

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
ENGENHARIA AMBIENTAL

MARIA FERNANDA SUFFIATTI DE ALMEIDA

Remoção de nitrogênio e antibióticos de efluente anaeróbio de ETE submetido a
biomassa ANAMMOX enriquecida em sistema com carvão ativado.

São Carlos

2025

MARIA FERNANDA SUFFIATTI DE ALMEIDA

Remoção de nitrogênio e antibióticos de efluente anaeróbio de ETE submetido a biomassa ANAMMOX enriquecida em sistema com carvão ativado.

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Ambiental, da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Engenheira.

Orientador(a): Profa. Dra. Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic

São Carlos
2025

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Sérgio Rodrigues Fontes
e pelo Serviço de Comunicação e Marketing da EESC-USP,
com dados inseridos pelo(a) autor(a).

A447r Almeida, Maria Fernanda Suffiatti de
Remoção de nitrogênio e antibióticos de efluente anaeróbico de ETE submetido a biomassa ANAMMOX enriquecida em sistema com carvão ativado. / Maria Fernanda Suffiatti de Almeida ; orientadora Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic. -- São Carlos, 2025.
68 p.
Monografia - Graduação em Engenharia Ambiental -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2025.
1. Antibióticos. 2. Esgoto sanitário. 3. Nitrogênio. 4. Tratamento anaeróbico de esgoto.. I. Damianovic, Márcia Helena Rissato Zamariolli, orient. II. Título.

Responsáveis pela estrutura de catalogação da publicação segundo a AACR2: Bibliotecários da EESC/USP.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): **Maria Fernanda Suffiatti de Almeida**

Data da Defesa: 06/11/2025

Comissão Julgadora:

Resultado:

Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic (Orientador(a))

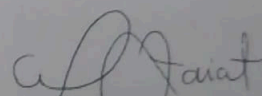
Aprovada

Lucas Tadeu Fues

Aprovada

Rodrigo Braz Carneiro

Aprovada



Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, por me conceder força e sabedoria ao longo desta caminhada.

À minha família, em especial aos meus pais, pelo apoio incondicional, paciência, amor e incentivo em todos os momentos. Sem vocês, nada disso seria possível.

À minha orientadora, Profa. Dra. Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic, pela dedicação, orientação atenta, confiança depositada e pelos ensinamentos transmitidos, que foram fundamentais para o desenvolvimento desta monografia e para a minha formação acadêmica.

Em especial, ao Thiago V. R. Soeira, pelo auxílio indispensável, pela disponibilidade em compartilhar conhecimentos e pela colaboração direta ao longo da pesquisa, que contribuíram de maneira significativa para a realização deste trabalho.

Aos colegas e amigos do Laboratório de Processos Biológicos (LPB), pela colaboração nas etapas experimentais, pelas trocas de conhecimento e pela amizade construída ao longo desta jornada.

À Universidade de São Paulo e à Escola de Engenharia de São Carlos, pela oportunidade de aprendizado e pela infraestrutura disponibilizada.

E, por fim, a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho, meu sincero muito obrigada.

RESUMO

ALMEIDA, M. F. S. **Remoção de nitrogênio e antibióticos de efluente anaeróbio de ETE submetido a biomassa ANAMMOX enriquecida em sistema com carvão ativado.** 2025. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2025.

Os antibióticos e nitrogênio presentes nos esgotos sanitários que atingem os corpos d'água representam uma ameaça ao meio ambiente, pois podem reduzir a biodiversidade, alterar a biota aquática e gerar resistência antimicrobiana dos seres vivos que utilizam este recurso natural - a água. As estações de tratamento de esgoto (ETE), baseadas em processos biológicos a nível secundário, não são capazes de remover efetivamente nitrogênio e antibióticos das águas residuárias para o lançamento adequado nos corpos hídricos. Neste sentido, o objetivo deste projeto consistiu em avaliar a remoção de nitrogênio e de 4 antibióticos, sendo eles Ofloxacina, Ciprofloxacina, Trimetoprima e Norfloxacina, presentes em efluente anaeróbio de estação de tratamento de esgoto sanitário, pelo processo de oxidação anaeróbia de amônia (ANAMMOX). Avaliou-se o processo ANAMMOX em reatores batelada contendo carvão ativado granular (CAG) como material suporte, escolhido por sua elevada área superficial e por favorecer a transferência direta de elétrons entre espécies (DIET), o que pode intensificar a atividade e a estabilidade da biomassa ANAMMOX. Dentre as variáveis de interesse, foram avaliados os efeitos da relação entre a matéria orgânica e nitrogênio (DQO:N), que variou de 0,48 a 1,95 e a concentração de CAG sobre a remoção de nitrogênio e antibióticos, que variou entre 0,0 e 98,6 g L⁻¹. Os resultados mostraram que a suplementação com o CAG foi decisiva para o aumento das eficiências de remoção, apresentando melhor desempenho em condições com concentrações de CAG acima de 100 g L⁻¹ e relação DQO:N entre 0,8 e 1,4. Nessas condições, foram obtidas eficiências superiores a 80% para Ofloxacina, Ciprofloxacina, Trimetoprima e Norfloxacina. Para o nitrogênio amoniacal, foram obtidas oxidações de até 88,4% em condições de CAG acima de 60 g L⁻¹ e DQO:N entre 0,6 e 1,4. Além disso, verificou-se remoção de matéria orgânica em até 80%, provavelmente associada à atividade de microrganismos desnitrificantes heterotróficos presentes no lodo ANAMMOX. Conclui-se que o processo ANAMMOX suplementado com CAG apresenta grande potencial para aplicação em ETEs como etapa de pós-tratamento, promovendo a remoção simultânea de nitrogênio e antibióticos.

Palavras-Chave: Antibióticos. Esgoto sanitário. Nitrogênio. Tratamento anaeróbio de esgoto.

ABSTRACT

ALMEIDA, M. F. S. **Removal of nitrogen and antibiotics from anaerobic wastewater treatment plant effluent treated with enriched ANAMMOX biomass in a system with activated carbon.** 2025. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2024.

Antibiotics and nitrogen present in domestic wastewater that reach natural water bodies pose an environmental threat, as they can reduce biodiversity, alter aquatic biota, and promote antimicrobial resistance in organisms that depend on this natural resource—water. Wastewater treatment plants (WWTPs), based on secondary-level biological processes, are not able to effectively remove nitrogen and antibiotics from wastewater before discharge into receiving water bodies. In this context, the objective of this project was to evaluate the removal of nitrogen and four antibiotics—ofloxacin, ciprofloxacin, trimethoprim, and norfloxacin—present in anaerobic effluent from a sanitary wastewater treatment plant, through the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process. The ANAMMOX process was evaluated in batch reactors containing granular activated carbon (GAC) as support material, selected for its high surface area and its ability to enhance direct interspecies electron transfer (DIET), which may increase the activity and stability of ANAMMOX biomass. Among the variables of interest, the effects of the chemical oxygen demand to nitrogen ratio (COD:N), which ranged from 0.48 to 1.95, and the GAC concentration, which ranged from 0.0 to 98.6 g L⁻¹, were assessed for nitrogen and antibiotic removal. The results showed that GAC supplementation was decisive in improving removal efficiencies, with the best performance observed at GAC concentrations above 100 g L⁻¹ and COD:N ratios between 0.8 and 1.4. Under these conditions, removal efficiencies above 80% were achieved for ofloxacin, ciprofloxacin, trimethoprim, and norfloxacin. Ammonium oxidation reached up to 88.4% under conditions with GAC above 60 g L⁻¹ and COD:N between 0.6 and 1.4. Furthermore, organic matter removal reached up to 80%, likely associated with the activity of heterotrophic denitrifying microorganisms present in the ANAMMOX sludge. It is concluded that the ANAMMOX process supplemented with GAC shows great potential for application in WWTPs as a post-treatment stage, enabling the simultaneous removal of nitrogen and antibiotics.

Keywords: Antibiotics. Domestic wastewater. Nitrogen. Anaerobic wastewater treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Reator contínuo de cultivo ANAMMOX	32
Figura 2: Localização ETE Monjolinho no município de São Carlos (limite vermelho é a área urbana)	33
Figura 3 - Gráfico de Pareto para remoção de amônia	40
Figura 4 - Gráfico de superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção de Nitrogênio amoniacal	40
Figura 5 - Gráfico de Pareto para remoção de OFLO	42
Figura 6 - Gráfico de superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção de OFLO	43
Figura 7 - Gráfico de Pareto para remoção de Ciprofloxacina	45
Figura 9 - Gráfico de Pareto para remoção de TMP	47
Figura 10 - Gráfico de superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção de TMP	48
Figura 11 - Gráfico de Pareto para remoção de Norfloxacin	49
Figura 12 - Gráfico de superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção de NOR	50
Figura 13 - Gráfico de Pareto para remoção da Matéria orgânica	51
Figura 14 - Gráfico de superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção de Matéria Orgânica	52

LISTA DE QUADRO

Quadro 1 - Materiais condutores aplicados ao processo ANAMMOX: mecanismos, vantagens e limitações	26
---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição dos macro e micronutrientes da água residuária	30
Tabela 2 - Dimensões do reator ANAMMOX	32
Tabela 3 - Matriz experimental para o DCCR	34
Tabela 4 - Métodos analíticos utilizados	35
Tabela 5 - Análises do reator ANAMMOX	36
Tabela 6 - Análise de sólidos da biomassa	37
Tabela 7 - Caracterização do efluente UASB (ETE Monjolinho)	38
Tabela 8 - Condições experimentais aplicadas nos ensaios em batelada	38
Tabela 9 - Matriz de resultados do DCCR do processo de remoção do nitrogênio amoniacal	39
Tabela 10 - Matriz de resultados do DCCR do processo de remoção da Ofloxacina	41
Tabela 11 - Matriz de resultados do DCCR do processo de remoção do CIP	43
Tabela 12 - Matriz de resultados do DCCR do processo de remoção da Trimetoprima	46
Tabela 13 - Matriz de resultados do DCCR do processo de remoção da Norfloxacina	48
Tabela 14 - Matriz de resultados do DCCR do processo de remoção da Matéria Orgânica	51
Tabela 15 - Condições otimizadas das remoções (remoção >80%)	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AHL	Acyl-Homoserine Lactones (N-acil-homoserina lactonas)
ANAMMOX	Anaerobic Ammonium Oxidation
ARGs	Antimicrobial Resistance Genes (Genes de Resistência
Antimicrobiana)	
BCG	Biochar Granulado
CAG	Carvão Ativado Granular
CIP	Ciprofloxacina
CPEs	Contaminantes de preocupação emergente
CV	Coeficiente de Variação
DCCR	Delineamento Composto Central Rotacional
DEs	Disruptores endócrinos
DIET	Direct Interspecies Electron Transfer (Transferência Direta de Elétrons
Interespécies)	
DNRA	Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium (Redução dissociativa
de nitrato a amônio)	
DOE	Design of Experiments (Delineamento de Experimentos)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO:N	Relação Demanda Química de Oxigênio : Nitrogênio
EET	Extracellular electron transfer (Transferência Extracelular de Elétrons)
EPS	Extracellular Polymeric Substances (Substâncias poliméricas
extracelulares)	
ERN	Eficiência de Remoção de Nitrogênio
ETE	Estações de Tratamento de Esgoto
LPB	Laboratório de Processos Biológicos
MBR	Membrane Bioreactor (Biorreator de Membrana)
MP	Material Particulado
MPs	Micropoluentes
NOR	Norfloxacina
OD	Oxigênio Dissolvido
OFLO	Ofloxacina
OMS	Organização Mundial da Saúde

UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente)
pH	Potencial Hidrogeniônico
PPCPs	Pharmaceuticals and Personal Care Products. (Produtos Farmacêuticos e de Cuidado ou Higiene Pessoal)
RAM	Resistência Antimicrobiana
rpm	Rotações por minuto
SBR	Sequencing batch reactor (Reator em Batelada Sequencial)
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TMP	Trimetoprima
TRM	Taxa de Remoção de Nitrogênio

LISTA DE SÍMBOLOS

$^{\circ}\text{C}$	Grau Celsius (unidade de temperatura)
Fe^0	Ferro metálico
Fe^{2+}	Íon ferroso
Fe^{3+}	Íon férrico
Fe_3O_4	Magnetita
$\text{Fe}(\text{OH})_3$	Hidróxido férrico
H^+	Íon hidrogênio (próton)
HCO_3^-	Íon bicarbonato
MnO_2	Dióxido de manganês
N_2	Gás nitrogênio
N_2H_4	Hidrazina
NH_2OH	Hidroxilamina
NH_4^+	Íon amônio
NO_2^-	Íon nitrito
NO_3^-	Íon nitrato
TiO_2	Dióxido de titânio

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	18
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
2.1 Saneamento básico e desafios ambientais.....	20
2.2 Micropoluentes e antibióticos em águas residuais.....	21
2.3 O processo ANAMMOX: princípios, vantagens e limitações.....	24
2.4 ANAMMOX associado a materiais suporte.....	27
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	32
3.1 Água residuária.....	32
3.2 Inóculo.....	33
3.2.1 Composição do meio sintético para a operação do reator contínuo de cultivo ANAMMOX.....	33
3.2.2 Inoculação do reator de cultivo ANAMMOX.....	34
3.3 Planejamento composto central rotacional.....	35
3.4 Delineamento experimental.....	36
3.5 Métodos analíticos.....	37
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	38
4.1 Caracterização da água residuária.....	38
4.2 Inóculo.....	38
4.3 Remoção dos antibióticos da água residuária.....	40
4.3.1 Ofloxacina (OFLO).....	40
4.3.2 Ciprofloxacina (CIP).....	43
4.3.3 Trimetoprima (TMP).....	45
4.3.4 Norfloxacina (NOR).....	48
4.4 Remoção de nitrogênio amoniacal.....	50
4.5 Remoção de Matéria Orgânica.....	52
4.6. Condição otimizada.....	55
4.7 Limitações encontradas para desenvolvimento da presente pesquisa.....	56
5 CONCLUSÕES.....	57
6 REFERÊNCIAS.....	59

1 INTRODUÇÃO

As concentrações de nitrogênio encontradas no esgoto sanitário (na faixa de 20 a 70 mg L⁻¹, de acordo com Farias *et al.*, 2025) podem levar à eutrofização dos corpos d'água receptores, redução dos níveis de oxigênio dissolvido (OD) e perda de biodiversidade (Lopes *et al.*, 2022), tema que tem sido abordado e mitigado parcialmente nas últimas décadas. Além da presença de compostos nitrogenados, a incorporação contínua de micropoluentes (MPs), como fármacos, produtos de cuidados pessoais e especificamente antibióticos nos corpos d'água faz parte de um complexo desafio ambiental que a sociedade moderna enfrenta atualmente. Os MPs presentes nos esgotos sanitários apresentam características recalcitrantes e efeitos adversos para a biodiversidade, como alterações hormonais em seres vivos e modificações morfológicas na biota aquática. Porém, o conhecimento de seus impactos ambientais ainda não está totalmente compreendido (Batucan *et al.*, 2022) e a otimização dos métodos atuais de tratamento de águas residuárias torna-se uma tarefa extremamente importante (Luo *et al.*, 2014).

Além de dedicarem-se à remoção dos poluentes, as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) estão investindo em processos energeticamente eficientes para promover a sustentabilidade de modo geral (Schaubroeck *et al.*, 2015). Assim, a remoção de micropoluentes (MPs) tem se destacado como um desafio emergente, demandando a busca por tecnologias capazes de aumentar a eficiência do tratamento sem elevar significativamente os custos energéticos.

Um dos processos mais promissores para a remoção biológica de nitrogênio em ETes é o ANAMMOX (do inglês *anaerobic ammonium oxidation*). Este processo apresenta vantagens significativas sobre a remoção de nitrogênio via nitrificação/desnitrificação, principalmente por ser capaz de reduzir a demanda energética da aeração e produção de lodo se comparado ao processo convencional. As bactérias ANAMMOX são capazes de transformar o íon amônia (NH₄⁺) diretamente em gás nitrogênio (N₂) utilizando nitrito (NO₂⁻) comoceptor final de elétron (Pereira *et al.*, 2021). Além disso, este processo se apresenta como uma alternativa importante para o tratamento de efluentes pré-tratados biologicamente, uma vez que ele não é dependente de carbono orgânico e possui elevada capacidade de remoção de nitrogênio (Choi, Cho; Jung, 2019).

Efluentes provenientes de sistemas anaeróbios, como os reatores anaeróbio de fluxo ascendente (UASB, do inglês Upflow Anaerobic Sludge Blanket), geralmente apresentam concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal e baixa concentração de matéria orgânica

remanescente (DQO), devido à degradação no próprio processo anaeróbio. Essa condição, caracterizada pelo alto teor de amônio e baixa disponibilidade de carbono, torna esses efluentes adequados para o pós-tratamento por ANAMMOX, que não requer fonte externa de carbono.

Estudos recentes revelaram que o uso de materiais condutores, como suporte para os microrganismos, pode promover melhorias significativas na integridade estrutural e atividade eletroquímica das bactérias ANAMMOX, aumentando a eficiência de remoção de nitrogênio no processo (Ge *et al.*, 2018; Hu *et al.*, 2022; Kartal *et al.*, 2012; Xu, Shen; Zhu, 2022). O efeito estimulante induzido pelos materiais condutores pode ser explicado a partir de dois aspectos, (i) eles podem servir como aceptores finais de elétrons para a oxidação de NH_4^+ pelo mecanismo de transferência extracelular de elétrons (EET, do inglês *extracellular electron transfer*) (Shaw *et al.*, 2020; Xiao *et al.*, 2017) e, (ii) podem servir como transportadores de elétrons das bactérias ANAMMOX para a respiração anóxica (desnitrificação, por exemplo) (Ge *et al.*, 2018; Shaw *et al.*, 2020). Apesar da literatura sugerir um sinergismo positivo entre a remoção dos MPs e do nitrogênio via ANAMMOX (De Graaff *et al.*, 2011; Kassotaki *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2022), o processo ANAMMOX ainda é uma tecnologia relativamente recente, e sua capacidade de biodegradação de MPs tem sido pouco explorada, especialmente quando suplementado com materiais condutores.

Diante do exposto, este projeto propõe a investigação do processo ANAMMOX suplementado com carvão ativado granular (CAG) como material suporte para a remoção de nitrogênio e antibióticos presentes em efluente de reator UASB, proveniente da ETE Monjolinho de São Carlos, SP, vale salientar que o projeto visa analisar o processo ANAMMOX, não a produção do nitrito. Foram considerados para o presente estudo os seguintes antibióticos: ciprofloxacina, norfloxacina, enrofloxacin, ofloxacina, pefloxacina, sulfametoxazol, sulfadiazina, sulfadimetoxina, sulfacetamida e trimetoprima, MPs detectados nos esgotos sanitários brasileiros (LIMA *et al.*, 2017; LIMA GOMES *et al.*, 2015). No entanto, após a análise preliminar do efluente da ETE em estudo, verificou-se que apenas Ofloxacina, Ciprofloxacina, Norfloxacina e Trimetoprima estavam presentes em concentrações significativas para que fossem incluídos nas etapas experimentais. A metodologia Delineamento do Composto Central Rotacional (DCCR) foi proposta para estudar as possíveis inter-relações entre o processo ANAMMOX e a remoção de nitrogênio e antibióticos, em reatores de batelada simples, considerando duas variáveis independentes, a relação entre a demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio total (DQO:N) e a concentração de CAG.

Como objetivo geral buscou-se avaliar a remoção de nitrogênio e antibióticos presentes em efluente de reator UASB, tratando esgoto sanitário, pelo processo ANAMMOX suplementado com CAG como material suporte, atualmente conhecido por promover o mecanismo de transferência extracelular de elétrons (EET). Como objetivo específico buscou-se avaliar, por meio do DCCR, a influência das diferentes relações DQO:N e concentração de CAG no processo ANAMMOX para remoção de quatro antibióticos e nitrogênio.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo serão apresentadas informações relevantes para compreensão do tema em estudo, bem como para discussão dos resultados obtidos. Os temas incluem o saneamento básico e seus desafios ambientais. Em seguida, aborda-se a presença de micropoluentes, com destaque para antibióticos em águas residuais. Na sequência, são apresentados os princípios, vantagens e limitações do processo ANAMMOX. Por fim, trata-se da aplicação de materiais suporte e materiais condutores associados ao ANAMMOX .

2.1 Saneamento básico e desafios ambientais

O saneamento básico sempre esteve vinculado ao nível de desenvolvimento humano e urbano. Desde a Antiguidade, civilizações como a egípcia, a romana e a mesopotâmica já aplicavam técnicas de captação, distribuição de água e drenagem de esgoto com o objetivo de reduzir riscos de doenças e melhorar as condições de vida em seus territórios (Mara; Evans, 2018). No Brasil, contudo, a atenção governamental voltada ao tema só ganhou maior relevância no século XIX, quando o crescimento acelerado das cidades e a ocorrência de epidemias, como cólera e febre amarela, evidenciaram a carência de infraestrutura adequada (Heller; Castro, 2007). A ausência de investimentos consistentes e de políticas públicas efetivas ao longo da história resultou em acentuada desigualdade no acesso a esses serviços essenciais, sobretudo em comunidades periféricas e áreas rurais (Fernandes, Diniz, Henrique, 2025; Pimentel, 2023; Santos; Ribeiro, 2024).

Do ponto de vista conceitual, o saneamento básico é composto por quatro eixos fundamentais: fornecimento de água potável, coleta e tratamento de esgoto, gestão de resíduos sólidos e drenagem das águas pluviais (Brasil, 2007; Heller; Castro, 2007). Esses componentes estão diretamente relacionados à promoção da saúde ambiental, entendida pela Organização Mundial da Saúde (OMS) como o conjunto de fatores externos que influenciam a qualidade de vida e o bem-estar humano (WHO, 2018). A oferta adequada desses serviços contribui para a redução de enfermidades transmitidas pela água, como leptospirose e diarreias infecciosas, além de melhorar os indicadores de saúde pública (Almeida et al., 2024; Santos; Ribeiro, 2024). Paralelamente, o saneamento desempenha papel central na

preservação dos ecossistemas, ao reduzir a poluição de rios, solos e da atmosfera, favorecendo o equilíbrio ambiental e a sustentabilidade (Souza *et al.*, 2015).

Entretanto, os desafios contemporâneos vão além da universalização da infraestrutura de abastecimento e coleta, exigindo também a modernização tecnológica dos sistemas de tratamento. Nesse contexto, emergem problemas como a contaminação por micropoluentes, provenientes de fármacos, hormônios e pesticidas, e a propagação da resistência antimicrobiana (RAM), fenômeno reconhecido como uma das maiores ameaças à saúde global (Ajulo; Awosile, 2024; WHO, 2014; Rizzo *et al.*, 2013).

Conforme Ajulo e Awosile (2024), a resistência antimicrobiana configura-se como uma ameaça crescente à saúde pública mundial, comprometendo a eficácia dos tratamentos médicos modernos. Estudos da *Antimicrobial Resistance Collaborators* (2022) indicam que, em 2019, aproximadamente 1,27 milhão de óbitos foram diretamente atribuídos a infecções bacterianas resistentes a antibióticos, com o total de mortes associadas chegando a cerca de 4,95 milhões, incluindo efeitos indiretos.

A resistência bacteriana ocorre quando microrganismos, ao serem expostos repetidamente a antibióticos ou outros agentes antimicrobianos, desenvolvem mecanismos de defesa que neutralizam a ação dessas substâncias (Martínez, 2009). Essa condição tende a se agravar em contextos de saneamento precário, nos quais o esgoto não tratado e o descarte inadequado de resíduos químicos e biológicos, incluindo antibióticos, contaminam os recursos hídricos. Como resultado, há maior risco de seleção e disseminação de bactérias resistentes, que podem alcançar a água destinada ao consumo humano (Baquero; Martínez; Cantón, 2008).

A presença dessas bactérias em mananciais compromete não apenas a saúde pública, elevando a mortalidade decorrente de infecções, mas também dificulta o tratamento da água e a prevenção de doenças de origem hídrica (Wellington *et al.*, 2013). Portanto, a relação entre saneamento deficiente e resistência antimicrobiana reforça a necessidade de políticas públicas integradas que aliem investimentos em infraestrutura com estratégias de monitoramento ambiental, uso racional de antimicrobianos e inovação tecnológica para garantir água de qualidade e segurança sanitária.

2.2 Micropoluentes e antibióticos em águas residuais

Os contaminantes de preocupação emergente (CPEs) englobam uma ampla gama de substâncias de origem antropogênica e natural, incluindo, principalmente, compostos farmacêuticos ativos, como antibióticos, anti-inflamatórios e hormônios, além de produtos de higiene pessoal, agrotóxicos, drogas ilícitas, subprodutos da desinfecção de águas, compostos industriais, como retardantes de chama e plastificantes, e também microplásticos. Ademais, certos microrganismos e toxinas de origem algal têm sido classificados como CPEs no contexto brasileiro, dada sua relevância para a saúde pública e para a integridade dos ecossistemas aquáticos (Aquino *et al.*, 2021; Farto *et al.*, 2021; Richardson; Ternes, 2011; Richardson; Kimura, 2016; Luo *et al.*, 2014; Montagner; Vidal, Acayaba, 2017; Montagner *et al.*, 2019).

Os CPEs distinguem-se por não estarem incluídos, em sua maioria, nos programas de monitoramento de rotina, o que os caracteriza como contaminantes não legislados. No entanto, dependendo da evolução das pesquisas sobre seus efeitos potenciais à saúde e dos resultados de monitoramento de sua ocorrência, tais substâncias podem tornar-se candidatas à regulamentação futura (Araújo *et al.*, 2019; Farto *et al.*, 2021; Montagner; Vidal, Acayaba, 2017; Montagner *et al.*, 2019). O avanço no conhecimento sobre esses compostos só foi possível nas últimas décadas, graças ao desenvolvimento de técnicas analíticas cada vez mais sensíveis e sofisticadas, como a cromatografia gasosa ou líquida acoplada à espectrometria de massas (GC-MS e LC-MS), que permitem sua detecção e quantificação em níveis de traço (Bila; Dezzotti, 2007).

Na literatura, diversas terminologias são aplicadas a esse grupo de contaminantes, incluindo "contaminantes emergentes", "poluentes emergentes", "micropoluentes", "microcontaminantes" e "microcontaminantes de interesse emergente" (Bila; Dezzotti, 2007). O uso do prefixo "micro" associa-se às baixas concentrações em que os CPEs são geralmente detectados em ambientes aquáticos, frequentemente na ordem de $\mu\text{g L}^{-1}$, podendo variar tanto para níveis inferiores (ng L^{-1}) quanto superiores.

Micropoluentes orgânicos, incluindo Produtos Farmacêuticos e de Cuidado ou Higiene Pessoal (PPCPs), pesticidas e subprodutos industriais (Alves; Pinheiro, 2017), vêm sendo detectados rotineiramente em afluentes e efluentes de estações de tratamento de esgoto (ETEs), tipicamente em faixas de ng L^{-1} a $\mu\text{g L}^{-1}$, que, mesmo em tão pequenas quantidades, mostram-se persistentes no meio aquático (Aus Der Beek *et al.*, 2016; Hazra *et al.*, 2022; Mutuku; Gazdag, Melegh, 2022).

Rizzo *et al.* (2019) apontam a ocorrência disseminada de antibióticos e de genes de resistência antimicrobiana (ARGs) tanto nos efluentes das ETEs quanto nos corpos receptores.

Essas publicações evidenciam que os sistemas de tratamentos convencionais são frequentemente incapazes de remover completamente esses contaminantes emergentes. Pesquisas em efluentes hospitalares e urbanos na Europa realizadas por Rodriguez-Mozaz *et al.* (2020), identificaram 17 antibióticos, incluindo ciprofloxacina e ofloxacina, em níveis de $\mu\text{g L}^{-1}$, em efluentes de ETEs com concentrações preocupantes. Para os autores, essas concentrações são preocupantes porque podem afetar as comunidades microbianas aquáticas, alterar processos ecológicos e favorecer a disseminação de bactérias resistentes no ambiente.

Essas ocorrências em ambientes aquáticos têm sido observadas de forma crescente nas últimas décadas, configurando-se como uma preocupação de abrangência mundial, uma vez que esses contaminantes emergentes são capazes de provocar impactos tanto à saúde humana quanto ao equilíbrio ambiental (Farto *et al.*, 2021; Jelic *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2013). A presença de tais compostos promove seleção de bactérias resistentes, ameaçando a eficácia de antimicrobianos usados em medicina humana e veterinária, o que leva a tratamentos tradicionais de esgoto (primário e secundário) apresentarem limitações na remoção de antibióticos e ARGs. Embora reduzam parcialmente a carga desses contaminantes, muitos persistem no efluente tratado, sendo posteriormente liberados no ambiente natural (Hazra *et al.*, 2022; Al-Wasify *et al.*, 2024).

No Brasil, 55,8% do esgoto gerado é coletado, sendo tratado deste percentual apenas 80,8%. Isso significa que apenas cerca de 45% do esgoto produzido no país é efetivamente tratado. Como consequência desse baixo índice de tratamento, estudos têm apontado a presença de antibióticos em diferentes matrizes aquáticas, com concentrações de até $37,3 \mu\text{g L}^{-1}$, com sulfametoxazol como uma das substâncias mais prevalentes (até $7,112 \text{ ng L}^{-1}$) (Lima; Jesus, Nogueira, 2024).

No caso brasileiro, estudo de Rezende e Mounteer (2023) aponta que produtos farmacêuticos e compostos desreguladores endócrinos estão presentes em águas superficiais em concentrações da ordem de ng L^{-1} , sendo que os efeitos tóxicos podem ocorrer em faixas muito superiores, entre $\mu\text{g L}^{-1}$ e mg L^{-1} . Em uma avaliação de risco conduzida para corpos hídricos nacionais, 29 substâncias, entre fármacos, hormônios e estrogênios ambientais, foram incluídas, das quais os desreguladores endócrinos se destacaram como os mais frequentemente detectados (39,8% das ocorrências), seguidos por anti-inflamatórios não esteroidais (16,3%), antibióticos (6,6%), antissépticos (5,1%) e analgésicos (5,1%). Entre os compostos mais recorrentes destacaram-se bisfenol-A, diclofenaco, 17- β -estradiol, 17- α -etinilestradiol, naproxeno, triclosan e 4-n-nonilfenol, configurando um cenário de risco relevante para os ecossistemas aquáticos. O risco ecológico agudo foi identificado em dois

terços das amostras avaliadas, sendo atribuído principalmente à presença de diclofenaco e triclosan, enquanto os hormônios estrogênicos foram determinantes para a previsão de risco crônico. Os grupos farmacológicos associados aos maiores riscos médios incluíram os anti-inflamatórios não esteroidais e, em seguida, os anticonvulsivantes. Esse panorama revela lacunas regulatórias importantes, já que não existem limites de descarga estabelecidos para a maioria desses contaminantes, reforçando a necessidade de ação normativa e monitoramento contínuo no Brasil.

Esses compostos, ainda que presentes em baixas concentrações, podem exercer efeitos crônicos significativos sobre ecossistemas aquáticos e organismos não alvo, além de possuírem o potencial de seleção de resistência bacteriana quando se trata de antibióticos — o que amplia sua relevância não apenas ambiental, mas também em termos de saúde pública global.

2.3 O processo ANAMMOX: princípios, vantagens e limitações

O processo ANAMMOX representa uma rota metabólica inovadora no ciclo do nitrogênio, caracterizada pela oxidação anaeróbia do amônio (NH_4^+), tendo o nitrito (NO_2^-) como aceptor de elétrons e resultando na produção direta de gás nitrogênio (N_2). Essa via foi inicialmente observada por Mulder *et al.* (1995) em um reator desnitrificante de leito fluidizado, em Delft, Holanda, quando se constatou a remoção de amônia com simultânea geração de N_2 .

Do ponto de vista estequiométrico, o processo foi descrito inicialmente por Strous *et al.*, 1999): $\text{NH}_4^+ + 1,32 \text{NO}_2^- + 0,066 \text{HCO}_3^- + 0,13 \text{H}^+ \rightarrow 1,02 \text{N}_2 + 0,26 \text{NO}_3^- + \text{biomassa} + \text{H}_2\text{O}$. Essa via reduz significativamente a necessidade de oxigênio e de fontes externas de carbono, que são requeridos em processos convencionais de nitrificação-desnitrificação, apresentando-se como uma alternativa tecnicamente viável para o tratamento de efluentes com elevadas cargas de nitrogênio (Kartal *et al.*, 2007).

Esse balanço demonstra que, para cada mol de amônia oxidado, 1,32 mol de nitrito são consumidos, resultando em pequena fração de nitrato como subproduto. Mais recentemente, ajustes experimentais em reatores de membrana (MBR) mostraram variações na proporção mas confirmaram a natureza autotrófica do processo (Lotti *et al.*, 2014).

As bactérias ANAMMOX são microrganismos esféricos, anaeróbios e quimiolitotróficos, pertencentes à ordem *Brocadiales*, no filo *Planctomycetes*, sua

coloração avermelhada é atribuída à elevada concentração de proteínas do tipo citocromo C em suas células (Jetten *et al.*, 2009). Devido à abundância desses citocromos, sugere-se que eles desempenhem papel fundamental no transporte de elétrons dentro do metabolismo ANAMMOX (Van Niftrik *et al.*, 2008). Evidências indicam, ainda, que os citocromos C encontrados nesses organismos apresentam semelhança com os *multi-heme* de *Geobacter* e *Shewanella*, conhecidos por favorecer a transferência de elétrons para aceptores em fase sólida (Ferousi *et al.*, 2017).

As bactérias responsáveis pelo processo apresentam uma característica singular: o anamoxossomo, um compartimento celular especializado onde ocorrem as reações catabólicas, além de reter intermediários tóxicos, como a hidrazina (Kuypers *et al.*, 2003; Van Niftrik *et al.*, 2004). Filogeneticamente, essas bactérias foram classificadas como *Candidatus*, uma vez que não foram obtidas culturas puras.

Já foram descritas mais de 25 espécies de ANAMMOX, distribuídas em seis gêneros distintos. Cinco desses gêneros foram obtidos a partir de lodo ativado e de ambientes de água doce: *Brocadia* (Ali; Okabe, 2015; Strous *et al.*, 1999), *Kuenenia* (Ali; Okabe, 2015; Schmid *et al.*, 2003), *Jettenia* (Botchkova *et al.*, 2018), *Anammoxoglobus* (Kartal *et al.*, 2007) e *Anammoximicrobium* (Khramenkov *et al.*, 2013). O sexto gênero, *Scalindua* (Ali; Okabe, 2015; Kuypers *et al.*, 2003; Schmid *et al.*, 2003), é predominante em ambientes naturais, especialmente em sedimentos oceânicos e zonas de oxigênio reduzido.

Embora descoberta experimentalmente apenas nos anos 1990, a existência desses microrganismos já havia sido prevista por Broda (1977) com base em princípios termodinâmicos. Décadas depois, Van De Graaf *et al.* (1996) confirmaram o mecanismo biológico, que envolve a redução do nitrito a hidroxilamina (NH_2OH), sua condensação com amônia para formação de hidrazina (N_2H_4) e a subsequente oxidação da hidrazina a nitrogênio gasoso.

Estudos têm demonstrado que sua ocorrência é ampla, sendo identificadas em diversos ecossistemas, como águas doces, ambientes marinhos, solos, sistemas de tratamento de esgoto e em sedimentos (Strous *et al.*, 1999; Schmid *et al.*, 2003; Kuypers *et al.*, 2003; Liu *et al.*, 2022).

Entre as vantagens do processo ANAMMOX destaca-se a redução de custos energéticos, já que apenas parte da amônia precisa ser convertida a nitrito pela nitrificação parcial, diminuindo em até 60% a demanda por oxigênio em relação aos processos convencionais (Lackner *et al.*, 2014). Essa redução tem impacto direto nos custos operacionais de estações de tratamento. Além disso, por ser autotrófico, não requer adição de

fontes externas de carbono, o que o torna especialmente adequado para efluentes com baixa relação C/N.

Outro benefício importante é a baixa produção de lodo. Devido ao crescimento lento das bactérias ANAMMOX, a geração de biomassa excedente é menor que nos processos aeróbios, reduzindo custos de tratamento de resíduos sólidos (Jetten *et al.*, 2009). Essa característica, aliada ao alto potencial de remoção de nitrogênio, explica o crescente número de estações que já operam em escala plena com o processo, especialmente na Europa e Ásia (Lackner *et al.*, 2014).

No entanto, o processo também apresenta limitações significativas. O crescimento dos microrganismos é lento, com tempos de duplicação variando entre 5 e 20 dias, dependendo das condições de operação (Strous *et al.*, 1999; Van Der Star *et al.*, 2008). Isso dificulta a partida e exige estratégias para retenção de biomassa, como reatores MBR, leito granular e biofilmes.

Outro ponto limitante é a sensibilidade às condições ambientais. O processo pode ser inibido por altas concentrações de nitrito ($> 0,1 \text{ g N} \cdot \text{L}^{-1}$), amônia ($> 700 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}$), metais pesados, matéria orgânica tóxica e variações bruscas de temperatura ou pH (Dapena-Mora *et al.*, 2007; Jin *et al.*, 2012). A faixa ideal de operação é de 30–38 °C e pH entre 6,7 e 8,3 (Ma *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2019).

Fatores como a presença de oxigênio dissolvido, altas concentrações de matéria orgânica ou a ocorrência de compostos tóxicos podem inibir fortemente sua atividade, por isso os reatores devem ser cuidadosamente controlados (Kuenen, 2008). A produção de nitrato como subproduto também deve ser considerada. Embora em pequena quantidade, o nitrato formado durante o processo pode exigir etapas complementares de tratamento, dependendo do nível de qualidade exigido para o efluente final (Lackner *et al.*, 2014).

Do ponto de vista de aplicação, o ANAMMOX já tem sido implementado em escala plena em diferentes países, especialmente na Europa e na Ásia. Reatores como *Sequencing Batch Reactor* (SBR), *Membrane Bioreactor* (MBR) e reatores de leito granular têm sido empregados com sucesso no tratamento de lodos digeridos e águas residuárias industriais (Lotti *et al.*, 2014).

Entre as principais configurações de reatores, destacam-se o CANON, DEMON, OLAND, ANITA Mox e SNAD, que podem operar em um ou dois estágios, combinando a etapa de nitrificação parcial com o processo ANAMMOX (Van Loosdrecht *et al.*, 2008; Christensson *et al.*, 2013). Cada tecnologia apresenta adaptações para diferentes tipos de efluentes, sendo amplamente aplicada em rejeitos industriais, esgoto e lixiviados de aterro.

2.4 ANAMMOX associado a materiais suporte

A associação de materiais condutores ao processo ANAMMOX tem sido amplamente estudada como uma alternativa para superar limitações intrínsecas dessa rota biológica de remoção de nitrogênio. Esses materiais, como biochar e carvão ativado granular (CAG), funcionam como mediadores na transferência de elétrons extracelular, além de oferecerem maior área superficial para a fixação e crescimento de bactérias ANAMMOX, como *Candidatus Brocadia* e *Candidatus Kuenenia* (Zhang *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2022).

Pesquisas demonstram que a presença de materiais condutores acelera a partida dos reatores ANAMMOX, aumenta a eficiência de remoção de nitrogênio e melhora a estabilidade da biomassa. Logo, a integração entre ANAMMOX e materiais condutores representa um avanço promissor para o sistema de tratamento de efluentes com elevada carga de nitrogênio, oferecendo maior eficiência, resiliência operacional e sustentabilidade quando comparado aos métodos convencionais de nitrificação-desnitrificação (Gao *et al.*, 2022).

A incorporação de biochar redoxativo no processo ANAMMOX tem demonstrado melhora significativa na eficiência da remoção biológica de nitrogênio (BNR). Por exemplo, o uso de biochar promoveu aumento de até 34,6% na eficiência de remoção biológica de nitrogênio, além de elevar a abundância relativa de *Candidatus Brocadia* (Zhang *et al.*, 2021). O biochar atua como aceptor de elétrons insolúvel, facilitando a transferência de elétrons e melhorando o desempenho do sistema. Testes com biochar granulado (BCG) e particulado (MP), resultaram no aumento da eficiência BNR em 17,5% e 34,6%, respectivamente, comparado ao controle. Além disso, aumentou-se a abundância relativa de *Candidatus Brocadia*, uma das principais bactérias ANAMMOX (Xu; Shen, Zhu, 2022). Também observou-se mudanças nas substâncias poliméricas extracelulares (EPS): enquanto o conteúdo total e ligado diminuiu, houve aumento de EPS do tipo slime, resultando em maior integridade estrutural e capacidade de transferência de elétrons no lodo ANAMMOX (Xu; Shen, Zhu, 2022). Doses entre 3–14 g L⁻¹ de biochar aumentaram a taxa de remoção de Nitrogênio (TRN) em até 18% e eficiência de remoção de Nitrogênio (ERN) em até 11,6%, com desempenho ótimo em torno de 10 g L⁻¹, elevando inclusive a atividade específica do processo em 51% em relação ao controle (Wang *et al.* 2022a). A introdução de biochar ainda conseguiu estimular a via DNRA (redução dissociativa de nitrato a amônio) sob diferentes razões DQO/N, especialmente em baixas proporções (0,1–0,5). Isso resultou em ganho de

eficiência (7,2-16,4% e 0,9-3,0%) e maior presença de genes ligados ao metabolismo DNRA e ANAMMOX (como *hzs*, *napAB* e *nrfAH*), favorecendo sobretudo *Candidatus Jettenia Caeni* (Wang et al. 2022b). Compostos como *bamboo charcoal*, usados como biochar, também aceleraram a partida de reatores ANAMMOX em baixas temperaturas (15 °C). Um reator com biochar iniciou em 87 dias contra 103 dias no controle, e após 140 dias apresentou 10,9% maior eficiência na remoção de nitrogênio. Além disso, houve incremento nas EPS e maior abundância de *Candidatus Brocadia* e *Candidatus Jettenia* (Yang et al. 2024).

Embora o biochar e o carvão ativado granular (CAG) compartilhem origem semelhante, ambos derivados de materiais carbonáceos, o CAG passa por um processo adicional de ativação térmica ou química, que aumenta significativamente sua área superficial e porosidade.

O uso de CAG, puro ou modificado com ferro (FeCAG), mostrou reduzir significativamente o tempo de início do processo ANAMMOX: de 108 dias (controle) para 94 dias com CAG e 83 dias com FeCAG. Após 120 dias, todas as taxas de remoção de nitrogênio ficaram acima de 0,8 kg-N m⁻³ d⁻¹ (expressa por unidade de Reaction Space Capacity – RSC, que corresponde ao volume útil do reator) (Lu et al., 2021). No sistema com FeCAG, observou-se aumento de substâncias poliméricas extracelulares (EPS), conteúdo de heme C e número de cópias dos genes funcionais de bactérias ANAMMOX. A espécie predominante em todos os reatores foi *Candidatus Kuenenia*, com crescimento e agregação significativamente favorecidos pelo FeCAG (Lu et al., 2021). Outro estudo relatou que a adição de CAG em reatores UASB reduziu em 45 dias o período de enriquecimento de biomassa ANAMMOX, comparado ao sistema sem CAG. Após operação prolongada (255 dias), a taxa de remoção de nitrogênio atingiu 0,83 kg-N m⁻³ d⁻¹, versus 0,76 kg-N m⁻³ d⁻¹ sem CAG. Observou-se também um aumento no *quorum sensing*, mecanismo de comunicação microbiana mediado por moléculas do tipo AHL (N-acil-homoserina lactonas), especialmente C12-HSL, e predomínio de diferentes espécies: *Candidatus Brocadia* no controle e *Candidatus Kuenenia* no reator com CAG (Gao et al. 2023). De forma semelhante, a adição de CAG reduziu significativamente o tempo de início do processo, além de estimular a sinalização microbiana por *quorum sensing* (Liu et al., 2022). A adição de CAG também elevou a taxa total de remoção de nitrogênio de 50 g-N m⁻³ d⁻¹ (sem CAG) para 66,99 g-N m⁻³ d⁻¹. A análise metagenômica mostrou que o CAG favoreceu a produção de transportadores de elétrons, intensificou a via de síntese de N₂H₄ (hidrazina) no metabolismo ANAMMOX, inibiu a nitrificação completa e favoreceu vias de DNRA e desnitrificação parcial, com participação de Anaerolineae (Wang et al., 2025).

Além do biochar e do CAG, pesquisas recentes têm avaliado outros materiais condutores que podem ser associados ao processo ANAMMOX para aumentar a eficiência de remoção de nitrogênio. Os principais são: Óxidos de ferro (Fe^0 , Fe^{2+} , Fe^{3+} , magnetita Fe_3O_4 , hematita) (Dai *et al.*, 2023; Kadam *et al.*, 2024; Ren *et al.*, 2015); Grafite e derivados (grafeno, nanotubos de carbono) (Banach-Wiśniewska *et al.*, 2021; Xin *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2013); Nanopartículas condutoras (Fe, Cu, Mn, Ni, Ag, etc.) (Ren *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2021); Materiais semicondutores (MnO_2 , TiO_2 dopado, óxidos mistos) (Qiao *et al.*, 2012); e Materiais compósitos condutores (Jin *et al.*, 2025).

O Quadro 1 reúne os principais materiais condutores estudados em associação ao processo ANAMMOX, destacando seus mecanismos de ação, vantagens e as limitações que fundamentam essas aplicações.

Quadro 1 - Materiais condutores aplicados ao processo ANAMMOX: mecanismos, vantagens e limitações

Material condutor	Mecanismo de ação	Vantagens	Limitações	Referência
Biochar	Atuação como mediador redox; aumento da área superficial para aderência de bactérias; estímulo à transferência de elétrons.	Acelera a partida; aumenta a eficiência de remoção de N; favorece crescimento de <i>Brocadia</i> e <i>Jettenia</i> .	Pode liberar compostos orgânicos indesejados; desempenho variável conforme matéria-prima.	(Banach-Wiśniewska et al., 2021)
Carvão ativado (CAG/FeCAG)	Superfície condutiva e porosa; facilita formação de biofilmes; estimula <i>quorum sensing</i> e transferência direta de elétrons.	Reduz tempo de partida; maior estabilidade; favorece <i>Kuenenia</i> .	Custo mais elevado em relação ao biochar; regeneração limitada após saturação.	(Xin et al., 2015)
Óxidos de ferro (Fe ⁰ , Fe ²⁺ , Fe ³⁺ , Fe ₃ O ₄)	Agem como doadores/aceptores de elétrons; magnetita promove DIET (<i>Direct Interspecies Electron Transfer</i>).	Favorecem processos acoplados (Feammox + ANAMMOX); alta condutividade.	Podem gerar precipitados indesejados (Fe(OH) ₃); excesso de ferro pode inibir bactérias.	(Dai et al., 2023; Ren et al., 2015; Kadam et al., 2024)
Grafite e derivados (grafeno, nanotubos de carbono)	Alta condutividade; suporte para biofilmes; facilitam transporte de elétrons.	Grande estabilidade; boa compatibilidade microbiana; aumentam taxa de remoção.	Custo elevado; difícil recuperação do material.	(Wang et al., 2013)
Nanopartículas metálicas (nZVI, Cu, Mn, Ni, etc.)	Estimulam enzimas redox; promovem transferência de elétrons e reduzem nitrito/nitrato.	Alta reatividade; aceleram atividade ANAMMOX.	Potencial toxicidade em doses altas; controle difícil da dosagem.	(Ren et al., 2015; Wang et al., 2021)
Compósitos híbridos (biochar + Fe ₃ O ₄ , CAG + magnetita)	Combinação de propriedades condutivas e estruturais; maior diversidade de nichos microbianos.	Sinergia de mecanismos; desempenho superior ao uso isolado; aumenta resiliência.	Maior complexidade de produção; custo mais elevado.	(Jin et al., 2025)

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Com base no quadro 1, observa-se limitações e desafios dos diferentes materiais condutores para aprimorar a eficiência do processo ANAMMOX. O biochar surge como alternativa de baixo custo e com impacto positivo na fase de partida, mas seu desempenho depende fortemente da matéria-prima utilizada, além do risco de liberação de compostos orgânicos que podem comprometer a estabilidade do sistema (Banach-Wiśniewska *et al.*, 2021). Já o carvão ativado apresenta vantagens em termos de condutividade e estabilidade,

mas seu custo mais elevado e a dificuldade de regeneração após saturação limitam sua aplicação em larga escala (Xin *et al.*, 2015).

Os óxidos de ferro, especialmente a magnetita, destacam-se pela capacidade de favorecer a transferência eletrônica direta interespécies (DIET) e por integrarem processos sinérgicos como o Feammox (Dai *et al.*, 2023; Ren *et al.*, 2015; Kadam *et al.*, 2024), processo no qual ocorre a oxidação anaeróbia do amônio (NH_4^+) utilizando ferro férrico (Fe^{3+}) comoceptor de elétrons, produzindo principalmente nitrogênio gasoso (N_2). Contudo, sua aplicação requer controle rigoroso, visto que o excesso de ferro pode resultar em precipitados indesejados e inibição microbiana. Em contrapartida, os materiais à base de grafite e seus derivados apresentam alta estabilidade e excelente compatibilidade microbiana, mas seu elevado custo e a dificuldade de recuperação restringem seu uso prático (Wang *et al.*, 2013).

No caso das nanopartículas metálicas, o benefício da alta reatividade deve ser equilibrado com os riscos de toxicidade e a necessidade de controle preciso da dosagem, fatores que tornam sua aplicação desafiadora em sistemas reais (Ren *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2021). Os compósitos híbridos, como biochar associado a óxidos metálicos ou carvão ativado combinado à magnetita, reúnem propriedades que ampliam a diversidade microbiana e resultam em desempenho superior ao uso isolado dos materiais (Jin *et al.*, 2025). Entretanto, o custo de produção e a complexidade técnica ainda são entraves para sua aplicação em larga escala.

Portanto, a escolha dos materiais condutores deve considerar não apenas o ganho em eficiência, como também fatores econômicos, ambientais e de escalabilidade. A tendência futura aponta para o desenvolvimento de compósitos inteligentes e multifuncionais, capazes de conciliar alta condutividade, biocompatibilidade e baixo custo, tornando o processo mais viável e sustentável em condições reais de operação (Qiao *et al.*, 2012).

O presente projeto tem como objetivo superar os desafios para utilização de processo ANAMMOX em efluentes de ETE com baixa concentração de nitrogênio e presença de antibióticos, utilizando o carvão ativado, reconhecido, como citado anteriormente, pela capacidade de participar como suporte ativo nos mecanismos do processo Anammox.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Realizaram-se ensaios em reatores em batelada em escala laboratorial para analisar a influência da relação DQO:N e concentração de CAG para a remoção dos antibióticos Ofloxacina, Ciprofloxacina, Trimetoprima, Norfloxacina e nitrogênio de efluente anaeróbio de ETE, pelo processo ANAMMOX. Todos os experimentos e análises propostas foram conduzidas no Laboratório de Processos Biológicos LPB/EESC/USP, que dispõe de equipamentos analíticos para uso experimental.

3.1 Manutenção e cultivo da biomassa ANAMMOX

Foi utilizada biomassa granular proveniente de reator contínuo de cultivo ANAMMOX em operação no LPB. O reator se mantém suplementado com amônia e nitrito em concentração de nitrogênio total igual à 58 mgN L⁻¹ e relação estequiométrica de 1,00N-NH₄⁺:1,32 N-NO₂⁻. Os parâmetros sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV) foram utilizados para a caracterização prévia do inóculo nos ensaios em batelada.

3.1.1 Composição do meio sintético para a operação do reator contínuo de cultivo ANAMMOX

Foi preparada água residuária sintética, semanalmente, para o cultivo e manutenção da biomassa ANAMMOX, cujos resultados estão apresentados nesta pesquisa. A composição de macro e micronutrientes da água residuária segue a adaptada em Van de Graaf *et al.* (1997) (Tabela 1). O meio sintético foi preparado e armazenado em temperatura ambiente utilizando água da torneira. Durante o cultivo e manutenção da biomassa ANAMMOX, o meio sintético foi renovado duas vezes por semana, visando manter sua composição.

Tabela 1 - Composição dos macro e micronutrientes da água residuária

Reagente	Nome	Concentração (mg L ⁻¹)	Fabricante
MgSO ₄ .7H ₂ O	Sulfato de magnésio	300,00	Êxodo Científica
CaCl ₂ .2H ₂ O	Cloreto de cálcio	180,00	Neon
NaHCO ₃	Bicarbonato de sódio	600,00	Labsynth
(NH ₄) ₂ SO ₄	Sulfato de amônio	471,93	Êxodo Científica
NaNO ₂	Nitrito de sódio	650,57	Labsynth
KH ₂ PO ₄	Fosfato monopotássico	27,20	Neon
EDTA	Ácido etilenodiamino tetra-acético	15,00	Êxodo Científica
ZnSO ₄ .H ₂ O	Sulfato de zinco	0,27	Êxodo Científica
CoCl ₂ .6H ₂ O	Cloreto de cobalto (II)	0,24	Labsynth
MnCl ₂ .4H ₂ O	Cloreto de manganês (II)	0,99	Neon
CuSO ₄ .5H ₂ O	Sulfato de cobre (II)	0,25	Êxodo Científica
Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	Molibdato de sódio	0,18	Êxodo Científica
NiCl ₂ .6H ₂ O	Cloreto de níquel	0,19	Êxodo Científica
NaSeO ₄	Selenato de sódio	0,11	Sunlight
H ₃ BO ₃	Ácido bórico	0,01	J. T. Baker

Fonte: Elaboração própria (2024), baseada em Van de Graaf et al. (1997).

3.1.2 Inoculação do reator de cultivo ANAMMOX

O reator de cultivo ANAMMOX (Figura 1) foi operado para fornecer biomassa para os testes em batelada, destinado ao estudo de remoção de N e fármacos do efluente anaeróbio da ETE. O reator foi confeccionado em acrílico transparente e escala de bancada, teve início de operação na data de 19/02/2024. As principais características do reator estão descritas na Tabela 2 e ele possui um volume útil de 2083,68 cm³. O reator foi alimentado com macro e micronutrientes conforme disposto na Tabela 1, para garantir as condições ideais de crescimento e atividade metabólica das bactérias ANAMMOX.

Figura 1 - Reator contínuo de cultivo ANAMMOX



Fonte: Elaboração própria (2024).

Tabela 2 - Dimensões do reator ANAMMOX

Parâmetro	Medida (cm)
Diâmetro da base	15,00
Altura da base	17,50
Diâmetro da seção reacional	10,20
Altura da seção reacional	25,50

Fonte: Elaboração própria (2024).

Para a etapa de inoculação, o reator de cultivo foi operado em três ciclos em batelada sucessivos, com 24 horas de duração cada, utilizando biomassa armazenada em solução de nitrato, sob refrigeração. O primeiro ciclo ocorreu dia 23/01/2024, e dia 26/01/2024 o reator passou para a alimentação contínua. De acordo com Takeda, P.Y. *et al.* (2024), esse método de reativação da biomassa ANAMMOX foi bem sucedido, e por isso empregado na inoculação do presente reator.

3.2 Água residuária

A água residuária utilizada é proveniente de efluente de reator UASB da ETE Monjolinho, localizada na cidade de São Carlos, SP (Figura 2).

Figura 2: Localização ETE Monjolinho no município de São Carlos (limite vermelho é a área urbana)



Fonte: Adaptado do Google Earth

O efluente do reator UASB foi coletado no dia 27 de fevereiro de 2024 e foi congelado a fim de evitar degradação, sua fermentação e a eventual biodegradação dos MPs alvo. O efluente foi devidamente caracterizado e para isso foram analisados os parâmetros pH, Alcalinidade, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos fixos e voláteis, DQO, concentrações de amônia, nitrito, nitrato e MPs alvo, os métodos utilizados estão dispostos na Tabela 4 do item 3.5.

3.3 Planejamento composto central rotacional

Para avaliar a influência da relação DQO:N e a concentração de CAG na remoção de nitrogênio e antibióticos pelo processo ANAMMOX foi proposto um DCCR (Tabela 3), sendo os experimentos com (C) o ponto central do DCCR, realizado com 3 repetições. O inóculo utilizado foi o obtido, de acordo com citado no item 3.1.2. e disposto nos reatores

teste. Neste planejamento, as variáveis independentes consideradas foram a relação DQO:Nitrogênio (g DQO/g N total) e concentração de CAG. Para avaliar a relação DQO:N, a partir da alteração da DQO, função da eficiência do reator UASB, foi adotado manter a relação estequiométrica nitrito/amônia no efluente constante igual à $1,5 \text{ N-NO}_2^- : 1,0 \text{ N-NH}_4^+$ (g N:g N). Deste modo, a relação DQO:N e concentração de CAG no DCCR tiveram faixas entre 0,48 e 1,95 e 0,0 e 98,6, respectivamente.

Tabela 3 - Matriz experimental para o DCCR

Experimento	X_1	X_2	DQO:N -	CAG g L ⁻¹
1	+1	-1	1,75	3,5
2	+1	+1	1,75	95,0
3	-1	-1	0,49	3,5
4	-1	+1	0,49	95,0
5	$+\alpha$	0	1,95	49,3
6	$-\alpha$	0	0,48	49,3
7	0	$-\alpha$	0,77	0,0
8	0	$+\alpha$	0,77	98,6
9 (C)	0	0	0,77	49,3
10 (C)	0	0	0,77	49,3
11 (C)	0	0	0,77	49,3

Fonte: Elaboração própria (2024).

Após a etapa experimental, a análise estatística dos resultados de todos os ensaios foi realizada no programa Statistica® (Statsoft, Inc), utilizando o Experimental Design (DOE) para a remoção dos compostos alvos. O DOE gera como resultado o gráfico de Pareto que apresenta a significância dos resultados, com 95% de confiança, representado pela linha vermelha ($p = 0,05$). A extensão horizontal das barras fornece os resultados dos efeitos das variáveis lineares (L), quadráticas (Q) e da interação linear entre as variáveis independentes. O DOE também gera um perfil de controle e com as respostas de remoção é traçado o gráfico de superfície de resposta.

3.4 Delineamento experimental

Nos ensaios de batelada com a biomassa ativa, o final do período de operação foi determinado com base em dois fatores adotados, sendo (i) a eficiência de remoção de nitrito igual ou superior a 90% e (ii) o coeficiente de variação (CV) da concentração da amônia nos últimos três pontos de coleta igual ou inferior a 7%.

Todos os ensaios foram realizados em frascos de Duran de 250 mL, com volume reacional de 200 mL, sem replicação, devido a limitação de biomassa, e dispostos em incubadora com agitação orbital em 130 rpm e temperatura de 37 °C. A relação alimento/microrganismo (A/M) foi mantida constante igual à 70 mg N gSTV⁻¹ em todos os experimentos, de acordo com protocolo de Dapena-Mora *et al.* (2007). A fim de manter a relação A/M e a relação nitrito/amônia constante e obter a relação DQO/N desejada, o meio foi suplementado com nitrogênio amoniacal e nitrito nas condições necessárias, a fonte de suplementação foi a mesma utilizada para o preparo do meio sintético. Após esse processo, o meio foi fluxionado com argônio (Ar, 100%) para redução do oxigênio dissolvido (OD) a concentrações inferiores a 0,20 mg L⁻¹.

Os parâmetros pH, Alcalinidade, DQO, concentrações de amônia, nitrito, nitrato e MPs alvo foram analisados na fase líquida. Não se alteraram os parâmetros de pH e Alcalinidade, eles foram acompanhados para verificar se as condições estavam adequadas para as ANAMMOX.

3.5 Métodos analíticos

A Tabela 4 apresenta os métodos analíticos usados para quantificar todos os parâmetros de interesse mencionados nas seções 3.1. e 3.4.

Tabela 4 - Métodos analíticos utilizados		
Parâmetros	Método	Referência
DQO (total e solúvel)	Digestão/Espectrofotometria	(APHA, 2017)
SST, SSF e SSV	Calcinação/Gravimetria	(APHA, 2017)
pH	Potenciometria	(APHA, 2017)
Alcalinidade	Titulométrico	(RIPLEY; BOYLE; CONVERSE, 1986)
N-NH ₄ ⁺	Espectrofotometria	(APHA, 2017)
N-NO ₂ ⁻	Espectrofotometria	(APHA, 2017)
N-NO ₃ ⁻	Espectrofotometria	(APHA, 2017)
Concentração de MPs alvo	SPE online-LC-MS/MS	(LIMA GOMES et al., 2015)

Fonte: Elaboração própria (2024).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos ao longo da pesquisa. Inicialmente, descrevem-se as características da água residuária e do inóculo utilizado. Em seguida, analisa-se a remoção de nitrogênio amoniacal, dos antibióticos selecionados, abordando individualmente Ofloxacina, Ciprofloxacina, Trimetoprima e Norfloxacina. Na sequência, é discutida também a redução da matéria orgânica e a condição operacional otimizada. Por fim, apresentam-se as limitações encontradas durante o desenvolvimento da pesquisa.

4.1 Manutenção e cultivo da biomassa ANAMMOX

A alimentação do reator contínuo ANAMMOX operado para cultivo da biomassa granular está detalhada no item 3.2.1 e o processo de sua inoculação no item 3.2.2. Após a inoculação, o reator foi monitorado, análises de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato foram realizadas para avaliar o desempenho do reator de cultivo ANAMMOX e avaliar a sua estabilidade. A Tabela 5 apresenta os resultados obtidos pelas análises de monitoramento e desempenho do reator de cultivo ANAMMOX.

Tabela 5 - Análises do reator ANAMMOX

Data	Dia de Operação	Eficiência de remoção de NH_4^+ %	Eficiência de remoção de NO_2^- %	Concentração de nitrato mgN/L	Relação $\frac{(\text{NO}_2^- \text{ afluente} - \text{NO}_2^- \text{ efluente})}{(\text{NH}_4^+ \text{ afluente} - \text{NH}_4^+ \text{ efluente})}$ mgN/mgN	Relação $\frac{(\text{NO}_3^- \text{ afluente} - \text{NO}_3^- \text{ efluente})}{(\text{NH}_4^+ \text{ afluente} - \text{NH}_4^+ \text{ efluente})}$ mgN/mgN
20/02/24	1	100	92,8	7,25	1,98	0,43
08/03/24	18	100	98,6	6,69	1,52	0,29
08/04/24	49	93,6	89,1	4,08	1,56	0,21
06/05/24	77	100	91,1	4,11	1,48	0,19
10/06/24	112	100	92,3	4,87	1,49	0,22
08/07/24	140	99,1	93,6	4,87	1,49	0,23
05/08/24	168	100	95,4	5,1	1,37	0,21
19/08/24	182	100	92,7	4,6	1,27	0,18

Fonte: Elaboração própria (2024).

Considerando que o processo ANAMMOX remove dois poluentes simultaneamente, amônio e nitrito, convertendo-os a nitrogênio gasoso (Zhang *et al.*, 2008), os resultados das análises indicam que as bactérias ANAMMOX estão estabelecidas em um ambiente onde ocorre o consumo eficiente de amônia e nitrito. A observação de que toda (100% na maioria

dos casos) a amônia está sendo consumida indica uma atividade metabólica estável por parte dessas bactérias.

Dado que razão estequiométrica encontrada para o processo ANAMMOX está na faixa de amônio:nitrito de 1:1,32. (Strous *et al.*, 1998), a relação nitrito/amônia encontrada do resultado das análises próxima de 1,56, e seguindo um padrão decrescente, sugere que as bactérias ANAMMOX estão otimizando a conversão de nitrito a nitrogênio gasoso, um processo essencial na remoção de nitrogênio em sistemas de tratamento de águas residuais. No entanto, é possível que tenha ocorrido desnitrificação heterotrófica no reator, contribuindo também para a remoção do nitrito no sistema. Caso essa desnitrificação tenha ocorrido, é provável que a fonte de carbono tenha vindo da DQO endógena. Durante a respiração endógena, as células degradam seus próprios componentes (como lipídios, carboidratos e proteínas) para obter energia, liberando pequenas quantidades de matéria orgânica que podem atuar como fonte interna de DQO. Esse processo se torna ainda mais relevante em sistemas de longa operação, nos quais a renovação e a lise celular aumentam gradualmente a disponibilidade de carbono endógeno, possibilitando uma desnitrificação heterotrófica mesmo na ausência de DQO externa.

Além disso, a relação nitrato/amônia próxima de 0,25 indica estabelecimento do processo ANAMMOX, que proporciona que a fração da amônia convertida em nitrato não é tão significativa quanto a conversão de amônia em nitrogênio gasoso. Isso pode ter implicações importantes na eficácia geral do processo de remoção de nitrogênio, uma vez que, apesar de o nitrato ser menos tóxico do que a amônia, ainda representa um nutriente indesejável em muitos ecossistemas aquáticos.

4.1.2 Análise de sólidos da biomassa ANAMMOX

Para manter-se a relação A/M desejada realizou-se a análise de sólidos em triplicata de acordo com o método analítico do item 3.5. resultando nos valores dispostos na tabela 6 a seguir.

Tabela 6 - Análise de sólidos da biomassa

Sólidos	Valor (g/g biomassa úmida)
ST	0,029 \pm 0,001
STF	0,008 \pm 0,001
STV	0,022 \pm 0,001

Fonte: Elaboração própria (2024).

Assim, utilizou-se o STV de 0,022 g de microrganismos/g de biomassa úmida para manter a relação A/M de 70 mg N/ gSSV para inocular os reatores em batelada. Aqui, entende-se por biomassa úmida, a biomassa que foi retirada do reator e drenada em uma peneira.

4.2 Caracterização da água residuária

A Tabela 7 apresenta a caracterização do efluente UASB (ETE Monjolinho) utilizado na etapa experimental deste projeto em termos de matéria orgânica, sólidos, pH, alcalinidade e nitrogênio. A DQO solúvel apresentada corresponde à fração dissolvida, obtida após a filtração do efluente. As análises foram realizadas em triplicata.

Tabela 7 - Caracterização do efluente UASB (ETE Monjolinho)

Parâmetros	Unidade	Valor
DQO Total	mg L ⁻¹	351 ±24
DQO Solúvel	mg L ⁻¹	80,46±0,19
SST	mg L ⁻¹	172±17
SSF	mg L ⁻¹	61± 6
SSV	mg L ⁻¹	110±12
pH	-	8,6
Alcalinidade Parcial	mg CaCO ₃ /L	236
Alcalinidade Intermediária	mg CaCO ₃ /L	118
Alcalinidade Total	mg CaCO ₃ /L	354
N-NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	21,20±0,03
N-NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	0,009±0,001
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	1,79±0,02

Fonte: Elaboração própria (2024).

4.3 Condições experimentais

A Tabela 8 apresenta as condições experimentais aplicadas nos ensaios em batelada, variando-se a relação de DQO:N no afluente, assim como a quantidade de CAG adicionada aos reatores. O parâmetro N total corresponde à soma das concentrações de amônia, nitrito e nitrato. A razão DQO:N foi calculada a partir dos valores de DQO e N total, de modo a representar a influência da matéria orgânica residual sobre a remoção de nitrogênio e de antibióticos.

Tabela 8 - Condições experimentais aplicadas nos ensaios em batelada

Condição	DQO (mg L ⁻¹)	N Total (mg L ⁻¹)	Relação Nitrito/Amônia	CAG(g L ⁻¹)	DQO:N
C1	162	92,46	1,50	3,50	1,75
C2	162	92,47	1,50	95,00	1,75
C3	162	330	1,50	3,50	0,49
C4	162	330	1,50	95,00	0,49
C5	162	83	1,49	49,30	1,95
C6	162	337	1,50	49,30	0,48
C7	162	210	1,50	0,00	0,77
C8	162	210	1,50	98,60	0,77
C9	172	223	1,49	49,30	0,77
C10	172	223	1,49	49,30	0,77
C11	172	223	1,49	49,30	0,77

Fonte: Elaboração própria (2025).

4.4 Remoção de nitrogênio amoniacal

As respostas de remoção do nitrogênio amoniacal obtidas por meio do delineamento composto central rotacional e suas interações são apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9 - Matriz de resultados do DCCR do processo de remoção do nitrogênio amoniacal

Condição	Variáveis independentes		Variável dependente
	DQO:N	CAG(g L ⁻¹)	Remoção Amônia (%)
C1	1,75	3,50	27,11
C2	1,75	95,00	73,24
C3	0,49	3,50	51,69
C4	0,49	95,00	88,43
C5	1,95	49,30	66,61
C6	0,48	49,30	75,32
C7	0,77	0,00	70,74
C8	0,77	98,60	84,97
C9	0,77	49,30	77,05
C10	0,77	49,30	74,80
C11	0,77	49,30	79,50

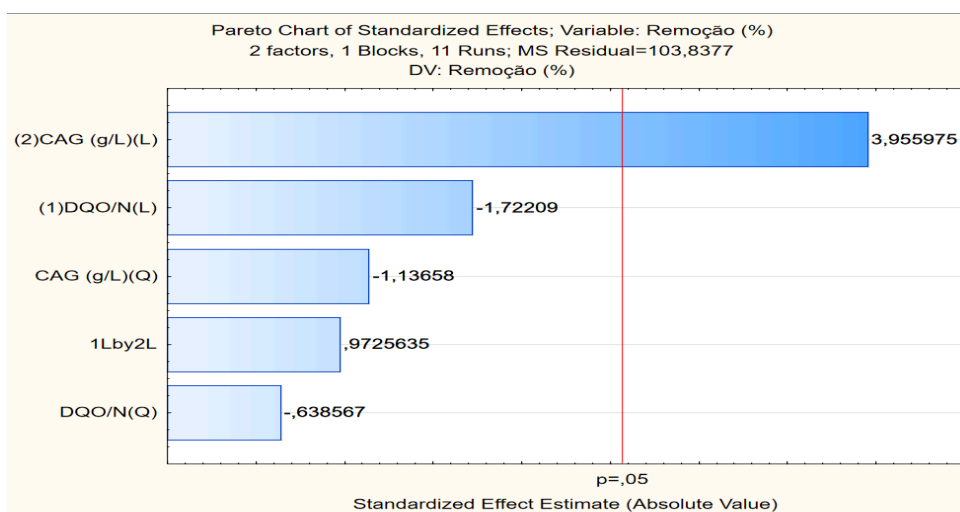
Fonte: Elaboração própria (2024).

Observa-se pela Tabela 8 que uma alta concentração de carvão ativado granular (CAG) de 95,00 e 98,60 g L⁻¹, resulta em maior eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal, mesmo com a relação DQO:N variando de 0,49 a 1,75, com remoções de até 88,43%. Concentrações médias de CAG (49,30 g L⁻¹) também apresentam boas remoções, variando entre 66,61% e 79,50%. Em contrapartida, baixas concentrações de CAG (3,50 g L⁻¹) proporcionaram menores eficiências, com remoções de 27,11% e 51,69%. Nota-se que a concentração de DQO:N não foi significativa na presença de CAG para a remoção da

amônia, ela foi significativa apenas para a condição 7 que mesmo sem CAG apresentou remoção de 70%.

Para validar o ajuste do modelo proposto com os resultados obtidos, realizou-se o Experimental Design (DOE) do modelo previsto para a remoção do nitrogênio amoniacal (%), por meio do gráfico de Pareto, ilustrado na Figura 3.

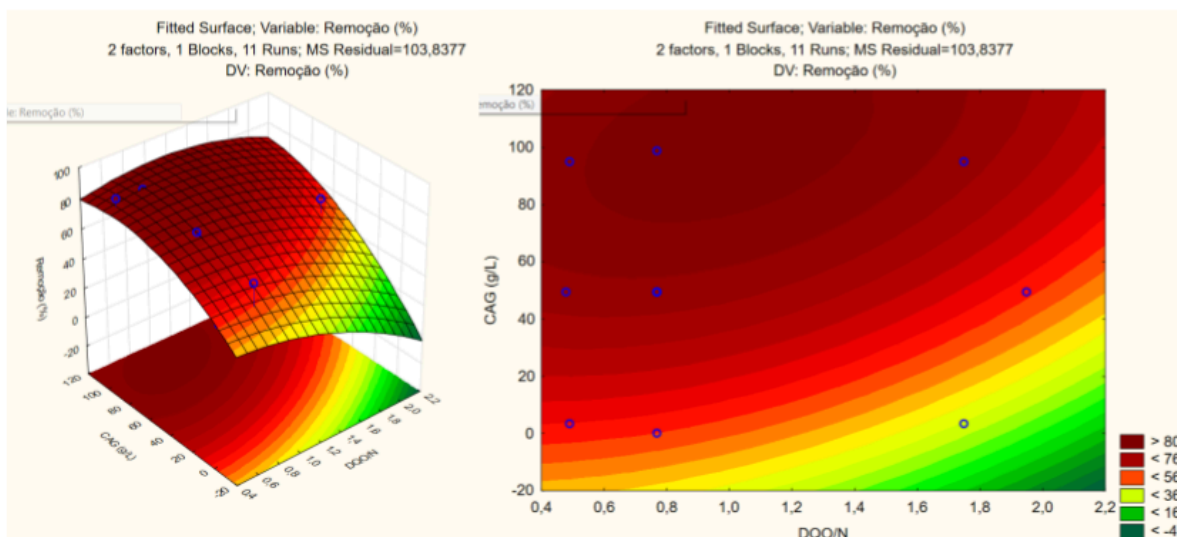
Figura 3 - Gráfico de Pareto para remoção de amônia



Fonte: Elaboração própria (2024).

A partir da Figura 3 é possível afirmar que a variável CAG Linear é estatisticamente significativa, pois ultrapassa a linha correspondente ao valor de $p=0,05$, no nível de confiança 95%, representada pela linha vermelha tracejada. A Figura 4 apresenta a superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção do nitrogênio amoniacal.

Figura 4 - Gráfico de superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção de Nitrogênio amoniacal



Fonte: Elaboração própria (2024).

Conforme apresentado na Figura 4, é possível observar que as maiores eficiências na remoção da concentração da amônia (valores superiores a 80%) foram quando o efluente foi submetido a maiores dosagens de CAG ($>60 \text{ g L}^{-1}$) e com valores de DQO:N entre 0,6 e 1,4.

O resultado dessa remoção é relevante pois indica que a presença de CAG favorece o processo ANAMMOX em condições desfavoráveis do afluente. Quando a relação DQO:N é baixa, o processo ANAMMOX ocorre de maneira satisfatória mesmo sem o CAG, no entanto, em condições de DQO:N acima de 1,4, o desempenho do ANAMMOX se torna comprometido na ausência do CAG, evidenciando sua importância para manter a eficiência do processo sob essas condições.

4.5 Remoção dos antibióticos da água residuária

As respostas de remoção dos antibióticos, do nitrogênio e da DQO obtidas por meio do delineamento composto central rotacional e suas interações são apresentadas a seguir.

4.5.1 Ofloxacina (OFLO)

As respostas de remoção da Ofloxacin obtidas por meio do delineamento composto central rotacional e suas interações são apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10 - Matriz de resultados do DCCR do processo de remoção da Ofloxacin

Condição	Variáveis independentes		Variável dependente
	DQO:N	CAG(g L ⁻¹)	Remoção Ofloxacin (%)
C1	1,75	3,50	95,25
C2	1,75	95,00	93,82
C3	0,49	3,50	48,68
C4	0,49	95,00	92,09
C5	1,95	49,30	62,74
C6	0,48	49,30	89,14
C7	0,77	0,00	10,78
C8	0,77	98,60	98,92
C9	0,77	49,30	95,06
C10	0,77	49,30	85,50
C11	0,77	49,30	82,31

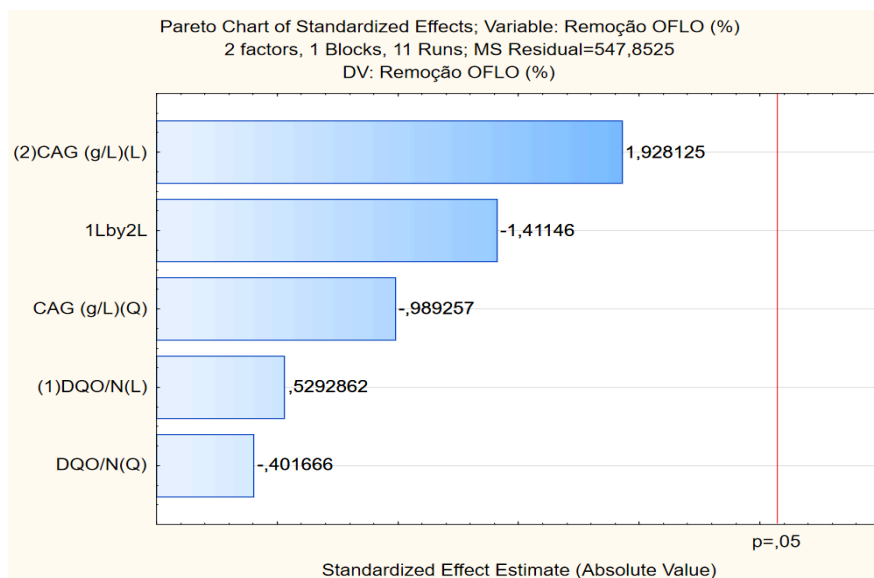
Fonte: Elaboração própria (2024).

Observa-se pela Tabela 10 que as condições com valores de DQO:N mais elevados, independentemente da concentração de CAG, como C1 (DQO:N = 1,75 e CAG = 3,50 g L⁻¹) e C8 (DQO:N = 0,77 e CAG = 98,60 g L⁻¹), resultaram na remoção de OFLO de 95,25% e 98,92%, respectivamente. Em contrapartida, condições com valores mais baixos de DQO:N, como C3 (DQO:N = 0,49 e CAG = 3,50g L⁻¹), mostraram uma remoção significativamente menor, com apenas 48,68%, porém para C4 (DQO:N = 0,49 e CAG = 95g L⁻¹), a eficiência foi de 92,09%. Além disso, a ausência de CAG, como observado em C7 (DQO:N = 0,77 e CAG = 0 g L⁻¹), resultou em uma remoção de 10,78%, indicando a importância do CAG no processo, sobretudo em condições de baixa relação DQO:N. Nesse contexto, verifica-se que, quanto menor a relação DQO:N, mais determinante se torna a presença do CAG para garantir altas eficiências de remoção da Ofloxacin.

No entanto, observa-se um comportamento adverso em C5, mesmo com DQO:N = 1,95 e CAG = 49,30 g L⁻¹, a eficiência foi de apenas 62,74%. Isso pode estar relacionado à competição da matéria orgânica com os antibióticos pelos sítios de adsorção do CAG. A elevada relação DQO:N nesse ensaio pode ter saturado os sítios ativos do carvão com matéria orgânica, reduzindo a eficiência de remoção da Ofloxacin. Essa hipótese é reforçada pela comparação com C6 (DQO:N = 0,48 e CAG = 49,30 g L⁻¹), que, apesar de possuir a mesma concentração de CAG, apresentou remoção de 89,14%, provavelmente em razão da menor competição pelos sítios de adsorção, o que favoreceu a remoção da Ofloxacin da fase líquida.

Para validar o ajuste do modelo proposto com os resultados obtidos, realizou-se o Experimental Design (DOE) do modelo previsto para a remoção da Ofloxacin (%) , por meio do gráfico de Pareto, ilustrado na Figura 5.

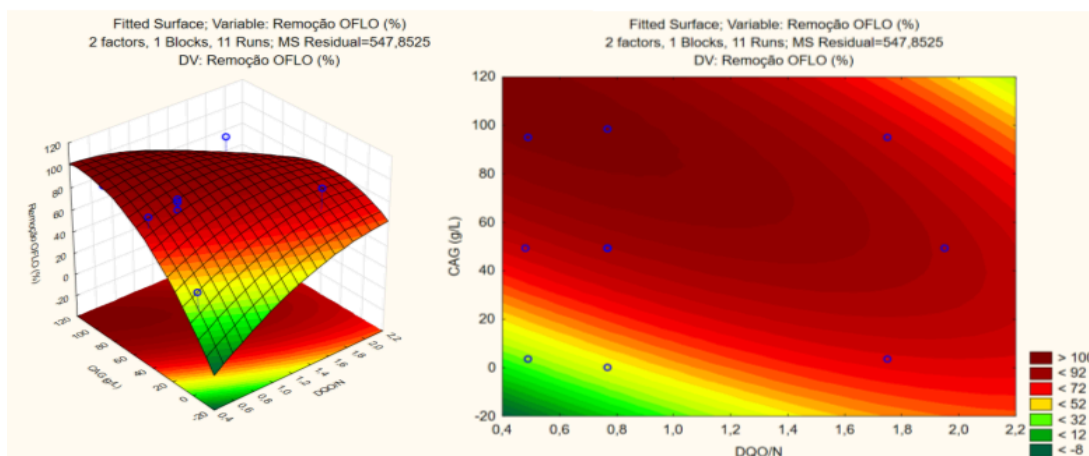
Figura 5 - Gráfico de Pareto para remoção de OFLO



Fonte: Elaboração própria (2024)

A partir da Figura 5 é possível afirmar que nenhuma variável é estatisticamente significativa, pois nenhuma ultrapassa a linha correspondente ao valor de $p=0,05$, no nível de confiança 95%, representada pela linha vermelha tracejada. A Figura 6 apresenta a superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção antibiótico. Vale ressaltar que a linha 1Lby2L é a interação entre os fatores DQO/N (efeito linear) e CAG (efeito linear) na remoção do composto.

Figura 6 - Gráfico de superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção de OFLO



Fonte: Elaboração própria (2024).

Conforme apresentado na Figura 6, é possível observar que as maiores eficiências na remoção da Ofloxacina (valores superiores a 80%) foram quando o efluente foi submetido a maiores dosagens de CAG ($>40\text{ g L}^{-1}$) e com valores de DQO:N entre 0,4 e 1,4. Para esse e os demais resultados é importante salientar que a relação DQO:N não está acima do desejado para as ANAMMOX, Strous et al. (2000) recomenda que a relação DQO:N permaneça abaixo de 2, pois concentrações elevadas de carbono podem inibir o processo, condição atendida nos ensaios realizados, não sendo um fator que possa inibir a ação desses microorganismos.

4.5.2 Ciprofloxacina (CIP)

As respostas de remoção da Ciprofloxacina obtidas por meio do delineamento composto central rotacional e suas interações são apresentadas na Tabela 11.

Tabela 11 - Matriz de resultados do DCCR do processo de remoção do CIP

Condição	Variáveis independentes		Variável dependente
	DQO:N	CAG(g L ⁻¹)	Remoção Ciprofloxacina (%)
C1	1,75	3,50	91,00
C2	1,75	95,00	91,84
C3	0,49	3,50	78,52
C4	0,49	95,00	91,07
C5	1,95	49,30	52,00
C6	0,48	49,30	82,90
C7	0,77	0,00	92,91
C8	0,77	98,60	97,93
C9	0,77	49,30	82,10
C10	0,77	49,30	69,60
C11	0,77	49,30	92,64

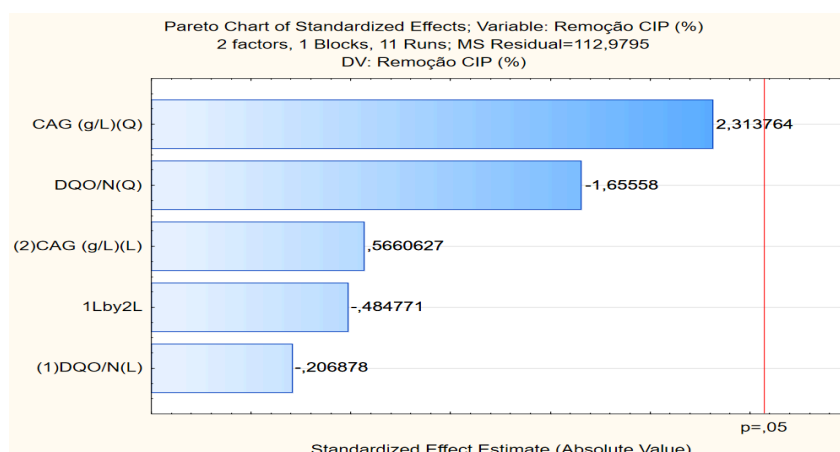
Fonte: Elaboração própria (2024).

Observa-se pela Tabela 11 que as condições C1 e C2 (DQO:N = 1,75, com CAG = 3,50 g L⁻¹ e 95,00 g L⁻¹, respectivamente), apresentaram eficiências muito próximas, 91,00% e 91,84%, indicando que, nesse caso, a relação DQO:N teve maior influência na remoção da ciprofloxacina do que a própria concentração de CAG. Por outro lado, ao comparar C3 (DQO:N = 0,49 e CAG = 3,50 g L⁻¹, com remoção de 78,52%) e C4 (DQO:N = 0,49 e CAG = 95,00 g L⁻¹, com 91,07%), verifica-se que, em condições de DQO:N mais baixa, a maior dosagem de CAG foi decisiva para aumentar a eficiência. Já em C5 e C6, com relações de DQO:N de 1,95 e 0,48, respectivamente, e a mesma quantidade de CAG, observa-se que a condição de maior relação DQO:N (C5) apresentou desempenho inferior (52,00%) quando comparada a C6 (82,90%), sugerindo que valores mais elevados de DQO:N podem prejudicar a remoção. Outro ponto relevante é que, mesmo na ausência de CAG (C7, DQO:N = 0,77), a remoção foi elevada (92,91%), reforçando o papel central da relação DQO:N na eficiência do processo, embora o CAG atue como potencializador em condições menos favoráveis.

De modo geral, verifica-se que a remoção da ciprofloxacina é influenciada tanto pela relação DQO:N quanto pela presença de CAG, sendo que, para DQO:N intermediários e elevados, a matéria orgânica residual pode desempenhar papel relevante no processo, enquanto em condições de baixa DQO:N o CAG se mostra determinante para alcançar maiores eficiências.

Para validar o ajuste do modelo proposto com os resultados obtidos, realizou-se o Experimental Design (DOE) do modelo previsto para a remoção do CIP(%), por meio do gráfico de Pareto, ilustrado na Figura 7.

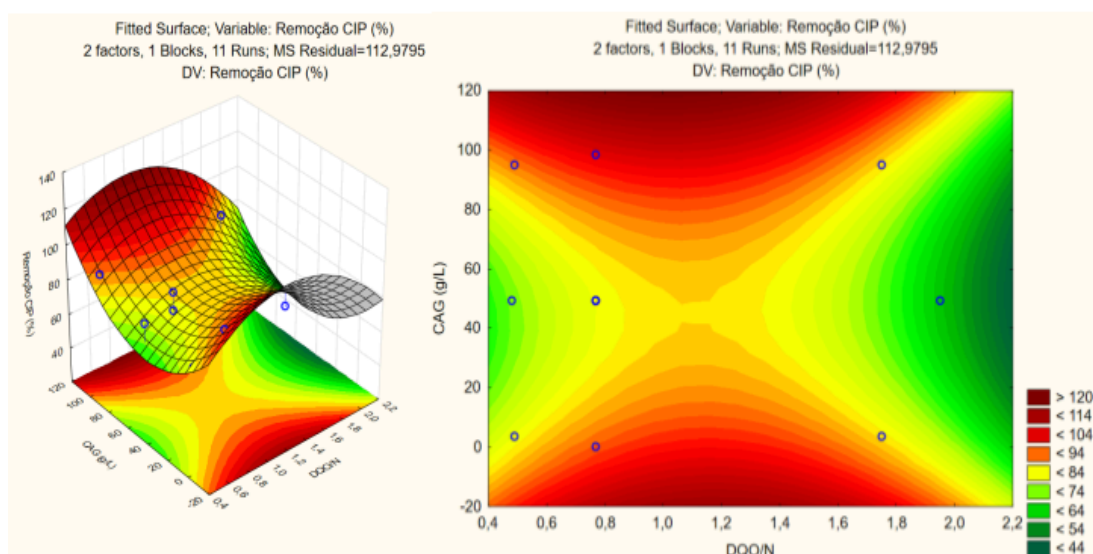
Figura 7 - Gráfico de Pareto para remoção de Ciprofloxacina



Fonte: Elaboração própria (2024).

A partir da Figura 7 é possível afirmar que nenhuma variável é estatisticamente significativa, pois nenhuma ultrapassa a linha correspondente ao valor de $p=0,05$, no nível de confiança 95%, representada pela linha vermelha tracejada. A Figura 8 apresenta a superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção do antibiótico.

Figura 8 - Gráfico de superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção de CIP



Fonte: Elaboração própria (2024).

Conforme apresentado na Figura 8, é possível observar que as maiores eficiências na remoção da concentração de CIP (valores superiores a 80%) ocorreram quando o efluente foi submetido a maiores dosagens de CAG ($>100 \text{ g L}^{-1}$) e com valores de DQO:N entre 0,6 e 1,6. É interessante observar também, que a ausência de CAG nesse mesmo intervalo de DQO:N teve altas remoções de CIP.

A ausência de CAG apresentou 98% de remoção para DQO:N de 0,7, pode ter ocorrido por conta de um auxílio do cosubstrato para o processo de biodegradação. Como o processo atinge remoções altas para CAG maior que 100 g L^{-1} , pode-se verificar que tanto o cosubstrato quanto o suporte ativo são positivos para a remoção desse composto

4.5.3 Trimetoprima (TMP)

As respostas de remoção da Trimetoprima obtidas por meio do delineamento composto central rotacional e suas interações são apresentadas na Tabela 12.

Tabela 12 - Matriz de resultados do DCCR do processo de remoção da Trimetoprima

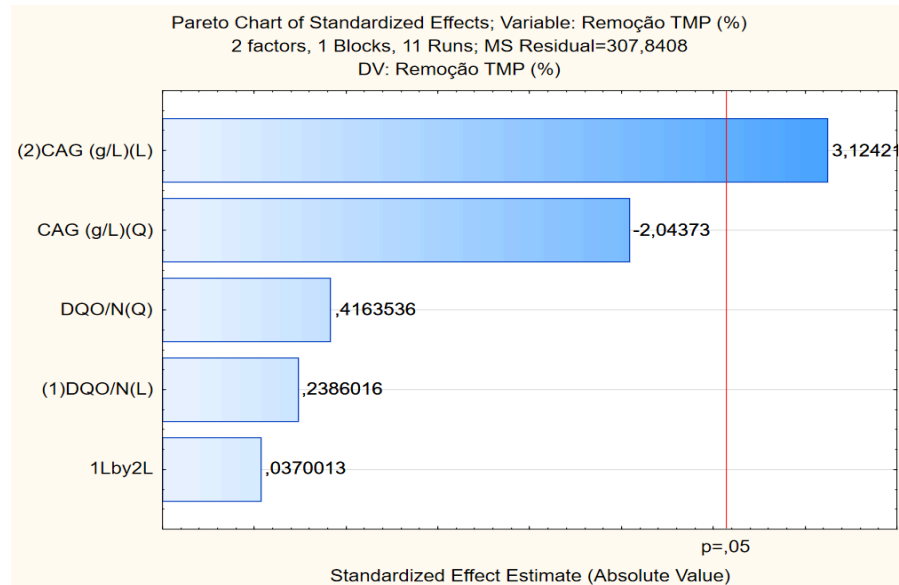
Condição	Variáveis independentes		Variável dependente
	DQO:N	CAG(g L ⁻¹)	Remoção Trimetoprima (%)
C1	1,75	3,50	60,18
C2	1,75	95,00	99,82
C3	0,49	3,50	56,87
C4	0,49	95,00	80,60
C5	1,95	49,30	84,31
C6	0,48	49,30	94,64
C7	0,77	0,00	16,88
C8	0,77	98,60	89,26
C9	0,77	49,30	99,37
C10	0,77	49,30	68,15
C11	0,77	49,30	91,60

Fonte: Elaboração própria (2024).

Observa-se pela Tabela 12 que as condições experimentais com valores mais altos de DQO:N e CAG, como C2 (DQO:N = 1,75 e CAG = 95,00 g L⁻¹) e C9 (DQO:N = 0,77 e CAG = 49,30 g L⁻¹), resultaram em uma remoção de trimetoprima muito eficiente, atingindo 99,82% e 99,37%, respectivamente. Em contrapartida, a condição C7, com DQO:N de 0,77 e ausência de CAG (0,00 g L⁻¹), apresentou uma remoção de apenas 16,88%, sugerindo que a presença de CAG é crucial para a eficiência do processo de remoção. Além disso, a condição C10, com valores de DQO:N de 0,77 e CAG de 49,30 g L⁻¹, também apresentou uma remoção intermediária de 68,15%, indicando que tanto a relação DQO:N quanto a concentração de CAG influenciam significativamente a eficácia na remoção de trimetoprima.

Para validar o ajuste do modelo proposto com os resultados obtidos, realizou-se o Experimental Design (DOE) do modelo previsto para a remoção do nitrogênio amoniacal (%), por meio do gráfico de Pareto, ilustrado na Figura 9.

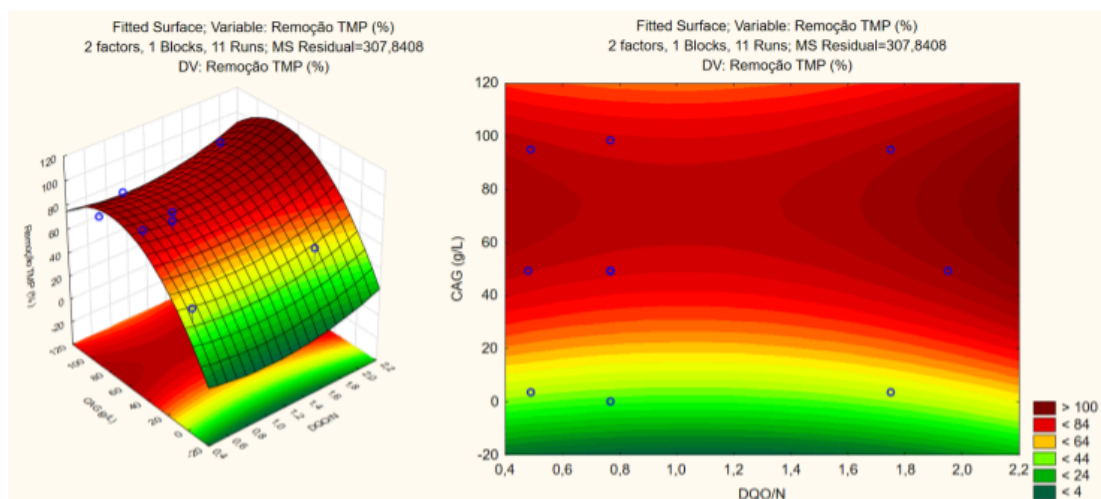
Figura 9 - Gráfico de Pareto para remoção de TMP



Fonte: Elaboração própria (2024)

A partir da Figura 9 é possível afirmar que a variável CAG Linear é estatisticamente significativa, pois ultrapassa a linha correspondente ao valor de $p=0,05$, no nível de confiança 95%, representada pela linha vermelha tracejada. A Figura 10 apresenta a superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção do antibiótico.

Figura 10 - Gráfico de superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção de TMP



Fonte: Elaboração própria (2024).

Conforme apresentado na Figura 10 é possível observar que na ausência de CAG, a remoção atinge $\pm 50\%$ de eficiência para todo intervalo de DQO:N. Para concentrações acima de 20 g L^{-1} de CAG a eficiência consegue ser aumentada, atingindo quase 100% , para todo o intervalo de DQO:N. Assim, o suporte ativo desempenhou papel fundamental na remoção desse antibiótico.

4.5.4 Norfloxacin (NOR)

As respostas de remoção do Norfloxacin obtidas por meio do delineamento composto central rotacional e suas interações são apresentadas na Tabela 13.

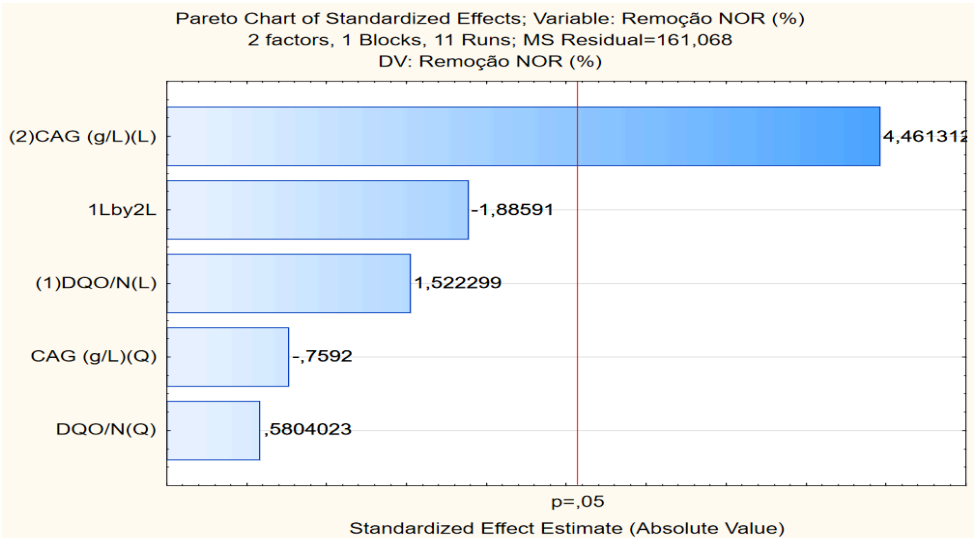
Tabela 13 - Matriz de resultados do DCCR do processo de remoção da Norfloxacin			
Condição	Variáveis independentes		Variável dependente
	DQO:N	CAG(g L^{-1})	Remoção Norfloxacin (%)
C1	1,75	3,50	75,64
C2	1,75	95,00	96,87
C3	0,49	3,50	31,92
C4	0,49	95,00	92,38
C5	1,95	49,30	83,78
C6	0,48	49,30	77,87
C7	0,77	0,00	21,69
C8	0,77	98,60	95,41
C9	0,77	49,30	77,63
C10	0,77	49,30	51,18
C11	0,77	49,30	76,81

Fonte: Elaboração própria (2024).

Observa-se pela Tabela 13 que a eficiência de remoção de Norfloxacin varia significativamente dependendo das condições testadas. A condição C2, com DQO:N de 1,75 e CAG de 95 g L^{-1} , apresentou a maior remoção de Norfloxacin, atingindo $96,87\%$. Em contraste, a condição C7, com DQO:N de 0,77 e CAG de $0,00 \text{ g L}^{-1}$, mostrou a menor remoção, apenas $21,69\%$. Esses dados sugerem que as condições de operação, especialmente a concentração de CAG, têm um impacto positivo na eficiência de remoção da Norfloxacin.

Para validar o ajuste do modelo proposto com os resultados obtidos, realizou-se o Experimental Design (DOE) do modelo previsto para a remoção da NOR(%), por meio do gráfico de Pareto, ilustrado na Figura 11.

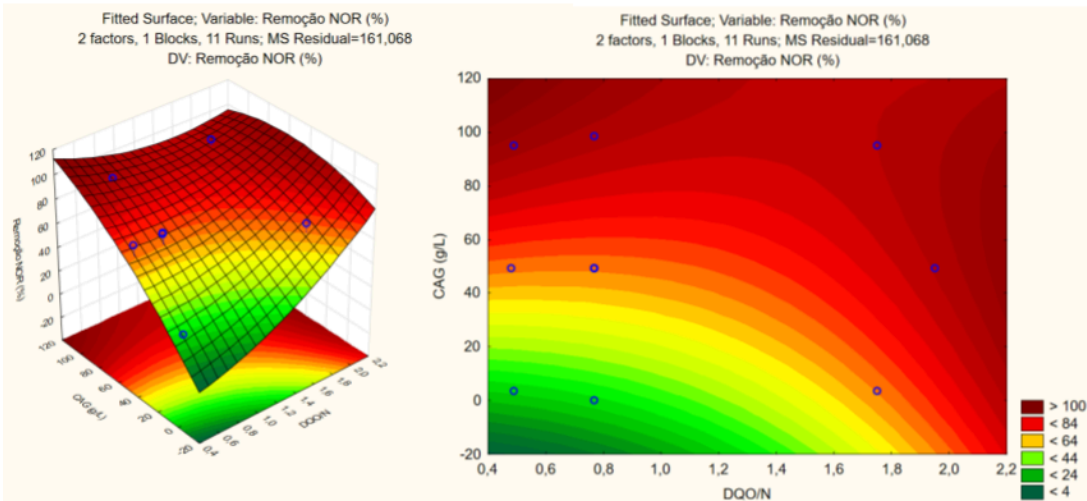
Figura 11 - Gráfico de Pareto para remoção de Norfloxacina



Fonte: Elaboração própria (2024).

A partir da Figura 11 é possível afirmar que a variável CAG Linear é estatisticamente significativa, pois ultrapassa a linha correspondente ao valor de $p=0,05$, no nível de confiança 95%, representada pela linha vermelha tracejada. A Figura 12 apresenta a superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção do antibiótico.

Figura 12 - Gráfico de superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção de NOR



Fonte: Elaboração própria (2024).

Conforme apresentado na Figura 12, é possível observar que as maiores eficiências na remoção da concentração da Norfloxacina (valores superiores a 80%) foram quando o

efluente foi submetido a maiores dosagens de CAG($>70\text{ g L}^{-1}$), com valores de DQO:N entre 0,4 e 1,4 e a maiores concentrações de DQO:N (acima de 1,9), com valores de CAG acima de 20 g L^{-1}

Os resultados obtidos para este composto apresentaram limitações em função das restrições impostas pelos parâmetros independentes do DCCR, especialmente a relação DQO/N, que se mostrou o principal fator limitante na análise em questão. No entanto, pelo gráfico de Pareto fica evidente que condições com alta concentração de CAG são as mais eficientes.

4.6 Remoção de Matéria Orgânica

As respostas de remoção da matéria orgânica obtidas por meio do delineamento composto central rotacional e suas interações são apresentadas na Tabela 14.

Tabela 14 - Matriz de resultados do DCCR do processo de remoção da Matéria Orgânica

Condição	Variáveis independentes		Variável dependente
	DQO:N	CAG(g L^{-1})	Remoção DQO (%)
C1	1,75	3,50	30,24
C2	1,75	95,00	87,27
C3	0,49	3,50	0,00
C4	0,49	95,00	76,31
C5	1,95	49,30	83,06
C6	0,48	49,30	55,46
C7	0,77	0,00	63,43
C8	0,77	98,60	85,67
C9	0,77	49,30	85,93
C10	0,77	49,30	81,20
C11	0,77	49,30	83,28

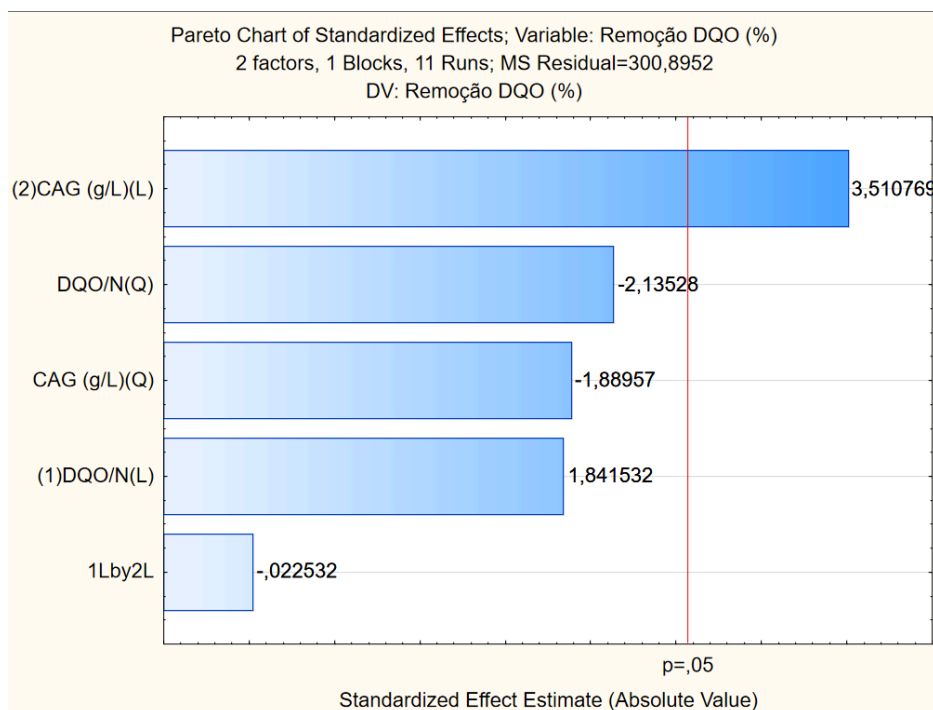
Fonte: Elaboração própria (2024).

Nota-se pela Tabela 14 que, para a remoção da DQO a maioria das condições mantiveram-se em 80%, apenas as condições C1, C3, C6 e C7 baixaram dessa média de remoção. Pode ser observado que essas condições são as que possuem menor concentração de

CAG para relações DQO:N iguais, com exceção da C6 que não tem nenhum par igual de DQO:N para comparar a variação da concentração de CAG.

Para validar o ajuste do modelo proposto com os resultados obtidos, realizou-se o Experimental Design (DOE) do modelo previsto para a remoção da Matéria Orgânica (%), por meio do gráfico de Pareto, ilustrado na Figura 13.

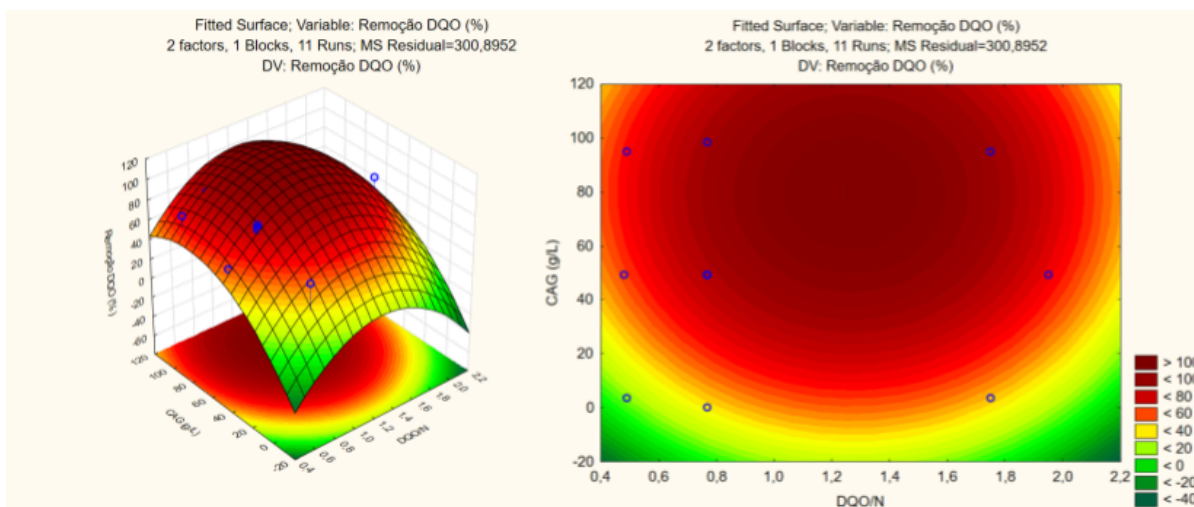
Figura 13 - Gráfico de Pareto para remoção da Matéria orgânica



Fonte: Elaboração própria (2024).

A partir da Figura 13 é possível afirmar que a variável CAG Linear é estatisticamente significativa, pois ultrapassa a linha correspondente ao valor de $p=0,05$, no nível de confiança 95%, representada pela linha vermelha tracejada. A Figura 14 apresenta a superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção da matéria orgânica.

Figura 14 - Gráfico de superfície de resposta e o perfil de contorno para a remoção de Matéria Orgânica



Fonte: Elaboração própria (2024).

Conforme apresentado na Figura 14, é possível observar que as maiores eficiências na remoção da concentração da matéria orgânica (valores superiores a 80%) foram quando o efluente foi submetido a maiores dosagens de CAG ($>40\text{ g L}^{-1}$) e com valores de DQO:N entre 0,8 e 1,8.

Esse resultado de remoção foi muito satisfatório pois não teve limitações das variáveis independentes. Assim consegue-se identificar o ponto central de eficiência da remoção (CAG= 80 g L^{-1} e DQO:N=1,3).

É relevante destacar que o processo ANAMMOX não tem como finalidade a remoção de matéria orgânica, isso porque o processo ANAMMOX ocorre pela ação de micro-organismos quimiolitotróficos, que não necessitam de carbono orgânico como fonte de energia (Zhu et al., 2008). Portanto, pode-se observar que muito provavelmente ocorreu o processo de desnitrificação heterotrófica auxiliado pela adição do CAG, a presença dos organismos responsáveis por esse processo podem estar presentes do lodo ANAMMOX. Além disso, uma parte da matéria orgânica pode ter ficado adsorvida no material suporte.

4.7 Condição otimizada

Para melhor visualização das condições para todos os parâmetros analisados, os dados das condições otimizadas se encontram na Tabela 15.

Tabela 15 - Condições otimizadas das remoções (remoção >80%)

Composto	Faixa de CAG(g L ⁻¹)	Faixa de DQO:N
OFLO	>40	0,4 e 1,4
CIP	>100	0,6 e 1,6
CIP	= 0	0,8 e 1,6
TMP	>20	0,4 e 2,2
NOR	>70	0,4 e 1,4
NITROGÊNIO AMONIAL	>60	0,6 e 1,4
DQO	>40	0,8 e 1,8

Fonte: Elaboração própria (2024).

Com os dados da Tabela 15 pode-se observar que o melhor desempenho para todas as remoções se encontra em condições com DQO:N entre 0,8 e 1,4 e CAG maior que 100 g L⁻¹, exceto para CIP que também teve um desempenho satisfatório com a ausência do CAG.

Como não foram realizados testes de adsorção, tanto na biomassa quanto no material suporte, e tendo em vista que a principal via de remoção de nitrogênio no sistema foi pelo processo ANAMMOX. É plausível que a remoção dos antibióticos também esteja associada à atividade biológica da biomassa ANAMMOX.

Os resultados obtidos na presente pesquisa, contribuem para reforçar a perspectiva de uso do processo ANAMMOX em unidades de ETE para pós-tratamento, contribuindo para o polimento do efluente com respeito a alguns antibióticos. A adição de carvão ativado granular (CAG) ao processo ANAMMOX em estações de tratamento de esgoto em escala plena pode trazer benefícios significativos. Este processo tem potencial inovador e eficiente para a remoção simultânea de nitrogênio amoniacal e antibióticos, o que é um desafio para o tratamento de águas residuais, destacando-se como uma solução potencialmente promissora para o tratamento terciário e polimento de efluentes.

Até o presente, apenas 3 ETEs foram reportadas como utilizadoras do processo ANAMMOX no fluxo principal e muitas no processo lateral, ou seja, no digestato de biodigestores. As estações de tratamento de esgoto (ETEs) que utilizam o processo ANAMMOX ou tecnologias de tratamento biológico podem, em muitos casos, adaptar-se para incluir o CAG como material suporte. A adição do CAG não requer mudanças drásticas na infraestrutura, o que torna a implementação viável em grande escala, desde que haja investimento no fornecimento contínuo desse material. Além disso, como o CAG é um material amplamente disponível, o custo de implementação pode ser manejável,

especialmente quando comparado aos benefícios ambientais e à conformidade regulatória que ele proporciona.

Um aspecto importante a ser considerado é o destino do CAG quando atinge a saturação e precisa ser removido dos reatores. Nesses casos, o material pode ser regenerado termicamente, permitindo a destruição de micropoluentes e a recuperação parcial da capacidade adsorptiva do material (Marsh; Reinoso, 2006). Essa etapa é essencial para garantir a viabilidade do processo em longo prazo, evitando acúmulo de resíduos e assegurando conformidade regulatória. Como alternativa final, em casos nos quais a regeneração não seja viável ou segura, recomenda-se a incineração controlada ou a valorização energética do CAG saturado.

4.8 Limitações encontradas para desenvolvimento da presente pesquisa

A presente pesquisa apresentou algumas limitações que devem ser consideradas na interpretação dos resultados. Sendo

(i) a ausência de testes de adsorção para antibióticos, tanto na biomassa quanto no material suporte (CAG), limita a compreensão dos mecanismos de remoção e a otimização do processo. Esses testes seriam essenciais para avaliar a capacidade de adsorção de cada composto, identificando a real eficiência de biodegradação do processo ANAMMOX. A realização futura de um estudo de adsorção, portanto, se mostra de grande relevância, uma vez que permitiria otimizar as condições operacionais e compreender melhor as interações entre os compostos de interesse, inóculo e material suporte, representando um ponto adicional crucial para a melhoria do processo.

(ii) O método adaptado de Lima Gomes et al. (2015) utilizado para a quantificação dos antibióticos apresentou certo desvio de valores entre as réplicas de determinados compostos. O ajuste deste método para a melhoria dos sinais analíticos possibilitaria uma redução destes desvios, aumentando ainda mais a confiabilidade dos resultados.

(iii) A necessidade de manter uma relação DQO:N constante, devido à importância de preservar as relações estequiométricas, foi uma limitação no estudo. As superfícies de resposta não foram totalmente exploradas, já que, em alguns casos, o intervalo da variável DQO foi restrito.

5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste estudo reforçam o potencial do processo ANAMMOX suplementado com carvão ativado granular (CAG) para a remoção simultânea de antibióticos e nitrogênio amoniacal do esgoto sanitário. A utilização de CAG como material suporte, potencialmente condutor, foi eficiente para potencializar a remoção desses compostos, especialmente em condições com CAG maior que 100 g L^{-1} e DQO:N entre 0,8 e 1,4.

Para os antibióticos avaliados (Ofloxacina, Ciprofloxacina, Trimetoprima e Norfloxacina) verificou-se que concentrações elevadas de CAG favoreceram significativamente a remoção, alcançando eficiências próximas ou superiores a 95%. Para a Ofloxacina a remoção foi maximizada nas condições com alta concentração de CAG ($98,6 \text{ g L}^{-1}$) e relação DQO:N de 0,77, atingindo uma eficiência de até 98,92%. A Ciprofloxacina também foi removida com altas eficiências, chegando a 97,93% nas condições otimizadas. Mesmo na ausência de CAG, o processo ainda foi capaz de atingir uma remoção superior a 90%. A Trimetoprima apresentou remoção de até 99,82% de eficiência, com a presença de CAG decisiva para a remoção eficaz deste composto, assim como para a Norfloxacina, que atingiu até 96,87% de remoção. Embora o ANAMMOX possa contribuir para a degradação parcial desses compostos, a elevada eficiência observada sugere que mecanismos complementares, como a adsorção no CAG e, possivelmente, desnitrificação heterotrófica residual, desempenharam papéis relevantes. Assim, o desempenho não pode ser atribuído exclusivamente ao ANAMMOX.

Para a amônia, o processo ANAMMOX foi favorecido pela suplementação com o suporte ativo. Quando a relação DQO:N é baixa, o processo ANAMMOX ocorre de maneira satisfatória mesmo sem o CAG, no entanto, em condições de DQO:N acima de 1,4, o desempenho do ANAMMOX se torna comprometido na ausência do CAG, evidenciando sua importância para manter a eficiência do processo sob essas condições.

A remoção de matéria orgânica durante o processo foi de até 80%, na presença de dosagens de CAG ($>40 \text{ g L}^{-1}$) e com valores de DQO:N entre 0,8 e 1,8. Essa remoção elevada pode ser explicada tanto pela adsorção do CAG quanto pela atividade residual de microrganismos heterotróficos presentes no inóculo.

O estudo de DCCR mostrou a importância de encontrar um equilíbrio adequado entre as variáveis, como a concentração de CAG e a relação DQO:N, para maximizar a eficiência de remoção dos antibióticos e nitrogênio. Observou-se que concentrações mais elevadas de

CAG favoreceram, na maioria dos casos, a remoção tanto dos antibióticos quanto da matéria orgânica e do nitrogênio amoniacal. O estudo mostrou também que mesmo em condições desfavoráveis para o processo ANAMMOX, como maior disponibilidade de matéria orgânica, o CAG facilitou que o processo ocorra de maneira eficiente.

6 REFERÊNCIAS

- AJULO, S.; AWOSILE, B. Global antimicrobial resistance and use surveillance system (GLASS 2022): investigating the relationship between antimicrobial resistance and antimicrobial consumption data across the participating countries. *PLoS One*, San Francisco, v. 19, n. 2, e0297921, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0297921>. Acesso em: 26 ago. 2025.
- ALI, M.; OKABE, S. Anammox-based technologies for nitrogen removal: advances in process start-up and remaining issues. *Chemosphere*, Oxford, v. 141, p. 144-153, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.094>. Acesso em: 2 set. 2025.
- ALMEIDA, S. B.; OLIVEIRA, P. J.; SOUZA, A. M. N.; SOUZA, I. L. L. A relação entre a falta de saneamento básico, o aumento das doenças infecciosas e dos gastos públicos: revisão sistemática de literatura. *Brazilian Journal of Health Review*, Curitiba, v. 7, n. 2, p. 1-16, mar./abr. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.34119/bjhrv7n2-090>. Acesso em: 26 ago. 2025.
- ALVES, T. C.; GIRARDI, R.; PINHEIRO, A. Micropoluentes orgânicos: ocorrência, remoção e regulamentação. *REGA – Revista de Gestão de Água da América Latina*, Brasília, v. 14, p. 1-15, jan./dez. 2017. Disponível em: DOI: 10.21168/reg.v14e1 Acesso em: 26 ago. 2025.
- AL-WASIFY, R. S.; ALRUWAILI, M. M.; ALJOHANI, F. S.; HAMED, S. R.; RAGAB, S. S. The efficiency of wastewater treatment plants for the removal of antibiotics. In: ELNASHAR, M. M. M.; KARAKUŞ, S. (ed.). *Water purification – present and future*. London: IntechOpen, 2024. p. 297-304. Disponível em: <https://www.intechopen.com/chapters/87435>. Acesso em: 1 set. 2025.
- ANTIMICROBIAL RESISTANCE COLLABORATORS. Global burden of bacterial antimicrobial resistance in 2019: a systematic analysis. *The Lancet*, London, v. 399, n. 10325, p. 629–655, 2022. Disponível em: DOI: 10.1016/S0140-6736(21)02724-0 Acesso em: 28 ago. 2025.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. *Standard Methods for examination of water and wastewater*. 23rd edition. Washington, D.C.: YaBeSH.ir, 2017.
- AQUINO, S. F.; BRANDT, E. M. F.; BOTREL, S. E. C.; GOMES, F. B. R.; SILVA, S. Q. Occurrence of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in Brazilian water and the risks they may represent to human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, Basel, v. 18, n. 22, p. 11765, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph182211765>. Acesso em: 28 ago. 2025.
- AQUINO, S. F.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 18, n. 3, p. 187-204, 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/DV5v33YwS6jFK4mw99WkTsc/abstract/?lang=pt> Acesso em: 28 ago. 2025.
- ARAÚJO, R. K.; WOLFF, D. B.; CARISSIMI, E. Fármacos em águas residuárias: efeitos ambientais e remoção em wetlands construídos. *Revista DAE*, São Paulo, v. 67, n. 218, p. 13-25, 2019. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/334156818_Farmacos_em_aguas_residuarias_efeitos_ambientais_e_remocao_em_wetlands_construidos Acesso em: 28 ago. 2025.

AUS DER BEEK, T.; WEBER, F. A.; BERGMANN, A.; HICKMANN, S.; EBERT, I.; HEIN, A.; KÜSTER, A. Pharmaceuticals in the environment – global occurrences and perspectives. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Pensacola, v. 35, n. 4, p. 823-835, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/etc.3339>. Acesso em: 2 set. 2025.

BANACH-WIŚNIEWSKA, A.; TOMASZEWSKI, M.; HELLAL, M. S.; ZIEMBIŃSKA-BUCZYŃSKA, A. Effect of biomass immobilization and reduced graphene oxide on the microbial community changes and nitrogen removal at low temperatures. *Scientific Reports*, London, v. 11, n.1, p. 840, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-80747-7>. Acesso em: 2 set. 2025.

BAQUERO, F.; MARTÍNEZ, J. L.; CANTÓN, R. Antibiotics and antibiotic resistance in water environments. *Current Opinion in Biotechnology*, London, v. 19, n. 3, p. 260-265, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2008.05.006>. Acesso em: 2 set. 2025.

BATUCAN, N. S. P. TREMBLAY, L. A. ; NORTHCOTT, G. L. ; MATTHAEI, C. D. Medicating the environment? A critical review on the risks of carbamazepine, diclofenac, and ibuprofen to aquatic organisms. *Environmental Advances*, London, v. 7, p. 100164, abr. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100164>. Acesso em: 2 jun. 2024

BILA, D. M.; DEZZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. *Química Nova*, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 651-656, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000300027> Acesso em: 2 set. 2025.

BOTCHKOVA, E.A., LITTI, Y.V., NOVIKOV, A.A.; GROUZDEV, D. S. ; BOCHKAREVA, E. S. ; BESKOROVAYNY, A. V. ; KUZNETSOV, B. B. NOZHEVNIKOVA, A. N. Description of “*Candidatus Jettenia ecosi*” sp. nov., a New Species of Anammox Bacteria. *Microbiology*, Philadelphia, v. 87, p. 766–776, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1134/S002626171806005X> Acesso em: 3 set. 2025.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, nº 8.666, de 21 de junho de 1993, e nº 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. Redação dada pela Lei nº 14.026, de 2020. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 8 jan. 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm. Acesso em: 28 ago. 2025.

BRODA, E. Two kinds of lithotrophs missing in nature. *Zeitschrift für allgemeine Mikrobiologie*, Berlin, v. 17, p. 491-493, 1977. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jobm.19770170611>. Acesso em: 1 set. 2025.

CHOI, D.; CHO, K.; JUNG, J. Optimization of nitrogen removal performance in a single-stage SBR based on partial nitrification and ANAMMOX. *Water Research*, Amsterdã, v. 162, p. 105–114, out. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.06.044>. Acesso em: 10 jun. 2024.

CHRISTENSSON, M.; EKSTRÖM, S.; CHAN, A.; LE VAILLANT, E. Experience from start-ups of the first ANITA Mox Plants. *Water Science & Technology*, London v. 67, n. 12, p. 2677-2684, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2013.156>. Acesso em: 2 set. 2025.

DAPENA-MORA, A.; FERNANDÉZ, I.; CAMPOS, J. L.; MOSQUERACORRAL, A.; MÉNDEZ, R.; JETTEN, M. S. M. Evaluation of activity and inhibition effects on anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production. *Enzyme and Microbial Technology*, Amsterdã, v. 40, p. 859-865, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2006.06.018>. Acesso em: 29 ago. 2025.

DE GRAAFF, M. S.; VIENO, N. M.; KUJAWA-ROELEVELD, K.; ZEEMAN, G.; TEMMINK, H.; BUISMAN, C.J. Fate of hormones and pharmaceuticals during combined anaerobic treatment and nitrogen removal by partial nitrification-anammox in vacuum collected black water. *Water Research*, Amsterdã, v. 45, n. 1, p. 375-83, jan. 2011. doi: 10.1016/j.watres.2010.08.023. Epub 2010 Aug 17. PMID: 20832097 . Acesso em: 28 mai. 2024.

FARIAS, Sarah Lacerda. Microalgae-bacteria systems for surfactant and pathogen removal: assessing potentials and prospects for domestic sewage treatment. Tese (Doutorado em Tecnologias Ambientais) — Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2025. Disponível em: <https://repositorio.ufms.br/handle/123456789/12995>. Acesso em: 15 nov. 2025.

FARTO, C.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; SENA, R. F.; ROSENHAIN, R. Contaminantes de preocupação emergente no Brasil na década 2010-2019 - Parte I: ocorrência em diversos ambientes aquáticos. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, Porto Alegre, v. 18, n. 6, p. 1-19, 2021. DOI: <https://doi.org/10.21168/rega.v18e6>. Disponível em: <https://doi.org/10.21168/rega.v18e6>. Acesso em: 27 ago. 2025.

FERNANDES, A. P.; DINIZ, D. R. S.; HENRIQUE, I. N. O saneamento básico e saúde ambiental no município de Santarém-Pará, Amazônia Brasileira. *Revista Caderno Pedagógico*, Curitiba, v. 22, n. 9, p. 1-21, 2025. Disponível em: <https://ojs.studiespublicacoes.com.br/ojs/index.php/cadped/article/view/18103/9984>. Acesso em: 30 ago. 2025.

FEROUSI, C.; LINDHOUD, S.; BAYMANN, F.; KARTAL, B.; JETTEN, M. S.; REIMANN, J. Iron assimilation and utilization in anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *Current Opinion in Chemical Biology*, Amsterdã, v. 37, p. 129-136, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2017.03.009>. Acesso em: 30 ago. 2025.

GAO, M.; DANG, H.; ZOU, X.; YU, N.; GUO, H.; YAO, Y.; LIU, Y. Deciphering the role of granular activated carbon (CAG) in anammox: Effects on microbial succession and communication. *Water Research*, Amsterdã, 15 apr. 2023, v. 233, p. 119753. Disponível em: doi: 10.1016/j.watres.2023.119753. Acesso em: 30 ago. 2025.

Ge C-H, S. N.; Kang, Q.; Ren, L. F.; Ahmad, H. A.; Ni, S. Q.; Wang, Z. Bacterial community evolutions driven by organic matter and powder activated carbon in simultaneous anammox and denitrification (SAD) process. *Bioresource Technology*, Amsterdã, n. 251, p. 13-21, mar. 2018. Disponível em: doi: 10.1016/j.biortech.2017.12.017. Acesso em: 10 jun. 2024.

HAZRA, M.; JOSHI, H.; WILLIAMS, J.B.; WATTS, J.E.M. Antibiotics and antibiotic resistant bacteria/genes in urban wastewater: A comparison of their fate in conventional treatment systems and constructed wetlands. *Chemosphere*, Amsterdã, v. 303, Pt 2, p. 135148, sep. 2022. Disponível em: doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.135148. Acesso em: 30 ago. 2025.

HELLER, L.; CASTRO, J. E. Política pública de saneamento: apontamentos teórico de conceituais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, jul./set. 2007, p. 284-295. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/sH4B9J7rYgvYsHG9nxc3mSN/?lang=pt&format=pdf>. Acesso em: 30 ago. 2025.

HU, Y. ; LI, N., JIANG, J. ; JIANG, J.; XU, Y.; LUO, X.; CAO, J. Simultaneous Feammox and anammox process facilitated by activated carbon as an electron shuttle for autotrophic biological nitrogen removal. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, Malden, v. 16, n. 7, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1498-z>. Acesso em: 02 jun. 2024.

JELIC, A.; RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; BARCELÓ, D.; GUTIERREZ, O. Impact of in-sewer transformation on 43 pharmaceuticals in a pressurized sewer under anaerobic conditions. *Water Research*, Amsterdã, v. 68, p. 98-108, 2015. Disponível em: doi: 10.1016/j.watres.2014.09.033 Acesso em: 24 ago. 2025.

JETTEN, M. S. M.; VAN NIFTRIK, L.; STROUS, M.; KARTAL, B.; KELTJENS, J. T.; OP DEN CAMP, H. J. M. Biochemistry and molecular biology of anammox bacteria. *Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology*, London, v. 44, n. 2–3, 2009, p. 65–84. Disponível em: doi: 10.1080/10409230902722783 Acesso em: 24 ago. 2025.

JIN, H. Y.; REN, Y. X.; TANG, C. C.; ZHANG, S.; WANG, J.; ZHOU, A. J.; LIANG, B.; LIU, W.; WANG, A.; HE, Z. W. Deciphering the synergistic effects and mechanisms of biochar and magnetite contained in magnetic biochar for enhancing methane production in anaerobic digestion of waste activated sludge. *Water Research*, Amsterdã, v. 282, p. 123734, 2025. Disponível em: doi: 10.1016/j.watres.2025.123734 Acesso em: 25 ago. 2025.

JIN, R.; YANG, G.; YU, J.; ZHENG, P. The inhibition of anammox process: a review. *Chemical Engineering Journal*, Amsterdã, v. 197, p. 67–79. 2012. Disponível em: doi: 10.1016/j.cej.2012.05.014 Acesso em: 27 ago. 2025.

KARTAL, B.; KUYPERS, M. M.; LAVIK, G.; SCHALK, J.; OP DEN CAMP, H. J.; JETTEN, M. S.; STROUS, M. Anammox bacteria disguised as denitrifiers: nitrate reduction to dinitrogen gas via nitrite and ammonium. *Environmental Microbiology*, Oxford, v. 9, n. 3, p. 635–642, 2007. Disponível em: doi: 10.1111/j.1462-2920.2006.01183.x. Acesso em: 29 ago. 2025.

KARTAL, B.; VAN NIFTRIK, L.; KELTJENS, J. T.; OP DEN CAMP, H. J. M.; JETTEN, M. S. M. Anammox – Growth Physiology, Cell Biology and Metabolism. *Advances in Microbial Physiology*, London, v. 60, p. 211–262, 2012. Disponível em: doi: 10.1016/B978-0-12-398264-3.00003-6 Acesso em: 24 ago. 2025.

KASSOTAKI, E.; PIJUAN, M.; JOSS, A.; BORREGO, C. M.; RODRIGUEZ-RODA, I.; BUTTIGLIERI, G. Unraveling the potential of a combined nitrification-anammox biomass towards the biodegradation of pharmaceutically active compounds, *Science of The Total Environment*, Amsterdã, v. 624, p. 722–731, maio 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.116>. Acesso em: 02 jun. 2024.

KHRAMENKOV, S. V.; KOZLOV, M. N.; KEVBRINA, M. V.; DOROFEEV, A. G.; KAZAKOVA, E. A.; GRACHEV, V. A.; KUZNETSOV, B. B.; POLYAKOV, D. Y.; NIKOLAEV, Y. A. A novel bacterium carrying out anaerobic ammonium oxidation in a

reactor for biological treatment of the filtrate of wastewater fermented sludge. *Microbiology, Oxford*, v. 82, n. 5, p. 628–636, 2013. Disponível em:

KUENEN, J. Anammox bacteria: from discovery to application. *Nature Reviews Microbiology, Oxford*, v. 6, p. 320–326, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nrmicro1857>. Acesso em: 3 set. 2025.

KUYPERS, M. M. M.; SLIEKERS, A. O.; LAVIK, G.; SCHMIDT, M.; JORGENSEN, B. B.; KUENEN, J. G.; DAMSTÉ, J. S. S.; STROUS, M.; JETTEN, M. S. M. Anaerobic ammonium oxidation by anammox bacteria in the Black Sea. *Nature, London*, v. 422, p. 608–611, 2003. Disponível em: DOI: 10.1038/nature01472. Acesso em: 3 set. 2025.

LACKNER, S.; GILBERT, E. M.; VLAEMINCK, S. E.; JOSS, A.; HORNA, H.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Full-scale partial nitrification/anammox experiences: an application survey. *Water Research, Amsterdã*, v. 55, p. 292–303, 2014. Disponível em: DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.032. Acesso em: 2 set. 2025.

LI, J. P.; LIU, Q.; GU, Y. N.; WANG, S. X.; LI, G. F.; FAN, N. S.; HUANG, B. C.; JIN, R. C. THE response of anaerobic ammonium oxidation process to bisphenol-A: Linking reactor performance to microbial community and functional gene. *Science of The Total Environment, Amsterdã*, v. 838, p. 156030, 10 set. 2022. Disponível em: doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.156030. Acesso em: 10 jun. 2024.

LIMA GOMES, P. C.; TOMITA, I. N.; SANTOS-NETO, Á. J.; ZAIAT, M. Rapid determination of 12 antibiotics and caffeine in sewage and bioreactor effluent by online column-switching liquid chromatography/tandem mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry, Germany*, v. 407, n. 29, p. 8787–8801, 7 nov. 2015. Disponível em: doi: 10.1007/s00216-015-9038-y. Acesso em: 02 jun. 2024.

LIMA, D. R. S.; TONUCCI, M. C.; LIBÂNIO, M.; AQUINO, S. F. Fármacos e desreguladores endócrinos em águas brasileiras: ocorrência e técnicas de remoção. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 6, p. 1043–1054, dez. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017165207>. Acesso em: 10 jun. 2024.

LIMA, K. V. L.; JESUS, J. H. F. DE; NOGUEIRA, R. F. P. Occurrence of antibiotics in aqueous matrices: an outlook about the situation in Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society, São Paulo*, v. 35, n. 3, p. e–20230196, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20230196>. Acesso em: 26 ago. 2025.

LIU, L.; LV, A. P.; NARSING RAO, M. P.; MING, Y. Z.; SALAM, N.; LI, M. M.; LIU, Z. T.; ZHANG, X. T.; ZHANG, J. Y.; XIAN, W. D.; JIAO, J. Y.; LI, W. J. Diversity and distribution of anaerobic ammonium oxidation bacteria in hot springs of Conghua, China. *Frontiers in Microbiology, Malden*, v. 12, 739234, 2022. Disponível em: DOI: 10.3389/fmicb.2021.739234. Acesso em: 3 set. 2025.

LOPES, J. C.; SILVA, B. G.; DIAS, M. E. S.; CARNEIRO, R. B.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Enhanced biological nitrogen and phosphorus removal from sewage driven by fermented glycerol: comparative assessment between sequencing batch- and continuously fed-structured fixed bed reactor. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 30, n. 5, p. 11755–11768, 13 set. 2022. Disponível em: doi: 10.1007/s11356-022-23003-x. Acesso em: 10 jun. 2024.

LOTTI, T.; KLEEREBEZEM, R.; LUBELLO, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Physiological and kinetic characterization of a suspended cell anammox culture. *Water Research, Amsterdã*, v. 60, p. 1–14, 2014. Disponível em: DOI: 10.1016/j.watres.2014.04.017 .Acesso em: 1 set. 2025.

LU, G.; MAAC, Y.; ZANGA, L.; SUNA, Y.; YUAB, F.; XUE, R. Effects of granular activated carbon and Fe-modified granular activated carbon on anammox process start-up. *RSC Advances, Cambridge*, v. 11, p. 10625–10634, 2021. Disponível em: DOI: 10.1039/D1RA00384D Acesso em: 3 set. 2025.

LUO, Y.; GUO, W.; NGO, H. H.; NGHIEM, L. D.; HAI, F. I.; ZHANG, J.; LIANG, S.; WANG, X. C. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the Total Environment, Amsterdã*, v. 473–474, p. 619–641, 2014. Disponível em: DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.065 Acesso em: 3 set. 2025.

MA, B.; WANG, S.; CAO, S.; MIAO, Y.; JIA, F.; DU, R.; PENG, Y. Biological nitrogen removal from sewage via anammox: recent advances. *Bioresource Technology, Amsterdã*, v. 200, p. 981–990, 2016. Disponível em: DOI: 10.1016/j.biortech.2015.10.074 Acesso em: 3 set. 2025.

MARA, D.; EVANS, B. The sanitation and hygiene targets of the sustainable development goals: scope and challenges. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development, London*, v. 8, n. 1, p. 1–16, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/washdev.2017.048>. Acesso em: 30 ago. 2025.

MARSH, H.; REINOSO, F. R. Activated carbon. Oxford: Elsevier, 2006.

MARTÍNEZ, J. L. Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants. *Environmental Pollution, Heidelberg*, v. 157, n. 11, p. 2893–2902, 2009. Disponível em: DOI: 10.1016/j.envpol.2009.05.051 Acesso em: 30 ago. 2025.

MONTAGNER, C. C.; SODRÉ, F. F.; ACAYABA, R. D.; VIDAL, C.; CAMPESTRINI, I.; LOCATELLI, M. A.; PESCARA, I. C.; ALBULQUERQUE, A. F.; UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. Ten years-snapshot of the occurrence of emerging contaminants in drinking, surface and ground waters and wastewaters from São Paulo State, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society, São Paulo*, v. 30, n. 3, p. 614–632, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20180232> Acesso em: 30 ago. 2025.

MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. *Química Nova, São Paulo*, v. 40, n. 9, p. 1094–1110, 2017. Disponível em: https://www.oasisbr.ibict.br/vufind/Record/SBQ-3_398b1238527867da6a564a558d14e057 Acesso em: 30 ago. 2025.

MULDER, A.; VANDEGRAAF, A. A.; ROBERTSON, L. A.; KUENEN, J. G. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized-bed reactor. *FEMS Microbiology Ecology, Oxford*, v. 16, p. 177–183, 1995. Disponível em: DOI: 10.1111/j.1574-6941.1995.tb00281.x. Acesso em: 30 ago. 2025.

MUTUKU, C.; GAZDAG, Z.; MELEGH, S. Ocorrência de antibióticos e genes de resistência bacteriana em águas residuais: mecanismos de resistência e abordagens de controle da resistência antimicrobiana. *World Journal of Microbiology and Biotechnology, Dordrecht*, v.

38, 152-178, 2022. Disponível em: DOI: 10.1007/s11274-022-03334-0 Acesso em: 30 ago. 2025.

OLIVEIRA, G. H. D.; SANTOS-NETO, A. J.; ZAIAT, M. Evaluation of sulfamethazine sorption and biodegradation by anaerobic granular sludge using batch experiments. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, Berlin, v. 39, n. 1, p. 115–124, 2 jan. 2016. Disponível em: doi: 10.1007/s00449-015-1495-3 Acesso em: 5 jun. 2024.

PEREIRA, T. D. S. Dinâmica e mecanismos da produção de óxido nitroso durante a remoção de nitrogênio em reatores biológicos contendo biomassa anammox enriquecida. São Carlos: Universidade de São Paulo, 2018.

PEREIRA, T. D. S.; SPINDOLA, R.H.; RABELO, C.A.B.S.; SILVEIRA, N.C.; ADORNO, M.A.T.; KUNZ, A.; PIRES, E.C.; DAMIANOVIC, M.H.R.Z. A predictive model for N₂O production in anammox-granular sludge reactors: Combined effects of nitrite/ammonium ratio and organic matter concentration. *Journal of Environmental Management*, London, v. 297, p. 113295, nov. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113295> Acesso em: 2 jun. 2024.

PIMENTEL, L. Desigualdades no acesso ao saneamento no Brasil: revisão bibliográfica e apontamentos para uma agenda de pesquisa futura. In: SEMINÁRIO DISCENTE DA PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA POLÍTICA DA USP, 13., São Paulo, 2023. [Anais...] São Paulo: USP, 2023. Disponível em: <https://sdpscp.fflch.usp.br/xiii-seminario-discente-do-programa-de-pos-graduacao-em-ciencia-politica>. Acesso em: 3 set. 2025.

QIAO, S.; BI, Z.; ZHOU, J.; CHENG, Y.; ZHANG, J.; BHATTI, Z. Long term effect of MnO₂ powder addition on nitrogen removal by anammox process. *Bioresource Technology*, Amsterdã, v. 124, p. 520–525, nov. 2012. Disponível em: DOI: 10.1016/j.biortech.2012.07.088 Acesso em: 3 set. 2025.

REN, L. F.; NI, S. Q.; LIU, C.; LIANG, S.; ZHANG, B.; KONG, Q.; GUO, N. Effect of zero-valent iron on the start-up performance of anaerobic ammonium oxidation (anammox) process. *Environmental Science and Pollution Research International*, Berlin, v. 22, n. 4, p. 2925–2934, fev. 2015. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-014-3553-9> Acesso em: 03 set. 2025.

REZENDE, A. T.; MOUNTEER, A. H. Avaliação de risco ecológico de fármacos e compostos desreguladores endócrinos em águas superficiais brasileiras. *Poluição Ambiental*, v. 338, p. 122628, dez. 2023. Disponível em: DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122628>. Acesso em: 03 set. 2025.

RICHARDSON, S. D.; KIMURA, S. Water analysis: emerging contaminants and current issues. *Analytical Chemistry*, Washington, v. 88, p. 546–582, 2016. Disponível em: DOI: 10.1021/acs.analchem.5b04647 Acesso em: 3 set. 2025.

RICHARDSON, S. D.; TERNES, T. A. Water analysis: emerging contaminants and current issues. *Analytical Chemistry*, Washington, v. 83, n. 12, p. 4614–4648, 2011. Disponível em: DOI: <https://doi.org/10.1021/ac200915r> Acesso em: 3 set. 2025.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal of the Water Pollution Control*

Federation, Alexandria, v. 58, n. 5, 1986. Disponível em:
<https://www.jstor.org/stable/25042933> Acesso em: 5 jun. 2024.

RIZZO, L.; Manaia, C.; Merlin, C.; Schwartz, T.; Dagot, C.; Ploy, M. C.; Michael, I.; Fatta-Kassinos, D. Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: a review. *Science of the Total Environment*, Amsterdã, v. 447, p. 345–360, 2013. Disponível em: DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.032>. Acesso em: 03 set. 2025.

RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; VAZ-MOREIRA, I.; VARELA DELLA GIUSTINA, S.; LLORCA, M.; BARCELÓ, D.; SCHUBERT, S.; BERENDONK, T. U.; MICHAEL-KORDATOU, I.; FATTA-KASSINOS, D.; MARTINEZ, J. L.; ELPERS, C.; HENRIQUES, I.; JAEGER, T.; SCHWARTZ, T.; PAULSHUS, E.; O'SULLIVAN, K.; PÄRNÄNEN, K. M. M.; VIRTÄ, M.; DO, T. T.; WALSH, F.; MANAIA, C. M. Antibiotic residues in final effluents of European wastewater treatment plants and their impact on the aquatic environment. *Environment international*, Netherlands, v. 140, p. 105733, jul. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105733>. Acesso em: 03 set. 2025.

SANTOS, L. H. M. L. M.; GROS, M.; RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; DELERUE-MATOS, C.; PENA, A.; BARCELÓ, D.; MONTENEGRO, M. C. Contribution of hospital effluents to the load of pharmaceuticals in urban wastewaters: identification of ecologically relevant pharmaceuticals. *Science of the Total Environment*, Amsterdã, v. 461–462, p. 302–316, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.009>. Acesso em: 03 set. 2025.

SANTOS, O. R. S.; RIBEIRO, K. T. S. Correlation between basic sanitation and acute diarrheal diseases in the State of Pará. *Research, Society and Development*, Itabira, v. 13, n. 8, e12813846651, 2024. DOI: 10.33448/rsd-v13i8.46651. Disponível em:
<https://rsdjournal.org/rsd/article/view/46651>. Acesso em: 31 ago. 2025.

SCHAUBROECK, T.; DE CLIPPELEIR, H.; WEISSENbacher, N.; DEWULF, J.; BOECKX, P.; VLAEMINCK, S. E.; WETT, B. Environmental sustainability of an energy self-sufficient sewage treatment plant: improvements through DEMON and co-digestion. *Water Research*, Amsterdã, v. 74, p. 166–179, maio 2015. Disponível em: doi:
 10.1016/j.watres.2015.02.013. Acesso em: 10 jun. 2024.

SCHMID, M.; WALSH, K.; WEBB, R.; RIJPSRA, W. I.; VAN DE PAS-SCHOONEN, K.; VERBRUGGEN, M. J.; HILL, T.; MOFFETT, B.; FUERST, J.; SCHOUTEN, S.; DAMSTÉ, J. S.; HARRIS, J.; SHAW, P.; JETTEN, M.; STROUS, M. Candidatus "Scalindua brodae", sp. nov. Candidatus "Scalindua wagneri", sp. nov., two new species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *Systematic and Applied Microbiology*, Amsterdã, v. 26, n. 4, p. 529-538, nov. 2003 Disponível em: <https://doi.org/10.1078/072320203770865837>. Acesso em: 5 set. 2025.

SHAW, D.R.; ALI, M.; KATURI, K.P.; GRALNICK, J. A.; JREIMANN, J.; MESMAN, R.; VAN NIFTRIK, L.; JETTEN, M. S. M.; SAIKALY, P. E. Extracellular electron transfer-dependent anaerobic oxidation of ammonium by anammox bacteria. *Nature Communications*, London, v. 11, n. 1, p. 2058, 2020. Disponível em:
<https://doi.org/10.1038/s41467-020-16016-y> Acesso em: 2 jun. 2024.

Disponível em: <https://aqua.unb.br/wp-content/uploads/2025/02/emergentes.pdf> Acesso em: 1 set. 2025.

SOUZA, C. M. N.; COSTA, A. M.; MORAES, L. R. S.; FREITAS, C. M. Saneamento: promoção da saúde, qualidade de vida e sustentabilidade ambiental. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2015.

STROUS, M.; FUERST, J.; KRAMER, E.; LOGEMANN, S.; MUYZERT, G.; VAN DE PAS-SCHOONEN, K.; WEBB, R.; KUENEN, J.; JETTEN, M. S. M. Missing lithotroph identified as new plancete. *Nature*, London, v. 400, p. 446-449, 1999. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/22749> Acesso em: 05 set. 2025.

STROUS, M.; HEIJNEN, J. J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Applied Microbiology Biotechnology*, India, v. 50, p. 589-596, 1998. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s002530051340> Acesso em: 5 jun.

TERNES, T. A.; BONERZ, M.; HERRMANN, N.; LÖFFLER, D.; KELLER, E.; LACIDA, B. B.; ALDER, A.C. Determination of pharmaceuticals, iodinated contrast media and musk fragrances in sludge by LC/tandem MS and GC/MS. *Journal of Chromatography A*, Amsterdam, v. 1067, n. 1-2, p. 213-223, mar. 2005. Disponível em: [doi:10.1016/j.chroma.2004.10.096](https://doi.org/10.1016/j.chroma.2004.10.096) Acesso em: 10 jun. 2024.

VAN DE GRAAF, A. A.; BRUIJN, P.; ROBERTSON, L.; JETTEN, M.; KUENEN, J. G. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. *Microbiology*, Oxford, v. 142, n. 8, p. 2187-2196, 1996. Disponível em: <https://doi.org/10.1099/13500872-142-8-2187>. Acesso em: 2 set. 2025.

VAN DE GRAAF, A.A.; KUENEN, J.G. Biological Anaerobic Ammonium Oxidation. *Applied Sciences*, 1997.

VAN DER STAR, W. R. L.; MICLEA, A. I.; VAN DONGEN, U. G.; MUYZER, G.; PICIOREANU, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. The membrane bioreactor: a novel tool to grow anammox bacteria as free cells. *Biotechnology and Bioengineering*, Nova Jersey, v. 101, p. 286-294, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/bit.21891>. Acesso em: 5 set. 2025.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Innovative Nitrogen Removal. In: HENZE, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; EKAMA, G. A.; BRDJANOVIC, D. (org.). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. London: IWA Publishing, 2008. cap. 6, p. 139-153.

VAN NIFTRIK, L.; FUERST, J.; DAMSTÉ, J.; KUENEN, J.; JETTEN, M.; STROUS, M. The anammoxosome: a intracytoplasmic compartment in anammox bacteria. *FEMS Microbiology Letters*, Oxford, v. 233, p. 7-13, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.femsle.2004.01.044>. Acesso em: 1 set. 2025.

VAN NIFTRIK, L.; GEERTS, W. J.; VAN DONSELAAR, E. G.; HUMBEL, B. M.; YAKUSHEVSKA, A.; VERKLEIJ, A. J.; JETTEN, M. S.; STROUS, M. Combined structural and chemical analysis of the anammoxosome: a membrane-bounded intracytoplasmic compartment in anammox bacteria. *Journal of Structural Biology*, v. 161, n. 3, p. 401-410, mar. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jsb.2007.05.005>. Acesso em: 05 set. 2025.

WANG, D.; WANG, G.; ZHANG, G.; XU, X.; YANG, F. Using graphene oxide to enhance the activity of anammox bacteria for nitrogen removal. *Bioresource Technology*, Amsterdã, v. 131, p. 527-530, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.099> Acesso em: 2 set. 2025.

WANG, T.; WANG, X.; YUAN, L.; LUO, Z.; INDIRA, H. Start-up and 142 operational performance of Anammox process in an anaerobic baffled biofilm reactor (ABBR) at a moderate temperature. *Bioresource Technology*, Amsterdã, v. 279, p. 1-9. 2019. Doi: 10.1016/j.biortech.2019.01.114 Acesso em: 1 set. 2025.

WANG, W.; LIU, Q.; XUE, H.; WANG, T.; FAN, Y.; ZHANG, Z.; WANG, H.; WANG, Y. The feasibility and mechanism of redox-active biochar for promoting anammox performance. *Science of the Total Environment*, Amsterdã, v. 814, p. 152813, 2022b. Disponível em:

WANG, W.; WANG, T.; LIU, Q.; WANG, H.; XUE, H.; ZHANG, Z.; WANG, Y. Biochar-mediated DNRA pathway of anammox bacteria under varying COD/N ratios. *Water Research*, Amsterdã, v. 212, p. 118100, 2022a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118100>. Acesso em: 1 set. 2025.

WANG, Z.,; JIANG, C.; NNOROM, M A.; AVIGNONE-ROSSA, C.; YANG, K.; GUO, B. Multi-faceted effects and mechanisms of granular activated carbon to enhance anaerobic ammonium oxidation (anammox) for nitrogen removal from wastewater. *Bioresource Technology*, Amsterdã, v. 418, p. 132001, fev. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.132001>. Acesso em: 2 set. 2025.

WANG, Z.; LIU, X.; NI, S. Q.; ZHUANG, X.; LEE, T. Nano zero-valent iron improves anammox activity by promoting the activity of quorum sensing system. *Water Research*, Amsterdã, v. 202, p. 117491, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117491>. Acesso em: 05 set. 2025.

WELLINGTON, E. M.; BOXALL, A.B.; CROSS, P.; FEIL, E.J.; GAZE, W.H.; HAWKEY, P.M.; JOHNSON-ROLLINGS, A.S.; JONES, D.L.; LEE, N.M.; OTTEN, W.; THOMAS, C. M.; WILLIAMS, A. P. The role of the natural environment in the emergence of antibiotic resistance in gram-negative bacteria. *The Lancet Infectious Diseases*, New York, v. 13, n. 2, p. 155-165, fev. 2013. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(12\)70317-1](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(12)70317-1). Acesso em: 1 set. 2025.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Antimicrobial resistance: global report on surveillance. Geneva: WHO, 2014. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241564748> Acesso em: 25 ago. 2025.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Preventing disease through healthy environments: towards an estimate of the environmental burden of disease. Geneva: WHO, 2018. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241565196>. Acesso em: 25 ago. 2025.

XIAO, Y.; ZHANG, E.; ZHANG, J.; DAI, Y.; YANG, Z.; CHRISTENSEN, H. E. M.; ULSTRUP, J.; ZHAO, F. Extracellular polymeric substances are transient media for microbial extracellular electron transfer. *Science Advances*, Washington, v. 3, n. 7, 2017. Disponível em: doi: 10.1126/sciadv.1700623. Acesso em: 10 jun. 2024.

XU, J.; LI, C.; SHEN, Y.; ZHU, N. Anaerobic ammonium oxidation (anammox) promoted by pyrogenic biochar: Deciphering the interaction with extracellular polymeric substances (EPS). *Science of the Total Environment*, Amsterdã, v. 802, p. 149884, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149884>. Acesso em: 1 set. 2025.

YANG, B.; SUN, J.; WANG, Z.; DUAN, Y. Sustainable biochar application in anammox process: Unveiling novel pathways for enhanced nitrogen removal and efficient start-up at

low temperature. *Bioresource Technology*, Amsterdã, v. 402, p. 130773, jun. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130773>. Acesso em: 05 set. 2025.

ZHANG, L.; ZHENG, P.; TANG, C.; JIN, R. Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters. *Journal of Zhejiang University Science B, China*, v. 9, p.416-426, 2008. Disponível em: doi: 10.1631/jzus.B0710590. Acesso em: 5 jun. 2024.

ZHU, G; PENG, Y.; LI, B.; GUO, J.; YANG, Q.; WANG, S. Biological removal of nitrogen from wastewater. *Reviews Environmental Contamination & Toxicology*, New York, v.192, p.159-195, 2008. Disponível em: doi: 10.1007/978-0-387-71724-1_5. Acesso em: 10 jun. 2024.