objetivo de remover nitrogênio.	23
Tabela 5 – Valores experimentais para TDH em diferentes projetos de reatores utilizados na remoção de nitrogênio de efluentes.....	23
Tabela 6 – Principais características operacionais dos reatores utilizados na presente pesquisa.	33
Tabela 7 – Valores médios da alcalinidade parcial (AP), intermediária (AI), a ácidos voláteis (AVT), a bicarbonato (AB) e total (AT), e relação AI/AP observados no reator anaeróbio. ..	39
Tabela 8 – Valores médios de DQO, em mg L^{-1} , obtidos durante a operação do sistema de tratamento de ARS da suinocultura.....	41
Tabela 9 – Eficiências de remoção de matéria orgânica na forma de DQO, em %, para cada uma das fases operacionais do sistema de tratamento.	41
Tabela 10 – Valores obtidos para a estatística descritiva da DQO, com nível de significância de 95%.....	43
Tabela 11 - Valores médios de sólidos totais (ST) e sólidos totais fixos (STF), em mg L^{-1} , obtidos durante a operação do sistema de tratamento de ARS de suinocultura.	44
Tabela 12 - Eficiências de remoção de ST, em %, para os diferentes reatores e fases operacionais do sistema de tratamento de ARS de suinocultura.	46
Tabela 13 – Valores obtidos para a estatística descritiva para sólidos totais, com nível de significância de 95%.	48
Tabela 14 – Valores obtidos para a estatística descritiva para sólidos fixos totais, com nível de significância de 95%.	49
Tabela 15 - Valores médios de NTK, em mg L^{-1} , obtidos durante a operação dos reatores biológicos.	49
Tabela 16 - Eficiências de remoção de NTK, em %, para cada um dos reatores utilizados no tratamento da água residuária de suinocultura.	51
Tabela 17 – Valores de p obtidos para a estatística descritiva para NTK, com nível de significância de 95%.	53

Tabela 18 - Valores médios de nitrato, em mg L ⁻¹ de N-NO ₃ ⁻ , obtidos durante a operação dos diferentes reatores no tratamento da água residuária de suinocultura.....	53
Tabela 19 - Eficiências de remoção de nitrato, em %, para cada um dos reatores que compunham o sistema de tratamento de ARS da suinocultura.	54
Tabela 20 – Valores obtidos para a estatística descritiva para nitrato, com nível de significância de 95%.....	55
Tabela 21 – Abundância de microrganismos para cada etapa do processo, para as fases 1 e 2 de operação.	56
Tabela 22 – Variação, em percentual, dos vinte gêneros mais comuns entre as fases 1 e 2 do sistema.....	57
Tabela 23 – Descrição dos 20 gêneros de microrganismos mais abundantes no decorrer do processo.....	62
Tabela 24 – Gêneros de microrganismos atuantes descritos na literatura.....	65
Tabela 25 - Abundância percentual dos gêneros comumente encontrados na literatura.	68
Tabela 26 - Abundância dos gêneros, em %, comumente encontrados na literatura e a presença nos reatores analisados.	65
Tabela 27 - Descrição das famílias de microrganismos mais importantes nas fases 1 e 2, identificadas pelo algoritmo <i>Random Forest</i>	68

1. INTRODUÇÃO

A utilização da água nos setores produtivos agrega resíduos à fase líquida, sendo necessário o tratamento antes da disposição no ambiente, uma vez que ocorre a perda de sua qualidade no decorrer do processo. As normativas ambientais referentes ao correto manejo e disposição final de ARS, como a CONAMA N° 430/2011 e a CONAMA 357/2005 buscam minimizar os impactos no ambiente, normalmente um corpo hídrico que, além de receber os efluentes, será utilizado como fonte de água por outra parcela da população humana e animal.

Dentre os processos produtivos, os criatórios de animais, como a suinocultura, são fontes potenciais de emissão de matéria orgânica e nutrientes, como nitrogênio e fósforo, nos corpos hídricos. A disposição de água residuária sem tratamento, proveniente da suinocultura, é capaz de acelerar o processo de eutrofização de corpos hídricos, além de aumentar os teores de matéria orgânica, sólidos suspensos e dissolvidos, e organismos patogênicos (Zhou *et al.*, 2024). Portanto, para se evitar os problemas decorrentes da deposição incorreta dessas águas residuárias (ARS), a remoção, ou a diminuição da concentração destes poluentes é imprescindível para manutenção da qualidade ambiental.

Diante disto, a compreensão do ciclo do nitrogênio se faz necessária, a fim de se garantir a remoção do nutriente do meio hídrico. A primeira fase do ciclo, conhecida como nitrificação, consiste em dois processos de oxidação do composto de forma sequencial: a oxidação do amônio (NH_4^+) em nitrito (NO_2^-), ocasionado pelo consórcio de bactérias oxidantes de amônio (AOB); e a sua conseqüente conversão em nitrato (NO_3^-), ocasionado pelo consórcio de bactérias oxidantes de nitrito (NOB) (Rahimi *et al.*, 2020). Ambos os grupos AOB e NOB fazem parte do conjunto de microrganismos autótrofos, ou seja, não requerem substratos orgânicos para seu crescimento e processos metabólicos (Xi *et al.*, 2022). A segunda fase do ciclo do nitrogênio, também conhecida como desnitrificação, é caracterizada pela conversão do composto nitrato (NO_3^-) em gás nitrogênio, com baixa produção de resíduo sólido (Rezvani *et al.*, 2019; Rahimi *et al.*, 2020). O processo de desnitrificação pode ser realizado por microrganismos heterotróficos, autotróficos ou mixotróficos (Ma *et al.*, 2020). Entre os processos de desnitrificação autotróficos, destacam-se aqueles baseados no hidrogênio (Di Capua *et al.*, 2019; Ma *et al.*, 2020); no enxofre (Chen *et al.*, 2018; Ma *et al.*, 2020); e no ferro (Straub *et al.*, 1996; Wang *et al.*, 2018; Ma *et al.*, 2020).

Entre as maneiras existentes para a remoção do nitrogênio de ARS, podem ser citados os reatores com biofilme, nos quais bactérias oxidantes de amônio a nitrito e redutoras de nitrito e nitrato se agrupam em diferentes porções do biofilme, realizando a remoção destes compostos,

assim como a remoção de fósforo por organismos acumuladores de fósforo (Akinawo *et al.*, 2023).

Diferentes reatores podem ser utilizados no processo de remoção de nitrogênio, desde que haja variação do potencial de oxirredução no reator ou entre os reatores. O modelo A2/O de três estágios, estudado no decorrer desta dissertação, descreve a linha de processo anaeróbio/anóxico/aeróbio, auxiliando a remoção de nitrogênio por meio da recirculação interna de lodo do meio aeróbio para o meio anóxico, e propicia, mutuamente, a remoção de fósforo e nitrogênio na faixa anaeróbia da linha de processo (Esfahani *et al.*, 2018).

Apesar de ser um processo bem estudado, há divergências em função das condições ideais necessárias para que o processo ocorra de forma otimizada (Deepnarain *et al.*, 2019), o que torna importante realizar estudos sobre os parâmetros e os valores ideais de controle para remoção de nitrogênio em ARS, por meio da análise de variáveis físicas e químicas para identificar o desempenho em diferentes sistemas de reatores. Além disso, é importante entender o comportamento microbiano, responsável pelas diferentes etapas do ciclo do nitrogênio, por meio de análises de sequenciamento de rRNA 16S para investigar a composição microbiana em cada sistema.

2. OBJETIVOS

No presente trabalho teve-se por objetivo avaliar os parâmetros operacionais de controle para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio de água residuária de suinocultura por processo biológico em reator com configuração A2/O de três estágios.

Os objetivos específicos foram:

- Avaliar a influência da concentração de oxigênio dissolvido na remoção biológica de matéria orgânica e nitrogênio;
- Avaliar a comunidade microbiana envolvida no processo de remoção biológica de nitrogênio; e
- Estabelecer os melhores parâmetros de projeto para a remoção biológica de nitrogênio dentre os critérios avaliados.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. Potencial poluidor das ARS de suinocultura

O Brasil produziu, em 2023, 5,29 milhões de toneladas de carne suína, com recorde nacional de 57,17 milhões de cabeças de suínos abatidos (BRASIL, 2023), com tendência de novo recorde em 2025. Conforme ocorre em todo processo industrial, a obtenção de um produto gera resíduos, que no caso da suinocultura, destacam-se suas de ARS. Assim, o aumento da produção contribui para o aumento da geração das ARS e o potencial poluidor dessa atividade produtiva.

Os suínos apresentam taxas de produção de ARS intrínsecas a cada uma de suas fases produtivas, conforme identificado na Tabela 1.

Tabela 1 – Produção de água residuária proveniente de cada fase produtiva da criação de suínos.

Fase produtiva	Água residuária produzida (L animal ⁻¹ dia ⁻¹)	Percentual de conversão de água consumida em água residuária (%)
Produção de leitões	22,8	64,59
Leitões desmamados	16,2	58,27
Fase de creche	2,3	92,00
Terminação	4,5	54,22
Ciclo total	47,1	64,61

Fonte: Embrapa (2016).

A água residuária da suinocultura, por sua vez, apresenta concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos (Tabela 2) que devem ser monitorados e removidos, uma vez que a sua deposição no ambiente sem tratamento pode causar o deterioramento das características físico-químicas e biológicas do meio, visto que a maior entrada desses compostos interfere em toda cadeia trófica do ecossistema aquático, alterando desde a produtividade primária até o topo.

Tabela 2 - Variáveis de qualidade medidas para o efluente proveniente da suinocultura.

Variáveis	Deng <i>et al.</i> (2023)	Liu <i>et al.</i> (2022)	Leite <i>et al.</i> (2021)
OD (mg L ⁻¹)	0,65	-	1,87
DQO (mg L ⁻¹)	156.000	5.000 a 30.000	3.281
DBO (mg L ⁻¹)	45.300	-	-
Nitrogênio Kjeldahl (mg L ⁻¹)	16.000	800 a 6.000	379,00
Nitrogênio orgânico (mg L ⁻¹)	-	-	164,00

Fonte: Do autor (2024)

Nesse contexto, o lançamento de ARS de suinocultura sem tratamento ou com o tratamento parcial nos cursos d'água pode trazer diferentes impactos, tais como odores indesejáveis e a depleção da concentração de oxigênio dissolvido, consumido pelos microrganismos para a degradação da matéria orgânica e a consequente morte de seres aeróbios (Leite *et al.*, 2021); o lançamento de organismos patogênicos que podem causar a proliferação de doenças de veiculação hídrica (Esfahani *et al.*, 2018) e o aumento da concentração de nutrientes no meio, principalmente o nitrogênio e o fósforo, que causam a eutrofização dos ambientes aquáticos.

A homeostase dessa barreira limitadora provoca o crescimento das comunidades de macrófitas aquáticas e de microalgas e cianobactérias (fitoplâncton). O desequilíbrio com a dominância de algumas espécies e a supersaturação destas comunidades nos corpos hídricos propiciam efeitos adversos nas demais comunidades aquáticas. Além disso, cianobactérias no meio podem produzir cianotoxinas potencialmente nocivas para diferentes usos da água, especialmente para o abastecimento humano (Ferreira *et al.*, 2015).

Além destes impactos, Akinnowo (2023) relata que a presença de compostos de nitrogênio nos cursos d'água, proveniente dos despejos de ARS, podem formar compostos como nitrosamidas e nitrosaminas, quando da aplicação de cloro para o tratamento de água para abastecimento, que são potencialmente cancerígenos.

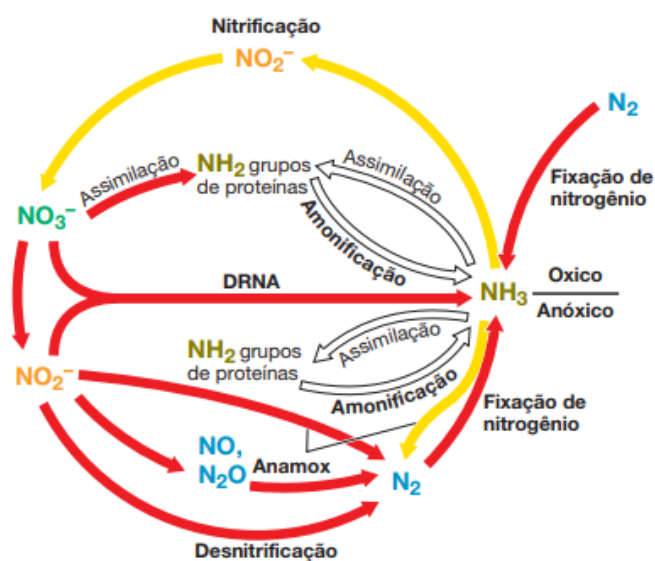
Logo, entender o ciclo biogeoquímico do nitrogênio e as interações com os microrganismos, assim como as condições ambientais e interações ecológicas torna-se essencial para o tratamento de ARS ricas em nitrogênio, pois o ciclo descrito anteriormente ocorre também nas estações de tratamento. Atualmente, a normativa ambiental -DN COPAM-CERH 08/2022- vigente no estado de Minas Gerais estabelece a concentração máxima de 20 mg L⁻¹

de nitrogênio na forma amoniacal, e não estabelece limites para o lançamento de nitrito e nitrato em cursos d'água quando presente nos efluentes (Minas Gerais, 2022).

3.2. O ciclo do nitrogênio

Considerado como um ciclo biogeoquímico, o ciclo do nitrogênio é composto por três grandes fases: nitrificação, desnitrificação, e fixação do nitrogênio (Figura 1). A etapa de nitrificação representa a oxidação do amônio (NH_4^+) em nitrito (NO_2^-) e, posteriormente, em nitrato (NO_3^-), a partir de grupos de bactérias e arqueias nitrificantes. A desnitrificação, por sua vez, é a conversão do nitrato gerado na etapa anterior em gás nitrogênio (N_2), e tal processo se faz como principal forma de geração biológica de nitrogênio gasoso. O processo de fixação de nitrogênio é responsável pela captação de nitrogênio gasoso e sua consequente assimilação como amônio, ocasionando assim, a formação de um ciclo (Madigan *et al.*, 2016).

Figura 1 – Representação esquemática do ciclo do nitrogênio.



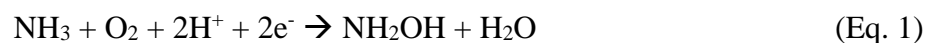
Fonte: Madigan *et al.* (2016).

Os compostos resultantes do ciclo do nitrogênio podem ocasionar prejuízos ao ambiente, dependendo da maneira pela qual são liberados. O ciclo pode ser interrompido com a produção e consequente liberação de nitrogênio gasoso em forma de óxido nitroso (N_2O) e óxido nítrico (NO), ambos prejudiciais à atmosfera, e à camada de ozônio, respectivamente (Souza *et al.*, 2018).

3.2.1. Nitrificação aeróbia

O processo de nitrificação é responsável pela oxidação do amônio presente no efluente em outras duas formas: nitrito, e posteriormente, nitrato. Tais processos são realizados por dois grupos de microrganismos denominados: bactérias oxidadoras de amônio (AOB) e bactérias oxidadoras de nitrito (NOB). O grupo AOB é responsável pela oxidação do amônio em nitrito, enquanto o grupo NOB se torna responsável pelo consumo do nitrito gerado e consequente produção de nitrato (Santos *et al.*, 2021).

As bactérias oxidadoras de amônio mais comuns responsáveis pela oxidação de amônio em nitrito e pelo consumo de nitrito e produção de nitrato pertencem aos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrospira* (Oshiki *et al.*, 2022). A maior parte das bactérias oxidadoras de amônio pertencem ao gênero *Nitrosomonas* (Wang *et al.*, 2016). A oxidação do amônio ocorre por meio da enzima *amônia monoxigenase*, produzindo os compostos NH_2OH e água. A reação pode ser descrita de acordo com a Equação 1 (Madigan *et al.*, 2016).



O amônio oxidado tem como produto a hidroxilamina (NH_2OH), que pela ação da enzima *hidroxilamina oxidorreductase* é oxidada em nitrito (Madigan *et al.*, 2016). A partir da oxidação do amônio em nitrito, começam a agir as bactérias oxidantes de nitrito, conforme Equação 2, entre elas, as do gênero *Nitrospira* (Zoppas *et al.*, 2016). As bactérias pertencentes ao gênero *Nitrosomonas* e *Nitrospira* são quimiolitotróficas obrigatórias, ou seja, elas obtêm a sua energia através da oxidação de compostos inorgânicos (Madigan *et al.*, 2016).



No decorrer da história, a conversão de nitrito em nitrato era principalmente atribuída ao grupo *Nitrobacter*, mas com o avanço dos estudos a respeito do tema, observou-se que o gênero *Nitrospira* pode ter adquirido a habilidade como oxidadoras por transferência horizontal de genes de proteobactérias nitrificantes. Os trabalhos têm evidenciado que a presença de bactérias do gênero *Nitrospira* é superior ao quantitativo de bactérias do gênero *Nitrobacter*, o que fortalece a concepção de que a maior parte do nitrito oxidado é resultante das atividades do gênero (Madigan *et al.*, 2016).

Estudos revelaram que a competição entre *Nitrospira* e *Nitrobacter* é influenciada principalmente pelas concentrações de nitrito no sistema estudado. A dominância de um gênero

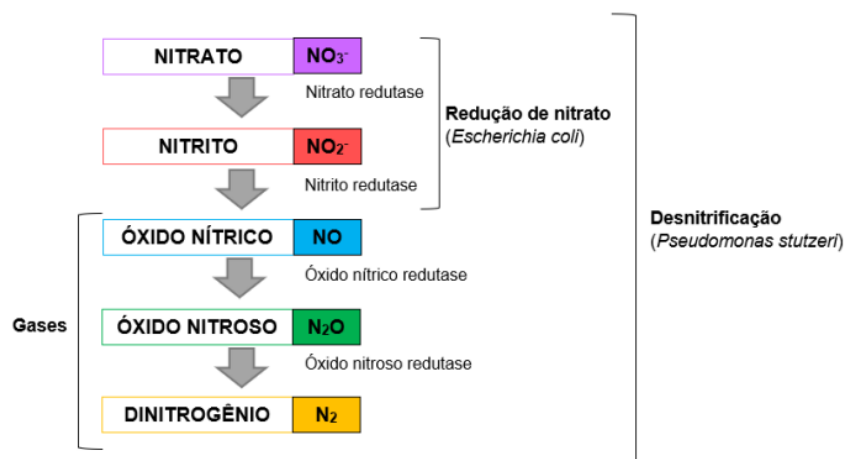
ou outro tem sido comumente baseada na hipótese de que *Nitrospira* é um estrategista K com alta afinidade em relação às concentrações de nitrito e oxigênio dissolvido, enquanto *Nitrobacter* é um estrategista r que prevalece em concentrações mais altas de oxigênio dissolvido e nitrito (Mehrani *et al.*, 2020).

3.2.2. Desnitrificação anóxica

O processo de desnitrificação ocorre pela redução do nitrito ou do nitrato para formas gasosas de nitrogênio (Figura 2), minimizando as concentrações de nitrogênio descarregadas em corpos hídricos, inibindo o crescimento de algas e desacelerando o processo de eutrofização (Decezaró *et al.*, 2021).

O uso do nitrito como aceptor de elétrons como o caminho preferencial de remoção de nitrogênio se faz mais vantajoso uma vez que é necessária uma demanda de material orgânico inferior à via do nitrato. As bactérias responsáveis pelo processo de desnitrificação pertencem ao grupo das bactérias heterotróficas aeróbias facultativas, e necessitam de uma fonte de carbono para que todo o processo ocorra de maneira eficiente (Santos *et al.*, 2020).

Figura 2 – Esquema simplificado das vias metabólicas das bactérias desnitrificantes.



Fonte: Madigan *et al.* (2016).

A grande diversidade de bactérias que atuam no processo de desnitrificação torna difícil a sua especificação, todavia algumas bactérias dos gêneros *Bacillus*, *Pseudomonas* e *Clostridium* já foram identificadas como atuantes neste processo (Sun *et al.*; 2020).

3.2.3. Oxidação anaeróbia da amônia (Anammox)

O processo conhecido como oxidação anaeróbia da amônia, ou ANAMMOX, ocorre a partir da conversão da amônia e nitrito em gás de nitrogênio. Algumas condições devem ser observadas para que as condições favoráveis para tal processo sejam satisfeitas, entre eles: temperatura próxima a 35°C; pH entre 6,7 e 8,3; baixa concentração de oxigênio dissolvido, em torno de 0,2 mg L⁻¹ (Santos *et al.*, 2020).

Tal forma de oxidação foi descoberta durante a década de 1990, e apresenta como benefícios a sua elevada eficiência em relação ao baixo custo energético (Wang *et al.*, 2020). Uma vez que a amônia se faz bastante presente em efluentes provenientes da suinocultura, a sustentabilidade do processo se dá pela manutenção do fornecimento de nitrito no meio, com o processo de nitrificação parcial (Zhang *et al.*, 2019).

Nos últimos 20 anos, houve um grande avanço na compreensão do mecanismo central das bactérias anaeróbicas oxidantes de amônio (anammox), mas ainda há vários pontos de discussão sobre suas estratégias de sobrevivência (Yang *et al.*, 2022[a]) e sua versatilidade fisiológica e resistência a fatores ambientais, incluindo suas fontes alternativas de energia e sistemas de defesa de oxigênio. Assumiu-se que as bactérias anammox tinham um estilo de vida exclusivamente quimiolitotrófico, adquirindo energia para o crescimento apenas da oxidação anaeróbica de NH₄⁺, mas elas têm o potencial genômico de usar acetato, propionato, aminoácido, hidrogênio e Fe²⁺ como doadores de elétrons para sustentar seu metabolismo (Lawson *et al.*, 2021).

3.3. Fatores que influenciam nos processos de nitrificação e desnitrificação

3.3.1. Potencial hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico, comumente conhecido com pH, é um dos principais parâmetros de controle nos processos de nitrificação e desnitrificação, afetando a comunidade microbiana como um todo, podendo ocasionar a inativação de alguns grupos de microrganismos e até mesmo aumentar a concentração de grupos inibidores em relação à remoção de nitrogênio (Xing *et al.*, 2020).

Neste contexto, em pH inferior a 6, as bactérias nitrificantes e desnitrificantes apresentam redução em seu potencial de atuação sobre os grupos nitrogenados. Para o grupo de bactérias *Nitrossomonas*, a faixa de pH ideal varia de 7,2 a 8,8 e, como o processo de nitrificação ocasiona a queda do pH no meio, devido à liberação de íons de hidrogênio, a inserção de produtos químicos pode ser necessária, a fim de se manter o pH do meio alcalino (Yang *et al.*, 2019).

Apesar das características das bactérias atuantes nos processos de nitrificação e desnitrificação serem semelhantes em relação ao pH, valores de pH superiores a 8 resultam no favorecimento das atividades das bactérias oxidadoras de amônio em detrimento das atividades das bactérias oxidadoras de nitrito, como as bactérias do gênero *Bacillus* (Zoppas *et al.*, 2016).

Em relação ao consórcio de bactérias anammox, se torna necessário a manutenção do pH do meio para que se alcance a máxima eficiência de remoção de nitrogênio, uma vez que a diminuição do pH do meio pode acarretar uma diminuição na eficiência de remoção de nitrogênio do sistema. Apesar de alguns estudos demonstrarem um aumento de eficiência na remoção de nitrogênio através da diminuição de pH do meio, tal informação não se apresenta como regra, tendo em vista que valores ótimos de remoção de nitrogênio por bactérias anammox já foram observados através da elevação do pH do meio. Li *et al.* (2020[a]), em seus estudos a respeito do tema, observaram uma taxa de remoção de nitrogênio ótima com o aumento do pH do meio, de 6,5 para 7,5. Entretanto, os autores também identificaram a diminuição da eficiência de remoção em pH superiores ao ótimo, com o conseqüente aumento da concentração de amônio no sistema.

3.3.2. Temperatura

Em relação à temperatura de crescimento e manutenção das comunidades microbianas presentes no meio, três conceitos se tornam relevantes para uma melhor compreensão de tais grupos: temperatura mínima, temperatura ótima e temperatura máxima. A temperatura mínima é a menor temperatura que possibilita o crescimento da comunidade microbiana, ou seja, valores de temperaturas inferiores à mínima causam inativação da comunidade de estudo, a temperatura ótima é aquela que possibilita a maior taxa de crescimento do grupo microbiano, e a temperatura máxima é definida como a maior temperatura possível suportada pela comunidade microbiana, ou seja, valores superiores à máxima ocasionam danos a estrutura celular do microrganismo (Vieira *et al.*, 2012).

Temperaturas inferiores a 10°C ocasionam a drástica redução da taxa de nitrificação, e temperaturas superiores a 28°C, por sua vez, tendem a estimular a ação das bactérias oxidadoras de amônio, em detrimento das bactérias oxidadoras de nitrito. Em temperaturas superiores a 40°C, a taxa de crescimento de bactérias oxidadoras de amônio decai de maneira drástica (Zoppas *et al.*, 2016).

Alguns estudos apontam que a eficiência das bactérias anammox, em contrapartida, consegue ser mantida elevada mesmo com a diminuição da temperatura do meio. Em um

cenário de redução de temperatura de 35°C para 10°C, já foi observado a manutenção dos valores de eficiência de remoção de nitrogênio em níveis superiores a 90% do seu valor de referência (Lv *et al.*, 2020).

Qu *et al.* (2022) investigaram os efeitos da temperatura na remoção de nitrogênio por desnitrificação a 15°C, 25°C, 40°C e 45°C, e obtiveram remoção de nitrato de 44%, 87%, 99% e 93%. Os autores também verificaram que a composição da comunidade bacteriana e o Filo mais dominante variaram em diferentes temperaturas. A maior riqueza de espécies foi observada a 15 °C, mas havia apenas algumas espécies de bactérias dominantes.

3.3.3. Concentração de oxigênio

A manutenção na concentração de oxigênio dissolvido (OD) no sistema de tratamento de ARS é de extrema importância, pois desempenha papel fundamental na atividade microbiana para a remoção de matéria orgânica, tornando-se essencial para obtenção de maiores eficiências e atendimento aos padrões de lançamento no ambiente (Daoliang *et al.*, 2022). Além disso, é essencial para o correto funcionamento da nitrificação, pois em ambos os processos, conversão de amônio em nitrito, e conversão de nitrito em nitrato, se faz necessário a presença de uma concentração mínima de oxigênio (Roots *et al.*, 2019).

Na Tabela 3 estão retratados alguns valores de oxigênio dissolvido que interferem no processo de nitrificação e desnitrificação.

Tabela 3 – Valores de oxigênio dissolvido (OD) e suas consequências para processo de nitrificação e desnitrificação.

Concentração de OD (mg L ⁻¹)	Resultado obtido	Referência
2,5 a 3,0	Acúmulo de nitrito	Laloo <i>et al.</i> (2018)
0,2	Presença do processo <i>Anammox</i>	Santos <i>et al.</i> (2021)
0,5	Nitrificação e desnitrificação simultâneas	Bueno <i>et al.</i> (2019)
3,0 a 4,0	Favorecimento da nitrificação	Colliver e Stephensos (2000)

Fonte: Do autor (2023).

Em unidades de tratamento de ARS, como nos filtros biológicos a interação entre o OD e a comunidade microbiana é mais complexa, pois com o aumento da comunidade microbiana, ocorre a diminuição na concentração de OD disponível para as populações presentes mais próximas ao biofilme, uma vez que novas comunidades se interpõem sobre as antigas. Entretanto, mesmo havendo um gradiente de oxigênio nos filtros biológicos, a comunidade microbiana ainda se faz ativa, desde que seja respeitado o valor mínimo necessário para o seu correto funcionamento (Chai *et al.*, 2019).

As bactérias anammox, por sua vez, são inibidas pelo aumento da taxa de oxigênio dissolvido no sistema. Por isso, a manutenção das taxas de OD se faz necessária para que não ocorra tal inibição. Estima-se que cerca de 50% de sua concentração seja inibida ao se aumentar a concentração de OD no meio de 0,03 para 3,8 mg L⁻¹. Apesar de tal inibição, as bactérias do gênero anammox apresentam a capacidade de se recuperar, caso a concentração de OD volte a se tornar favorável para elas (Yan *et al.*, 2020).

3.3.4. Relação carbono/nitrogênio

A relação carbono/nitrogênio (relação C/N) apresenta fundamental importância nos processos de nitrificação e desnitrificação. Tal relação tem que se apresentar de forma a permitir que ambos os processos descritos acima se tornem viáveis, uma vez que um desequilíbrio em tal relação pode proporcionar a redução de uma das etapas (Tabela 4). Uma relação C/N muito baixa, ou seja, em um efluente com baixa concentração de carbono, por exemplo, ocorre a inibição do processo de desnitrificação, enquanto uma relação C/N elevada, ou seja, em um efluente com elevada concentração de carbono, a etapa de nitrificação pode ser afetada, pela redução do OD, tendo sua eficiência diminuída (Zoppas *et al.*, 2016).

Tabela 4 – Valores para a relação C/N e suas consequências durante a realização do tratamento de efluentes com o objetivo de remover nitrogênio.

Relação C/N	Resultado obtido	Referência
10/1	Aumento na produção de metano.	Villa <i>et al.</i> (2020)
3/4	Acúmulo de nitrato e nitrito.	Giongo <i>et al.</i> (2018)
5/1	Ocorrência do processo de desnitrificação.	Cai <i>et al.</i> (2022)

Fonte: Do autor (2023).

Nos casos em que a relação se faz elevada, ocorre a necessidade de remoção de matéria orgânica, visando a diminuição da concentração de carbono no meio. Em contrapartida, quando a relação C/N se faz baixa, uma fonte artificial de carbono pode ser integrada ao sistema com o objetivo de suprir tal demanda.

Para o gênero ANAMMOX, o aumento da relação C/N, ou seja, o aumento da concentração de carbono orgânico no sistema auxilia no aumento da eficiência microbiana no meio. Miao *et al.* (2018) observaram o aumento da taxa de remoção de nitrogênio total de 30,8% para 77,3% pelo aumento da relação C/N de 1,1 a 1,5. Entretanto, o efeito contrário foi observado em uma relação C/N superior a 2,5, demonstrando a necessidade de manutenção das taxas de inserção de matéria orgânica no meio.

3.3.5. Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica diz respeito ao tempo de residência de uma partícula em um reator. Em uma estação de tratamento, a avaliação do TDH se faz necessária a partir da determinação do objetivo do processo, seja esta remoção de matéria orgânica, de nutrientes, de patógenos, entre outros. Além do fator objetivo, o tipo de reator deve ser levado em conta, pois diferentes reatores apresentam diferentes faixas de TDH (Tabela 5).

Tabela 5 – Valores experimentais para TDH em diferentes projetos de reatores utilizados na remoção de nitrogênio de efluentes.

Tipo de reator	Tempo de detenção hidráulica	Referência
UASB	12 horas	Carvalho <i>et al.</i> (2022)
Lagoa de estabilização	7 dias	Fatobene <i>et al.</i> (2019)
UASB	15,5 horas	Leite <i>et al.</i> (2021)
Batelada sequencial	5,6 horas	Alves <i>et al.</i> (2022)

Fonte: Do autor (2023).

O processo de nitrificação é influenciado diretamente pelo TDH do meio. De acordo com Lopes (2017), um maior tempo de detenção do efluente auxilia no aumento da taxa de conversão de nitrogênio amoniacal em nitrato. Os dados obtidos em seu projeto ressaltam tal aumento: ao aumentar o TDH do efluente analisado de 3 para 6 dias, observou-se um aumento de cerca de 51% na taxa de produção volumétrica de biomassa.

O consórcio das bactérias ANAMMOX operam de maneira proporcional ao tempo de detenção hidráulica a que estão submetidos, ou seja, a eficiência de remoção de nitrogênio aumenta com o acréscimo do TDH. Chen *et al.* (2017) constataram queda na taxa de remoção de nitrogênio em um sistema a partir da diminuição do TDH. Para um tempo de detenção hidráulica entre 24 e 48 horas, os autores obtiveram uma taxa de 90% de eficiência na remoção de nitrogênio, já com um TDH inferior a 12 horas, tal eficiência passou a ser de 80%, o que corrobora com a afirmação de que um maior tempo de detenção hidráulica auxilia na eficiência de remoção de nitrogênio do sistema por bactérias ANAMMOX.

3.4. Reatores biológicos e a remoção de nitrogênio

O tratamento das ARS pode ser realizado em diferentes unidades de tratamento, de acordo com diferentes níveis de tratamento. No nível secundário, cujo objetivo é a remoção de matéria orgânica, aplica-se o tratamento em reatores biológicos, quando a água residuária, como as da suinocultura, apresentam maior fração de matéria orgânica biodegradável em relação à fração orgânica total (Singh *et al.*, 2024).

Por questões econômicas e bioquímicas, normalmente se aplica uma unidade anaeróbia de tratamento, sem gasto energético, seguida por uma unidade anóxica ou aeróbia (von Sperling, 2014), que apesar de gastar energia, é necessária para alcançar os padrões de matéria orgânica para lançamento das ARS tratadas em cursos d'água (Lal; Srivastava; Bhattacharya, 2021).

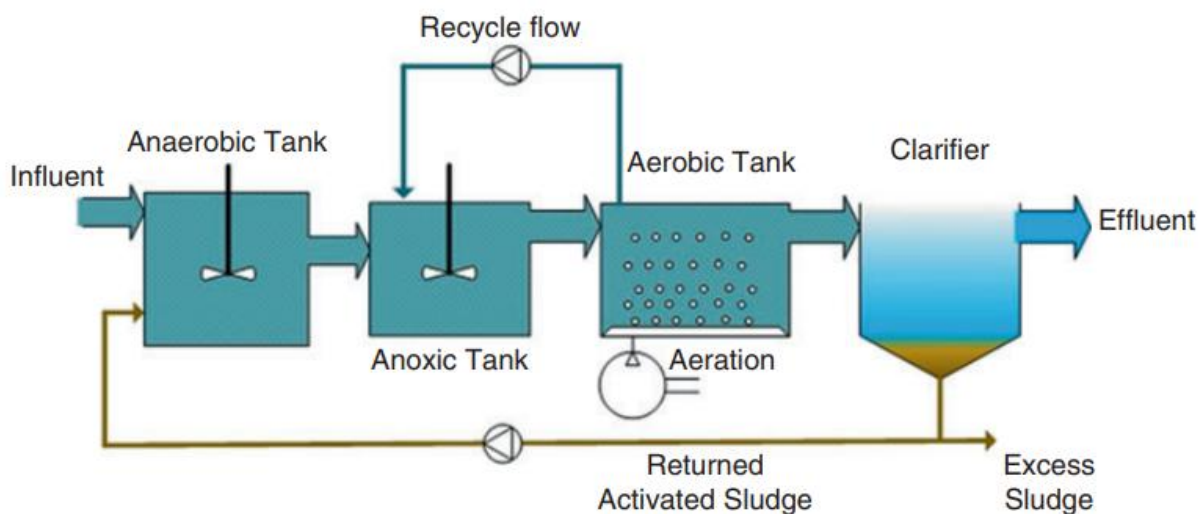
Neste cenário, a remoção de nitrogênio pode se dar junto à remoção de matéria orgânica, no nível secundário, ou de forma complementar, após a remoção de matéria orgânica, em um nível terciário de tratamento. Fato é que os reatores anaeróbios apresentam reduzidas eficiências de remoção de compostos nitrogenados, mesmo para ARS domésticas que apresentam menores concentrações de compostos nitrogenados comparadas às aquelas observados nos efluentes agroindustriais. von Sperling (2014) cita eficiências da ordem de 10 a 25% em reatores anaeróbios utilizados no tratamento de ARS domésticas.

Para a remoção de nitrogênio por meios biológicos há necessidade de variação do potencial de oxirredução do meio para que ocorra a nitrificação e a desnitrificação (Rahimi; Modin; Mijakovic, 2020). Assim, torna-se importante a combinação de reatores anaeróbios seguidos de anóxicos ou aeróbios para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio de forma a minimizar os custos com a aeração.

Os reatores usados para o processo de remoção biológica de nitrogênio podem ter o crescimento da biomassa suspenso ou o crescimento aderido, ou ainda uma combinação de ambos. Independente da configuração, os reatores que tenham como função a remoção biológica de nitrogênio devem apresentar zonas aeróbias, para a nitrificação, e zonas anaeróbias para a desnitrificação. Estas zonas podem estar em reatores separados ou em um único reator. Considerando a viabilidade tecnológica e econômica, os reatores como UASB, reator de leito fluidizado, filtro biológico e MBR são adotados para o tratamento de ARS e remoção de nitrogênio (Mishra *et al.*, 2022).

O sistema de tratamento do tipo Bardenpho é utilizado para a remoção conjunta de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo em sistemas de efluentes. Tal processo foi desenvolvido em 1973, pelo professor James Barnard. A princípio, Barnard propôs um sistema que consistia em reatores com as fases aeróbia e anóxica separadas, além da presença de um sistema para o retorno de efluente da zona aeróbia para a zona anóxica. Através de tal configuração do sistema, Barnard conseguiu observar a remoção de nitrogênio da amostra de efluente. Para a remoção de fósforo, Barnard anexou um reator anaeróbio na etapa anterior ao reator aeróbio, desenvolvendo assim, o reator do tipo Bardenpho (Esfahani *et al.*, 2018).

Figura 3 – Esquemática do reator do tipo Bardenpho.



Fonte: Esfahani *et al.* (2018).

No decorrer dos anos, diversas variações do reator Bardenpho foram surgindo, como o reator Bardenpho híbrido de 5 estágios, que consiste em reatores para remoção de nutrientes construídos com os seguintes compartimentos: câmara anaeróbia, seguida por uma câmara anóxica, câmara aeróbia, uma segunda câmara anóxica, e uma segunda câmara aeróbia (Ashrafi *et al.*, 2019).

O processo Bardenpho pode ser utilizado de maneira conjunta com outros processos de tratamento de efluentes, como reatores do tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), por exemplo, auxiliando na eficiência de remoção de nitrogênio. Estudo realizado com a configuração UASB + Bardenpho demonstrou eficiência na remoção de nitrogênio de 99% das 40 mg L⁻¹ de nitrogênio total afluente ao sistema (LI *et al.*, 2020[b]). Ashraf *et al.* (2019) também verificaram elevadas eficiências de remoção de nitrogênio (92% do afluente com concentração entre 40 e 50 mg L⁻¹ de N) em um reator do tipo Bardenpho de cinco estágios preenchidos com leito móvel.

Apesar de a remoção biológica de nitrogênio ocorrer em um sistema aeróbio/anóxico, Chen *et al.* (2024) verificaram que o compartimento anaeróbio de um reator sequencial anaeróbio/aeróbio/anóxico foi fator chave na remoção de nitrogênio, alcançando 81% de remoção dos 8,8 mg L⁻¹ de nitrogênio afluente. Segundo os autores, a eficiência significativa de 91% de remoção de DQO foi essencial para converter em carbono intracelular na unidade anaeróbia, reduzindo significativamente a oxidação de carbono nas unidades aeróbias ao separar efetivamente a DQO do nitrogênio amoniacal. O armazenamento intracelular de fontes

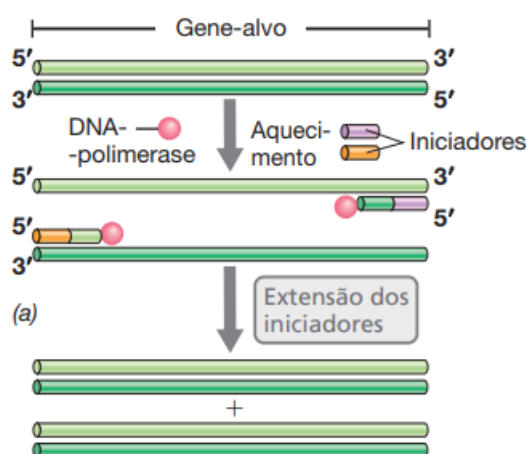
de carbono e a adaptação microbiana à escassez de carbono preveniram a oxidação de DQO na unidade aeróbia ($OD = 1,6 \text{ mg L}^{-1}$), aumentando assim a remoção de nitrogênio sob condições anóxicas com fonte de carbono intracelular suficiente.

3.5. Técnicas para identificação de microrganismos fixadores de nitrogênio

3.5.1. Reação em cadeia de polimerase (PCR)

O método de reação em cadeia de polimerase, também conhecido como PCR, é utilizado para a amplificação do material genético (DNA). A partir da enzima denominada DNA-polimerase, partes das moléculas do material genético são copiadas e amplificadas, conforme o esquema apresentado na Figura 4.

Figura 4 – Esquematização do princípio de funcionamento do método PCR.



Fonte: Madigan *et al.* (2016).

No esquema acima se torna possível visualizar o princípio de funcionamento do método PCR. A partir do aquecimento do gene-alvo, ou seja, da determinação do segmento de DNA que se deseja amplificar, e da inserção da enzima DNA-polimerase, ocorre a duplicação da fita de material genético, no sentido 5' para 3', e a sua consequente amplificação (Madigan *et al.*, 2016).

3.5.2. Técnica do número mais provável (NMP)

A técnica do número mais provável, também conhecida como NMP, possibilita a estimativa da densidade populacional de diversos microrganismos, dentre eles as bactérias nitrificantes. A partir da maior diluição em que se fora observado o crescimento dos

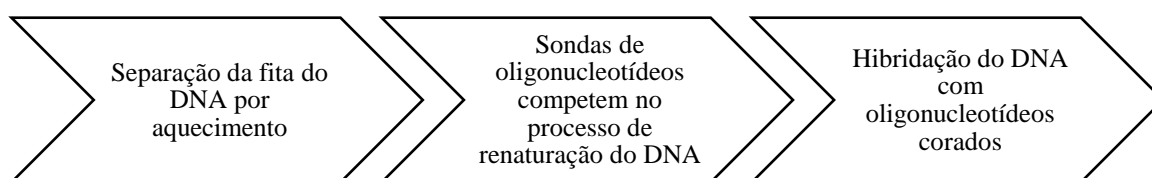
microrganismos de estudo, estima-se o tamanho de sua população. Percebe-se, no entanto, que tal técnica pode subestimar o crescimento de tal população, ainda mais quando esta apresenta característica de formação de aglomerados (Araujo *et al.*, 2018).

Tal técnica se baseia no princípio da subdivisão da amostra em alíquotas, as quais podem ou não apresentar os microrganismos de interesse. Através do número de alíquotas que apresentam os microrganismos, e do número de microrganismos que não apresentam eles, estima-se, através de probabilidade, a densidade de microrganismos na amostra. Diferentes grupos de microrganismos podem ser enumerados pela técnica de número mais provável, por meio da variação das condições de incubação e do meio de cultura (Silva *et al.*, 2017), o que corrobora com a utilização da técnica para a estimativa de microrganismos distintos entre si.

3.5.3. Técnica de hibridação *in situ* fluorescente (FISH)

A técnica de hibridação *in situ* fluorescente, também conhecida técnica FISH, consiste em um método direto de contagem de células com a utilização de sondas de oligonucleotídeos coradas. Como a técnica depende da atividade metabólica do microrganismo de interesse, se torna mais apropriada para ambientes com elevadas concentrações de nutrientes (Araujo *et al.*, 2018).

Figura 5 – Esquematização do princípio de funcionamento do método FISH.



Fonte: Do autor (2024).

3.5.4. Técnica de sequenciamento de nova geração

O sequenciamento de nova geração (*Next Generation Sequencing*- NGS) fornece *insights* holísticos sobre comunidades microbianas presentes na água, esgoto e efluentes industriais, eliminando a necessidade de buscar técnicas para cada organismo. Nesse contexto, possibilita entender a composição da microbiota responsável pela degradação de contaminantes em sistemas de tratamento (Garner *et al.*, 2021). O NGS é utilizado para descrever uma variedade de técnicas de alto rendimento baseadas em sequenciamento do DNA. O sequenciamento evoluiu significativamente desde o método de Sanger, década de 1970, que

utiliza o método de terminação de cadeia para a leitura de bases nucleotídicas e permite sequenciar de forma rápida o DNA e o RNA. O sequenciamento Sanger é conhecido como sequenciamento de 1ª geração. Os métodos de sequenciamento de 2ª geração permitem o sequenciamento simultâneo de milhares de fragmentos de DNA e plataformas como sequenciamento 454 da Roche, Ion Torrent e Illumina, SOLiD (*Sequencing by Oligonucleotide Ligation and Detection*) possibilitaram rendimento e velocidade no sequenciamento do DNA (Satam *et al.*, 2023).

Wu *et al.* (2024) avaliou duas configurações de reatores para tratamento de água residuária de suinocultura coletadas em uma ETE no que se refere à remoção de nitrogênio. As configurações do sistema utilizaram um reator anóxico/óxico e um reator Anammox implementados paralelamente para tratamento do efluente. Para análise do microbioma, o NGS, utilizando a plataforma Illumina foi realizada para o reator Anammox mostrando que sequências de *Candidatus Brocadia* apresentaram dominância no reator Anammox de cerca de 10 a 23%. Além desses, desnitrificantes também foram encontrados, tais como *Denitratisoma*, *Thauera*, *Pseudomonas* e a bactéria não cultivada, *PHOS-HE36* (Ignavibacteriales) também foram encontradas.

O NGS têm sido utilizado na epidemiologia baseada em esgotos para coleta rápida de dados genômicos a fim de monitorar as variantes do SARS-CoV-2 ao longo do tempo (Jayme *et al.*, 2024; John *et al.*, 2024). Em outra pesquisa realizada por González-Cortés *et al.* (2022) foi possível caracterizar por NGS os grupos predominantes em um reator de nitrificação suplementados com lixiviado de aterro sanitário e diferentes concentrações de sais e matéria orgânica, o qual mostrou a dominância dos filos Proteobacteria, Actinobacteria e Chloroflexi e gêneros como *Nitrosomonas* e *Nitrospira*. Bucci *et al.* (2020) também avaliaram os efeitos da carga orgânica e dos micronutrientes na remoção de nitrogênio e destacou a presença de nitrificantes heterotróficos como *Niabella* e *Diaphorobacter*, bem como a ordem Planctomycetales e sua importância na nitrificação.

O Illumina MiSeq, plataforma utilizada nesse trabalho, utiliza a tecnologia de sequenciamento por síntese (SBS), que envolve três etapas principais: preparação da amostra, sequenciamento e análise de dados. Na preparação da amostra, moléculas de DNA de fita simples são adaptadas com fragmentos específicos para facilitar sua ligação a oligonucleotídeos na superfície da célula de fluxo. Após a hibridação, ocorre a amplificação para formar grupos (clusters) compostos por múltiplas cópias do mesmo fragmento, otimizando a detecção de sinais (Illumina, 2024). Durante o sequenciamento, nucleotídeos marcados com fluoróforos específicos são incorporados à cadeia de DNA em ciclos. Cada ciclo adiciona um único

nucleotídeo, detectado por fluorescência, permitindo a leitura precisa das bases incorporadas (Quail *et al.*, 2012). O processo é altamente preciso, com taxas de erro reduzidas devido à competição natural entre nucleotídeos durante cada ciclo (Illumina, 2024; Loman *et al.*, 2012). Os dados gerados são processados diretamente no software do sistema, permitindo o alinhamento das sequências a genomas de referência e a visualização de resultados, incluindo a localização genômica das amostras analisadas (Caporaso *et al.*, 2012; Illumina, 2024).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Local de desenvolvimento da pesquisa

O experimento, em escala laboratorial, foi conduzido no Laboratório de ARS e Reúso de Água do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Lavras com coordenadas geográficas de 21°13'45" S de latitude e 44°58'31" W longitude, e altitude média de 920 m.

4.2. Amostragem e caracterização da água residuária da suinocultura (ARS)

A água residuária da suinocultura (ARS) utilizada no experimento foi proveniente do setor de suinocultura da UFLA que contam com animais em fase de terminação. Inicialmente, a ARS foi coletada na tubulação de acesso ao sistema de tratamento de efluentes de suinocultura da UFLA. A partir da segunda fase do experimento, a ARS foi preparada a partir da diluição das fezes frescas dos animais, que foram coletadas nas baias, em água da rede de abastecimento da instituição. As coletas ou preparo da ARS foram realizadas duas vezes por semana e quando necessário, foi armazenada em galões de 25 litros sob temperatura de 4 °C em refrigerador. Antes de alimentação do sistema, a ARS teve os sólidos grosseiros removidos em peneira de tela de arame galvanizado com malha 16 (abertura 1,36 mm).

A caracterização da água residuária bruta foi realizada quando da coleta ou preparo da ARS e sempre que foi utilizada para alimentar o sistema experimental, seguindo a metodologia proposta por APHA, WWA e WEF (2012) e Matos (2012). As variáveis analisadas foram: temperatura, com termômetro de mercúrio (2550 B); pH, por potenciometria (4500-H+ B); demanda química de oxigênio (DQO) em refluxo fechado e titulação (5220 C); sólidos totais – (ST) e sólidos totais voláteis (STV), por gravimetria (2540 G); nitrogênio total Kjeldahl (NTK), pelo método semi micro Kjeldahl (4500-Norg C); fósforo total (PT), pelo método do ácido ascórbico após digestão ácida da amostra (4500-P E), fosfato (P-PO₄³⁻), pelo método do ácido ascórbico (4500-P E); e nitrato (N-NO₃⁻), pelo método colorimétrico do salicilato (Matos,

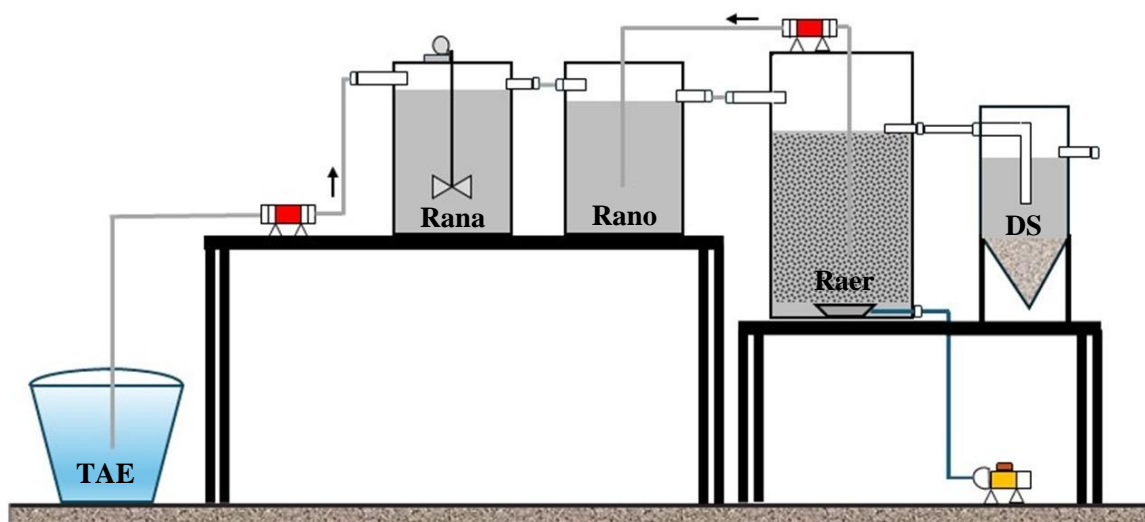
2012).

4.3. Caracterização do sistema experimental de tratamento

O sistema experimental de tratamento foi composto por três reatores sequenciais e um decantador secundário (DS), inserido ao final da linha de tratamento, seguindo o modelo Phoredox de três estágios, também denominado A2/O (Von Sperling, 2007).

Os três reatores foram confeccionados em polietileno de alta densidade, e em sequência: anaeróbio (Rana), anóxico (Rano), aeróbio (Raer) e o decantador secundário (DS), confeccionado em plástico (politereftalato de etileno) conforme a Figura 7. Os reatores R1 e R2, tiveram como dimensões aproximadas 0,25 m x 0,25 m x 0,35 m (largura x comprimento x altura) e altura útil de 0,30 m e volume útil de 18 L. O R3 teve diâmetro aproximado de 0,40 m e altura total de 0,50 m com altura útil de 0,40 m e volume útil de 49 L. O DS teve as dimensões aproximadas de 0,15 m x 0,15 m x 0,30 m (largura x comprimento x altura) além do fundo cônico com profundidade de 0,10 m. A altura útil do DS (corpo mais fundo cônico) foi de 0,25 m e o volume útil de 4,0 L.

Figura 6 – Representação esquemática do sistema de tratamento de água residuária da suinocultura utilizado na presente pesquisa.



Fonte: Do Autor (2024).

O tanque de alimentação e equalização (TAE) foi confeccionado em fibra de vidro e com 100 L de capacidade, e era alimentado com a ARS, de onde era bombeada com bomba dosadora peristáltica para o Rana. Em Rana, foi instalado um sistema de movimentação do

efluente por meio de um micromotor (40 rpm, 3,5w) acoplado a uma haste metálica (que alcançava 0,15 m a partir da superfície do líquido) que possuía uma dupla hélice plástica e perfurada (0,20 m de comprimento e 0,05 m de largura, com 40 orifícios equidistantes de diâmetro de 0,005 m), que manteve os sólidos em suspensão (Bueno *et al.*, 2019).

O sistema de aeração do reator Raer se deu por meio de compressores de ar. A aeração foi realizada pelo fundo do reator por meio de quatro tubos plásticos (18 mm de diâmetro) perfurados em uma linha a cada 0,03 m, e com orifícios de 0,005 m, de forma a manter a melhor distribuição do ar. Em função de necessidade de manutenção, diferentes compressores foram utilizados na aeração, com potência variável de 0,25 a 2,0 HP. A água residuária em tratamento no Raer foi recirculada para o Rano por meio de uma bomba peristáltica a uma taxa de 24,7 L d⁻¹.

4.4. Estratégias operacionais utilizadas na presente pesquisa

O procedimento experimental foi dividido em três fases com alteração da concentração de DQO afluente ao sistema de tratamento e da taxa de oxigenação em Raer. A vazão afluente foi a mesma para as três fases. As fases 1 (F1), 2 (F2) e 3 (F3) tiveram duração de 90, 110 e 45 dias, respectivamente, entre setembro de 2023 e maio de 2024. Os períodos de duração foram definidos a partir da análise da água residuária em tratamento ao longo do monitoramento.

Na F1, a ARS foi coletada diretamente na tubulação afluente à ETE de tratamento dos dejetos da suinocultura da UFLA. Entretanto, com a variação dos dias de limpeza das instalações, da variação do volume de água utilizada na limpeza das baias e do número reduzido de animais nas instalações, houve grande variação da concentração da ARS, o que dificultou a padronização inicialmente prevista de 2.000 mg L⁻¹ de DQO a ser aplicada ao sistema. Assim, na F2 optou-se por coletar as fezes durante a raspagem das baias para fazer o processo de diluição no laboratório e obter melhor padronização da concentração a ser aplicada ao sistema. Procedimento que se manteve em F3.

Em relação ao processo de aeração, inicialmente foi prevista a manutenção de 2,0 a 4,0 mg L⁻¹ de oxigênio dissolvido (OD), em cada fase operacional. Entretanto, o primeiro compressor utilizado (com potência de 2 HP) sofreu com o aquecimento do motor e teve que ser operado em regime de fluxo de ar intermitente (30 minutos ligado e 30 minutos desligado). Na F2, com a impossibilidade de utilização do referido compressor, passou-se a utilizar dois compressores de menor potência (0,25 HP), também com regime de fluxo de ar intermitente (30 minutos ligado e 30 minutos desligado), porém, de forma alternada entre eles. E para

manutenção de valores adequados de OD no sistema, optou-se pela redução da carga orgânica aplicada na F2. Na F3, por problemas técnicos, foi possível a utilização de apenas um compressor (0,25 HP), também com regime de fluxo de ar intermitente (30 minutos ligado e 30 minutos desligado). E para manutenção de valores adequados de OD no sistema, acima de 3 mg L⁻¹, optou-se também pela redução da carga orgânica aplicada na F3. As principais características operacionais do sistema estão apresentadas na Tabela 6 e na Figura 7.

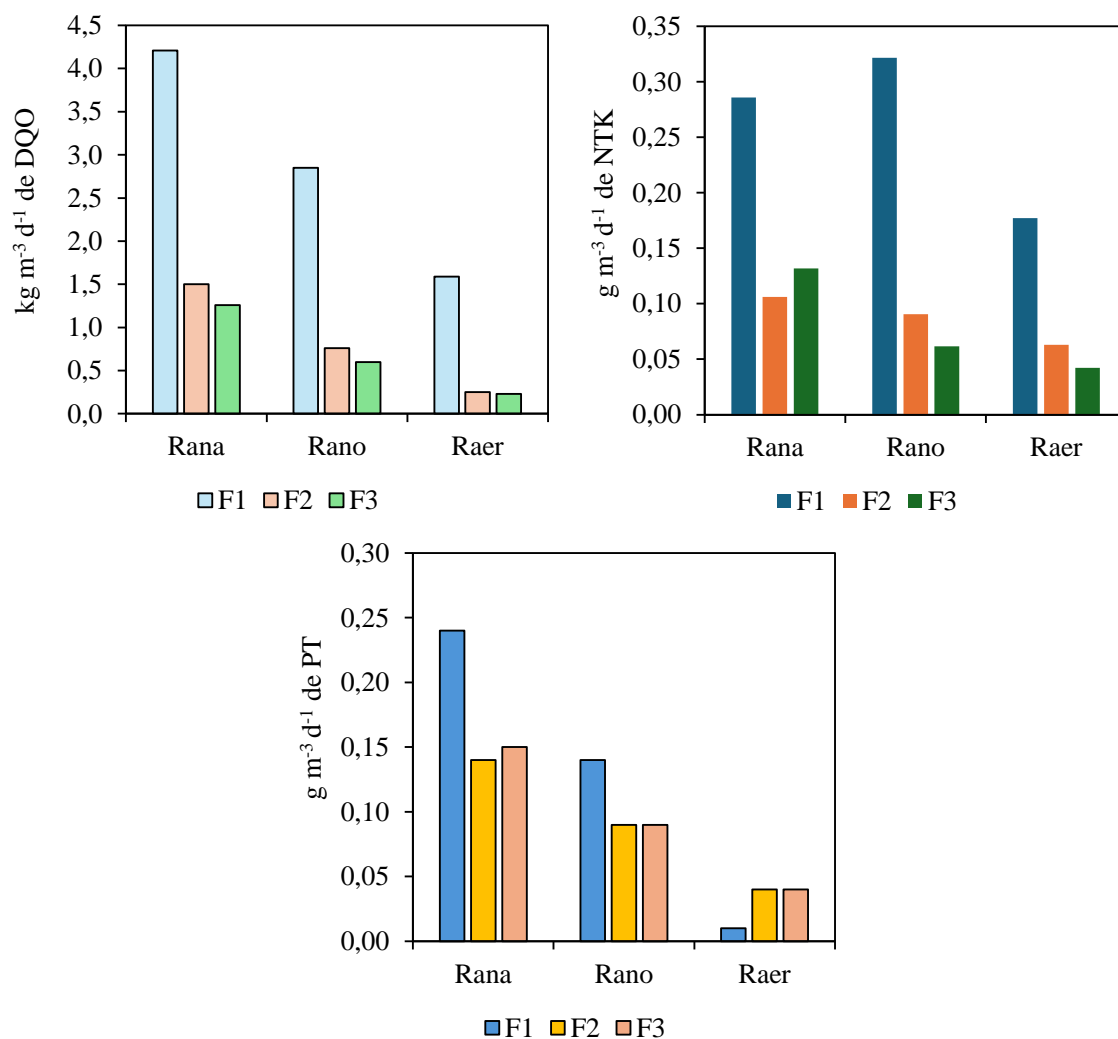
Tabela 6 – Principais características operacionais dos reatores utilizados na presente pesquisa.

Variáveis	Rana	Rano	Raer
Vazão afluyente (m ⁻³ d ⁻¹)	0,049	-	-
Vazão de recirculação (m ⁻³ d ⁻¹)	-	0,025	-
TDH (h)	11,7	11,7	31,9
OD (mg L ⁻¹)*	0,21	0,90	3,55
Carga orgânica (kg m ⁻³ dia ⁻¹ de DQO)*	4,33	2,89	1,58
Carga de sólidos (kg m ⁻³ dia ⁻¹ de ST)*	0,11	0,21	0,20

* média das três fases operacionais.

Fonte: Do Autor (2024).

Figura 7 – Cargas de matéria orgânica (DQO) e nutrientes (NTK e PT) aplicadas aos reatores nas diferentes fases operacionais (F1, F2 e F3).



Fonte: Do autor (2024).

4.5. Monitoramento do sistema de tratamento

O início da operação do sistema de tratamento ocorreu com a inoculação do Rana e do Rano com lodo proveniente de um reator UASB utilizado no tratamento do esgoto sanitário da UFLA. A concentração de sólidos totais voláteis (STV) no lodo foi de 31.260 mg L⁻¹, determinado pelo método gravimétrico (APHA; AWWA; WEF, 2012). A partir da concentração de STV e da carga orgânica aplicada ao sistema de tratamento determinou-se o volume de lodo a ser colocado nos reatores em aproximadamente 6,0 L para alcançar a carga orgânica biológica (COB) de 0,1 kg kg⁻¹ d⁻¹ medida como DQO STV⁻¹ d⁻¹ (Chernicharo, 2007).

O reator aeróbio (Raer) foi inoculado com 18 L do lodo, preenchido com ARS e mantido, em batelada, sob aeração por 3 dias. Período no qual se observou a alteração da coloração do lodo, de preto para marrom claro, indicando a mudança da comunidade microbiana. Os reatores receberam ARS por 10 dias antes de iniciar o processo amostral. A amostragem do afluente e efluente dos reatores e do decantador secundário (DS) foi pontual (amostras simples) e ocorreram uma ou duas vezes por semana, entre às 7 h e 8 h, sendo imediatamente encaminhadas para análise no laboratório.

Determinou-se duas vezes por semana nas amostras os valores de potencial hidrogeniônico (pH), por potenciometria (4500-H⁺ B); demanda química de oxigênio (DQO), pelo método do refluxo fechado e titulometria (5220 C); fósforo total (PT) e fosfato (P-PO₄³⁻), pelo método do ácido ascórbico e colorimetria (4500-P E). Semanalmente, foram determinados os valores de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV), por gravimetria (2540 G); nitrogênio total Kjeldahl (NTK) pelo processo semi micro Kjeldahl (4500-Norg C) (APHA; AWWA; WEF, 2023), e nitrato (N-NO₃⁻), pelo método colorimétrico do salicilato (Matos, 2012).

Durantes as fases 1 e 2, determinou-se, semanalmente, no afluente e efluente do R1 as variáveis alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT) por titulometria e potenciometria (Ripley; Boyle; Converse, 1986).

No momento da coleta das amostras foi aferida a temperatura do líquido no sistema de tratamento com termômetro de mercúrio (2550 B), e a concentração de oxigênio dissolvido (OD) em Rano, Raer e DS, com um oxímetro portátil (4500-O G) (APHA; AWWA; WEF, 2012). Ao final de cada fase operacional, foram coletadas amostras do lodo em cada reator e no decantador para análise de sólidos totais (ST), totais fixos (STF) e totais voláteis (STV), por gravimetria (2540 G) de acordo com APHA, AWWA e WEF (2023).

4.6. Avaliação da comunidade microbiana

Ao final das fases 1 e 2, o lodo gerado foi amostrado para avaliação da composição da comunidade microbiana presente no sistema. A extração do DNA das amostras foi realizada utilizando o kit AllPrep PowerViral DNA/RNA (Qiagen), conforme as instruções do fabricante, para garantir a qualidade e rendimento da extração. O DNA genômico foi mantido a -20°C até o momento das análises. A integridade do DNA foi avaliada por eletroforese em gel de agarose 1%, e a quantificação foi realizada utilizando o fluorômetro Qubit™ 4 (Thermo Fisher Scientific) com o kit Qubit™ dsDNA HS Assay. A amplificação da região V3V4 do gene 16S

rRNA foi conduzida com os primers 341F (TCGTCGGCAGCGTCAGATGTGTATAAGAGACAGCCTACGGGNGGCWGCAG) e 805R (GTCTCGTGGGCTCGGAGATGTGTATAAGAGACAGGACTACHVGGGTATCTAATCC), ambos já contendo adaptadores compatíveis com o sistema Illumina. A reação foi realizada utilizando a enzima Platinum™ SuperFi II DNA Polymerase (Thermo Fisher Scientific), sob as seguintes condições: desnaturação inicial a 95°C por 3 minutos, seguida de 25 ciclos de desnaturação a 95°C por 30 segundos, anelamento a 55°C por 30 segundos e extensão a 72°C por 30 segundos, finalizando com uma extensão final a 72°C por 5 minutos.

Após a primeira PCR, foi realizada uma segunda amplificação para a adição de índices Illumina (barcodes) aos amplicons, permitindo a multiplexação das amostras. A segunda PCR foi realizada sob as mesmas condições da primeira, mas com 8 ciclos de amplificação. O sequenciamento foi realizado no equipamento Illumina NextSeq 1000.

4.7. Análise estatística dos dados

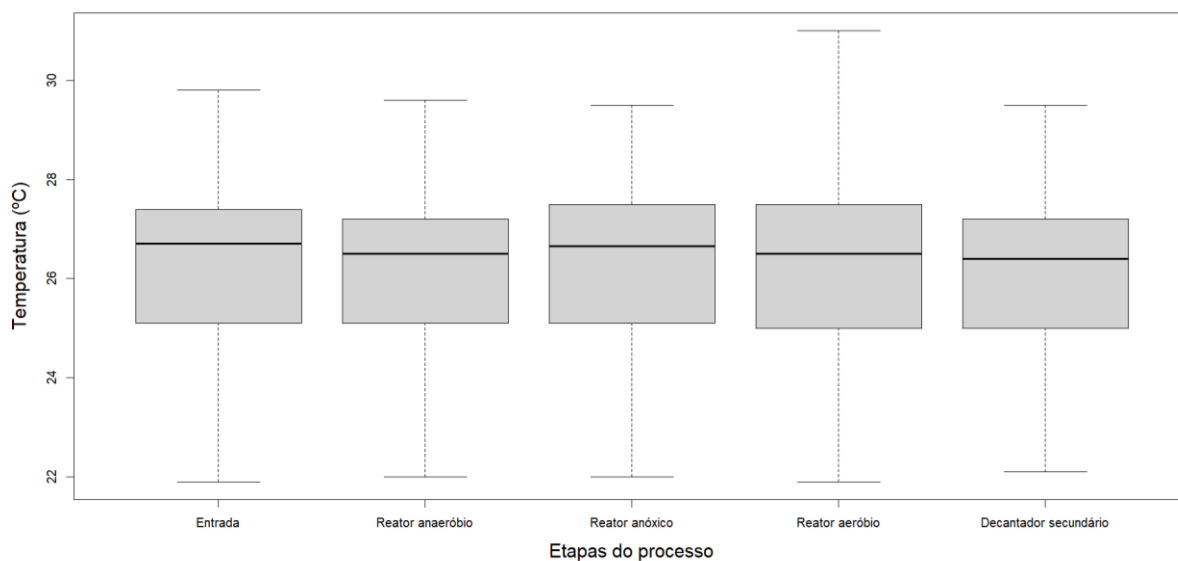
As médias das variáveis analisadas para cada reator nas diferentes fases, bem como as eficiências de remoção foram avaliadas quanto à normalidade dos dados pelo teste de Shapiro-Wilk. Comprovada que a distribuição dos dados não seguia a distribuição Normal, aplicou-se o teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade, e em alguns casos, o teste Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para comparações múltiplas. As análises foram realizadas nos softwares Jamovi e RStudio.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Temperatura, pH, acidez e alcalinidade

Em relação às temperaturas de operação, observou-se um valor mínimo de 17,8°C para o decantador secundário, e um valor máximo de 31,9°C para o reator anaeróbio. A variação da temperatura, com amplitude máxima de 9,1°C no reator aeróbio, decorreu do período de monitoramento do sistema, iniciado no inverno de 2023, e finalizado no outono de 2024, avaliando a variação sazonal do ano. A média de temperatura do sistema foi de 26,2°C; estando próximo ao limite evidenciado por Zoppas *et al.* (2016) como prejudicial ao consórcio de bactérias oxidadoras de nitrito (28°C), mas em uma faixa ideal ao desenvolvimento de microrganismos degradadores de matéria orgânica (Metcalf; Eddy, 2016).

Figura 8 – Representação em forma de boxplot dos valores de máxima, mediana e mínima encontrados para a temperatura, durante o período de monitoramento do sistema.

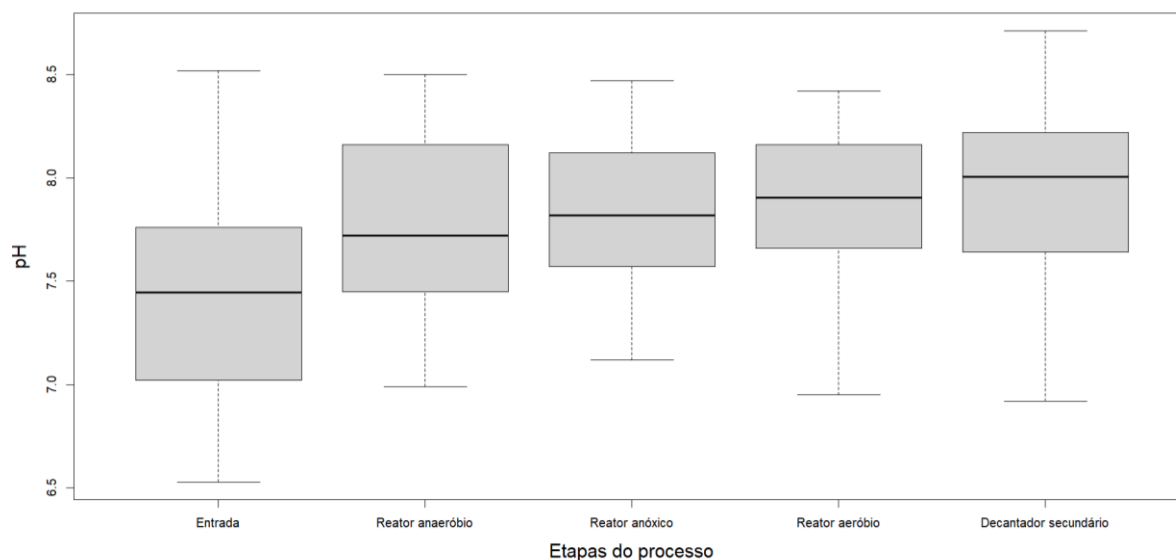


Fonte: Do autor (2024).

Constatou-se uma pequena variação de temperatura entre os diferentes reatores, e as temperaturas mínimas se mantiveram, em sua maioria, por volta dos 22°C. A única etapa do processo que apresentou valores significativos acima dos 30°C foi a etapa aeróbia do sistema. Observou-se a manutenção da mediana do sistema próxima aos 27°C, conforme apresentado na Figura 8.

Os valores médios de pH se mantiveram em torno de 7,8 para todo o sistema de tratamento, apresentando o maior valor médio para o decantador secundário (7,9), e o menor valor médio para a entrada do sistema (7,4). Destaca-se, ainda a maior amplitude dos valores obtidos na entrada do sistema (2,0) e posteriormente na saída do mesmo (1,8); demonstrando a capacidade dos microrganismos atuantes nas etapas intermediárias na manutenção do pH do meio. O acréscimo de pH em cada uma das etapas do processo pode ser visualizado na Figura 9.

Figura 9 – Representação em forma de boxplot dos valores de máxima, mediana e mínima encontrados para o pH, durante o período de monitoramento do sistema.



Fonte: Do autor (2024).

É possível observar na Figura 9 o acréscimo do valor da mediana do pH para cada uma das etapas de processo de tratamento. Este valor esteve diretamente relacionado com o aumento médio de pH da entrada para a saída do sistema. O reator anóxico, por sua vez, apresentou a menor variabilidade dos valores de pH, o que pode estar relacionada à recirculação do efluente proveniente do reator aeróbio. Os valores obtidos para o pH dos reatores condizem com aqueles encontrados na literatura: Yang *et al.* (2019) identificou o pH entre 7,2 e 8,8 como faixa ideal para a nitrificação, já Li *et al.* (2020a) observou um aumento na capacidade metabólica do consórcio de bactérias ANAMMOX ao se elevar o pH do meio para cerca de 7,5. O reator aeróbio foi capaz de manter a variação de pH entre 7,0 e 8,2, sendo o valor médio de 7,6 evitando assim um prejuízo maior da comunidade microbiana envolvida no processo.

Mensurou-se a acidez e alcalinidade do sistema anaeróbio e notou-se a baixa variação do modelo em termos de alcalinidade parcial, intermediária, a ácidos voláteis e a bicarbonato, conforme demonstrado na Tabela 7.

Tabela 7 – Valores médios da alcalinidade parcial (AP), intermediária (AI), a ácidos voláteis (AVT), a bicarbonato (AB) e total (AT), e relação AI/AP observados no reator anaeróbio.

AP (mg L ⁻¹)	AI (mg L ⁻¹)	AVT (mg L ⁻¹)	AB (mg L ⁻¹)	AT (mg L ⁻¹)	AI/AP
352	65	89	353	417	0,19

Fonte: Do autor (2024).

Os valores obtidos para a alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) foram utilizados para o cálculo da relação AI/AP. O valor médio para tal relação foi de 0,19; que demonstra o equilíbrio do processo anaeróbio, segundo Foresti (1994). O valor máximo obtido para a relação AI/AP foi de 0,31; obtido na primeira semana de mensuração; acima do limite de estabilidade do processo, entretanto, os dados subsequentes ficaram abaixo do limite de estabilidade (0,30); o que caracteriza a presença do efeito tamponante no sistema.

A alcalinidade a ácidos voláteis se manteve abaixo dos 180 mg L⁻¹ durante todo o processo de monitoramento, apresentando um valor médio de 89 mg L⁻¹, indicando a manutenção das bactérias metanogênicas (Chernicharo, 2007); uma vez que o desbalanceamento de tal comunidade acarretaria o aumento do valor de alcalinidade a ácidos voláteis, o que não foi constatado. Os valores de AB e AVT observados não concorreram negativamente no processo de degradação da matéria orgânica do sistema.

5.2. Análise da demanda química de oxigênio

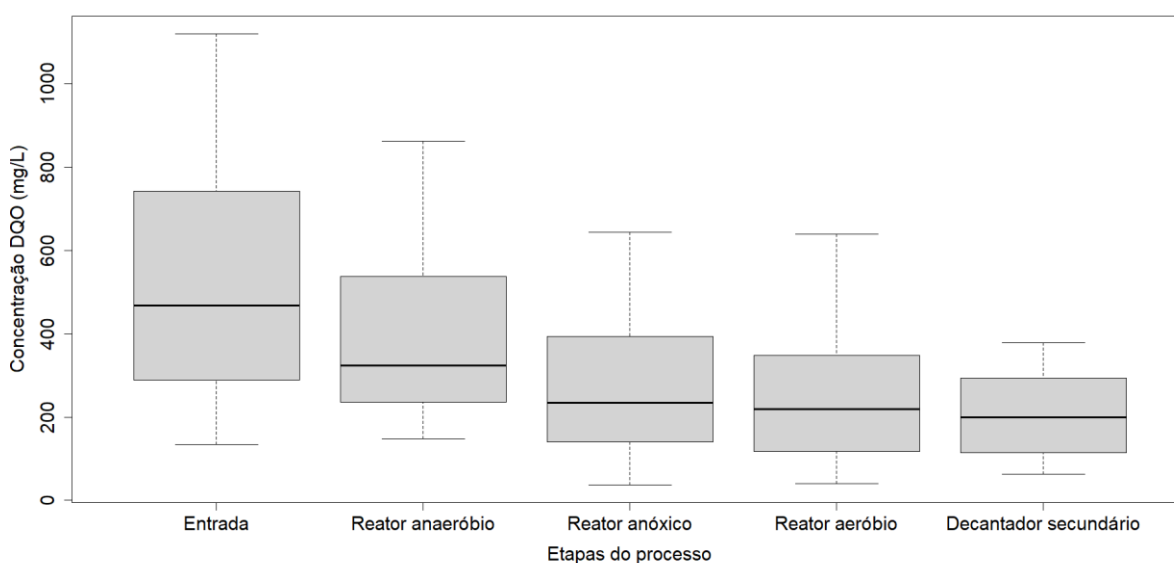
Durante o período de operação, que teve início em agosto/2023 e término em maio/2024, os valores encontrados para a DQO mínima e máxima de entrada foram de 133 mg L⁻¹ e 3.000 mg L⁻¹, respectivamente, identificados na segunda e primeira fase de operação. Em cada uma das fases do processo, a DQO esteve presente como principal variável de controle, e foi definida como parâmetro para o encerramento e início das fases.

Houve maior variação entre os valores de concentrações de mínima e máxima para o afluente ao sistema, com valor de aproximadamente 987 mg L⁻¹. Tal amplitude dos valores observados, quando comparada aos reatores, se deu pela variação das características da água residuária e sua forma de obtenção, conforme discutido anteriormente.

Em relação aos valores de DQO efluente do sistema, apesar da amplitude de seus valores ter sido menor, comparada ao afluente, cerca de 316 mg L⁻¹, foi possível notar a presença de *outliers*, que correspondem a valores distantes do padrão observado para o sistema. Tais valores

se devem ao fato de terem existido obstruções na tubulação de alimentação do sistema de tratamento, e pela variação do sistema de aeração que pode ter provocado maior arraste de sólidos.

Figura 10 – Representação em forma de boxplot dos valores de concentração máxima, mediana e mínima encontrados para a DQO, durante todo o período de monitoramento do sistema de tratamento de água residuária de suinocultura.



Fonte: Do autor (2024).

A primeira fase do processo de monitoramento foi marcada pela maior concentração de matéria orgânica no sistema, com um valor médio afluente de 1.109 mg L^{-1} e um regime de aeração inconsistente. O valor máximo de OD atingido para o reator aeróbio foi de $3,84 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto o menor valor de OD encontrado para a primeira fase foi de $0,91 \text{ mg L}^{-1}$.

As demais fases foram marcadas pela redução da concentração de DQO, que pode ser explicada pela variação dos pontos de coleta de dejetos suínos, uma vez que tal coleta, mesmo sendo realizada no setor de suinocultura da UFLA, não fora realizada no mesmo ponto. Além disso, foi tomada a decisão de redução dos valores afluentes de DQO a partir dos problemas operacionais do aerador do Raer, o qual não conseguiria manter concentrações mais elevadas de oxigênio com a manutenção de maiores cargas afluentes de matéria orgânica.

Tabela 8 – Valores médios de DQO, em mg L⁻¹, obtidos durante a operação do sistema de tratamento de ARS da suinocultura.

Fases de operação	Afluyente	Rana	Rano	Raer	DS
Primeira	1.109	441	481	327	278
Segunda	533	408	279	202	362
Terceira	372	334	182	251	151

Fonte: Do autor (2024).

Li *et al.* (2021a), em seu estudo de remoção de nutrientes de água residuária da suinocultura, obteve valores entre 91,4-96,3% de remoção de DQO a partir do processo de célula de combustível microbiana fotossintética do tipo transporte aéreo. Gürtekin (2023) analisou como aumentar a eficiência de remoção de matéria orgânica em um reator com sequenciamento anóxico/aeróbio obteve valores de remoção de aproximadamente 94% em relação à DQO. Tal valor demonstrou a influência de uma constante aeração no sistema aeróbio. É possível notar que a ausência de uma aeração constante no sistema A2/O acarretou perda de eficiência de remoção de DQO, conforme demonstrado na Tabela 9.

Tabela 9 – Eficiências de remoção de matéria orgânica na forma de DQO, em %, para cada uma das fases operacionais do sistema de tratamento.

Fases de operação	Rana	Rano	Raer	DS	Global
Primeira	60	0	31	14	75
Segunda	23	31	27	0	32
Terceira	10	45	0	39	59

Fonte: Do autor (2024).

Apesar do sistema ter apresentado uma eficiência total de remoção de matéria orgânica de aproximadamente 75% na primeira fase, a maior parte de remoção de DQO foi evidenciada logo no reator anaeróbio, com cerca de 60% de DQO removida. Na segunda fase houve maior equilíbrio na remoção de DQO entre os reatores, provavelmente pela redução da concentração afluyente. Entretanto, o DS não apresentou, em média, remoção de DQO, provavelmente pelo arraste de sólidos ocorrido na unidade de tratamento. Na fase três, mesmo com a redução da concentração afluyente ao sistema, a aeração do Raer não foi suficiente e neste a eficiência foi

mínima. Entretanto, destaca-se que sistemas aerados não devem ser avaliados de forma isolada, pois como há manutenção dos sólidos em suspensão, e conseqüentemente matéria orgânica suspensa no efluente, a avaliação deve ser realizada em conjunto com a unidade de retenção de sólidos, neste caso o DS, que na terceira fase apresentou satisfatória remoção de DQO, e em conjunto com o Rano, proporcionaram remoção média de DQO pelo sistema de 59%.

Oliveira *et al.* (2021) obteve redução da DQO proveniente do sistema de tratamento de uma água residuária da suinocultura de cerca de 84% em um reator de manta de lodo e fluxo ascendente seguido de um biofiltro aerado, o que corrobora com a necessidade de manutenção dos parâmetros operacionais da presente pesquisa para a melhor eficiência de remoção de DQO do sistema.

Destaca-se ainda a necessidade de melhorias no sistema de aeração, uma vez que as bactérias presentes não foram capazes de atuar de maneira efetiva para a redução da DQO no Raer.

Na segunda fase de operação, houve a inserção de um segundo compressor de ar, a fim de auxiliar na manutenção de OD disponível para o reator aeróbio, entretanto tal compressor funcionou somente por um período, ocasionando a volta do sistema de aeração ao encontrado durante a primeira fase de operação, mantendo-se a redução da DQO afluente ao sistema. Enquanto ativo, o segundo compressor de ar alavancou a concentração de OD no reator aeróbio para cerca de 4 mg L⁻¹, entretanto com a sua quebra, tal valor caiu para cerca de 3 mg L⁻¹.

Durante a segunda fase, percebeu-se redução na DQO média efluente do reator aeróbio (202 mg L⁻¹). Entretanto, a DQO média efluente do sistema de tratamento foi superior (362 mg L⁻¹) inclusive ao valor médio efluente do sistema observado na primeira fase de operação. Em uma análise mais crítica dos dados obtidos, identificou-se o valor para a DQO efluente do sistema de aproximadamente 1367 mg L⁻¹ para o dia 05 de fevereiro de 2024, o que acarretou o acréscimo da DQO média efluente na fase dois. Neste dia, o efluente do sistema apresentou concentração elevada de sólidos, proveniente do arraste de lodo do Raer e do DS. Tal episódio proporcionou redução da eficiência de remoção de DQO no sistema durante a segunda fase de operação (32%), comparada à fase inicial.

Na terceira fase, a aeração também foi marcada por inconsistência em sua operação, apresentando o maior valor de amplitude durante todo o processo (7,14 mg L⁻¹), tendo o seu valor aumentado de 0,29 mg L⁻¹ para 7,43 mg L⁻¹ nas últimas semanas de operação. Entretanto, a manutenção de menores valores médios afluentes de DQO (370 mg L⁻¹) proporcionou, em média, os menores valores médios efluentes do sistema de tratamento (150 mg L⁻¹), alcançando em uma das amostragens 76 mg L⁻¹. Na fase 3, em média, o efluente do sistema de tratamento

alcançou o padrão de lançamento de DQO em curso d'água em Minas Gerais que é de até 180 mg L⁻¹ (Minas Gerais, 2022).

Diferentemente da primeira fase operacional, na terceira fase o Rano foi o reator com maior eficiência média de remoção de DQO, situação que já vinha sendo observada desde a fase dois. Provavelmente, pela maior diversidade de microrganismos que atuam tanto na presença quanto na ausência de oxigênio. Na primeira fase o Rana parece ter atuado, esmo com o sistema de mistura, como um decantador, e maior eficiência de remoção de DQO, provavelmente se deu pela remoção de sólidos e, conseqüentemente, da DQO particulada.

Para a análise estatística, optou-se pelo teste de Kruskal-Wallis para a verificação dos dados do sistema, uma vez que estes não seguiram uma distribuição normal. Na Tabela 10 estão apresentados os valores da estatística descritiva para a DQO do sistema.

Tabela 10 – Valores obtidos para a estatística descritiva da DQO, com nível de significância de 95%.

Fases	Valor de p				
	Afluente	Rana	Rano	Raer	DS
1 - 2 - 3	0,122	0,647	0,275	0,517	0,150

Fonte: Do autor (2024).

A partir da análise da Tabela 10, adotando $\alpha = 0,05$; rejeitou-se a hipótese nula (H₀) para o valor de DQO do sistema de tratamento, ou seja, não existe diferença significativa entre as médias obtidas para ambas as fases.

Uma vez que durante todo o processo de operação o arraste de lodo se fez presente entre o reator aeróbio e o decantador secundário, e deste para o efluente do sistema, a validação de sua influência se fez necessária através da análise de sólidos do sistema.

5.3. Análise de sólidos no sistema de tratamento

A mensuração dos sólidos em cada um dos reatores foi realizada para quantificar a porção de sólidos totais (ST), bem como as frações fixas (STF) e voláteis (STV). Durante a primeira fase de operação, observou-se a menor concentração de sólidos totais entre todas as fases, com um valor médio de 2.126 mg L⁻¹ (Tabela 12). Os valores afluentes de ST verificados nas três fases de monitoramento são inversamente proporcionais aos valores observados de DQO. Esperava-se que os menores valores de ST afluente na primeira fase de monitoramento

coincidissem com os menores valores de DQO afluente, o que pode estar relacionado ao maior arraste de lodo na alimentação do sistema durante a segunda e terceira fase. Sendo este lodo composto por materiais não orgânicos. Os demais valores obtidos durante a primeira fase demonstram a diminuição dos sólidos totais entre os reatores anaeróbio e anóxico, e entre o reator aeróbio e o decantador secundário, demonstrando a capacidade que o sistema teve na retenção de sólidos. Em contrapartida, o aumento das concentrações de ST observado entre a entrada do sistema e o reator anaeróbio, e entre os reatores anóxico e aeróbio, denota o arraste de lodo ocasionado pela própria vazão do sistema.

Tabela 11 - Valores médios de sólidos totais (ST) e sólidos totais fixos (STF), em mg L⁻¹, obtidos durante a operação do sistema de tratamento de ARS de suinocultura.

Fases	Afluente		Rana		Rano		Raer		DS	
	ST	STF	ST	STF	ST	STF	ST	STF	ST	STF
I	2.126	1.001	2.937	1.870	1.222	676	3.406	2.029	902	9.662
II	3.062	1.476	1.463	666	999	542	2.354	1.457	1.303	796
III	12.561	7.056	2.486	2.043	10.681	10.463	6.263	5.383	16.447	12.562

Fonte: Do autor (2024).

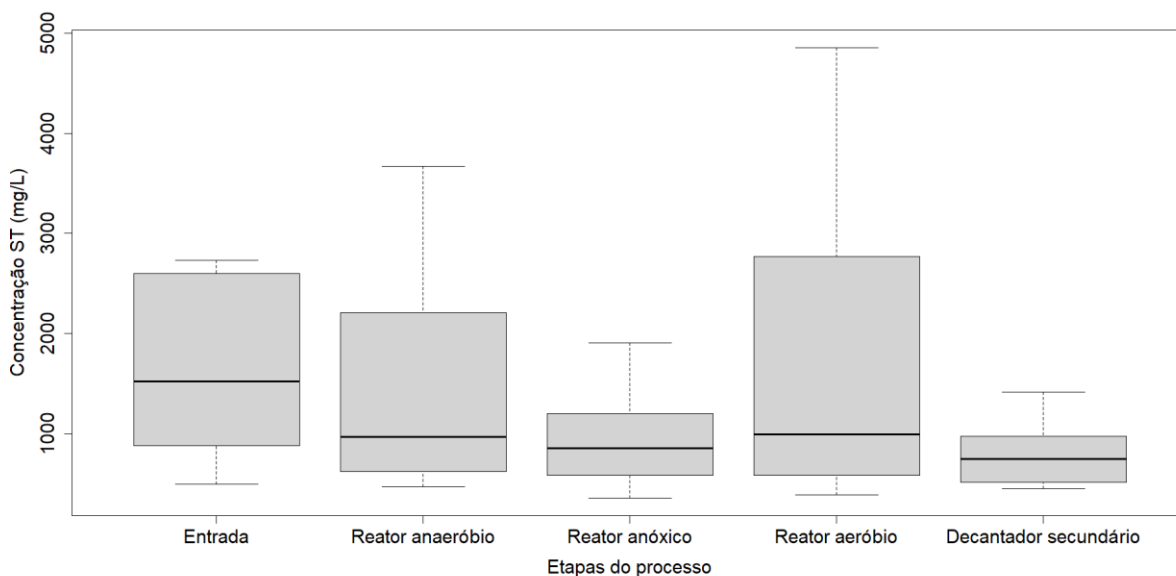
A segunda fase de operação, por sua vez, apresentou uma concentração média de ST afluente de 3.062 mg L⁻¹, superior a primeira fase, mesmo tendo sido reduzida em mais de 50% o valor inicial da DQO. Uma justificativa para tal fato está no processo de coleta de dejetos suínos realizada durante o experimento. Os pontos de coleta de dejetos, a partir da segunda fase, foram divergentes daqueles comumente utilizados durante a primeira fase, devido a sua presença diminuída nos pontos de controle iniciais. Durante a primeira fase, realizou-se o procedimento de coleta na baía de saída de dejetos do setor de suinocultura. Entretanto, a partir da segunda fase, a presença de dejetos suínos encontrados na baía de saída reduziu, obrigando a realização da coleta em baias divergentes do setor. Tendo em vista a diferença entre as fases de vida dos animais de cada uma das baias, considerou-se tal fator como possível determinante para o acréscimo da fração de sólidos totais entre as três fases de estudo.

Observa-se ainda na Tabela 11, a diminuição dos valores de ST nos reatores, havendo aumento de sua concentração no reator aeróbio. Por ser aerado, o lodo presente no Raer tende a ser maior, por permanecer em suspensão devido à aeração. A diminuição observada denota a capacidade do sistema em reter sólidos totais, enquanto o aumento demonstra o arraste de lodo observado durante a operação do sistema.

A terceira fase foi marcada pela maior concentração de sólidos totais na entrada do reator, com um valor médio de 12.561 mg L^{-1} . Conforme citado anteriormente, a alternância nos pontos de coleta pode ser o fator principal para tal acréscimo, uma vez que a vazão de entrada do sistema se manteve quase inalterada durante todo o período de monitoramento. Identificou-se a retenção de grande parte deste sólido no reator anaeróbio, tendo o efluente deste apresentado concentração média de ST de cerca 2.486 mg L^{-1} . Através da análise dos valores obtidos para os demais reatores e para o decantador secundário, observou-se a maior influência do arraste de sólidos entre os reatores anóxico e aeróbio, devido à manutenção do lodo em suspensão devido à aeração, e à recirculação do lodo do Reator para o Rano.

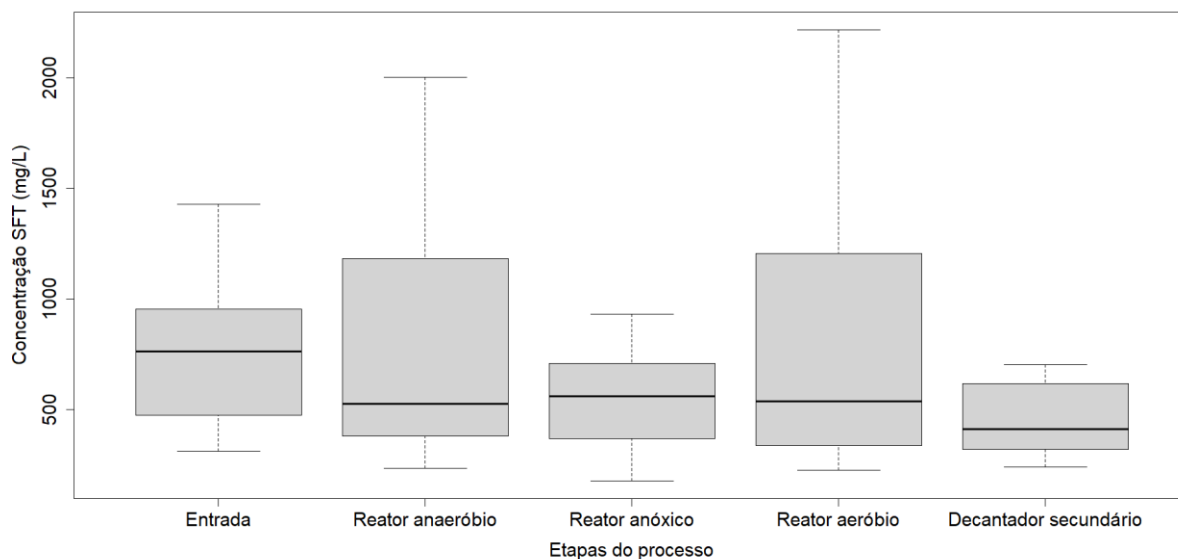
Nas Figuras 11 e 12 estão apresentadas as varrições nas concentrações de ST e STF nos diferentes pontos amostrais ao longo do monitoramento do sistema.

Figura 11 – Representação em forma de boxplot dos valores de concentração máxima, mediana e mínima encontrados para sólidos totais, durante todo o período de monitoramento.



Fonte: Do autor (2024).

Figura 12 – Representação em forma de boxplot dos valores de concentração máxima, mediana e mínima encontrados para sólidos fixos totais, durante todo o período de monitoramento.



Fonte: Do autor (2024).

Outro ponto a ser destacado é o maior percentual de sólidos fixos em relação aos totais, principalmente na terceira fase, o que significa maior concentração de materiais inorgânicos, o que sugere para que não houvesse o aumento dos valores de DQO. O aumento da concentração de STF e a diminuição da fração de sólidos voláteis ao longo do sistema evidenciam a degradação de matéria orgânica no interior dos reatores.

Calculou-se a eficiência de remoção de ST para cada uma das fases. Os valores estão dispostos na Tabela 12.

Tabela 12 - Eficiências de remoção de ST, em %, para os diferentes reatores e fases operacionais do sistema de tratamento de ARS de suinocultura.

Fases	Rana	Rano	Raer	DS	Global
Primeira	0	58	0	74	58
Segunda	52	32	0	45	57
Terceira	80	0	41	0	0

Fonte: Do autor (2024).

Constatou-se pela tabela acima a elevada discrepância entre as eficiências de remoção

de ST para cada dos reatores do processo, em relação às suas respectivas fases. O decantador secundário, para a primeira fase foi o principal agente de remoção de sólidos totais, apresentando cerca de 74% de eficiência em relação a seu montante. Na segunda fase, com o aumento do aporte de ST no sistema, o reator anaeróbio desempenhou a melhor resposta do sistema em relação à remoção de sólidos totais, apresentando uma eficiência aproximada de 52%. O decantador secundário, por sua vez, apresentou eficiência de aproximadamente 45% de remoção. Estas condições proporcionaram remoção satisfatória de ST, alcançando quase 60% no sistema de tratamento.

Observou-se a elevada eficiência do reator anaeróbio na terceira fase do processo, sendo responsável pela remoção de cerca de 80% dos ST incidentes no sistema. Mesmo a presença do sistema de agitação no Rana não foi suficiente para evitar a sedimentação dos sólidos.

O DS reteve uma quantidade expressiva de ST nas fases I e II e, provavelmente, ficou sobrecarregado na fase III com o maior arraste de sólidos.

Os valores representados na Tabela 12 como zero denotam o acréscimo de sólidos totais no sistema, decorrentes do processo de arraste de lodo. Neste sentido, observou-se a maior deficiência no reator aeróbio, pelo fato de o sistema de aeração manter os sólidos em suspensão. Embora o decantador secundário tenha se mostrado relevante na remoção de sólidos totais durante as duas primeiras fases de operação do sistema, na terceira fase esse apresentou, em algumas ocasiões, alteração na cor e turbidez de seu efluente. Uma vez que tais alterações estão relacionadas às concentrações de sólidos, o aumento nas variáveis acima relatadas está diretamente relacionado à perda de eficiência de remoção de sólidos totais.

Buscou-se avaliar a eficiência do sistema em relação à degradação dos sólidos fixos totais. Observou-se que o percentual de sólidos fixos totais no reator aeróbio apresentou um acréscimo de cerca de 5% em relação ao percentual presente na entrada do sistema, demonstrando assim a degradação de matéria orgânica, na forma de sólidos voláteis totais, no interior do reator. Em relação ao sistema como um todo, a presença de sólidos fixos totais apresentou um acréscimo de aproximadamente 10% entre os efluentes de entrada e saída do sistema, não havendo diminuição do valor médio de sólidos fixos totais entre um reator e outro. A eficiência global do sistema de tratamento foi de 61% de remoção de sólidos fixos totais, valor este que se compara com o valor encontrado na literatura. Veloso *et al.* (2018), em sua avaliação de remoção de sólidos fixos totais para um processo de biodigestão anaeróbia, obtiveram um valor médio de remoção de sólidos fixos totais de aproximadamente 61%, o que corrobora com o encontrado por meio da aplicação do reator A2/O.

Os dados obtidos pela mensuração de sólidos totais não seguem a distribuição normal. Por isso, utilizou-se o teste de Kruskal-Wallis para a verificação da existência de diferença significativa entre as três fases de operação. Os valores de p para Kruskal-Wallis para os reatores anaeróbio (0,001); anóxico (0,005) e decantador secundário (0,033) sugerem que houve diferença significativa entre as médias do sistema para as três fases. Observou-se que os valores obtidos para a estatística descritiva de sólidos totais afluente ao sistema e para o reator aeróbio sugerem que não existe diferença significativa entre as médias comparadas, ou seja, rejeitou-se a hipótese nula (H0). Em relação aos demais reatores, uma análise minuciosa, através do teste de comparações múltiplas Dwass-Steel-Critchlow-Fligner, se fez necessária para cada uma de suas respectivas fases. As fases 1 e 3; 2 e 3 para o reator anaeróbio sugerem uma diferença significativa entre as suas respectivas médias, além das fases 1 e 3 para o reator anóxico e para o decantador secundário. Desta forma, para este cenário, aceitou-se a hipótese nula (H0), existindo diferença significativa entre as suas médias (Tabela 13).

Tabela 13 – Valores obtidos para a estatística descritiva para sólidos totais, com nível de significância de 95%.

Fases	Valores de p				
	Afluente	Rana	Rano	Raer	DS
1 e 2	-	0,166	0,406	-	0,357
1 e 3	-	0,009	0,007	-	0,036
2 e 3	-	0,003	0,078	-	0,312

Fonte: Do autor (2024).

Os valores obtidos pelo teste de normalidade (Shapiro-Wilk) para as variáveis de sólidos fixos totais sugerem uma distribuição não gaussiana para o sistema. Devido a este fator, o teste de Kruskal-Wallis foi utilizado e constatou-se que para o reator anaeróbio (0,002) e para o decantador secundário (0,020) existia diferença significativa entre as três fases. O teste de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner foi aplicado para validar a estatística do conjunto sólidos fixos totais. Constatou-se que o afluente ao sistema e o reator aeróbio apresentam valores de p superiores a $\alpha = 0,05$; comprovando a não existência de uma diferença significativa entre as suas médias. Para a comparação entre as fases 1 e 3 para o reator anaeróbio e para o decantador secundário houve diferença significativa entre os valores obtidos para as suas médias (Tabela 14).

Tabela 14 – Valores obtidos para a estatística descritiva para sólidos fixos totais, com nível de significância de 95%.

Fases	Valores de p				
	Afluente	Rana	Rano	Raer	DS
1 e 2	-	0,045	-	-	0,406
1 e 3	-	0,011	-	-	0,015
2 e 3	-	0,063	-	-	0,312

Fonte: Do autor (2024).

Por fim, ao serem avaliadas as cargas de sólidos aplicadas ao sistema de tratamento, verificou-se aproximadamente $0,29 \text{ kg dia}^{-1} \text{ ST}$ afluente ao sistema e $0,15 \text{ kg dia}^{-1} \text{ ST}$ efluente do sistema, o que resultou em uma eficiência de remoção de 47% em relação aos sólidos totais aportados ao sistema. O valor acima citado demonstra a capacidade de sedimentação do lodo produzido no interior do decantador secundário, ressaltando assim a sua importância para a manutenção da qualidade do efluente do sistema de tratamento. Entretanto, melhores resultados poderão ser alcançados com ajustes operacionais no DS, como por exemplo, o aumento do TDH, e melhoria das condições hidráulicas da unidade, com variação das tubulações de entrada e saída do DS.

5.4. Nitrogênio Total Kjeldahl e Nitrato

Os valores obtidos para as concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), para cada uma das etapas do processo estão dispostos na Tabela 15.

Tabela 15 - Valores médios de NTK, em mg L^{-1} , obtidos durante a operação dos reatores biológicos.

Fases	Afluente	Rana	Rano	Raer	DS
Primeira	105	118	65	82	44
Segunda	39	33	23	12	11
Terceira	59	23	16	7	4

Fonte: Do autor (2024).

Os dados obtidos demonstram a capacidade do sistema na diminuição das concentrações de NTK durante o avanço de cada uma de suas etapas, com exceção do reator anaeróbio e do reator aeróbio, para a primeira fase. Nesta fase, por adaptação do sistema às condições operacionais houve, provavelmente, perda de lodo. O quantitativo de lodo alocado no reator anaeróbio como inóculo foi para atender uma concentração afluente de DQO da ordem de 2.000 mg L⁻¹, o que não ocorreu. Desta forma, com a menor concentração de alimento no reator proporcionou a redução da comunidade microbiana. A perda da biomassa microbiana acarretou, possivelmente, o aumento da concentração de nitrogênio efluente do reator anaeróbio. O reator aeróbio avaliado isoladamente apresenta menores eficiências de remoção, pois neste a biomassa é mantida suspensa e é carregada do reator, contribuindo para a manutenção de concentração de matéria orgânica e nutrientes mais elevada no efluente. Entretanto, com a avaliação da retenção de lodo no DS, nota-se as menores concentrações de nitrogênio total no efluente.

Observou-se a atuação, durante a segunda fase, do reator aeróbio, principal responsável pela remoção de nitrogênio durante o período, juntamente com o reator anóxico. Apesar da manutenção dos sólidos em suspensão na segunda fase, notou-se que a aeração foi realizada de forma contínua, com média de 3,55 mg L⁻¹ de OD, E sem grandes interrupções frequentes, o que auxiliou no processo de degradação e remoção de NTK. A nitrificação com o aumento da aeração no Raer também influenciou a remoção de nitrogênio por desnitrificação no Rano, que também apresentou eficiência de remoção similar ao Raer, devido à recirculação do efluente no sistema.

Por fim, durante a terceira fase, em que se observou a menor concentração média de OD no Raer (0,73 mg L⁻¹), constatou-se o maior equilíbrio de remoção de nitrogênio no sistema como um todo, havendo a atuação de cada dos reatores na diminuição do composto. Ressalta-se aqui a diminuição da matéria orgânica de entrada, que possibilitou a maior atuação dos grupos bacterianos na remoção de nitrogênio. Na Tabela 16 estão apresentadas as eficiências de remoção de NTK.

Tabela 16 - Eficiências de remoção de NTK, em %, para cada um dos reatores utilizados no tratamento da água residuária de suinocultura.

Fases	Rana	Rano	Raer	DS	Global
Primeira	0	45	0	46	58
Segunda	15	30	47	8	72
Terceira	62	31	55	36	93

Fonte: Do autor (2024).

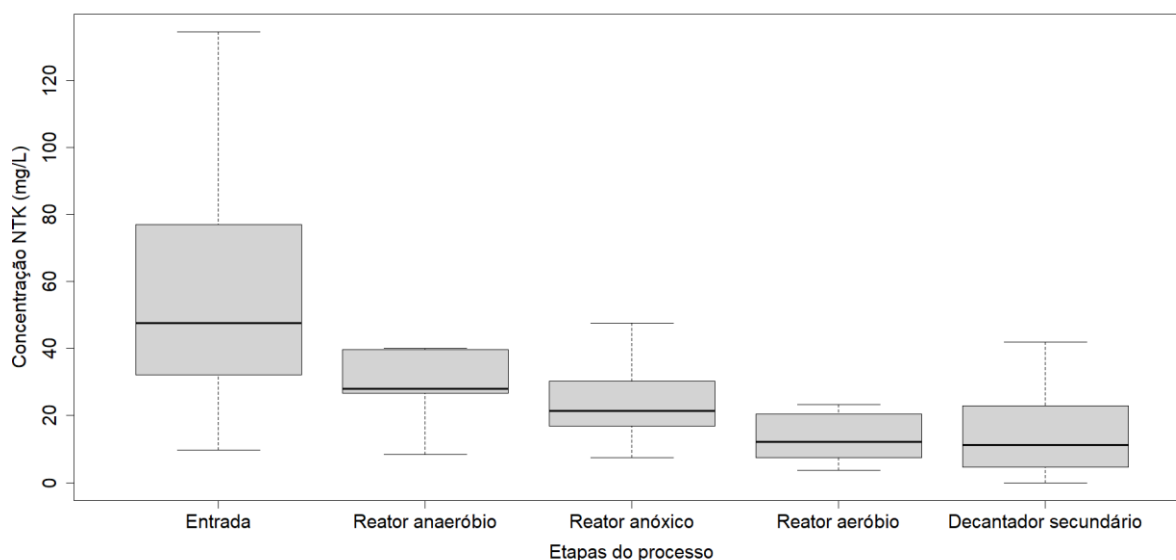
Observou-se o acréscimo no percentual de remoção de nitrogênio total em cada uma das três fases analisadas, evidenciando a adaptação do sistema e, provavelmente da comunidade microbiana, em relação à remoção de nitrogênio. Zhongqi *et al.* (2023), por meio da utilização de microalgas, obtiveram cerca de 91% de remoção de nitrogênio total em um efluente de suinocultura, após nove dias de experimento. Tal valor comprova a eficiência do sistema A2O na remoção do nutriente, tendo em vista que foi obtida eficiência global de 93% durante a terceira fase de operação, enquanto o TDH do sistema como um todo era de aproximadamente 57 horas, valor bem abaixo que os nove dias de operação delimitados por Zhongqi *et al.* (2023) em seu experimento.

Giongo *et al.* (2018), por sua vez, alterando a relação C/N em um processo modificado Ludzack-Ettinger (reator composto por uma primeira câmara anóxica, responsável pela desnitrificação, e a segunda aeróbia, responsável pela nitrificação) obtiveram uma eficiência ótima de 86% na remoção de nitrogênio. Vale ressaltar, neste aspecto, o baixo consumo de OD observado no processo modificado Ludzack-Ettinger, entre 0,6 e 0,7 mg L⁻¹. O consumo de OD para a terceira fase do reator A2O do presente trabalho foi de aproximadamente 3,9 mg L⁻¹, o que resulta, por sua vez, no acréscimo do consumo energético do local.

Likui *et al.* (2020), adotando um modelo de *wetlands* aeradas modificadas com biochar (carvão vegetal), obtiveram valores em torno de 40% na remoção de nitrogênio, devido ao baixo pH do sistema (6,4). Ao comparar o pH mínimo obtido por Likui *et al.* (2020) com o mínimo obtido no sistema A2O no presente trabalho (6,5); evidenciou-se a capacidade de manutenção do meio na remoção de NTK, tendo em vista o valor de eficiência obtido para a melhor fase de operação (93%).

Na Figura 13 estão apresentadas as variações nas concentrações de NTK nos diferentes pontos amostrais ao longo do monitoramento do sistema.

Figura 13 – Representação em forma de boxplot dos valores de concentração máxima, mediana e mínima encontrados para NTK, durante todo o período de monitoramento.



Fonte: Do autor (2024).

Foi realizada a análise estatística para o teste de normalidade de cada uma das etapas presentes no processo de tratamento, através do teste Shapiro-Wilk. Os valores obtidos após o teste de normalidade sugeriram que os dados não seguiam uma distribuição normal, ou gaussiana, e utilizou-se o teste de Kruskal-Wallis para o teste de hipótese entre as três fases de operação do sistema e o teste de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para as etapas com diferenças significativas entre pares. O valor de p obtido para a entrada do sistema indica que não existe diferença significativa entre as médias do sistema, rejeitando-se a hipótese nula. Em contrapartida, as demais fases do sistema apresentaram diferenças significativas: reator anaeróbico (0,012); reator anóxico (0,002); reator aeróbico (0,001) e decantador secundário (0,001). Os valores obtidos para as fases 1 e 2; 1 e 3 para o reator anaeróbico, para as fases 1 e 2 para o reator anóxico, e para as fases 2 e 3 para o reator aeróbico demonstram que não existe diferença significativa entre os pares. Em contrapartida, os valores obtidos para as fases 2 e 3 do reator anaeróbico, para as fases 1 e 3; 2 e 3 do reator anóxico, para as fases do 1 e 2; 1 e 3 do reator aeróbico e para todas as fases do decantador secundário sugerem que existe diferença significativa entre as médias do sistema, aceitando-se assim a hipótese nula (H_0).

Na Tabela 17 estão dispostos os valores para a estatística descritiva realizada para NTK.

Tabela 17 – Valores de p obtidos para a estatística descritiva para NTK, com nível de significância de 95%.

Fases	Afluente	Rana	Rano	Raer	DS
1 e 2	-	0,177	0,122	0,004	0,007
1 e 3	-	0,131	0,011	0,002	0,002
2 e 3	-	0,013	0,027	0,093	0,045

Fonte: Do autor (2024).

Os valores de concentração de nitrato obtidos ao longo do monitoramento do sistema de tratamento estão dispostos na Tabela 18.

Tabela 18 - Valores médios de nitrato, em mg L^{-1} de N-NO_3^- , obtidos durante a operação dos diferentes reatores no tratamento da água residuária de suinocultura.

Fases	Rano	Raer	DS
Primeira	4	4	5
Segunda	3	6	4
Terceira	2	5	5

Fonte: Do autor (2024).

Para se analisar o nitrato no meio, observou-se a média de OD para cada um dos reatores, em cada uma das fases. O reator anóxico apresentou as seguintes concentrações de OD: $1,80 \text{ mg L}^{-1}$; $1,36 \text{ mg L}^{-1}$; $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ para as fases 1; 2 e 3, respectivamente. Já o reator aeróbio, por sua vez, apresentou as seguintes concentrações de OD: $2,47 \text{ mg L}^{-1}$; $3,73 \text{ mg L}^{-1}$; $3,90 \text{ mg L}^{-1}$ para as fases 1; 2 e 3, respectivamente. A presença de ambos os compressores e seus princípios de funcionamento, em que um compressor era acionado na intermitência do outro, auxiliaram na maior concentração de OD evidenciada no sistema (Raer; fase2), cerca de 6 mg L^{-1} . Juntou-se a isso o fator recirculação, que pode ser evidenciado entre os reatores aeróbio e anóxico. Durante a primeira fase, em que o sistema dispunha de apenas um compressor de ar dissolvido funcionando de maneira intermitente, observou-se a manutenção de OD entre os reatores influenciados pela recirculação do sistema, ou seja, apesar do compressor de OD ter sido capaz de elevar a concentração do composto no meio, a maior concentração de matéria orgânica fez com que tal oxigênio fosse consumido na degradação do material orgânico em detrimento da formação de nitrato. Na segunda fase, com a presença (por um período) de ambos os compressores e a diminuição da DQO afluente ao sistema, constatou-se um valor superior

de nitrato no meio aeróbio, evidenciando assim a maior atuação do grupo de bactérias formadoras de nitrato. Na terceira fase do processo, o fator DQO afluente inferior se fez presente para a manutenção do grupo bacteriano formador de nitrato, uma vez que só havia a presença de um compressor de ar, igual ao ocorrido durante a primeira fase de operação. Tal fase foi marcada pela menor disponibilidade de OD para o reator anóxico, cerca de $0,15 \text{ mg L}^{-1}$, o que pode ter contribuído para a diminuição do valor de nitrato encontrado no reator.

Prokhorova *et al.* (2021) obtiveram uma remoção em efluente estabilizado com 300 mg L^{-1} de N-NO_3^- de aproximadamente 282 mg L^{-1} do nutriente, quando da aplicação de um sistema de desnitrificação aerada com inserção de eletrodos, evidenciando o elevado estímulo das bactérias desnitrificantes aos agentes externos. As eficiências de remoção de nitrato do presente trabalho estão apresentadas na Tabela 19.

Tabela 19 - Eficiências de remoção de nitrato, em %, para cada um dos reatores que compunham o sistema de tratamento de ARS da suinocultura.

Fases	Rano	Raer	DS
1	0	0	0
2	0	0	33
3	0	0	0

Fonte: Do autor (2024).

A partir da análise da Tabela 20, observou-se que apenas para a segunda fase de operação, na etapa relacionada ao decantador secundário, houve remoção do nitrato gerado durante às etapas anteriores de tratamento. Na segunda fase, com a diminuição da carga orgânica aplicada ao sistema e a inserção de um segundo compressor, a formação de nitrato se fez presente em quase todo o sistema, estando ausente apenas na última etapa do processo, o decantador secundário. A terceira fase evidenciou a manutenção do reator aeróbio, sendo o mesmo responsável por cerca de 150% de acréscimo na concentração de nitrato, a maior conversão obtida por este reator durante todo o processo.

Ao se tratar da eficiência global entre os valores de entrada e saída, a segunda fase do processo foi responsável por uma eficiência de formação de nitrato de aproximadamente 300%, o maior valor obtido para todo o processo. Tal eficiência comprova a relação diretamente proporcional entre presença de OD e formação de nitrato. As demais fases obtiveram cerca de 150% de eficiência de formação de nitrato, estando sob condições de aeração parecidas (apenas um compressor de OD), mas diferentes concentrações de matéria orgânica.

Para a análise estatística das concentrações de nitrato, foi realizado o teste de Kruskal-Wallis, uma vez que os valores obtidos não seguem uma distribuição normal. Adotando-se $\alpha = 0,05$ foi possível concluir que nenhuma das etapas do processo apresenta diferença estatisticamente significativa para seus respectivos valores de média, portanto, rejeitou-se mais uma vez a hipótese nula (H_0).

Na Tabela 20 está apresentada a estatística descritiva para a fração nitrato do sistema.

Tabela 20 – Valores de p obtidos para a estatística descritiva para nitrato, com nível de significância de 95%.

	Rano	Raer	DS
Fases 1 - 2 - 3	0,345	0,120	0,202

Fonte: Do autor (2024).

Por fim, para se analisar a eficiência de remoção dos compostos nitrogenados (NTK + N-NO₃⁻) no sistema, o balanço de massa foi realizado, conforme descrito pela Tabela 21.

Tabela 21 – Massas de nitrogênio (NTK + N-NO₃⁻) afluyente e efluyente ao sistema de tratamento durante as três fases de operação e eficiência de remoção em massa de nitrogênio, observados no tratamento da água residuária de suinocultura.

Fases	Afluyente (mg)	Efluyente (mg)	Eficiência (%)
Primeira	105,1	49,5	53
Segunda	39,0	15,3	61
Terceira	59,0	9,5	84

Fonte: Do autor (2024).

García-Valero *et al.* (2024), através de um sistema de *wetlands* em série obteve cerca de 63% de eficiência de remoção em relação ao nitrogênio total proveniente do processo de suinocultura. Li e Zhu (2023), em seu estudo sobre a cooperação entre microalgas e fungos regulados por cobre no tratamento de água residuária da suinocultura obtiveram eficiência de remoção de nitrogênio total entre 67-76%. O reator A₂O, portanto, se mostrou eficiente na remoção de NTK + N-NO₃⁻, obtendo cerca de 53% de eficiência na primeira fase de operação, caracterizada pela maior concentração de matéria orgânica do sistema, e 84% de eficiência máxima de remoção, durante a terceira fase de operação, marcada pela menor concentração de entrada para a matéria orgânica.

5.5. Análise microbiológica do sistema

Amostras do lodo coletado em cada reator ao final das fases 1 e 2 foram encaminhadas para análise microbiana. Com a utilização do software estatístico *RStudio*, todos os gêneros microbianos presentes em cada uma das fases, para cada um dos reatores, foram obtidos. O total de microrganismos presentes no sistema está descrito na Tabela 22.

Tabela 1 – Quantidade de *reads* para cada etapa do processo, para as fases 1 e 2 de operação do sistema de tratamento de efluentes da suinocultura.

Fases de operação	Rana	Rano	Raer
Primeira	54.277	61.389	52.989
Segunda	49.102	71.272	64.888

Fonte: Do Autor (2024).

Conforme identificado na Tabela 22, houve redução de cerca de 9,5% na abundância absoluta de indivíduos entre as fases 1 e 2 para o reator anaeróbio. Em contrapartida, o reator anóxico apresentou um acréscimo de cerca de 16% em relação à abundância de microrganismos no sistema, enquanto o reator aeróbio apresentou um acréscimo de 22,4% em relação aos indivíduos presentes em seu interior. Na Tabela 23 está demonstrada a variação de abundância dos vinte gêneros de microrganismos mais comuns entre as fases 1 e 2.

Tabela 2 – Variação, em percentual, dos vinte gêneros mais comuns entre as fases 1 e 2 dos reatores do sistema de tratamento de ARS de suinocultura.

Gênero	Reator anaeróbio	Reator anóxico	Reator aeróbio
<i>Turicibacter</i>	0,56%	-1,93%	-7,23%
<i>Thiobacillus</i>	-0,29%	0,23%	-2,57%
<i>Terrisporobacter</i>	0,96%	-0,73%	-1,73%
<i>Syntrophorhabdus</i>	0,75%	0,27%	-0,02%
<i>Smithella</i>	1,36%	1,31%	-0,08%
<i>SH-PL14</i>	0,00%	-0,08%	-0,82%
<i>Romboutsia</i>	-3,01%	-0,09%	-1,71%
<i>Planctomicrobium</i>	0,00%	0,29%	-4,13%
<i>Pirellula</i>	0,01%	0,72%	-2,68%
<i>Petrimonas</i>	-0,40%	-0,69%	-1,21%
<i>Neochlamydia</i>	0,02%	0,11%	8,16%
<i>Methanosaeta</i>	-8,58%	0,01%	-0,57%
<i>Methanobacterium</i>	0,82%	0,38%	-0,43%
<i>Leptolinea</i>	0,16%	-0,03%	-0,18%
<i>JGI?0000079?D21</i>	0,37%	0,33%	-1,47%
<i>Denitratisoma</i>	0,00%	0,04%	2,09%
<i>Clostridium sensu stricto 1</i>	-5,40%	-3,21%	-2,46%
<i>CI75cm.2.12</i>	0,00%	0,45%	-0,45%
<i>Christensenellaceae R?7</i>	-1,27%	-1,04%	-1,38%
<i>Caldisericum</i>	-0,02%	-1,74%	-2,26%

Fonte: Do autor (2024).

A mudança nas características da água residuária entre as duas fases, com redução da concentração de matéria orgânica aplicada ao sistema, bem como a adaptação à água residuária de suinocultura, tendo em vista que o lodo inserido como inóculo foi proveniente de reator utilizado no tratamento de esgoto doméstico, pode ter proporcionado a diminuição da quantidade de microrganismos presentes em seu interior, conforme observado na Tabela 22.

Vale ressaltar ainda que foi detectada alteração na concentração de OD no reator anaeróbio, provavelmente pela movimentação do efluente no reator, um acréscimo de cerca de 0,1 mg L⁻¹. Tal variação parece não ter prejudicado o crescimento de alguns grupos de microrganismos anaeróbios, como por exemplo os gêneros *Smithella* (Pruengrang *et al.*, 2020),

Terrisporobacter (Yang *et al.*, 2022b) e *Methanobacterium* (Li *et al.*, 2017), que obtiveram a maior taxa de crescimento dentre todos os gêneros presentes no reator: 1,36%; 0,96%; 0,82% respectivamente.

A diminuição na quantidade de microrganismos foi impulsionada, portanto, pelos grupos que mais foram afetados com o acréscimo de OD no interior do reator. O gênero *Methanosaeta*, identificado como estritamente anaeróbico (Lu *et al.*, 2021), apresentou decréscimo de 8,58% na quantidade de seus microrganismos. A diminuição na abundância de microrganismos também fora observada no gênero anaeróbico *Clostridium sensu stricto 1* (Li *et al.*, 2023a), que apresentou queda de 5,40% em sua abundância. Por fim, outro gênero que pode ter sido fortemente afetado pelo acréscimo de OD entre as fases 1 e 2 foi o gênero *Romboutsia*, anaeróbico (Yang *et al.*, 2022b), que apresentou queda de 3,01% em sua abundância.

O decréscimo médio de 0,4 mg L⁻¹ de OD no reator anóxico favoreceu o crescimento de grupos anaeróbios como a *Smithella* (Pruengrang *et al.*, 2020) em 1,31% e de grupos aeróbios como a *Pirellula* (Kallscheuer *et al.*, 2021) em 0,72%. Apesar da diminuição de OD, o gênero *Clostridium sensu stricto 1* (Li *et al.*, 2023a), tipicamente anaeróbico, sofreu com a perda de 3,21% de sua abundância, assim como os gêneros *Turicibacter* (Gerges *et al.*, 2024) e *Caldisericum* (Aoyagi *et al.*, 2020), anaeróbios obrigatórios, que obtiveram 1,93% e 1,74% de perda, respectivamente. O comportamento atípico dos grupos microbianos anaeróbios que tiveram a sua abundância diminuída mesmo com a queda da concentração de OD no sistema pode ser explicada pelo fato do ambiente não estar em faixa anaeróbia, e sim anóxica, o que fortalece o pressuposto de que tais microrganismos necessitam de ausência de OD para se proliferarem de maneira mais rápida e fácil.

Por fim, apenas dois gêneros dos vinte mais abundantes no reator aeróbio apresentaram aumento em sua microbiota: *Neochlamydia* e *Denitratisoma*, que obtiveram acréscimo de 8,16% e 2,09% respectivamente. O gênero *Neochlamydia* se apresenta como aeróbio facultativo (*BacDive—the Bacterial Diversity Metadatabase*, 2024), sendo o gênero com o maior crescimento populacional dentre todos os reatores. O gênero *Denitratisoma*, aeróbio (Zou *et al.*, 2023), também apresentou crescimento populacional no reator aeróbio, em uma proporção quase quatro vezes inferior ao gênero *Neochlamydia*. Em contrapartida, os gêneros *Turicibacter*, *Planctomicrobium* e *Pirellula* obtiveram a maior perda de sua abundância, 7,23%; 4,13%; 2,68% respectivamente. Apesar dos gêneros *Turicibacter* (Gerges *et al.*, 2024) e *Pirellula* (Kallscheuer *et al.*, 2021) serem anaeróbios, o gênero *Planctomicrobium* se apresenta como aeróbio (Liu *et al.*, 2024), apesar da significativa perda em sua abundância no reator

aeróbio. O crescimento facilitado do gênero *Neochlamydia* a partir do aumento de OD no reator aeróbio reforça a sua capacidade de crescimento populacional em ambiente favorável.

Na Figura 14 estão apresentados os vinte gêneros mais abundantes de cada um dos reatores.

Figura 14 – Comparação entre os vinte gêneros mais abundantes entre as fases 1 e 2 para cada um dos reatores do sistema.



Fonte: Do autor (2024).

Na Figura 14 é possível observar a diminuição da dominância dos gêneros mais comuns entre as fases 1 e 2. Para o reator anaeróbio, os vinte gêneros mais abundantes representavam cerca de 56% de toda microbiota do reator, e tal predominância diminuiu para cerca de 42% para a segunda fase de operação. O reator anóxico apresentou uma queda de 5% de microbiota dominante entre cada uma das fases, indo de 48% para 43%. Por fim, a microbiota dos gêneros mais dominantes para o reator aeróbio presenciou a maior queda em valor percentual, indo de 54% para apenas 33% durante a segunda fase de operação. Os gêneros mais comuns foram: *Turicibacter*, com 14% de predominância na fase 1 e 11% na fase dois; e *Clostridium sensu stricto 1*, com 9% de predominância na primeira fase de operação, e 5% na segunda fase.

Entende-se que o maior impacto na comunidade microbiana observada no reator aeróbio tenha relação com o fato de que neste reator tenha havido maior alteração das condições operacionais do sistema, principalmente em relação à aeração.

Uma análise mais minuciosa dos 20 gêneros mais abundantes no processo foi realizada e pode ser observada na Tabela 24.

Tabela 34 – Descrição dos 20 gêneros de microrganismos mais abundantes nos reatores nas fases 1 e 2.

Gênero	Descrição
<i>Turicibacter</i>	<p>Degradação heterotrófica de matéria orgânica por meio de fermentação. Em condições estritamente anaeróbias, o lactato é o principal produto da fermentação de carboidratos para o gênero (Vilajeliu-Pons <i>et al.</i>, 2016).</p> <p>Altamente resistente em ambientes com baixa presença de agentes metálicos. Auxilia na remoção de nitrogênio do efluente (Li <i>et al.</i>, 2021b).</p> <p>Comumente presente no intestino de algumas espécies de animais criados em fazendas, como porcos, pode ocasionar o aumento da resistência destes animais aos antibióticos. Pode ser absorvido novamente pelo animal no caso de reutilização de água residuária, podendo aumentar ainda mais a sua resistência aos antibióticos (Xin <i>et al.</i>, 2024).</p>
<i>Thiobacillus</i>	<p>Bactéria autotrófica desnitrificante frequentemente encontrado em digestores anaeróbios ricos em nitrogênio (Li <i>et al.</i>, 2024).</p> <p>Identificado como principal grupo desnitrificante em sistemas de biofilmes baseados em enxofre, sendo capaz de utilizar de utilizar inúmeros compostos de enxofre reduzidos, tais como enxofre elemental (S^0), sulfureto (S^{2-}) e tiosulfato ($S_2O_3^{2-}$) como doadores de elétrons (Yang <i>et al.</i>, 2018).</p> <p>Em sistemas de tratamento anóxico/óxico se apresenta como hospedeiro de genes resistentes aos antibióticos, sendo considerado como referência à prevenção de risco e controle de resistência em efluentes de suinocultura (Yang <i>et al.</i>; 2020).</p>
<i>Terrisporobacter</i>	<p>Grupo responsável por metabolizar carboidratos e produzir diversos ácidos graxos voláteis (Pan <i>et al.</i>, 2024).</p> <p>Apresenta relação simbiótica com o grupo <i>Clostridium</i>, sendo capaz de utilizar os produtos da hidrólise provenientes do mesmo grupo (Yang <i>et al.</i>, 2022b).</p> <p>Capaz de promover a produção de metano através da digestão anaeróbia a seco pelo aumento da degradação sintrófica dos ácidos orgânicos (Wang <i>et al.</i>, 2020).</p>
<i>Syntrophorhabdus</i>	<p>Apresenta a capacidade de degradar compostos fenólicos em acetato, resultando em um maior rendimento de metano em reatores a base de hidrocarvão, além da capacidade de degradar compostos orgânicos nitrogenados (Usman <i>et al.</i>, 2020).</p> <p>Pode atuar, de maneira sintrófica, com metanógenos hidrogenotróficos na redução de compostos orgânicos aromáticos, como a degradação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (Meng <i>et al.</i> 2021).</p>
<i>Smithella</i>	<p>Bactéria degradadora de propionato, responsável pela produção de acetato e butirato através de um intermediário composto por seis carbonos, através da dismutação (Puengrang <i>et al.</i>, 2020).</p> <p>Proliferação favorecida por ambientes anóxicos, sua atividade metabólica pode ser afetada em ambientes com elevadas concentrações de amônio (NH_4^+) (Zhang <i>et al.</i>, 2018).</p>

Tabela 24. Continuação...

<i>SH-PL14</i>	Bactéria capaz de metabolizar tricloroeteno, utilizando-se dos átomos de hidrogênio e oxigênio simultaneamente como fontes de energia (Li <i>et al.</i> , 2023b).
<i>Romboutsia</i>	Frequentemente encontrada em ambientes aeróbios, apresenta-se menos comum em ambientes anaeróbios e/ou anóxicos (Wang <i>et al.</i> , 2022). Gênero estabelecido em 2014, cujas espécies são capazes de formar esporos e utilizar a glicose para produzir hidrogênio (Yang <i>et al.</i> , 2019). Considerado acidogênico, também utiliza a glicose como fonte de carbono para produzir acetato, isobutirato e isovalerato (Wang <i>et al.</i> , 2023).
<i>Planctomicrobium</i>	Bactéria aeróbia quimicamente orgânica com capacidades metabólicas relacionadas à glicose, se enquadra no grupo de organismos tolerantes a microplásticos (Feng <i>et al.</i> , 2024). Enquadra-se como uma hidrolase peretente à família alcano monooxigenase de membrana integral (alkB), sendo capaz de degradar n-alcenos de cadeia longa (Hussain <i>et al.</i> , 2024).
<i>Pirellula</i>	Gênero pertencente aos Planctomicetos e capaz de oxidar amônia (Chang <i>et al.</i> , 2023). Bactéria anaeróbia capaz de oxidar amônio, que pode utilizar o nitrato ou nitrito para oxidar amônio e gerar nitrogênio (N ₂) em ambiente hipóxico (Guo <i>et al.</i> , 2019). Também pertence ao grupo de bactérias anammox, reduzindo o nitrito proveniente do processo de desnitrificação do nitrato em nitrogênio (N ₂) (Cheng <i>et al.</i> , 2023).
<i>Petrimonas</i>	Grupo de bactérias fermentativas capazes de fermentar a glicose em ácido acético, hidrogênio (H ₂) e dióxido de carbono (CO ₂) (Wang <i>et al.</i> , 2021). Responsável pela conversão de substratos complexos em acetato na presença de enxofre como receptor de elétrons (Shi <i>et al.</i> , 2022).
<i>Caldisericum</i>	Bactéria anaeróbia termofílica, microrganismo fermentador, utilizado na degradação da matéria orgânica nos reatores anaeróbios de leito fixo e fluxo ascendente (Garcia <i>et al.</i> , 2017).
<i>Christensenellaceae</i> <i>R-7 group</i>	Bactéria anaeróbia que degrada carboidratos, aminoácidos e ácidos carboxílicos, originando os ácidos acético e butírico como metabólitos finais. É um importante microrganismo hidrolisante de ácido no processo de fermentação anaeróbia, sua abundância é reduzida com aumento da produção de metano (Chen <i>et al.</i> , 2020).

Tabela 24. Continuação...

<i>Clostridium sensu stricto 1</i>	<p>Bactérias anaeróbias heterotróficas e mesofílicas, tipicamente gram-positivas, com morfologias em forma de bacilos e produção de endósporos. Ótimo está entre 30 e 40°C, enquanto o pH ótimo está contido no intervalo de 6,5 a 7,5. Bactéria desnitrificante envolvida na remoção biológica de nitrogênio e fósforo (Pelissari <i>et al.</i>, 2017).</p> <p>Degradação da matéria orgânica para formar butirato em ARS de suinocultura (Cheng <i>et al.</i>, 2021).</p> <p>Decompositora de celulose, que decompõe lignina, celulose e outros compostos orgânicos voláteis após a decomposição em monossacarídeos (Chen <i>et al.</i>, 2023).</p> <p>Ajudam a manter níveis adequados de AGVs, que, em altas concentrações, inibem a metanogênese, impedindo a digestão anaeróbia (Lawson; Rainey, 2015).</p> <p>Não podem proliferar sob altas concentrações de oxigênio dissolvido; no entanto, a presença deste gênero na comunidade aeróbia pode ser atribuída à estratificação da biomassa, criando condições anaeróbias nas quais essas bactérias podem proliferar (Ochoa-Hernández, 2023).</p>
<i>Denitratisoma</i>	<p>Bactéria aeróbia desnitrificante. Relacionada à remoção de nitrogênio e fósforo, mas por meio da desnitrificação sob baixas concentrações de oxigênio dissolvido (Xin; Cau, 2023).</p> <p>Capaz de reduzir nitrato e nitrito, desempenhando um papel importante no ciclo do nitrogênio em ambientes anaeróbios (Zhang; Qiao; Fu, 2023).</p>
<i>JGI-0000079-D21</i>	<p>Tem a capacidade de fermentar glicose e ácidos orgânicos para produzir ácido acético, desempenham um papel importante na degradação de matéria orgânica, especialmente quitina (Kurade <i>et al.</i>, 2019).</p>
<i>Leptolinea</i>	<p>Grupo de bactérias filamentosas e anaeróbias, desempenham um papel na degradação de matéria orgânica. Bactérias típicas de acidificação hidrolítica com a capacidade de metabolizar vários carboidratos, proteínas e fermentá-los em acetato e VFA (Liu <i>et al.</i>, 2023).</p>
<i>Methanobacterium</i>	<p>São arqueias metanogênicas, ou seja, produzem metano como subproduto de seu metabolismo. Envolvidas em processos anaeróbios de tratamento de efluentes, sob condições psicofílicas, a partir da degradação anaeróbia de substratos orgânicos. Condições de baixa temperatura inibem a sua abundância (Kannan, 2020).</p> <p>O aumento da carga orgânica volumétrica aumenta a abundância deste gênero (Tyagi, 2019).</p>
<i>Methanosaeta</i>	<p>Arqueias metanogênicas, desempenham um papel fundamental na digestão anaeróbia. Elevada concentração de nitrato no sistema biológico induz uma forte competição entre os metanogênicos e desnitrificadores causando diminuição da abundância destes microrganismos (Wu <i>et al.</i>, 2022).</p> <p>Aumento da carga orgânica em reatores anaeróbios favorece maior a abundância deste gênero e melhor condição termodinâmica adequadas para a atividade dos metanogênicos e consequente estabilidade nos reatores (Suárez <i>et al.</i>, 2018).</p>

Tabela 24. **Continuação...**

<i>Neochlamydia</i>	São protozoários que se desenvolvem na biomassa aderida e ajudam a controlar a população bacteriana e a manter o equilíbrio microbiológico, o que melhora a eficiência do tratamento de efluentes. Sua abundância tem efeitos significativos na degradação de matéria orgânica. Mais relevante no contexto de tratamentos biológicos, como lodos ativados e biorreatores (Iannacone <i>et al.</i> , 2021b).
---------------------	---

Fonte: Do Autor (2024).

A análise de grupos específicos na remoção de matéria orgânica, e atuantes no ciclo do nitrogênio comumente listados na literatura está descrita na Tabela 25.

Tabela 4 – Gêneros de microrganismos atuantes descritos na literatura.

Gênero	Descrição
<i>Nitrosomonas</i>	Bactéria oxidadora de amônia, apresenta correlação positiva em relação à concentração de amônia no meio (Qianwen <i>et al.</i> ; 2018). Através da regulação de oxigênio dissolvido e nitrito, apresenta elevada taxa de crescimento, tornando-se dominante como bactéria transformadora de nitrogênio no meio (Fumin <i>et al.</i> ; 2020).
<i>Nitrobacter</i>	Considerada peça-chave na comunidade de bactérias oxidadoras de nitrito, principalmente em ambientes com elevadas concentrações de nitrogênio (Shun <i>et al.</i> , 2018).
<i>Nitrospira</i>	Bactéria nitrificante, oxidadora de amônio e nitrato apresenta variação de abundância em ambientes sujeitos a temperaturas mais baixas (Han <i>et al.</i> , 2019). Também conhecida como conammox (<i>complete ammonia oxidation</i>), apresenta elevada competitividade em ambientes com baixas concentrações de amônia (Shaoyi <i>et al.</i> , 2020).
<i>Pseudomonas</i>	Bactéria heterotrófica nitrificante, apresenta a capacidade de desnitrificar simultaneamente à nitrificação, além de seu rápido crescimento em ambientes com nitrogênio (Gao <i>et al.</i> , 2020).

Tabela 25 – Continuação...

<i>Clostridium sensu stricto 1</i>	Bactérias anaeróbias heterotróficas e mesofílicas, tipicamente gram-positivas, com morfologias em forma de bacilos e produção de endósporos. Ótimo está entre 30 e 40°C, enquanto o pH ótimo está contido no intervalo de 6,5 a 7,5. Bactéria desnitrificante envolvida na remoção biológica de nitrogênio e fósforo (Pelissari <i>et al.</i> , 2017).
	Degradação da matéria orgânica para formar butirato em ARS de suinocultura (Cheng <i>et al.</i> , 2021).
	Decompositora de celulose, que decompõe lignina, celulose e outros compostos orgânicos voláteis após a decomposição em monossacarídeos (Chen <i>et al.</i> , 2023).
	Ajudam a manter níveis adequados de AGVs, que, em altas concentrações, inibem a metanogênese, impedindo a digestão anaeróbia (Lawson, Rainey, 2015).
	Não podem proliferar sob altas concentrações de oxigênio dissolvido; no entanto, a presença deste gênero na comunidade aeróbia pode ser atribuída à estratificação da biomassa, criando condições anaeróbias nas quais essas bactérias podem proliferar (Ochoa-Hernández, 2023).

Fonte: Do Autor (2024).

Conforme observado na Tabela 25, dos grupos comumente encontrados na literatura, apenas o gênero *Clostridium sensu stricto 1* esteve presente entre os vinte gêneros mais abundantes nas fases 1 e 2, o que reforça as particularidades do efluente analisado. Na Tabela 26 está a abundância dos gêneros comumente encontrados na literatura em sua abundância absoluta nos reatores.

Tabela 5 - Abundância dos gêneros, em %, comumente encontrados na literatura e a presença nos reatores analisados.

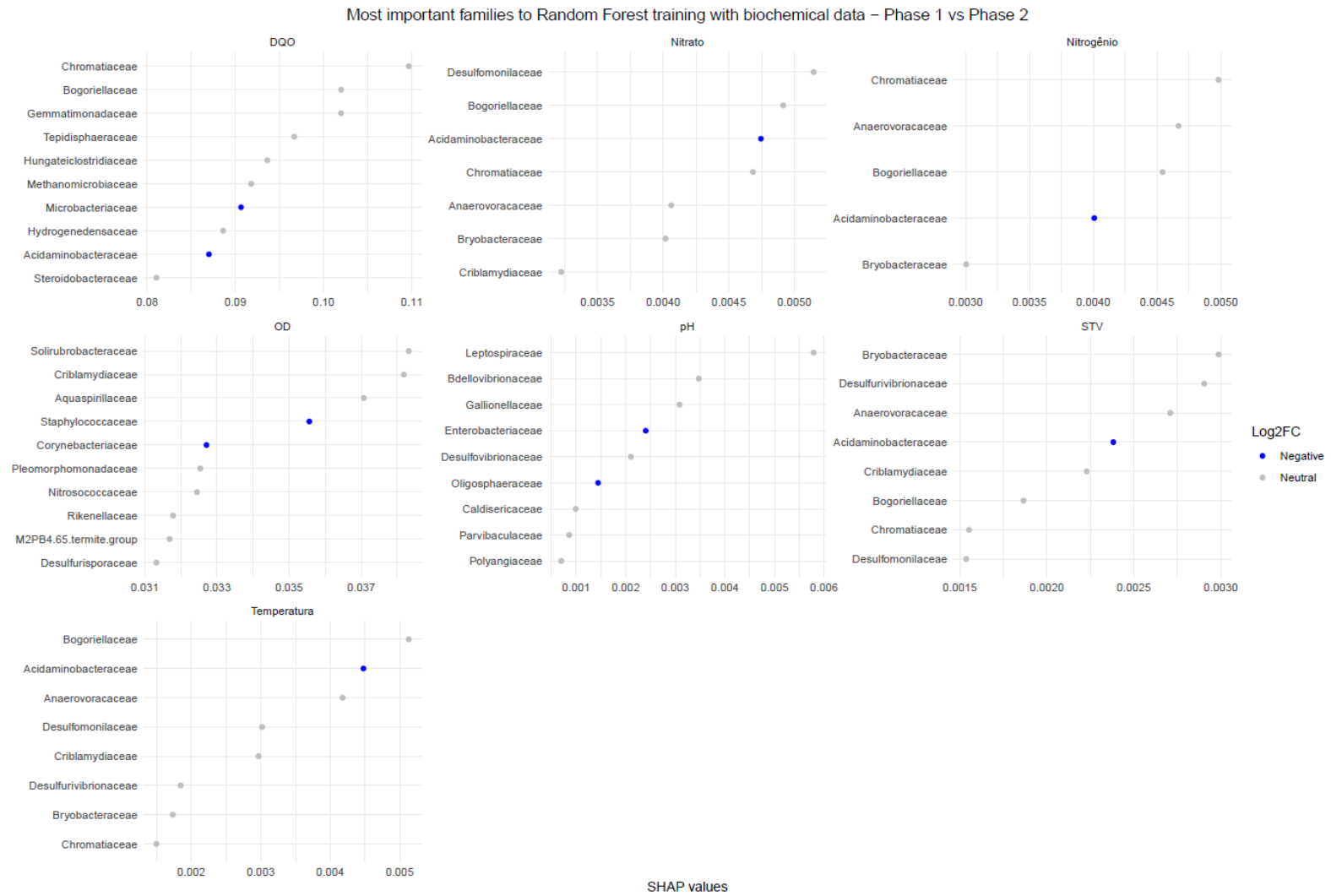
Atividade	Gênero	Abundância percentual					
		Fase 1			Fase 2		
		Rana	Rano	Raer	Rana	Rano	Raer
ammonia-oxidising bacteria (AOB)	<i>Nitrosomonas</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
	<i>Nitrospira</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Nitrosolobus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Nitrosovibrio</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Nitrosococcus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Nitrosoglobus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Nitrosacidococcus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Nitrosotalea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ammonia-oxidising archaea (AOA)	<i>Nitrosopumilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Nitrososphaera</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Nitrosocosmicus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Nitrosotalea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
nitrite-oxidising bacteria (NOB)	<i>Nitrobacter</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12
	<i>Nitrotoga</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
	<i>Nitrococcus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Nitrospira</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50
	<i>Nitrolancetus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Nitrospina</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Nitromaritima</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Comammox	<i>Nitrospira</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50
Nitrificação heterotrófica	<i>Pseudomonas putida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Paracoccus denitrificans</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Bacillus badius</i>	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,07
	<i>Burkholderia cepacia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Arthrobacter</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Anammox	<i>Brocadia anammoxidans</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Kuenenia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Scalindua</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Desnitrificação bacteriana	<i>Methyloparacoccus</i>	0,00	0,07	0,09	0,00	0,06	0,00
	<i>Clostridium sensu strictum 1</i>	13,09	6,74	6,91	7,69	3,53	4,45
	<i>Pseudomonas</i>	0,12	0,04	0,05	0,10	0,02	0,05
Desnitrificação por arqueias	<i>Pyrobaculum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Haloferax</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Methylococcus capsulatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: Do Autor (2024).

Conforme observado na Tabela 26 e visualizado na Figura 14, apenas o gênero *Clostridium sensu stricto 1* se fez presente como um dos vinte gêneros mais atuantes entre as fases 1 e 2, e os gêneros *Nitrosomonas*, *Nitrobacter*, *Nitrotoga*, *Nitrospira*, *Bacillus badius* e *Pseudomonas* apresentaram valor não nulo de microrganismos no interior dos reatores.

Por fim, utilizou-se o *Random Forest*, algoritmo baseado em *machine learning*, que cria árvores de decisões aleatórias, a fim de se obter as famílias de microrganismos mais importantes entre as fases 1 e 2, para cada uma das variáveis físico-químicas analisadas, conforme indicado na Figura 15.

Figura 15 – Resultado da técnica de *machine learning*, do algoritmo *Random Forest*.



Fonte: Do Autor (2024).

Foi realizado o estudo dos microrganismos de algumas das famílias mais importantes para cada variável físico-química apresentada na Figura 15. A Tabela 27 ressalta a importância de cada uma dessas famílias.

Tabela 27 - Descrição das famílias de microrganismos mais importantes nas fases 1 e 2, identificadas pelo algoritmo *Random Forest*.

Família	Descrição
<i>Chromatiaceae</i>	<p>Reduzem compostos orgânicos nocivos e causam a emissão de odores em ARS (Koelsch <i>et al.</i>, 1997; Stewart <i>et al.</i>, 2024).</p> <p>Uma das duas famílias que contém bactérias sulfurosas roxas, são utilizadas na biorremediação, sendo capazes de armazenar enxofre e outros compostos indesejáveis no interior da célula (Metcalf <i>et al.</i>, 2016).</p> <p>Também conhecida por atuar no ciclo do nitrogênio, torna-se abundante no processo de decomposição de carcaças de animais (Hilal <i>et al.</i>, 2021).</p> <p>Bactérias fototróficas que crescem tipicamente sob condições anóxicas convertendo sulfeto em sulfato. São capazes de realizar a remoção de fósforo em dejetos suínos (Earle <i>et al.</i>, 1984; Wu <i>et al.</i>, 2020).</p>
<i>Bogoriellaceae</i>	<p>Bactérias relacionadas à remoção de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) (Ren <i>et al.</i>, 2021).</p> <p>São actinomicetos Gram-positivos, e já foram isolados em águas profundas (Wang <i>et al.</i>, 2015) e em solo florestal (Li <i>et al.</i>, 2007; Chen <i>et al.</i>, 2022).</p>
<i>Gemmatimonadaceae</i>	<p>Grupo de bactérias aeróbias desnitrificantes, se apresentam em maior abundância em ambientes ricos em ferro (Wang <i>et al.</i>, 2018; Hu <i>et al.</i>, 2019; Pii <i>et al.</i>, 2016; Jia <i>et al.</i>, 2023).</p> <p>Assimiladores de produtos microbianos solúveis, também denominados substâncias poliméricas extracelulares (EPS), podem desenvolver atividade mutualística com bactérias ANAMMOX para a produção de energia (Xiao <i>et al.</i>, 2022).</p>
<i>Desulfomonilaceae</i>	<p>Bactérias redutoras de sulfato, frequentemente encontradas em ambientes anóxicos/óxicos (Dyksma; Pester 2024).</p>
<i>Acidaminobacteraceae</i>	<p>Identificada como importante para a degradação de matéria orgânica em zonas anaeróbias de sistemas aquáticos (Schwarz <i>et al.</i>, 2008; Ape <i>et al.</i>, 2019).</p> <p>Apresenta correlação positiva em relação às concentrações de nitrogênio amoniacal do solo (Shen <i>et al.</i>, 2023).</p>
<i>Anaerovoracaceae</i>	<p>Comunidade microbiana fermentativa/acidogênica (Hermansson <i>et al.</i>, 2022).</p> <p>Metabolismo e crescimento microbiano diretamente relacionados aos compostos orgânicos do enxofre (Cao <i>et al.</i>, 2024).</p>
<i>Solirubrobacteraceae</i>	<p>Actinomiceto termofílico (Levy-Booth <i>et al.</i>, 2022), associado à mineralização de matéria orgânica do solo e liberação de nutrientes para as plantas (Anandan 2016; Singleton <i>et al.</i>, 2003; Whitman; Suzuki 2015), como por exemplo o nitrogênio (Özbolat <i>et al.</i>, 2023).</p>
<i>Criblamydiaceae</i>	<p>Bactérias gram-negativas intracelulares obrigatórias (Sassa-O'Brien <i>et al.</i>, 2023).</p>

Tabela 27 - Continuação...

<i>Leptospiraceae</i>	Bactérias gram-negativas (Biemann <i>et al.</i> , 2021) espiroquetais, comumente envolvidas em doenças infecciosas em humanos e animais (Steinrigl <i>et al.</i> , 2024).
<i>Bdellovibrionaceae</i>	Apresenta elevada tolerância em relação ao agente antibacteriano Triclosan (TCS), contaminante ambiental devido ao seu amplo uso ao redor do globo (Martin <i>et al.</i> , 2020). São bactérias gram-negativas predadoras obrigatórias de outras bactérias gram-negativas (Jacquet <i>et al.</i> , 2020).
<i>Gallionellaceae</i>	Bactérias capazes de fixar dióxido de carbono CO ₂ durante a oxidação de ferro Fe ₂ , sendo, portanto, quimiolitotróficas (Tominski <i>et al.</i> , 2018), além de desnitrificantes (Huang <i>et al.</i> , 2021).
<i>Bryobacteraceae</i>	Bactérias acidofílicas quimioheterotróficas capazes de consumir ácidos orgânicos com elevada presença de fósforo (Dedysh <i>et al.</i> , 2017; Camargo <i>et al.</i> , 2023). Apresenta capacidade hidrolítica e se utiliza de açúcares e polissacarídeos (Ivanova <i>et al.</i> , 2020) para aumentar a eficiência da utilização do carbono disponível no meio (Fierer <i>et al.</i> , 2007; Tang <i>et al.</i> , 2022).
<i>Desulfurivibrionaceae</i>	Comumente associada à redução de enxofre, através de sua elevada taxa de transcrição de genes de redução de sulfato (Magnuson <i>et al.</i> , 2023).
<i>Caldiseriaceae</i>	Família que apresenta o gênero <i>Caldisericum</i> , anaeróbio termofílico, microrganismo fermentador, utilizado na degradação da matéria orgânica nos reatores anaeróbios de leito fixo e fluxo ascendente (Garcia <i>et al.</i> , 2017).
<i>Methanomicrobiaceae</i>	Associada à produção de metano e biogás em reatores anaeróbios (Lv <i>et al.</i> , 2022). Capaz de consumir amônia NH ₄ , auxiliando na produção posterior de metano CH ₄ (Jiang <i>et al.</i> , 2022).

Fonte: Do Autor (2024).

Conforme observado na Tabela 27, muitas das famílias identificadas como principais atuantes na variação físico-química do sistema se utilizam de compostos derivados do enxofre para exercer sua função metabólica. Dentre estas famílias, destacam-se a família *Chromatiaceae*, que além de armazenar enxofre, atua no ciclo do nitrogênio e apareceu como atuante na alteração da matéria orgânica do sistema, do nitrogênio e do nitrato (Koelsch *et al.*, 1997; Metcalf *et al.*, 2016; Hilal *et al.*, 2021; Stewart *et al.*, 2024); a *Solirubrobacteraceae*, atuante na variação de oxigênio dissolvido e capaz de realizar a liberação de nitrogênio em solo (Özbolat *et al.*, 2023). Outras famílias importantes no processo de tratamento A₂O foram: família *Caldiseriaceae*, cujo gênero *Caldisericum* se mostrou como um dos vinte gêneros mais abundantes no sistema de tratamento, capaz de digerir matéria orgânica em ambientes anaeróbios (Garcia *et al.*, 2017); *Methanomicrobiaceae*, capaz de produzir metano e biogás em condições anaeróbias (Lv *et al.*, 2022), cujo gênero *Methanobacterium*, composto por arqueias capazes de produzir metano (Kannan, 2020) também se consolidou como um dos vinte gêneros mais abundantes entre as fases 1 e 2.

6. CONCLUSÃO

A partir da análise dos dados obtidos para os valores de massa de compostos nitrogenados no efluente tratado, foi possível verificar a elevada eficiência de remoção do sistema, que em termo de massa de compostos chegou a cerca de 84% de remoção. Observou-se ainda eficiência de 75% de remoção de DQO alcançando 151 mg L⁻¹, que é compatível com a normativa ambiental vigente para lançamento em corpos d'água do estado de Minas Gerais.

Com a redução da concentração de oxigênio dissolvido no reator aeróbio, houve decréscimo da eficiência de remoção de DQO, variando de 75% durante a primeira fase de operação para 59% na terceira e última fase de monitoramento.

Vale ressaltar a diversidade microbiana encontrada, que por sua vez diferiu daquela comumente encontrada na literatura. Ressalta-se a presença dos gêneros de microrganismos *Clostridium sensu stricto 1*, um dos gêneros abundantes no processo, comumente encontrado na literatura neste tipo de sistema de tratamento, o gênero *Turicibacter*, o mais predominante durante as fases da análise microbiana, e os gêneros *Caldisericum* e *Methanobacterium*, que estavam presentes entre os gêneros mais abundantes no sistema de tratamento, e cujas famílias apresentaram importância de atuação para a variação de pH e matéria orgânica entre as fases 1 e 2.

REFERÊNCIAS

- AKINNAWO, S. O. Eutrophication: Causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. **Environmental Challenges**, v. 12, 100733, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100733>
- ALVES, O. I. M. et al. Formation and stability of aerobic granular sludge in a sequential batch reactor for the simultaneous removal of organic matter and nutrients from low-strength domestic wastewater. **Science of The Total Environment**, v. 843, 156988, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156988>
- ANANDAN, R.; DHARUMADURAI, D.; MANOGARAN, G.P. An introduction to actinobacteria. In: DHARUMADURAI, D.; JIANG, Y. (Ed.). **Actinobacteria - Basics and Biotechnological Applications**. London: IntechOpen, p.3-37, 2016. <http://dx.doi.org/10.5772/62329>
- ANTILEO, C. et al. Actuators monitoring system for real-time control of nitrification-denitrification via nitrite on long term operation. **Chemical Engineering Journal**, v. 223, p. 467-478. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.02.079>
- AOYAGI, T. et al. Unexpected diversity of acetate degraders in anaerobic membrane bioreactor treating organic solid waste revealed by high-sensitivity stable isotope probing. **Water Research**, v. 176, 115750, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115750>
- APE, F. et al. Biostimulation of in situ microbial degradation processes in organically-enriched sediments mitigates the impact of aquaculture. **Chemosphere**, v. 226, p. 715-725, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.178>
- ARAÚJO, J. C. DE. et al. Comparação de métodos para quantificação de bactérias nitrificantes. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 23, n. 2, p. 299-305, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018101256>
- ASHRAFI, E. et al. Optimising nutrient removal of a hybrid five-stage Bardenpho and moving bed biofilm reactor process using response surface methodology. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 1, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.102861>
- BacDive—the Bacterial Diversity Metadatabase ([http:// bacdive.dsmz.de](http://bacdive.dsmz.de)). <https://doi.org/10.13145/bacdive24296.20240916.9.1>
- BIEMANN, R et al. Fecal Metaproteomics Reveals Reduced Gut Inflammation and Changed Microbial Metabolism Following Lifestyle-Induced Weight Loss, **Biomolecules**, v. 11, n. 5, 726, 2021. <https://doi.org/10.3390/biom11050726>
- BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Quantidade e peso total das carcaças dos bovinos abatidos, no mês e no trimestre (Quilogramas), 1º trimestre 2022**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9203-pesquisas-trimestrais-do-abate-de-animais.html?edicao=33992>. Acesso em 29 de maio de 2023.

BUENO, R. F.; PIVELI, R. P.; CAMPOS, F. Lodo ativado com aeração prolongada operado sob baixa concentração de oxigênio dissolvido: comportamento cinético das bactérias heterotróficas e autotróficas nitrificantes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 28, 2023. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019134260>

CAI, Y.; YANG, H.; LIU, J.; ZUO, D.; DENG, L. Sequencing batch reactor (SBR) and anoxic and oxic process (A/O) display opposite performance for pollutant removal in treating digested effluent of swine wastewater with low and high COD/N ratios. **Journal of Cleaner Production**, v. 372, 133643, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133643>

CAMARGO, A. P. et al. Plant microbiomes harbor potential to promote nutrient turnover in impoverished substrates of a Brazilian biodiversity hotspot, **The ISME Journal**, v. 17, n. 3, p. 354–370, 2023. <https://doi.org/10.1038/s41396-022-01345-1>

CAO, J. et al. Genomic and physiological properties of *Anoxybacterium hadale* gen. nov. sp. nov. reveal the important role of dissolved organic sulfur in microbial metabolism in hadal ecosystems, **Frontiers in Microbiology**, v. 15, 2024. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1423245>

CARVALHO, C. B. DE. et al. Tratamento da água residuária de suinocultura em um sistema biológico para disposição em solo arenoso. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, n. 5., p. 873-881, 2022. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200360>

CHAI, H. et al. Enhanced simultaneous nitrification and denitrification in treating low carbon-to-nitrogen ratio wastewater: Treatment performance and nitrogen removal pathway. **Bioresource Technology**, v. 280, p. 51–58, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.022>

CHANG, Y-L. et al. Microalgae-bacteria consortia for the treatment of raw dairy manure wastewater using a novel two-stage process: Process optimization and bacterial community analysis. **Chemical Engineering Journal**, v. 473, 145388, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.145388>

CHEN, C. et al. Effects of HRT and loading rate on performance of carriers-amended ANAMMOX UASB reactors. **Water Environment Research**, v. 89, n. 1, p. 43-50, 2017. <https://doi.org/10.2175/106143016X14798353399296>

CHEN, F. et al. Selectivity control of nitrite and nitrate with the reaction of S₀ and achieved nitrite accumulation in the sulfur autotrophic denitrification process. **Bioresour. Technol.**, v. 266, p. 211–219, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.062>

CHEN, H. et al. Swine wastewater treatment using combined up-flow anaerobic sludge blanket and anaerobic membrane bioreactor: Performance and microbial community diversity. **Bioresource Technology**, v. 373, 128606, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128606>

CHEN, R. et al. Effects of digestate recirculation ratios on biogas production and methane yield of continuous dry anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 316, 123963, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123963>

CHEN, S. et al. Enhanced nitrogen removal for low C/N wastewater via preventing futile carbon oxidation and augmenting anammox. **Water Research X**, v. 25, 100253, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2024.100253>

CHENG, Q. et al. Advanced nitrogen removal performance and microbial community structure of a lab-scale denitrifying filter with in-situ formation of biogenic manganese oxides. **Journal of Environmental Management**, v. 331, 117299, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117299>

CHENG, Y. et al. Bioaugmentation treatment of a novel microbial consortium for degradation of organic pollutants in tannery wastewater under a fullscale oxic process, **Biochemical Engineering Journal**, v. 175, p.108131, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2021.108131>.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - reatores anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2007. (v. 5).

CHERNICHARO, C. A. L. (Ed.) **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001.

COLLIVER, B.B.; STEPHENSON, T. Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. **Biotechnology Advances**, v. 18, n. 3, p. 219-232, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0734-9750\(00\)00035-5](https://doi.org/10.1016/S0734-9750(00)00035-5)

DAOLIANG, L.; MI, Z.; LINGWEI J. Dissolved oxygen control strategies for water treatment: a review. **Water Sci Technol**, v. 86, n. 6, p. 1444–1466, 2022. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.281>

DEDYSH, S. N. et al. Defining the taxonomic status of described subdivision 3 acidobacteria: proposal of *Bryobacteraceae* fam. nov. **Int J Syst Evol Microbiol.**, v. 67. P. 498–501, 2017. <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.001687>

DEEPNARAIN, N. et al. Decision Tree for Identification and Prediction of Filamentous Bulking at Full-scale Activated Sludge Wastewater Treatment Plant. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 126, p. 25-34. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.02.023>

DEN, L. et al. Treatment and utilization of swine wastewater – a review on Technologies in full-scale application. **Science of the Total Environment**, v. 880, 163223, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163223>

DI CAPUA, F. et al. Electron donors for autotrophic denitrification. **Chem. Eng. J.**, v. 362, p. 922–937, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.01>

DYKSMA, S.; PESTER, M. Growth of sulfate-reducing Desulfobacterota and Bacillota at periodic oxygen stress of 50% air-O₂ saturation. **Microbiome**, v. 12, 191, 2024. <https://doi-org.ez26.periodicos.capes.gov.br/10.1186/s40168-024-01909-7>

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Cartilha: Gestão de água na suinocultura. 2016.

EARLE, J. F. K.; KOOPMAN, B.; LINCOLN, E. P. Role of purple sulfur bacteria in swine waste reclamation. **Agricultural Wastes**, v. 10, n. 4, p. 297-312, 1984. [https://doi.org/10.1016/0141-4607\(84\)90005-2](https://doi.org/10.1016/0141-4607(84)90005-2)

ESFAHANI, B.; ZEIDABADI, F. A.; BAZARGAN, A.; MCKAY, G. The Modified Bardenpho Process. In: Hussain, C. M. (Ed.) **Handbook of Environmental Materials Management**. Berlin: 2018. p.1-43p.

FATOBENE, G. et al. Utilização da taboa (*typha domingensis*) e papiro (*cyperus papyrus*) em leitos cultivados com efluente suíno originário da biodigestão anaeróbia e decantação. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 2, p. 35-44, 2019. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.002.0004>

FENG, Y. et al. Microplastics and benthic animals reshape the geochemical characteristics of dissolved organic matter by inducing changes in keystone microbes in riparian sediments. **Environmental Research**, v. 262, Part 1, 119806, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119806>

FERREIRA, C. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. Eutrofização: aspectos conceituais, usos da água e diretrizes para a gestão ambiental. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 6, n. 1, p. 65-77, 2015. <https://doi.org/10.6008/SPC2179-6858.2015.001.0006>

FIERER, N.; BRADFORD, M. A.; JACKSON, R. B. Toward an ecological classification of soil bacteria. **Ecology**, v. 88, n. 6, p. 1354–1364, 2007. <https://doi.org/10.1890/05-1839>

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia In: SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 3., Montevideo.1994. **Anais...** p.97-110.

FUMIN, Z. et al. In situ startup of a full-scale combined partial nitritation and anammox process treating swine digestate by regulation of nitrite and dissolved oxygen. **Bioresource Technology**, v. 315, 123837, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123837>

GARCIA, A.; MUÑOZ, A.; ABRAÃO, R.; CHAPARRO, A. Efeito de diferentes meios de suporte na produção de hidrogênio a partir do tratamento de águas residuais industriais não alcoólicas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA EM INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 12., São Carlos, 2017. **Anais eletrônicos...** São Carlos: UFSCar, 2017. <https://doi.org/10.5151/chemeng-cobeqic2017-506>

GARCÍA-VALERO, A. et al. Swine Wastewater Treatment System Using Constructed Wetlands Connected in Series. **Agronomy**, v. 14, 143, 2024.

<https://doi.org/10.3390/agronomy14010143>

GAO, J. et al. Ammonium removal characteristics of heterotrophic nitrifying bacterium *Pseudomonas stutzeri* GEP-01 with potential for treatment of ammonium-rich wastewater. **Bioprocess Biosyst Eng**, v. 43, p. 959–969, 2020

<https://doi.org/10.1007/s00449-020-02292-x>

GARNER, E. et al. Next generation sequencing approaches to evaluate water and wastewater quality, **Water Research**, v. 194, 116907, 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116907>

GARRIDO, J. M. et al. Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 53, n. 2, p. 168-178. 1997. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0290\(19970120\)53:2<168::AID-BIT6>3.0.CO;2-M](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0290(19970120)53:2<168::AID-BIT6>3.0.CO;2-M)

GERGES, P. et al. *Turicibacter* and *Catenibacterium* as potential biomarkers in autism spectrum disorders. **Sci Rep.**, v. 14, 23184, 2024. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-73700-5>

GIONGO, A. et al. Swine wastewater nitrogen removal at different C/N ratios using the modified Ludzack-Ettinger process. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 36, p. 968-977, 2018. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n6p968-977/2018>

GUO, J. et al. Performance and microbial community in the biocathode of microbial fuel cells under different dissolved oxygen concentrations. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 833, p. 433-440, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2018.12.015>

GÜRTEKIN, E. Optimizing the efficiency of a three-step fed anoxic/aerobic sequencing batch reactor using response surface methodology. **Clean Soil Air Water**, v. 51, p. 220-231. 2023. <https://doi.org/10.1002/clen.202200231>

HAN, Z. et al. Enhanced nitrogen removal and microbial analysis in partially saturated constructed wetland for treating anaerobically digested swine wastewater. **Front. Environ. Sci. Eng.**, v. 13, n. 4, 52, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11783-019-1133-4>

HERMANSSON, A. et al. Impact of the restraint of biofilm volume and thickness on the performance and microbial composition in anaerobic moving-bed biofilm reactors (AnMBBRs). **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 3, 107741, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107741>

HILAL, M. G. et al. Exploring microbial communities, assessment methodologies and applications of animal's carcass decomposition: a review. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 97, n. 8, 2021. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiab098>

- HUSSAIN, B. et al. Niche-specific modulation of long-chain n-alkanes degrading bacterial community and their functionality in forest habitats across the leaf litter-soil compartments. **Applied Soil Ecology**, v. 195, 105248, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105248>
- HUANG, Y-M. et al. Meta-omics Reveal *Gallionellaceae* and *Rhodanobacter* Species as Interdependent Key Players for Fe(II) Oxidation and Nitrate Reduction in the Autotrophic Enrichment Culture KS. **Appl Environ Microbiol**, v. 87, n. 15, e0049621, 2021. <https://doi.org/10.1128/AEM.00496-21>
- HU, Z. et al. Highly-efficient nitrogen removal from domestic wastewater based on enriched aerobic/anoxic biological filters and functional microbial community characteristics. **J. Clean. Prod.**, v. 238, 117867, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117867>
- IANNACONE, F. et al. Shortcut nitrification-denitrification and biological phosphorus removal in acetate-and ethanol-fed moving bed biofilm reactors under microaerobic/aerobic conditions. **Bioresource Technology**, v. 330, 124958, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124958>
- IVANOVA, A. A. et al. Linking ecology and systematics of acidobacteria: Distinct habitat preferences of the *Acidobacteriia* and *Blastocatellia* in tundra soils. **PLoS ONE**, v. 15, n. 3, e0230157, 2020. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230157>
- JACQUET, S. et al. *Bdellovibrio* sp: An important bacterial predator in Lake Geneva? **J Microbiol Biotechnol**, v. 5, 2020. <https://doi.org/10.23880/oajmb-16000157f>
- JIANG, L. et al. Mechanism of microbial involvement in nitrogen conversion affecting methane production in dry anaerobic digestion, **Journal of Cleaner Production**, v. 369, 133324, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133324>
- JIANG, Y. et al. Simultaneous biological nitrogen and phosphorus removal with a sequencing batch reactor–biofilm system. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 103, p. 221-226. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.02.019>
- JIA, L. et al. Nitrogen removal in improved subsurface wastewater infiltration system: Mechanism, microbial indicators and the limitation of phosphorus. **Journal of Environmental Management**, v. 335, 117456, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117456>
- KANNAN, A. D.; EVANS, P.; PARAMESWARAN, P. Long-term microbial community dynamics in a pilot-scale gas sparged anaerobic membrane bioreactor treating municipal wastewater under seasonal variations. **Bioresource technology**, v. 310, 123425, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123425>
- KALLSCHEUER, N. et al. Analysis of bacterial communities in a municipal duck pond during a phytoplankton bloom and isolation of *Anatilimnocola aggregate* gen. nov., sp. nov., *Lacipirellula limnantheis* sp. nov. and *Urbifossiella limnaea* gen. nov., sp. nov. belonging to the phylum *Planctomycetes*. **Environ Microbiol**, v. 23, p. 1379-1396, 2021. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15341>

KOELSCH, R. K.; CHEN, T. T.; SCHULTE, D. D. Purple sulfur bacteria in anaerobic treatment lagoons. **Neb. Swine Rep.**, v. 205, 1997.

https://digitalcommons.unl.edu/coopext_swine/205

KURADE, M. B. et al. Acetoclastic methanogenesis led by Methanosarcina in anaerobic co-digestion of fats, oil and grease for enhanced production of methane. **Bioresour. Technol.**, v. 272, p. 351–359, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.047>

LALOO, A. E. et al. Mechanisms of persistence of the ammonia-oxidizing bacteria Nitrosomonas to the biocide free nitrous acid. **Environ. Sci. Technol.**, v. 52, n. 9, p. 5386–5397, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04273>

LAL, R.; SRIVASTAVA, A.; BHATTACHARYA, S. 7 - Microbial communities within biological wastewater treatment reactors. In: SHAH, M. P.; RODRIGUEZ-COUTO, S. (Eds.). **Wastewater Treatment Reactors**, 2021. p. 141-158,

<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823991-9.00006-X>

LAWSON, C. E. et al. Autotrophic and mixotrophic metabolism of an anammox bacterium revealed by in vivo ¹³C and ²H metabolic network mapping. **The ISME Journal**, v. 15, n. 3, p. 673–687, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41396-020-00805-w>

LAWSON, P.; RAINEY, F. Proposal to restrict the genus Clostridium (Prazmowski) to Clostridium butyricum and related species. **Int. J. Syst. Ev. Microbiol.**, v. 66, n. 2, p. 1009–1016, 2015. <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.000824>

LEITE, P. F. A. F.; VICH, D. V.; CALLADO, N. H. Tratamento de dejetos de suinocultura em reator anaeróbico com pós-tratamento aeróbico/anóxico. Universidade Federal de Alagoas. 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200009>

LEVY-BOOTH, D. J. et al. Discovery of lignin-transforming bacteria and enzymes in thermophilic environments using stable isotope probing. **The ISME Journal**, v. 16, n. 8, p. 1944–1956, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41396-022-01241-8>

LI, C.-J. et al. Comparative genomic analysis and proposal of *Clostridium yunnanense* sp. nov., *Clostridium rhizosphaerae* sp. nov., and *Clostridium paridis* sp. nov., three novel Clostridium sensu stricto endophytes with diverse capabilities of acetic acid and ethanol production. **Anaerobe**, v. 79, 102686, 2023a.

<https://doi.org/10.1016/j.anaerobe.2022.102686>

LI, C. et al. The effects of non-metallic organic tanning agents on the microbial community structure in wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 279, 123553, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123553>

LI, C. et al. Identification and synergetic mechanism of TCE, H₂ and O₂ metabolic microorganisms in the joint H₂/O₂ system. **Science of The Total Environment**, v. 879, 163026, 2023b. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163026>

LI, H. et al. Evidence of autotrophic direct electron transfer denitrification (DETD) by *Thiobacillus* species enriched on biocathodes during deep polishing of effluent from a municipal wastewater treatment plant. **Chemical Engineering Journal**, v. 495, 153389, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.153389>

LI, J. et al. UASB-modified Bardenpho process for enhancing bio-treatment efficiency of leachate from a municipal solid waste incineration plant. **Waste Management**, v. 102, p. 97-105. 2020b. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.028>

LI, M. et al. Enhanced bioenergy recovery and nutrient removal from swine wastewater using an airlift-type photosynthetic microbial fuel cell. **Energy**, v. 226, 120422, 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.120422>

LI, S.; ZHU, L. Copper regulates degradation of typical antibiotics by microalgal-fungal consortium in simulated swine wastewater: insights into metabolic routes and dissolved organic matters. **Water Research**, v. 245, 120654, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120654>

LI, W. J. et al. *Georgenia ruanii* sp. nov. A Novel *Actinobacterium* Isolated from Forest Soil in Yunnan (China), and Emended Description of the Genus *Georgenia*. **Int. J. Syst. Ev. Microbiol.**, v. 57, p. 1424 –1428, 2007. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.64749-0>

LI, Z.; PENG, Y.; GAO, H. [a] Enhanced long-term advanced denitrogenation from nitrate wastewater by anammox consortia: Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) coupling with anammox in an upflow biofilter reactor equipped with EDTA-2Na/Fe(II) ratio and pH control. **Bioresource Technology**, v. 305, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123083>

LIKUI, F. et al. Can biochar application improve nitrogen removal in constructed wetlands for treating anaerobically-digested swine wastewater? **Chemical Engineering Journal**, v. 379, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122273>

LIU, H. et al. Comparison of swine wastewater treatment by microalgae and heterotrophic nitrifiers: focusing on nitrogen removal mechanism revealed by microbiological correlation. **Water Air Soil Pollut**, p. 233-294, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05783-7>

LIU, J. et al. A novel enhanced bio-ecological combined reactor for rural wastewater treatment: Operational performance and microbial communities. **Biochemical Engineering Journal**, v. 198, 108991, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2023.108991>

LIU, Z. Effects of dietary corn gluten feed on growth, antioxidant capacity and intestinal flora of *Apostiopsis Japonicus*. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4684028>

LU, Q. et al. Improved methane production from anaerobic organic wastewater treatment by nitrogen-doped carbon. **Carbon**, v. 177, p. 151-159, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2021.02.064>

- LV, Z. et al. High temperature shock threatens methane production via disturbing microbial interactions in anaerobic digestion. **Science of The Total Environment**, v. 846, 157459, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157459>
- LV, Y. et al. Enhance the treatment of low strength wastewater at low temperature with the coexistence system of AnAOB and heterotrophic bacteria: Performance and bacterial community. **Science of The Total Environment**, v. 714, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136799>
- MA, Y. et al. Autotrophic denitrification in constructed wetlands: Achievements and challenges. **Bioresource Technology**, v. 318, 123778, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123778>
- MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J. M.; BENDER, K. S.; BUCKLEY, D. H.; STAHL, D. A. **Microbiologia de Brock**. 14. ed., Porto Alegre: Artmed, 2016. 1160 p.
- MAGNUSON, E. et al. Sulfur-cycling chemolithoautotrophic microbial community dominates a cold, anoxic, hypersaline Arctic spring. **Microbiome**, v. 11, 203, 2023. <https://doi.org/10.1186/s40168-023-01628-5>
- MARTIN, E. K. et al. Triclosan changes community composition and selects for specific bacterial taxa in marine periphyton biofilms in low nanomolar concentrations. **Ecotoxicology**, v. 29, p. 1083–1094, 2020. <https://doi.org.ez26.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10646-020-02246-9>
- MEHRANI, M-J. et al. The occurrence and role of Nitrospira in nitrogen removal systems. **Bioresource Technology**, v. 303, 122936, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122936>
- MENG, L. et al. The effect of bacterial functional characteristics on the spread of antibiotic resistance genes in Expanded Granular Sludge Bed reactor treating the antibiotic wastewater. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 225, 112714, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112714>
- METCALF AND EDDY, INC. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre, RS: AMGH, 2016. 1980 p
- METCALF, J. L. et al. Microbial community assembly and metabolic function during mammalian corpse decomposition. **Science**, v. 351, p. 158–162, 2016. <https://doi.org/10.1126/science.aad2646>
- MIAO, Y. et al. Partial nitrification-anammox (PNA) treating sewage with intermittent aeration mode: Effect of influent C/N ratios. **Chemical Engineering Journal**, v. 334. p. 664-672. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.072>
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa conjunta COPAM - CERH/MG N° 8, de 21 de novembro de 2022. **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 do Executivo – “Minas Gerais” – 02/12/2022.

MPONGWANA, N.; RATHILAL, S. Exploiting biofilm characteristics to enhance biological nutrient removal in wastewater treatment plants. **Appl. Sci.**, v. 12, 2022. <https://doi.org/10.3390/app12157561>

MISHRA, S. et al. Nitrogen removal from wastewater: A comprehensive review of biological nitrogen removal processes, critical operation parameters and bioreactor design. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, 107387, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107387>

OCHOA-HERNANÁNDEZ, M. E. et al. Linking the shifts in the metabolically active microbiota in a UASB and hybrid anaerobic-aerobic bioreactor for swine wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, v. 344, 118435, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118435>

OLIVEIRA, M. G. DE. et al. Microaerophilic treatment enhanced organic matter removal and methane production rates during swine wastewater treatment: A long-term engineering evaluation. **Renewable Energy**, v. 180, p. 691-699, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.08.120>

OSHIKI, M. et al. Growth of nitrite-oxidizing Nitrospira and ammonia-oxidizing Nitrosomonas in marine recirculating trickling biofilter reactors. **Environ Microbiol**, v. 24, 2020. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.16085>

ÖZBOLAT, O. et al. Long-term adoption of reduced tillage and green manure improves soil physicochemical properties and increases the abundance of beneficial bacteria in a Mediterranean rainfed almond orchard. **Geoderma**, v. 429, 116218, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116218>

PAN, X. et al. Study on biogas production from pig manure wastewater by microbial electrosynthesis at sub-psychrophilic conditions. **Process Biochemistry**, v. 146, p. 195-203, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2024.07.015>

PELLISSARI, C. et al. Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of The Total Environment**, v. 584–585, p. 642-650, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.091>

PII, Y. et al. The interaction between iron nutrition, plant species and soil type shape the rhizosphere microbiome. **Plant Physiol. Biochem.**, v. 99, p. 39–48, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2015.12.002>

PROKHOROVA, A. et al. Concurrent treatment of raw and aerated swine wastewater using an electrorophic denitrification system. **Bioresource Technology**, v. 321, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124508>

PUENGRANG, P. et al. Diverse Microbial Community Profiles of Propionate-Degrading Cultures Derived from Different Sludge Sources of Anaerobic Wastewater Treatment Plants. **Microorganisms**, v. 8, 2020. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8020277>

QIANWEN, S. et al. Performance of a sequencing-batch membrane bioreactor (SMBR) with an automatic control strategy treating high-strength swine wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 342, p. 210-219, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.010>

QU, W. et al. Influence of Temperature on Denitrification and Microbial Community Structure and Diversity: A Laboratory Study on Nitrate Removal from

Groundwater. **Water**, v. 14, n. 436. 2022. <https://doi.org/10.3390/w14030436>

RAHIMI, S.; MODIN, O.; MIJAKOVIC, I. Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. **Biotechnology Advances**, v. 43, 107570, 2020.

<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2020.107570>

R Core Team. **R: A Language and environment for statistical computing**. (Version 4.3) [Computer software]. Retrieved from <https://cran.r-project.org>. (R packages retrieved from CRAN snapshot 2024-01-09).

REN, X. et al. Combined Effects of Microplastics and Biochar on the Removal of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Phthalate Esters and Its Potential Microbial Ecological Mechanism. **Frontiers in Microbiology**, v. 12, 2021.

<https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.647766>

REZVANI, F. et al. Nitrate removal from drinking water with a focus on biological methods: a review. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 26, p. 1124–1141. 2019.

<https://doi.org/10.1007/s11356-017-9185-0>

ROOTS, P. et al. Comammox Nitrospira are the dominant ammonia oxidizers in a mainstream low dissolved oxygen nitrification reactor. **Water Research**, v. 157, p. 396-405. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.060>

RUMSEY, D. J. **How to interpret a correlation coefficient r**. Statistics for dummies, 2016.

SANTOS, E. V. M. et al. Capacidade metabólica de bactérias heterotróficas de sistemas de lodo ativado em ambientes aeróbios e anóxicos. **Eng Sanit Ambient.**, 2020.

<https://doi.org/10.1590/S1413-41522020140295>

SANTOS, M. V. A. DOS. et al. Reatores híbridos anaeróbio e aeróbio para remoção de matéria orgânica e nitrogênio em esgoto doméstico diluído. **Engenharia Sanitaria E Ambiental**, p. 591–600. 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020284>

SASSA-O'BRIEN, Y. et al. Diversity of *Chlamydiales* detected in pet birds privately kept in individual homes in Japan, **Journal of Veterinary Medical Science**, v. 85, p. 907-911, 2023. <https://doi.org/10.1292/jvms.230185>

SATAM, H. et al. Next-Generation Sequencing Technology: Current Trends and Advancements. **Biology**, v. 12, n. 7, 997, 2023.

<https://doi.org/10.3390/biology12070997>

- SCHWARZ, J. I.; ECKERT, W.; CONRAD, R. Response of the methanogenic microbial community of a profundal lake sediment (Lake Kinneret, Israel) to algal deposition. **Limnol. Oceanogr.**, v. 53, n. 1, p. 113-121, 2008. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.1.0113>
- SHAOYI, X. et al. Ubiquity, diversity, and activity of comammox Nitrospira in agricultural soils. **Science of The Total Environment**, v. 706, 135684, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135684>
- SHEN, Y. et al. Mitigating the adverse effect of warming on rice canopy and rhizosphere microbial community by nitrogen application: An approach to counteract future climate change for rice. **Science of The Total Environment**, v. 905, 167151, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167151>
- SHI, Y. et al. Accelerating anaerobic hydrolysis acidification of dairy wastewater in integrated floating-film and activated sludge (IFFAS) by using zero-valent iron (ZVI) composite carriers. **Biochemical Engineering Journal**, v. 177, 108226, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2021.108226>
- SHUN, H. et al. Shifts in Nitrobacter- and Nitrospira-like nitrite-oxidizing bacterial communities under long-term fertilization practices. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 124, p. 118-125, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.05.033>
- SILVA, N. DA.; JUNQUEIRA, V. C. A.; SILVEIRA, N. F. DE. ARRUDA.; TANIWAKI, M. H.; GOMES, R. A. R.; OKAZAKI, M. M. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água**. 5. ed., São Paulo. Blucher. 2017. 560p.
- SINGH, D. et al. Strategies for biological treatment of wastewater: A critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 454, 142266, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142266>
- SINGLETON, D. R. et al. *Solirubrobacter pauli* gen. nov., sp. nov., a mesophilic bacterium within the *Rubrobacteridae* related to common soil clones. **Int. J. Syst. Ev. Microbiol.**, v. 53, p. 485–490, 2003. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.02438-0>
- SOUZA, A. DE. et al. Estudo da associação entre óxidos de nitrogênio e concentração de ozônio com parâmetros meteorológicos. **GEOSUL**, Florianópolis, v. 33, n. 68, p. 164-183, 2018. <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2018v33n68p164>
- STEINRIGL, A. et al. Isolation and characterization of *Leptospira licerasiae* in Austrian swine — a first-time case report in Europe. **BMC Vet Res**, v. 20, 348, 2024. <https://doi-org.ez26.periodicos.capes.gov.br/10.1186/s12917-024-04213-6>
- STEWART, R. D. et al. Profiling the bacterial microbiome diversity and assessing the potential to detect antimicrobial resistance bacteria in wastewater in Kimberley, South Africa. **Sci Rep**, v. 14, 26867, 2024. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-76466-y>
- STRAUB, K.L. et al. Anaerobic, nitrate-dependent microbial oxidation of ferrous iron. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 62, p. 1458–1460. 1996. <https://doi.org/10.1128/aem.62.4.1458-1460.1996>

SUÁREZ, W. A. B. et al. Predominance of syntrophic bacteria, *Methanosaeta* and *Methanoculleus* in a two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor treating coffee processing wastewater at high organic loading rate. **Bioresource technology**, v. 268, p. 158-168, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.091>

SUN, B. et al. *Bacillus subtilis* biofertilizer mitigating agricultural ammonia emission and shifting soil nitrogen cycling microbiomes. **Environment International**, v. 144, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105989>

TANG, Y. et al. Soil Type Influences Rhizosphere Bacterial Community Assemblies of Pecan Plantations, a Case Study of Eastern China. **Forests**, v. 13, 363, 2022. <https://doi.org/10.3390/f13030363>

The Jamovi project (2024). **Jamovi**. (Version 2.5) [Computer Software]. Retrieved from <https://www.jamovi.org>.

TOMINSKI, C. et al. Insights into carbon metabolism provided by fluorescence in situ hybridization-secondary ion mass spectrometry imaging of an autotrophic, nitrate-reducing, Fe(II)-oxidizing enrichment culture. **Appl Environ Microbiol**, v. 84, 2018. <https://doi.org/10.1128/AEM.02166-17>

TYAGI, V. K. et al. Anaerobic–aerobic system for beverage effluent treatment: Performance evaluation and microbial community dynamics. **Bioresource Technology Reports**, v. 7, 100309, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100309>

USMAN, M. et al. Hydrochar promoted anaerobic digestion of hydrothermal liquefaction wastewater: Focusing on the organic degradation and microbial community. **Chemical Engineering Journal**, v. 399, 125766, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125766>

VELHO, V. F. et al. The viability of treated piggery wastewater for reuse in agricultural irrigation. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, 2012. <https://doi.org/10.1186/2251-7715-1-10>

VELOSO, A. V. et al. Sustentabilidade ambiental da suinocultura com manejo de dejetos em biodigestor – avaliação de parâmetros físico-químicos. **Revista Engenharia na Agricultura - REVENG**, v. 26, n. 4, p. 322–333, 2018. <https://doi.org/10.13083/reveng.v26i4.846>

VIEIRA, D. A. DE.; P. FERNANDES, N. C. DE A. **Microbiologia Geral**. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás. Inhumas. p. 100. 2012.

VILAJELIU-PONS, A. et al. External Resistances Applied to MFC Affect Core Microbiome and Swine Manure Treatment Efficiencies. **PLoS ONE**, v. 11, n. 10, e0164044, 2016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164044>

VILLA, L. M. et al. Anaerobic co-digestion of swine manure with sweet potato or cassava in different C/N ratios. Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de

Santa Maria, Santa Maria, Brazil. **Ciência Rural**, v. 50. 2020.
<https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20190734>

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014. 472p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1).

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007. 461p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 5).

XI, H. et al. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification process: Promising but a long way to go in the wastewater treatment. **Science of The Total Environment**, v. 805, 150212, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150212>

XIAO, R. et al. Active assimilators of soluble microbial products produced by wastewater anammox bacteria and their roles revealed by DNA-SIP coupled to metagenomics. **Environment International**, v. 164, 107265, 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107265>

XIN, R. et al. Tracking the extracellular and intracellular antibiotic resistance genes across whole year in wastewater of intensive dairy farm. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 269, 115773, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023>

XIN, X.; CAO, X.; WANG, Z. Integrated effects of operational temperature, HRT, and influent ammonium concentration on a CANON coupling with denitrification process treating for digested piggery wastewater: performance and microbial community. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 46, n. 1, p. 1-13, 2023.
<https://doi.org/10.1007/s00449-022-02804-x>

XING, W. et al. pH control and microbial community analysis with HCl or CO₂ addition in H₂-based autotrophic denitrification. **Water Research**, v. 168, 115200, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115200>

WANG, D. et al. Achieving Stable Nitritation for Mainstream Deammonification by Combining Free Nitrous Acid-Based Sludge Treatment and Oxygen Limitation. **Sci. Rep.**, v. 6. 2016. <https://doi.org/10.1038/srep25547>

WANG, S.; XU, X.; WANG, L. *Georgenia subflava* sp nov. Isolated from A Deep-Sea Sediment. **Int. J. Syst. Ev. Microbiol.**, v. 65, p. 4146–4150, 2015.
<https://doi.org/10.1099/ijsem.0.000553>

WANG, S. et al. Remedying acidification and deterioration of aerobic post-treatment of digested effluent by using zero-valent iron. **Bioresour. Technol.**, v. 247, p. 477–485, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.078>

WANG, Y. et al. The generation characteristics, pattern, and exposure risk of bioaerosol emitted in an A²O process wastewater treatment plant. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 241, 113823, 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113823>

WANG, Y. et al. Ultrasonic radiation enhances percarbonate oxidation for improving anaerobic digestion of waste activated sludge. **Chemical Engineering Journal**, v. 457, 141178, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.141178>

WANG, Z. et al. Impact of total solids content on anaerobic co-digestion of pig manure and food waste: Insights into shifting of the methanogenic pathway. **Waste Management**, v. 114, p. 96-106, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.06.048>

WANG, Z. et al. A continuous-flow combined process based on partial nitrification-Anammox and partial denitrification-Anammox (PN/A + PD/A) for enhanced nitrogen removal from mature landfill leachate. **Bioresour Technol**, v. 297, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122483>

WHITMAN, W.; SUZUKI, K. *Solirubrobacteraceae*. 2015. <https://doi.org/10.1002/9781118960608.gbm00227>

WU, X. et al. Simultaneous methanogenesis and denitrification coupled with nitrifying biofilm for high-strength wastewater treatment: Performance and microbial mechanisms. **Water Research**, v. 225, 119163, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119163>

WU, Z. et al. Denitrifying sulfur conversion-EBPR (DS-EBPR) process for treatment of seawater-based highly saline wastewater: Evaluation on performance, kinetics and microbial community structure. **Bioresour Technol**, v. 313, 123574, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123574>

YAN, Y. et al. Transcriptomics Uncover the Response of Anammox Bacteria to Dissolved Oxygen Inhibition and the Subsequent Recovery Mechanism. **Environmental Science & Technology**, v. 54. 2020. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02842>

YANG, B. et al. Effects of environmental factors on low temperature anaerobic digestion of pig manure. **Environmental Research Communications**, v. 4. 2022b. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/aca647>

YANG, G.; YIN, Y.; WANG, J. Microbial community diversity during fermentative hydrogen production inoculating various pretreated cultures. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 44, n. 26, p. 13147-13156, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.03.216>

YANG, J. et al. The fate of diclofenac in anaerobic fermentation of waste activated sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 322, 116098, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116098>

YANG, Y. et al. Enrichment and characterization of autotrophic Thiobacillus denitrifiers from anaerobic sludge for nitrate removal. **Process Biochemistry**, v. 68, p. 165-170, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2018.02.017>

YANG, J. R. et al. Ammonium removal characteristics of an acid-resistant bacterium *Acinetobacter* sp. JR1 from pharmaceutical wastewater capable of heterotrophic

nitrification-aerobic denitrification. **Bioresource Technology**, v. 274, p. 56–64, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.052>

YANG, Y. et al. Dominant denitrifying Bacteria are important hosts of antibiotic resistance genes in pig farm anoxic-oxic wastewater treatment processes. **Environment International**, v. 143, 105897, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105897>

YANG, Y. et al. Discovery of a new genus of anaerobic ammonium oxidizing bacteria with a mechanism for oxygen tolerance. **Water Research**, v. 226, 119165, 2022a. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119165>

ZHANG, C.; YUAN, Q.; LU, Y. Inhibitory effects of ammonia on syntrophic propionate oxidation in anaerobic digester sludge. **Water Research**, v. 146, p. 275-287, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.046>

ZHANG, M. et al. Towards mainstream deammonification of municipal wastewater: partial nitrification-anammox versus partial denitrification-anammox. **Science of the Total Environment**, v. 692, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.293>

ZHANG, Y.; QIAO, Y.; FU, Z. Shifts of bacterial community and predictive functional profiling of denitrifying phosphorus removal–Partial nitrification–Anammox three-stage nitrogen and phosphorus removal before and after coupling for treating simulated wastewater with low C/N. **Chemical Engineering Journal**, v. 451, 138601, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.138601>

ZHONGQI, H. et al. Cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* and *Scenedesmus obliquus* in swine wastewater: Nitrogen and phosphorus removal and microalgal growth. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 179, p. 887-895, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.09.073>

ZHOU, L. et al. Recent advances in swine wastewater treatment technologies for resource recovery: A comprehensive review. **Science of The Total Environment**, v. 924, 171557, 2024 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171557>

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, Á. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 29-42, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100134682>

ZOU, J. et al. Understanding the role of polyurethane sponges on rapid formation of aerobic granular sludge and enhanced nitrogen removal. **Chemical Engineering Journal**, v. 460, 141670, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.141670>