

UFRRJ
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL

DISSERTAÇÃO

AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA BOVINOCULTURA
EM *WETLANDS* CONSTRUÍDOS COM DIFERENTES DOSES DE
***LITHOTHAMNIUM CALCAREUM* E PRESENÇA OU AUSÊNCIA DE CAPIM-**
VETIVER

JOÃO CARLOS PINTO DE LIMA

2025



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA BOVINOCULTURA
EM *WETLANDS* CONSTRUÍDOS COM DIFERENTES DOSES DE
***LITHOTHAMNIUM CALCAREUM* E PRESENÇA OU AUSÊNCIA DE CAPIM-**
VETIVER

JOÃO CARLOS PINTO DE LIMA

Sob orientação do Professor Dr.
Alexandre Lioi Nascentes

e coorientação do Prof. Dr.
Diego Macedo Veneu

Dissertação submetida ao Programa de pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental – PGEEAmb, Área de Concentração Meio Ambiente, como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Engenharia Agrícola e Ambiental.**

Seropédica, RJ
Outubro de 2025

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

L732a Lima, João Carlos Pinto de, 15/11/1980-
Avaliação do tratamento de água residual da
bovinocultura em wetlands construídos com diferentes
doses de Lithothamnium calcareum e presença ou
ausência de capim-vetiver / João Carlos Pinto de
Lima. - Nova Iguaçu, 2025.
133 f.

Orientador: Alexandre Lioi Nascentes.
Coorientador: Diego Macedo Veneu.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro, PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AGRÍCOLA E AMBIENTAL, 2025.

1. Sistema alagado construído. 2. Algas calcárias.
3. Granulado bioclástico. 4. Lithothamnium calcareum.
5. Capim vetiver. I. Nascentes, Alexandre Lioi,
01/06/1976-, orient. II. Veneu, Diego Macedo,
05/01/1982-, coorient. III Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro. PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AGRÍCOLA E AMBIENTAL. IV. Título.

A reprodução total ou parcial deste documento é permitida para fins técnicos, acadêmicos e científicos, desde que na reprodução sejam citados o autor, o título, a instituição e o ano da dissertação

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO

INSTITUTO DE TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL**

JOÃO CARLOS PINTO DE LIMA

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Agrícola e Ambiental**, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, Mecanização, Instrumentação e Automação na Agricultura.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 29/10/2025

Alexandre Lioi Nascentes, D.Sc, UFRRJ (Orientador/Presidente da Banca)

Leonardo Duarte Batista da Silva, D.Sc, UFRRJ

. Jaime Lopes da Mota Oliveira, D.Sc, FIOCRUZ (Externo ao Programa)



ATA Nº 93ª ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE JOÃO C. P.LIMA/2025 - PPGEAAMB
(12.28.01.00.00.00.00.40)
(Nº do Documento: 5614)

(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 31/10/2025 09:05)

ALEXANDRE LIOI NASCENTES
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.00.44)
Matricula: ###592#5

(Assinado digitalmente em 03/11/2025 09:54)

LEONARDO DUARTE BATISTA DA SILVA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.00.44)
Matricula: ###531#1

(Assinado digitalmente em 03/11/2025 12:25)

JOÃO CARLOS PINTO DE LIMA
DISCENTE
Matricula: 2023#####0

(Assinado digitalmente em 04/11/2025 09:58)

JAIME L M OLIVEIRA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: ###.###.117-##

Conheça todas as teorias, domine todas as técnicas, mas
ao tocar uma alma humana, seja apenas outra alma
humana. - Carl Jung

AGRADECIMENTOS

Às Energias do Bem que regem e protegem o Universo, por iluminarem e sustentarem meus caminhos.

Aos meus pais, por acreditarem no poder transformador da educação e cuja memória me guia em cada conquista. Mesmo diante de desafios e limitações financeiras, fizeram da minha formação uma prioridade. Essa realização também é deles.

À minha tia Lecy Pinto, que desde o meu nascimento tem sido como uma segunda mãe. Seu cuidado constante, seu apoio incondicional e sua presença firme em todos os momentos fizeram – e seguem fazendo – toda a diferença na minha caminhada. Sou eternamente grato.

Ao professor Diego Macedo Veneu, coorientador e figura essencial em minha trajetória acadêmica, sou profundamente grato. Sua orientação, constante ao longo dos últimos anos, foi mais do que apoio técnico: foi um farol que abriu caminhos e ampliou horizontes.

Ao meu orientador, professor Alexandre Lioi Nascentes, registro minha sincera gratidão. Sua confiança ao me acolher para compartilhar seu conhecimento foi determinante para que eu pudesse desenvolver este trabalho. Levo comigo os aprendizados, os desafios e o estímulo à busca por excelência, marcas que sua orientação imprimiu nessa jornada.

Aos colegas e amigos do laboratório e do campo, deixo meu reconhecimento. Agradeço em especial aos ICs Gabriel Tavares, Emily Mariele e Letícia Vasconcelos, e estendo minha gratidão aos demais ICs que contribuíram de maneira valiosa para esta pesquisa.

À Lucas Avila e a empresa PrimaSea pela doação do *Lithothamnium calcareum*.

Ao Dr. Guilherme e ao Raul da Embrapa Agrobiologia e aos funcionários da Fazendinha Agroecológica SIPA/UFRRJ, minha profunda gratidão pelo suporte prático e pela leveza no dia a dia. Ao Zezinho, pela generosidade e alegria contagiantes; ao Athaide, pelo apoio constante; e ao Ricardo, por tornar o ambiente sempre acolhedor. Estar ali, cercado pela natureza e por pessoas tão humanas, foi um privilégio que levo comigo.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, minha casa acadêmica, à CAPES e à Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (Faperj) [E-26/210.883/2024; E-26/204.440/2024; E-26/201.415/2024], pelo apoio financeiro que viabilizou esta pesquisa, deixo meu reconhecimento institucional e pessoal. A existência deste trabalho deve muito ao suporte dessas instituições.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

LIMA, João Carlos Pinto de. **Avaliação do tratamento de água residuária da bovinocultura em wetlands construídos com diferentes doses de *Lithothamnium calcareum* e presença ou ausência de capim-vetiver**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Meio Ambiente). Instituto de Tecnologia. Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2025.

A bovinocultura leiteira gera elevados volumes de água residuária com alta carga orgânica e de nutrientes, representando desafio ambiental quando lançada sem tratamento adequado. *Wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFVs) são alternativa sustentável para tratamento destes efluentes, mas demandam otimização para maximizar eficiência de remoção de poluentes. Este estudo avaliou o efeito de diferentes proporções de *Lithothamnium calcareum* (0%, 10%, 20% e 30%) e da presença de capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) sobre a eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes e parâmetros físicos em WCFVs tratando água residuária da bovinocultura. O experimento seguiu delineamento em blocos casualizados com arranjo fatorial 4×2, totalizando oito tratamentos com duas réplicas e oito datas de coleta ao longo de dois meses (n=128 observações por parâmetro). A água residuária afluenta apresentou concentrações médias de 3.383,1 mg L⁻¹ de DQO, 89,4 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal, 56,6 mg L⁻¹ de nitrato, 4,6 mg L⁻¹ de nitrito, 353,3 mg L⁻¹ de fosfato, 26.075 Mg Pt-Co/L de cor e 1.337,4 NTU de turbidez. Os resultados demonstraram que o *Lithothamnium calcareum* exerceu efeito estatisticamente significativo sobre a remoção de DQO (p = 0,004), cor (p = 0,009) e turbidez (p = 0,003), com eficiências variando de 76,7% a 81,3% para DQO, 74,9% a 96,6% para cor, e 74,3% a 98,9% para turbidez. O tratamento LC 30% CV apresentou os melhores desempenhos para DQO (81,3%) e turbidez (98,9%). A presença de Vetiver apresentou efeito significativo sobre nitrogênio amoniacal (p = 0,009) e nitrato (p = 0,013), com eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal variando de 94,4% a 100,0%. Notavelmente, o tratamento controle (LC 0% CV) apresentou maior eficiência para nitrato (84,4%), sugerindo possível interferência do LC em processos de desnitrificação, embora este efeito tenha sido apenas marginalmente significativo (p = 0,059) e o mecanismo permaneça não elucidado devido à ausência de monitoramento de pH. Para nitrito e fosfato, não foram detectados efeitos significativos dos fatores testados, embora as eficiências tenham sido satisfatórias (71,0-76,9% para NO₂⁻; 86,1-88,4% para PO₄³⁻). A avaliação de clorofila revelou padrão não-linear com mínimo em LC 20%, sugerindo possível competição por fósforo entre planta e substrato, embora diferenças não tenham sido estatisticamente significativas (p = 0,136, n=2) e esta hipótese permaneça não-testada devido à ausência de análises de P-disponível e P foliar. Conclui-se que o *Lithothamnium calcareum* é componente promissor para WCFVs visando remoção de matéria orgânica e parâmetros físicos, enquanto o Vetiver contribui para transformação de compostos nitrogenados, fornecendo subsídios para otimização de sistemas de tratamento de águas residuárias agroindustriais.

Palavras-chave: sistema alagado construído; algas calcárias; granulado bioclástico.

ABSTRACT

LIMA, João Carlos Pinto de. **Treatment of cattle farming wastewater in constructed wetlands amended with different doses of Bioclastic Granules (*Lithothamnium calcaireum*) and presence or absence of vetiver grass**. Dissertation (Master's in Agricultural and Environmental Engineering, Environment). Institute of Technology. Department of Engineering, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2025.

Dairy cattle farming generates large volumes of wastewater with high organic and nutrient loads, representing an environmental challenge when discharged without adequate treatment. Vertical Flow Constructed *Wetlands* (VFCWs) are a sustainable alternative for treating these effluents but require optimization to maximize pollutant removal efficiency. This study evaluated the effect of different proportions of *Lithothamnium calcaireum* (0%, 10%, 20%, and 30%) and the presence of vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) on the removal efficiency of organic matter, nutrients, and physical parameters in VFCWs treating dairy wastewater. The experiment followed a randomized block design with a 4×2 factorial arrangement, totaling eight treatments with two replicates and eight sampling dates over two months (n=128 observations per parameter). The influent wastewater showed average concentrations of 3,383.1 mg L⁻¹ COD, 89.4 mg L⁻¹ ammoniacal nitrogen, 56.6 mg L⁻¹ nitrate, 4.6 mg L⁻¹ nitrite, 353.3 mg L⁻¹ phosphate, 26,075 Mg Pt-Co/L color, and 1,337.4 NTU turbidity. The results demonstrated that *Lithothamnium calcaireum* had a statistically significant effect on the removal of COD (p = 0.004), color (p = 0.009), and turbidity (p = 0.003), with efficiencies ranging from 76.7% to 81.3% for COD, 74.9% to 96.6% for color, and 74.3% to 98.9% for turbidity. The LC 30% CV treatment showed the best performance for COD (81.3%) and turbidity (98.9%). The presence of Vetiver had a significant effect on ammoniacal nitrogen (p = 0.009) and nitrate (p = 0.013), with nitrogen removal efficiencies ranging from 94.4% to 100.0%. Notably, the control treatment (LC 0% CV) showed higher efficiency for nitrate (84.4%), indicating negative interference of LC on denitrification processes. For nitrite and phosphate, no significant effects of the tested factors were detected, although the efficiencies were satisfactory (71.0-76.9% for NO₂⁻; 86.1-88.4% for PO₄³⁻). Chlorophyll assessment revealed a non-linear pattern with a minimum at LC 20%, suggesting possible competition for phosphorus between the plant and the substrate. It is concluded that *Lithothamnium calcaireum* is a promising component for VFCWs aiming at the removal of organic matter and physical parameters, while Vetiver contributes to the transformation of nitrogen compounds, providing support for the optimization of agro-industrial wastewater treatment systems.

Keywords: constructed wetland system; calcareous algae; bioclastic granules.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Rodolitos de <i>Lithothamnium calcareum</i>	19
Figura 2 – Granulado bioclástico moído de <i>Lithothamnium calcareum</i>	20
Figura 3 – Perfil longitudinal esquemático do wetland construído de Fluxo Horizontal (WCFH).....	26
Figura 4 – Perfil longitudinal esquemático do wetland construído de fluxo vertical.....	26
Figura 5 – (A) Vista frontal das bombonas plásticas utilizadas como unidades experimentais (Ø 35 cm, altura 60 cm); (B) detalhe da torneira plástica instalada na base inferior para retirada dos efluentes	35
Figura 6 – (A) Estrutura de suporte construída para instalação dos sistemas de wetlands construídos de fluxo vertical dentro da casa de vegetação. (B) Bombonas posicionadas sobre a estrutura, permitindo elevação adequada e facilitando o manejo experimental	36
Figura 7 – Esquema da disposição das estruturas experimentais no sistema de tratamento	38
Figura 8 – Betoneira utilizada na mistura da areia com o granulado bioclástico de <i>Lithothamnium calcareum</i>	38
Figura 9 – Aclimatização das mudas de <i>Chrysopogon zizanioides</i> obtidas por fracionamento manual de touceira matriz em vasos individuais antes do transplântio definitivo nos Wetlands Construídos	41
Figura 10 – Manejo e transplântio de mudas de capim-vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>) nas unidades experimentais.....	41
Figura 11 – (A) Aspecto visual da água residuária da bovinocultura antes e após o processo de mistura, realizado a cada aplicação para garantir homogeneidade. (B) Registro do procedimento de coleta das amostras de efluente tratado.....	42
Figura 12 – Esquema do protocolo de amostragem para medição indireta de clorofila em <i>Chrysopogon zizanioides</i>	45
Figura 13 – Porcentagem mássica de <i>Lithothamnium</i> retida em peneiras granulométricas	51
Figura 14 – Porcentagem mássica de areia retida em peneiras granulométricas.....	52
Figura 15 – Raízes de Vetiver no solo (A, B) e na água (C)	54
Figura 16 – Evolução temporal da concentração de DQO comparando sistemas com Vetiver (linhas sólidas) e sem Vetiver (linhas tracejadas) para cada concentração de <i>Lithothamnium calcareum</i>	62
Figura 17 – Efeito do Vetiver na variação temporal da DQO em diferentes concentrações de <i>Lithothamnium calcareum</i>	63
Figura 18 – Evolução temporal da concentração de nitrogênio amoniacal comparando sistemas com Vetiver (linhas sólidas) e sem Vetiver (linhas tracejadas) para cada concentração de <i>Lithothamnium calcareum</i>	65

Figura 19 – Efeito do Vetiver na variação temporal do nitrogênio amoniacal em diferentes concentrações de <i>Lithothamnium calcareum</i>	66
Figura 20 – Evolução temporal da concentração de nitrito comparando sistemas com Vetiver (linhas sólidas) e sem Vetiver (linhas tracejadas) para cada concentração de <i>Lithothamnium calcareum</i>	67
Figura 21 – Efeito do Vetiver na variação temporal do nitrito em diferentes concentrações de <i>Lithothamnium calcareum</i>	68
Figura 22 – Evolução temporal da concentração de nitrato comparando sistemas com Vetiver (linhas sólidas) e sem Vetiver (linhas tracejadas) para cada concentração de <i>Lithothamnium calcareum</i>	70
Figura 23 – Efeito do Vetiver na variação temporal de nitrato em diferentes concentrações de <i>Lithothamnium calcareum</i>	71
Figura 24 – Evolução temporal da concentração de fósforo (PO_4^{3-}) comparando sistemas com Vetiver (linhas sólidas) e sem Vetiver (linhas tracejadas) para cada concentração de <i>Lithothamnium calcareum</i>	73
Figura 25 – Efeito do Vetiver na variação temporal de fósforo (PO_4^{3-}) em diferentes concentrações de <i>Lithothamnium calcareum</i>	74
Figura 26 – Evolução temporal da concentração de cor comparando sistemas com Vetiver (linhas sólidas) e sem Vetiver (linhas tracejadas) para cada concentração de <i>Lithothamnium calcareum</i>	77
Figura 27 – Efeito do Vetiver na variação temporal da cor em diferentes concentrações de <i>Lithothamnium calcareum</i>	78
Figura 28 – Evolução temporal da concentração de turbidez comparando sistemas com Vetiver (linhas sólidas) e sem Vetiver (linhas tracejadas) para cada concentração de <i>Lithothamnium calcareum</i>	80
Figura 29 – Efeito do Vetiver na variação temporal da turbidez em diferentes concentrações de <i>Lithothamnium calcareum</i>	81
Figura 30 – Valores médios do índice SPAD em função da proporção de <i>Lithothamnium calcareum</i>	84
Figura 31 – Valores médios de clorofila total (mg/cm^2) em função da proporção de <i>Lithothamnium calcareum</i>	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padrões de lançamento de acordo com a Resolução CONAMA 430/2011	22
Tabela 2 – Valores médios dos parâmetros obtidos da água residuária da bovinocultura de leite usados em wetlands construídos.....	22
Tabela 3 – Principais tipos de meios suportes empregados em wetlands construídos	28
Tabela 4 – Distribuição dos tratamentos nas unidades experimentais.....	34
Tabela 5 – Parâmetros físico-químicos analisados no experimento	43
Tabela 6 – Volume (cm ³) e massa (g) dos componentes do meio filtrante em função da proporção de <i>Lithothamnium calcareum</i>	39
Tabela 7 – Ensaio de distribuição granulométrica do <i>Lithothamnium calcareum</i>	50
Tabela 8 – Ensaio de distribuição granulométrica da areia	51
Tabela 9 – Propriedades dos materiais empregados nos Sistemas WC's.....	53
Tabela 10 – Densidade, nº de plantas e diâmetro do capim vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>) no experimento	54
Tabela 11 – Valores médios, desvios padrão (DP) e variação dos parâmetros físico-químicos da água residuária de entrada utilizada nos sistemas experimentais	55
Tabela 12 – Transformações selecionadas para cada parâmetro avaliado.....	57
Tabela 13 – Resultados da análise de variância para efeitos principais e interação	58
Tabela 14 – Três tratamentos mais eficientes para cada parâmetro avaliado	60
Tabela 15 – Valores médios do índice SPAD por proporção de <i>Lithothamnium calcareum</i>	83
Tabela 16 – Valores médios de clorofila total (mg/cm ²) por proporção de <i>Lithothamnium calcareum</i>	83
Tabela 17 – Caracterização da Água de Entrada (APÊNDICE A)	102
Tabela 18 – Concentrações de Entrada e Saída por Data (APÊNDICE A)	103
Tabela 19 – Transformações Escolhidas por Analito (APÊNDICE B)	105
Tabela 20 – ANOVA para DQO (APÊNDICE C)	113
Tabela 21 – Médias Ajustadas para DQO (APÊNDICE C).....	113
Tabela 22 – Comparações Dunnett vs Controle - DQO (APÊNDICE C)	113
Tabela 23 – ANOVA para Nitrogênio amoniacal (APÊNDICE C)	114
Tabela 24 – Médias Ajustadas para Nitrogênio amoniacal (APÊNDICE C)	115

Tabela 25 – Comparações Dunnett vs Controle - Nitrogênio amoniacal (APÊNDICE C)	115
Tabela 26 – ANOVA para nitrito (APÊNDICE C)	116
Tabela 27 – Médias Ajustadas para nitrito (APÊNDICE C)	117
Tabela 28 – Comparações Dunnett vs Controle - nitrito (APÊNDICE C)	117
Tabela 29 – ANOVA para nitrato (APÊNDICE C).....	118
Tabela 30 – Médias Ajustadas para nitrato (APÊNDICE C).....	118
Tabela 31 – Comparações Dunnett vs Controle - nitrato (APÊNDICE C)	119
Tabela 32 – ANOVA para fósforo (APÊNDICE C).....	120
Tabela 33 – Médias Ajustadas para fósforo (APÊNDICE C).....	120
Tabela 34 – Comparações Dunnett vs Controle - fósforo (APÊNDICE C)	121
Tabela 35 – ANOVA para Cor (APÊNDICE C)	122
Tabela 36 – Médias Ajustadas para Cor (APÊNDICE C)	123
Tabela 37 – Comparações Dunnett vs Controle - Cor (APÊNDICE C).....	123
Tabela 38 – ANOVA para turbidez (APÊNDICE C)	124
Tabela 39 – Médias Ajustadas para turbidez (APÊNDICE C)	124
Tabela 40 – Comparações Dunnett vs Controle - turbidez (APÊNDICE C).....	125

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	15
2.1 <i>Objetivos Gerais</i>	15
2.2 <i>Objetivos Específicos</i>	15
3 REVISÃO DE LITERATURA	16
3.1 <i>Lithothamnium calcareum</i>	16
3.1.1 Exploração	17
3.1.2 Aplicação de algas marinhas em sistemas agrícolas	19
3.1.3 Uso do Granulado Bioclástico no Tratamento de Efluentes	20
3.2 <i>Água Residuária da Bovinocultura Leiteira (ARB)</i>	21
3.2.1 A Importância da Bovinocultura	21
3.2.2 Características dos Efluentes e Tecnologias de Tratamento	22
3.3 <i>Wetlands construídos</i>	23
3.3.1 Wetlands construídos de fluxo vertical	26
3.3.2 Meio suporte	27
3.3.3 Utilização de plantas	28
3.4 <i>Parâmetros de qualidade da água</i>	29
3.4.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	30
3.4.2 Nitrogênio	30
3.4.3 Fósforo	31
3.4.4 Cor	32
3.4.5 Turbidez	32
4 METODOLOGIA	33
4.1 <i>Caracterização da área experimental</i>	33
4.2 <i>Montagem dos sistemas experimentais</i>	33
4.2.1 Construção dos sistemas experimentais	33
4.2.2 Composição e preenchimento das Bombonas	35

4.2.2.1 Caracterização dos Materiais Filtrantes	38
4.2.3 Plantio e transplântio do capim Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>)	40
4.3 Caracterização da Água Residuária	42
4.4 Procedimentos Analíticos	42
4.5 Avaliação da clorofila em <i>Chrysopogon zizanioides</i>	44
4.6 Análise Estatística	45
4.6.1 Organização dos dados e software utilizado	45
4.6.2 Delineamento experimental	46
4.6.3 Modelo estatístico	46
4.6.4 Testes de significância estatística	47
4.6.5 Comparação entre tratamentos	47
4.6.6 Verificação da adequação do modelo	47
4.6.7 Cálculo das eficiências de remoção	47
4.6.8 Análise do Teor de Clorofila de <i>Chrysopogon zizanioides</i>	48
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
5.1 Caracterização dos Materiais Filtrantes	48
5.2 Plantio e transplântio do capim Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>) para as unidades wetlands construídos	53
5.3 Caracterização da água residuária da bovinocultura	54
5.4 Desempenho do Tratamento e Eficiência de Remoção	55
5.4.1 Eficiências de Remoção por Tratamento	56
5.4.2 Validação Estatística e Efeitos Principais	57
5.4.3 Teste de normalidade - Seleção de Transformações para Análise Estatística	55
5.4.4 Análise de Variância dos Efeitos Principais (ANOVA)	57
5.4.4.1 Efeitos do <i>Lithothamnium calcareum</i> e Vetiver na Remoção de Contaminantes	57
5.4.5 Desempenho de Remoção por Parâmetro	60
5.4.5.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	60
5.4.5.2 Nitrogênio Amoniacal	63
5.4.5.3 Nitrito (NO_2^-)	66

5.4.5.4 Nitrato (NO_3^-)	68
5.4.5.5 Fósforo (PO_4^{3-})	71
5.4.5.6 Cor	75
5.4.5.7 Turbidez	78
5.4.6 Avaliação da clorofila em <i>Chrysopogon zizanioides</i>	81
6 CONCLUSÃO	85
7 REFERÊNCIAS	87
APÊNDICE A – CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE ENTRADA	101
<i>A.1 Caracterização da Água Residuária de Entrada</i>	101
<i>A.2 Evolução Temporal Afluente e Efluente</i>	102
APÊNDICE B – TESTE DE NORMALIDADE E TRANSFORMAÇÕES	103
<i>B.1 Teste de Normalidade - Exploração e Escolha de Transformação de Dados</i>	103
<i>B.2 Comparação Visual das Transformações</i>	105
APÊNDICE C – TABELAS ANOVA COMPLETAS	111
<i>C.1 ANOVA</i>	111
<i>C.1.1 DQO</i>	111
<i>C.1.2 Nitrogênio amoniacal</i>	113
<i>C.1.3 Nitrito</i>	116
<i>C.1.4 Nitrato</i>	118
<i>C.1.5 Fósforo</i>	120
<i>C.1.6 Cor</i>	122
<i>C.1.7 Turbidez</i>	124
APÊNDICE D – RANKINGS COMPLETOS DE EFICIÊNCIA (8 TRATAMENTOS)	126

1. INTRODUÇÃO

A bovinocultura leiteira, é uma das atividades mais expressivas do setor agropecuário brasileiro. Destaca-se não apenas pela sua importância econômica, mas também pela elevada geração de água residuária associadas aos processos de ordenha, higienização de instalações e manejo dos animais (EMBRAPA, 2020; KONZEN; ALVARENGA, 2005; SILVA; ROSTON, 2010). Ferrazza e Castellani (2021) destacam a relevância da pecuária leiteira no agronegócio brasileiro, especialmente na geração de emprego, renda e no equilíbrio da balança comercial. Segundo o MAPA (2025), a cadeia do leite tem grande importância econômica e social para o país. O país é o terceiro maior produtor mundial de leite, com mais de 34 bilhões de litros por ano, abrangendo 98% dos municípios brasileiros e empregando cerca de 4 milhões de pessoas. Além disso, o Brasil possui mais de 1 milhão de propriedades produtoras de leite.

Segundo o IBGE, a bovinocultura de leite apresentou avanços significativos no 1º trimestre de 2024, com o abate de 9,30 milhões de cabeças bovinas, o maior volume registrado desde o início da série histórica em 1997. Esse número representa um crescimento de 24,6% em relação ao mesmo período de 2023 e de 1,6% comparado ao 4º trimestre de 2023.

Apesar da importância econômica do setor, a geração diária de resíduos orgânicos em propriedades leiteiras configura-se como o maior desafio ecológico do setor, particularmente em regimes de confinamento intensivo. Os efluentes das salas de ordenha, compostos basicamente por urina, fezes, produtos de limpeza, restos de leite e água residual, apresentam elevada concentração de carga orgânica e nutrientes como nitrogênio e fósforo. Quando gerados em áreas confinadas, esses resíduos se tornam potenciais agentes poluidores do meio ambiente. (PELISSARI *et al.*, 2013).

Os efluentes gerados pela pecuária leiteira intensiva, quando lançados sem tratamento adequado em corpos hídricos ou solos, provocam sérias alterações físico-químicas nos mananciais. Esses resíduos contêm alta carga orgânica, nutrientes (como nitrogênio e fósforo) e possíveis agentes patogênicos, representando riscos tanto ao meio ambiente quanto à saúde pública (MCILROY *et al.* 2019; LEITNER *et al.* 2021). Do ponto de vista ecológico, o excesso de nutrientes desencadeia o processo de eutrofização em lagos e reservatórios. Esse fenômeno promove a proliferação descontrolada de algas e cianobactérias, que reduzem o oxigênio dissolvido e bloqueiam a penetração da luz solar, comprometendo a vida aquática e o equilíbrio do ecossistema (MANTOVI *et al.*, 2003; DUARTE, 2019).

O tratamento de efluentes da bovinocultura leiteira combina processos biológicos e físico-químicos, com ênfase em soluções de baixo custo operacional e em rotas de aproveitamento ou recuperação de subprodutos. A digestão anaeróbia — em reatores de mistura completa, lagoas cobertas ou UASB — é amplamente empregada para o abatimento da carga orgânica e geração de biogás, porém apresenta remoção limitada de nitrogênio e fósforo, exigindo etapas complementares (NLEYA *et al.*, 2023). Como Soluções Baseadas na Natureza, os *wetlands* construídos se destacam pela eficiência na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, mas, a depender do arranjo hidráulico e do acoplamento com outras unidades, também

enfrentam desafios quanto à remoção de nutrientes (ALMEIDA, 2016; DUARTE, 2019; JORGE *et al.*, 2023b).

Em estágios terciários, o cultivo de microalgas sobre efluentes da bovinocultura leiteira, previamente tratados por lodo ativado contribui para a remoção de nutrientes, a fixação de CO₂ e a geração de biomassa com potencial energético. Há demonstrações em escala piloto com avaliação econômico-financeira (KUMAR *et al.*, 2020) e evidências de desempenho técnico com produtividades e taxas de fixação de CO₂ compatíveis (MENDONÇA *et al.*, 2022). Em paralelo, Tecnologias de Recuperação de Nutrientes — como a precipitação de estruvita e rotas enquadradas na Emenda STRUBIAS do Regulamento Europeu de Fertilizantes (struvite, biochar e ash/cinzas) — vêm ganhando espaço ao transformar nitrogênio e fósforo em insumos fertilizantes, embora enfrentem desafios relacionados à variabilidade dos resíduos e aos custos operacionais (Shi *et al.*, 2021). Como estratégia de reuso, a fertirrigação com ARB previamente tratada, integra suprimento hídrico e aporte de nutrientes ao sistema solo-planta, devendo ser condicionada a controle operacional e verificação sanitária do efluente antes da aplicação (JORGE *et al.*, 2022; ANTÔNIO, 2024).

Além de arranjos biológicos, a literatura recente descreve materiais reativos/adsorventes para remoção de nutrientes em efluentes: zeólitas naturais (clinoptilolita) para captura de amônio por troca iônica (CASTRO *et al.*, 2021); escória siderúrgica, rica em Ca/Fe, aplicada como meio reativo em filtros e *wetlands* para remoção de fósforo por co-precipitação Ca-P e adsorção (ZHANG *et al.*, 2022); argilas/compósitos modificados com lantânio (p.ex., bentonita modificada com La) para captura seletiva de fosfato em baixas concentrações (ZHANG *et al.*, 2023); biochars funcionalizados (impregnados/revestidos) com Mg, La, Fe ou Ca, usados para adsorção de fosfato e posterior recuperação/uso agrícola do P (KUMARI; DONG; SAFFERMAN, 2025; XU *et al.*, 2024); Por fim, materiais bioclásticos carbonáticos de origem marinha, como o *Lithothamnium calcareum*, vêm sendo investigados como meio adsorvente para remoção de fósforo em água eutrofizada, com resultados recentes em escala de bancada (BARBOZA *et al.*, 2025).

A Plataforma Continental Brasileira possui extensos depósitos de sedimentos carbonáticos exploráveis, destacando-se as algas calcárias *Lithothamnium calcareum* da família Corallinaceae. Algas marinhas calcificadas, ricas em carbonato de cálcio (CaCO₃), têm sido tradicionalmente usadas na correção de solos e nutrição animal. Recentemente, sua estrutura e composição química vêm permitindo aplicações promissoras no tratamento de efluentes metálicos e na recuperação de fósforo em soluções aquosas (VENEU *et al.*, 2016; CALETTI, 2017; VENEU *et al.*, 2018; VENEU *et al.*, 2023).

Entre as soluções para tratamento de águas residuais, os Sistemas *wetlands* construídos (WCs) destacam-se como alternativa sustentável e economicamente acessível. Esses sistemas empregam plantas aquáticas (macrófitas), substratos específicos e comunidades microbianas em processos naturais mediados pela energia solar para promover a purificação da água. Sua operação simplificada, o baixo custo de manutenção e a dependência exclusiva de recursos naturais renováveis tornam essa tecnologia particularmente adequada a comunidades com infraestrutura de saneamento limitada, especialmente em regiões de clima tropical como o

Brasil (ALMEIDA, 2016). Em suma, quando bem projetados, dimensionados e operados, os WCs combinam elevado potencial de remoção de contaminantes e benefícios socioambientais, mas exigem área disponível, gestão contínua e atenção aos aspectos de colmatação (SEZERINO e PELISSARI, 2021).

Para garantir que os sistemas de tratamento obedeçam aos requisitos legais de qualidade, assegurem a conservação dos habitats aquáticos e sua biodiversidade, e minimizem consequências negativas para a sociedade, economia e saúde pública, torna-se essencial aperfeiçoar e/ou reestruturar as tecnologias existentes. Nesse cenário, estratégias fundamentadas em Soluções baseadas na Natureza (SbN) para remoção de nutrientes - com destaque para a inclusão de algas calcárias de aproveitamento sustentável e ecologicamente correto - emergem como foco de investigação prioritário (ALMEIDA, 2016; NOGUEIRA, 2019; DUARTE, 2019; PORTELLA, 2022). Dentre os materiais carbonáticos bioclásticos, o *Lithothamnium calcareum* apresenta-se como um recurso abundante na Plataforma Continental Brasileira, de baixo custo e com propriedades adsorventes que favorecem a remoção de fósforo de soluções aquosas, sendo, portanto, uma escolha estratégica para o presente estudo voltado ao tratamento de água residuária.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivos Gerais

- Avaliar a utilização de *Lithothamnium calcareum* em solos de *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCs) no tratamento de água residuária da bovinocultura, visando otimizar a eficiência do sistema na remoção de nutrientes e contaminantes.

2.2 Objetivos Específicos

- Analisar o efeito de diferentes proporções de *Lithothamnium calcareum* sobre a eficiência de remoção de DQO, nitrito, nitrato, fósforo, nitrogênio amoniacal, cor e turbidez.
- Investigar a influência da presença de capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) na remoção de DQO, nitrito, nitrato, fósforo, nitrogênio amoniacal, cor e turbidez em *wetlands* construídos, comparando sistemas plantados e não plantados.
- Avaliar o desenvolvimento vegetativo do capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) sob diferentes proporções de *Lithothamnium calcareum*.
- Examinar as possíveis interações entre *Lithothamnium calcareum* e capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), a fim de determinar se os efeitos são sinérgicos, antagônicos ou independentes (aditivos).

3. REVISÃO DE LITERATURA

Neste capítulo são apresentados os fundamentos teóricos que sustentam o desenvolvimento do estudo. Inicia-se com a descrição do gênero *Lithothamnium*, incluindo sua classificação, formas de ocorrência e potencial de exploração na plataforma continental brasileira, além de suas aplicações em sistemas agrícolas e no tratamento de efluentes. Em seguida, aborda-se a caracterização da água residuária da bovinocultura leiteira (ARB), com destaque para sua composição, potencial de uso agrícola e impactos ambientais. Também são descritos os *wetlands* construídos, com ênfase nos tipos de fluxo, materiais filtrantes, espécies vegetais utilizadas — como o capim-vetiver — e sua aplicação no tratamento da ARB. Por fim, são discutidos os principais parâmetros de qualidade da água, como DQO, nitrogênio, fósforo, cor e turbidez, além do fenômeno da colmatção, que representa um dos principais desafios operacionais desses sistemas.

3.1 *Lithothamnium calcareum*

O gênero *Lithothamnium*, pertencente à família Corallinaceae, é descrito no sistema de classificação taxonômica de algas marinhas disponibilizado pela AlgaeBase (SOARES, 2009). Os materiais sedimentares de algas calcárias podem ser denominados de diversas maneiras, incluindo maerl (CALETTI, 2017), grânulos bioclásticos (VENEU *et al.*, 2018; 2019, 2023) e rodolitos (RENDINA *et al.*, 2020; SISSINI *et al.*, 2022). Embora o termo rodolitos seja frequentemente utilizado para descrever essas formações específicas, o conceito de grânulos bioclásticos abrange um espectro mais amplo dessas estruturas (VALE *et al.*, 2022). Além disso, rodolitos frequentemente coexistem com organismos bentônicos, sedimentos calcários e diferentes espécies de algas coralinas ou epífitas (VALE *et al.*, 2022; RAMOS *et al.*, 2023).

Endo (1967) foi o primeiro autor a abordar o gênero *Lithothamnium* em um artigo científico, constituindo-se em marco inicial para o estudo dessas algas calcárias. Ele realizou o primeiro levantamento sistemático dos restos de algas calcárias no Japão, analisando registros que vão do Mioceno ao Pleistoceno e concentrando-se em rodolitos do gênero *Lithothamnium*. Com base em achados iniciais de Nishiwada em 1895 e em revisões taxonômicas subsequentes, o autor padronizou nomes, corrigiu classificações incorretas e mapeou a ocorrência dessas algas. Endo (1967) comprovou que os rodolitos funcionam como marcadores estratigráficos e paleoambientais, estabelecendo o método base para futuras pesquisas de sistemática, paleoecologia e prospecção sedimentar.

Constituídos predominantemente por carbonato de cálcio (CaCO_3) (CALETTI, 2017), a plataforma continental brasileira abriga vastas reservas de sedimentos carbonáticos. Na região de Abrolhos, os campos de rodolitos cobrem aproximadamente 21 mil km², representando uma das maiores reservas de carbonato de cálcio biogênico do mundo (HOMERO, 2012; PORTELLA, 2022). Descobertas recentes expandiram esse panorama, revelando a existência de recifes únicos na foz do rio Amazonas. Esses recifes, formados por esponjas e algas calcárias, incluindo rodolitos, destacam a diversidade dos ecossistemas marinhos calcários brasileiros, além de sua relevância ecológica, econômica e biotecnológica (HOMERO, 2018). Dada sua importância para os ecossistemas e para a produção de recursos biogênicos, é essencial que os

bancos dessas algas vivas sejam preservados. O *Lithothamnium* possui características únicas que o diferenciam do carbonato de cálcio (CaCO_3) de origem mineral inorgânica ou derivado de conchas de ostras. Essas diferenças incluem propriedades como área superficial, volume e diâmetro dos poros, além do perfil termogravimétrico, morfologia, composição cristalina e vestígios de outros elementos em sua estrutura (DA SILVA *et al.*, 2021).

Estudos realizados por Veneu *et al.* (2017, 2019) e Zhu *et al.* (2014) descrevem o material como tendo uma superfície irregular, marcada por cavidades que variam de 7,1 a 9,5 μm , juntamente com pequenos fragmentos localizados ao redor e dentro das amostras. Além disso, Da Silva *et al.* (2021) identificaram que o material pode ser classificado como ultra-microporoso, apresentando poros com diâmetros inferiores a 7Å e uma área superficial de 8,1 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$. Já no estudo de Veneu *et al.* (2023), embora o foco principal fosse a remoção de fósforo (PO_4^{3-}) e não uma classificação sistemática da porosidade, os autores mencionam brevemente valores de área superficial (BET) entre 1,44 e 2,81 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ para diferentes frações granulométricas, indicando baixa área específica.

3.1.1 Exploração

A plataforma continental brasileira configura-se como a maior área de sedimentos carbonáticos em âmbito mundial, apresentando potencial de aproveitamento econômico superior ao observado na plataforma francesa, que possui 33 bilhões de m^3 , dos quais apenas cerca de 600 milhões de m^3 são tecnicamente exploráveis, em razão da grande profundidade dos depósitos, da sobreposição a áreas de pesca e de zonas de proteção ecológica (DIAS, 2000). A Figura 1 ilustra os rodolitos de *Lithothamnium calcareum*, principal material bioclástico presente nessa formação sedimentar.



Figura 1. Rodolitos de *Lithothamnium calcareum*.

Fonte: Portella, 2022.

A empresa PrimaSea®, companhia que detém a principal área de exploração autorizada de *Lithothamnium* atualmente em atividade no mundo, atua na exploração do calcário biogênico *Lithothamnium calcareum* em área marítima licenciada, localizada na Baía de Todos-os-Santos, a cerca de 10 km da costa e a aproximadamente 20 metros de profundidade. A proximidade entre a zona de coleta, os portos e a unidade industrial favorecem a eficiência logística e contribui para a mitigação das emissões de carbono no processo de transporte.

Segundo informações da PrimaSea (2025), a coleta é realizada por meio de sistema de sucção automatizado, capaz de realizar a triagem granulométrica dos sedimentos ainda a bordo, com o suporte de dispositivos de georreferenciamento por GPS. O processo inclui a separação da água marinha da matéria-prima no interior do navio, permitindo o retorno imediato da água ao ambiente e reduzindo o impacto sobre o ecossistema local. O monitoramento contínuo da estabilidade da embarcação e do volume extraído garante maior segurança operacional e ambiental. O material coletado, composto por sedimentos algais com estrutura diferenciada e composição orgânica rica em nutrientes de elevada biodisponibilidade, é submetido a processos industriais de lavagem, secagem, moagem (Figura 2) e classificação, assegurando o padrão de qualidade requerido para aplicações agrícolas e ambientais.



Figura 2. Granulado bioclástico moído de *Lithothamnium calcareum*.

Fonte: PrimaSea®.

3.1.2 Aplicação de algas marinhas em sistemas agrícolas

Desde a antiguidade, algas marinhas vêm sendo aproveitadas na agricultura por suas múltiplas funções, tais como filtro biológico em ambientes aquáticos, corretivo de acidez, indicador de hidrocarbonetos e suplemento nutricional para humanos e animais (Briand, 1976; Zepeda, 2008). Seu uso como condicionante de solo remonta aos romanos e se espalhou pela França, Inglaterra, Japão e China, inclusive para recuperação de solos contaminados por metais pesados. Em solo tratado com extratos de algas, Nabti *et al.* (2017) observaram degradação eficiente de DDT; Raghunandan *et al.* (2019) atribuíram à composição em ácidos graxos,

carboidratos e proteínas a melhoria da nutrição e da retenção de umidade do solo; e El Chami ; Galli (2020) registraram redução de 13 % na demanda por fertilizantes, aumento de até 55 % na produtividade e melhora de 5 % na qualidade dos frutos. Mais recentemente, Campos *et al.* (2022) verificaram queda de 16,68 % no custo de produção de banana quando a adubação incluía *Lithothamnium calcareum*, e Zafar *et al.* (2022) documentaram o uso de espécies de algas vermelhas como *Kappaphycus* sp. e verdes como *Chaetomorpha linum* na biorremediação de metais como Cu, Zn e Pb.

Embora amplamente utilizado na Europa, o granulado bioclástico é um produto recente no Brasil. Pesquisas científicas e ensaios de campo já investigaram seu potencial como fertilizante, suplemento na alimentação animal e insumo farmacológico, conduzidos por universidades e centros de pesquisa, com suporte de empresas detentoras de direitos minerários, de acordo com Cavalcanti (2011). A alga marinha *Lithothamnium* é classificada e registrada pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), no Apêndice II da Instrução Normativa nº 46/2016, como fertilizante mineral e corretivo de acidez do solo, apresentando garantias mínimas de 32% de Ca e 2% de Mg.

Estudos avaliaram o uso do *Lithothamnium calcareum* como adubo orgânico em diversas culturas. Sua aplicação melhorou a produção de mudas de maracujazeiro (Souza *et al.*, 2007), frutos de pimentão (Evangelista *et al.*, 2016), cultivo de pitaia vermelha (Costa *et al.*, 2015) e produção de mudas de mamoeiro (Hafle *et al.*, 2009). Notadamente, o uso como fertilizante alternativo para plantas de melão mostrou melhorar significativamente o crescimento das plantas, aumentando a absorção de nutrientes essenciais como magnésio e cálcio, contribuindo para solos mais saudáveis e produtivos (Negreiros *et al.*, 2018).

Ramos *et al.* (2023) revisaram o uso de *Lithothamnium* como bioestimulante em diversas culturas, demonstrando que a alga aumenta o crescimento das plantas, melhora a qualidade dos produtos e eleva a tolerância a estresses ambientais, ao mesmo tempo que reduz a necessidade de insumos químicos. Apesar desse potencial sustentável, os autores sublinham a urgência de elucidar seus mecanismos de ação, padronizar dosagens e métodos de aplicação, avaliar a viabilidade econômica e a sustentabilidade em larga escala, e ajustar a regulamentação brasileira para assegurar um uso eficiente e responsável desse recurso natural.

Novaski *et al.* (2022) destaca o uso do *Lithothamnium* como um bioestimulante agrícola promissor. Os autores investigaram sua aplicação em cultivos de cebola (*Allium cepa*), com foco em melhorar o rendimento, o conteúdo de nutrientes minerais e as propriedades antioxidantes dos bulbos. O estudo revelou que o *Lithothamnium* sp., aplicado na forma de pulverização foliar, é eficaz na biofortificação de cebolas cultivadas organicamente, melhorando significativamente a capacidade antioxidante e os teores de fenóis e flavonoides. Além disso, os resultados indicaram que a dose de 1,5 g L⁻¹ foi a mais eficiente. A pesquisa reforça o potencial do *Lithothamnium* sp. como biofertilizante sustentável, capaz de agregar valor nutricional aos cultivos.

3.1.3 Uso do Granulado Bioclástico no Tratamento de Efluentes

Estudos indicam que o granulado bioclástico de *Lithothamnium calcareum* é eficiente na remoção de fósforo e na melhoria da qualidade dos efluentes. O documento Patente BR 10 2019 005940-1 A2, de 15.06.2021, detalha o uso do granulado bioclástico de *Lithothamnium calcareum* para remover fósforo dissolvido em tratamentos de água e efluentes. Utilizado em seu estado natural e em granulometrias específicas, o granulado mostrou alta eficiência na remoção de fósforo.

Estudos na caracterização dos grânulos bioclásticos do *Lithothamnium calcareum*, após os testes de sorção, destacaram seu potencial como material sorvente eficaz para o tratamento de águas residuais e na remoção metais pesados (Caletti, 2017; Veneu *et al.*, 2019; Portella, 2022). A eficiência na remoção de íons fosfato é particularmente elevada em condições ligeiramente ácidas e é positivamente influenciada pelo tamanho das partículas, com as frações maiores apresentando melhor desempenho (Veneu *et al.*, 2019; Veneu *et al.*, 2023).

Caletti (2017) e Portella (2025) também exploraram o uso do *Lithothamnium calcareum* aplicado em sistemas de tratamento de efluentes, destacando a alta eficiência do granulado bioclástico na adsorção de fósforo, evidenciando seu potencial como uma solução sustentável e eficiente. Em experimentos conduzidos em batelada, Caletti (2017) demonstrou a remoção de fósforo de lixiviado de aterro sanitário usando *Lithothamnium calcareum*, com eficiência de até 81,5%, dependendo da massa utilizada. Esses resultados reforçam o *Lithothamnium calcareum* como uma solução sustentável e eficaz para a remoção de fósforo de lixiviados. Em resumo, estudos e patentes consolidam o *Lithothamnium calcareum* como um material versátil e eficaz para a remoção de fósforo e outros nutrientes, promovendo a sustentabilidade e a eficiência no tratamento de efluentes.

Nogueira (2019) também avaliou o potencial do *Lithothamnium calcareum* como adsorvente para remoção de fósforo em água residuária. Sua pesquisa demonstrou a eficiência do granulado bioclástico na adsorção de nutrientes, destacando sua viabilidade como uma alternativa sustentável e eficaz.

3.2 Água Residuária da Bovinocultura Leiteira (ARB)

Entre as principais fontes de poluição ambiental no país, os resíduos provenientes da produção pecuária ocupam posição de destaque, ao lado de compostos químicos, fertilizantes e pesticidas (Wüst; Tagliani; Concato, 2015). No caso específico da bovinocultura de leite em regime de confinamento, o descarte inadequado desses efluentes em corpos d'água tem provocado alterações físico-químicas significativas, representando riscos à saúde pública e à qualidade do abastecimento hídrico (Silva; Roston, 2010). O descarte de resíduos provenientes da bovinocultura leiteira em cursos d'água deve seguir as diretrizes estabelecidas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente, conforme a Resolução nº 430/2011; os parâmetros de lançamento indicados nessa regulamentação estão organizados na Tabela 1.

Tabela 1. Padrões de lançamento de acordo com a Resolução CONAMA 430/2011.

Parâmetro	Padrão de Lançamento
-----------	----------------------

Potencial Hidrogeniônico (pH)	Deve estar entre 5 e 9.
Temperatura	Deve ser inferior a 40 °C, além de não conferir variação superior a 3 °C na zona de mistura.
Sólidos sedimentáveis	Deve ser inferior a 1 mg L ⁻¹ .
Óleos e graxas	Deve ser inferior a 50 mg L ⁻¹ para gorduras vegetais e animais.
Material flutuantes	Deve apresentar ausência de materiais flutuantes.
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Deve apresentar remoção igual ou superior a 60 %, além de não alterar o enquadramento do corpo hídrico.
Nitrogênio amoniacal total	Deve ser inferior a 20 mg L ⁻¹ .

Fonte: BRASIL (2011).

De acordo com Silva *et al.* (2012), a produção diária de dejetos por bovinos leiteiros representa um dos principais desafios em sistemas de confinamento. O manejo adequado desses resíduos tem se mostrado uma questão complexa para produtores e pesquisadores, uma vez que abrange fatores técnicos, sanitários e econômicos. Para Oliveira Filho *et al.* (2021), a bovinocultura leiteira apresenta elevado consumo de água e geração de resíduos, especialmente durante o processo de ordenha mecânica; em estudo de caso, a ordenha respondeu por 64,76% do consumo diário total de água do estabelecimento, gerando 35,24% de efluentes.

A água residuária da bovinocultura leiteira (ARB) caracteriza-se como efluente de elevada complexidade, composto por resíduos orgânicos oriundos de fezes, urina, leite e resíduos de limpeza, além de elevada carga de microrganismos patogênicos (Van Horn *et al.*, 1994; Erthal *et al.*, 2010; Pelissari *et al.*, 2013; Jorge, 2013; Jorge *et al.*, 2017; Jorge, 2018; Jorge *et al.*, 2022; Jorge *et al.*, 2023). A caracterização físico-química evidencia concentrações expressivas de DBO, sólidos totais, nitrogênio total e fósforo, refletindo alto potencial poluidor dos ecossistemas aquáticos e terrestres (Duarte, 2020; Erthal *et al.*, 2010a; Erthal *et al.*, 2010b; Jorge *et al.*, 2022). Apesar da variabilidade na composição, os nutrientes presentes podem ser aproveitados pelas plantas e por microrganismos do solo (Dyenia *et al.*, 2006).

A ARB por apresentar elevada carga de nutrientes, quando manejada de forma controlada, pode ser reaproveitada em sistemas agrícolas e circulares, proporcionando ganhos agrônômicos e energéticos (Jorge, 2013; Jorge *et al.*, 2017; Jorge *et al.*, 2022). Ensaios de fertirrigação com *Solanum lycopersicum* evidenciaram incremento de produtividade para doses de N entre 0% e 400% da recomendação (100 kg·ha⁻¹), embora os autores ressaltem a necessidade de avaliações de longo prazo quanto a efeitos residuais no solo e risco de contaminação (Jorge, 2013; JORGE *et al.*, 2017). Estratégias complementares mostram-se promissoras: a co-digestão com dejetos animais elevou a produção de biogás com até 77,5% de ARB na mistura (Fernandes *et al.*, 2018), e a vermicompostagem associada a palha de arroz aumentou os teores de N, P e K no composto final, com desenvolvimento saudável de *Eisenia fetida*, indicando potencial para biofertilizantes (Liu *et al.*, 2021).

A Tabela 2 reúne dados de Jorge (2013) na caracterização da ARB sob manejo orgânico, realizada no Sistema Integrado de Produção Agroecológica (SIPA/Embrapa-Agrobiologia, Seropédica-RJ). No ensaio de outono-inverno, o material foi preparado com 70% de água limpa de poço e 30% de esterco raspado do curral durante experimento de fertirrigação com ARB em cultivo orgânico de *Solanum lycopersicum*.

Tabela 2. Valores médios dos parâmetros obtidos da água residuária da bovinocultura de leite (Jorge, 2013).

Características	Valores
pH	7,38
Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	2,55
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	22 100
DQO (mg.L ⁻¹)	20 080
DBO (mg.L ⁻¹)	4 712
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	486,50
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	117,50
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	75,00

A literatura reconhece o potencial fertilizante da ARB e os riscos ambientais decorrentes de seu manejo inadequado, mas ainda apresenta lacunas relevantes. Entre as deficiências, destaca-se a escassez de estudos que correlacionem, de forma sistemática, a dieta dos bovinos com a carga orgânica e a concentração de nutrientes na ARB, apesar de evidências pontuais (Erthal *et al.*, 2010a). Também faltam investigações de longo prazo sobre os impactos da aplicação contínua no solo e em recursos hídricos; trabalhos como os de Jorge (2017; 2022) abordam efeitos imediatos, mas não capturam mudanças cumulativas em múltiplos ciclos agrícolas. Outra lacuna refere-se à análise de custo-benefício em pequenas propriedades, sobretudo em sistemas orgânicos e agroecológicos: embora Hamacher (2019) indique potencial redução de custos com fertilizantes, há escassez de estudos sobre viabilidade econômica em diferentes escalas produtivas.

3.2.1 A Importância da Bovinocultura

A bovinocultura ocupa papel central na economia e na estrutura social brasileira, representando um dos pilares do agronegócio nacional. Em 2025, o Valor Bruto da Produção (VBP) da agropecuária atingiu R\$ 1,41 trilhão, sendo a bovinocultura responsável por aproximadamente R\$ 206 bilhões, o que evidencia sua relevância econômica e produtiva (MAPA, 2025). O Brasil figura entre os maiores exportadores mundiais de carne bovina, com expressiva contribuição para a balança comercial e a geração de empregos diretos e indiretos (IBGE, 2023).

No âmbito social, a bovinocultura é essencial para a segurança alimentar, ao fornecer proteína animal de elevado valor biológico, e para a manutenção da agricultura familiar, sendo fonte de renda em regiões de menor industrialização. No contexto amazônico, por exemplo, a bovinocultura leiteira familiar mostrou-se fundamental para a sustentabilidade socioeconômica de pequenos produtores (Brandão Reis *et al.*, 2020), reforçando seu papel na fixação da população no campo.

Em relação aos aspectos ambientais, a atividade é foco de discussões sobre emissões de gases de efeito estufa. Contudo, estratégias de manejo animal e recuperação de pastagens podem mitigar significativamente essas emissões, reduzindo a intensidade de carbono por unidade de produto (D'aurea *et al.*, 2021). O avanço de sistemas integrados, como a Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF), contribui para aumentar a eficiência do uso do solo e o sequestro de carbono, tornando a produção mais sustentável (Silva; Souza; Silva, 2022).

De modo geral, a bovinocultura brasileira transcende a dimensão puramente econômica. Sua relevância está associada ao equilíbrio entre produtividade, sustentabilidade e inclusão social, refletindo o papel estratégico do setor na segurança alimentar global e na consolidação do Brasil como potência agroambiental.

3.2.2 Características dos Efluentes e Tecnologias de Tratamento

Os efluentes provenientes da bovinocultura apresentam elevada carga orgânica e significativa variabilidade em sua composição físico-química e biológica, em função do tipo de manejo, alimentação, volume de água utilizada na higienização e grau de diluição dos dejetos. Esses resíduos são constituídos principalmente por esterco, urina e águas de lavagem, contendo matéria orgânica particulada e dissolvida, nutrientes (nitrogênio e fósforo), sólidos suspensos e patógenos (Moraes *et al.*, 2021).

De acordo com Moraes *et al.* (2021), em seu estudo sobre efluentes do agronegócio brasileiro, a Demanda Química de Oxigênio (DQO) dos efluentes da bovinocultura pode variar de 3.000 a 12.000 mg L⁻¹, enquanto a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) situa-se entre 1.500 e 6.000 mg L⁻¹. Os Sólidos Totais (ST) variam entre 5.000 e 20.000 mg L⁻¹, com predominância da fração volátil. As concentrações de nitrogênio total oscilam entre 300 e 1.200 mg L⁻¹, e o fósforo total entre 100 e 400 mg L⁻¹, evidenciando o elevado potencial eutrofizante desses efluentes quando descartados sem tratamento adequado.

Além da elevada carga orgânica, os efluentes contêm comunidades microbianas complexas, incluindo coliformes fecais e bactérias resistentes a antibióticos, decorrentes do uso profilático de medicamentos veterinários (Colgan *et al.*, 2023). Essa característica microbiológica confere aos efluentes da bovinocultura um risco sanitário considerável, demandando processos de tratamento capazes de remover ou inativar microrganismos patogênicos.

O tratamento de efluentes da bovinocultura tem como objetivo reduzir a carga orgânica, remover nutrientes e patógenos e, quando possível, recuperar recursos energéticos e fertilizantes. As tecnologias aplicáveis podem ser agrupadas em três categorias principais: biológicas, físico-químicas e emergentes/avançadas.

Entre as tecnologias mais consolidadas, destaca-se a biodigestão anaeróbia, que converte a matéria orgânica em biogás e biofertilizante, com remoções médias de 70 a 90 % de DQO e DBO, dependendo da temperatura e do tempo de retenção hidráulica (Kadam *et al.*, 2024). Os

biodigestores de fluxo contínuo e os reatores de manta de lodo anaeróbio (UASB) são amplamente empregados na bovinocultura por sua simplicidade e baixo custo operacional. Além disso, a digestão anaeróbia permite a estabilização do lodo e a geração de energia renovável, alinhando-se aos princípios da economia circular (Chuenchart, 2024).

As lagoas de estabilização — em especial as anaeróbias seguidas de facultativas — continuam sendo uma alternativa viável em propriedades com disponibilidade de área, apresentando eficiências médias de remoção de DBO entre 75 e 90 % (Aggar *et al.*, 2022). Sistemas de lodos ativados, embora mais complexos, podem ser aplicados em cooperativas leiteiras ou agroindústrias com maior controle operacional (Joshibaa *et al.*, 2019).

A separação sólido-líquido por sedimentação ou centrifugação é usualmente empregada como pré-tratamento, reduzindo em até 40 % os sólidos suspensos e a DQO (Silva-Gálvez *et al.*, 2024). O material sólido retido pode ser destinado à compostagem, processo aeróbio que promove a mineralização da matéria orgânica e a sanitização do resíduo, gerando um composto orgânico estabilizado e rico em nutrientes.

Nos últimos anos, pesquisas têm apontado o potencial de técnicas integradas como o cultivo de microalgas e a fitorremediação para o tratamento terciário e a recuperação de nutrientes. A integração de reatores anaeróbios com biorreatores de microalgas permite o aproveitamento do CO₂ e dos nutrientes residuais, promovendo a remoção adicional de nitrogênio e fósforo, com eficiências superiores a 80 % (Silva-Gálvez *et al.*, 2024). Tais abordagens representam uma tendência de inovação no manejo sustentável de resíduos agropecuários, aproximando a bovinocultura de um modelo de bioeconomia circular.

Assim, observa-se que a escolha da rota tecnológica depende de fatores como escala de produção, disponibilidade de área, viabilidade econômica e metas de sustentabilidade. A integração de processos — combinando biodigestão, separação sólido-líquido e tratamentos avançados — constitui a estratégia mais promissora para garantir eficiência ambiental e aproveitamento de recursos na bovinocultura moderna.

O emprego da ecotecnologia *wetlands* Construídos como alternativa de baixo custo para o tratamento de efluentes da bovinocultura de leite apresenta-se como uma solução promissora em escala piloto. Nesse sistema, os leitos alagados funcionam por meio de três mecanismos principais: (i) filtração e sedimentação dos sólidos suspensos no meio poroso, (ii) absorção/uptake de nutrientes e metais por macrófitas (por exemplo, *Typha angustifolia* ou *Chrysopogon zizanioides*), e (iii) ação microbiana em zonas oxigenadas e anóxicas que promove mineralização de matéria orgânica e transformação de nitrogênio (Duarte, 2019, Melo, 2017). Em estudo realizado por Duarte (2019) sobre alagado construído tratando água residuária da bovinocultura, com duas rotas de leitos — uma com taboa e outra com vetiver — foram observadas eficiências de remoção de Sólidos Suspensos Totais entre 17,8 % e 18,3 %, cor entre 8,2 % e 8,7 % e turbidez cerca de 12 %. Em outro trabalho com sistema de fluxo horizontal subsuperficial com capim vetiver, reportou-se remoções de DQO de 18,27 %, DBO não especificada, nitrogênio amoniacal em 32,41 % e fósforo em 2 % (Melo, 2017). As vantagens dessa tecnologia para a bovinocultura residem na adaptação a volumes variáveis de efluente, baixa necessidade energética, manutenção simplificada e potencial de integração com fertirrigação ou recuperação de nutrientes no contexto de unidades de produção leiteira.

3.3 *Wetlands* construídos

Os *wetlands* construídos surgiram como uma adaptação dos processos naturais de tratamento que ocorrem em ecossistemas alagados, como pântanos e manguezais. Eles visam replicar e otimizar os mecanismos de transformação da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes em ambientes artificiais controlados (Sezerino *et al.*, 2018). Historicamente, essas ecotecnologias foram desenvolvidas para atender à crescente necessidade de soluções de tratamento de água residuária que fossem sustentáveis, de baixo custo e compatíveis com áreas onde sistemas convencionais de esgotamento sanitário eram inviáveis (Sezerino *et al.*, 2018; Kadlec; Wallace, 2009).

Os *wetlands* construídos (WC) consistem em unidades que combinam substratos granulados, plantas macrófitas e comunidades microbianas para a remoção de poluentes. A tecnologia promove processos físicos (filtração de sólidos suspensos), químicos (adsorção de poluentes na superfície dos grãos do material filtrante) e biológicos (degradação da matéria orgânica por microrganismos e fitoextração pelas plantas). A configuração dos sistemas varia de acordo com o padrão de escoamento do efluente – podendo ser horizontais, verticais ou híbridos –, mas em todos a presença de macrófitas é elemento essencial para o desempenho (Kadlec; Wallace, 2009; Sezerino *et al.*, 2018; Sezerino; Pelissari, 2021).

A utilização de *wetlands* construídos para o tratamento de água residuária teve início na Alemanha, na década de 1950, quando Käthe Seidel, pesquisadora do Instituto Max Planck, empregou essa abordagem para a remoção de fenol e a diminuição da carga orgânica em efluentes de laticínios (Kadlec; Knight, 1996). No Brasil, as primeiras iniciativas voltadas ao uso dessa tecnologia para a melhoria da qualidade da água e controle da poluição foram realizadas por Salati e Rodrigues no início da década de 1980 (Salati jr.; Salati; Salati, 1999). A partir dos anos 1990, as aplicações dos *wetlands* construídos no país se expandiram.

Posteriormente, Amorim, Leopoldo e Conte (1997) relataram o uso da planta taboa (*Typha* spp.) no tratamento de esgotos domésticos. Em outra pesquisa, Roston e Mansor (1999) avaliaram quatro módulos experimentais de fluxo horizontal plantados com *Typha* spp. e *Eleocharis fistulosa* para o tratamento de efluentes domésticos após lagoas de estabilização. Também na década de 1990, Philippi, Costa e Sezerino (1999) estudaram o desempenho de uma unidade de zona de raízes implantada em 1994 no município de Agronômica, Santa Catarina, composta por uma área superficial de 450 m² e localizada a jusante de um tanque séptico. Segundo Philippi *et al.* (2006), essa unidade manteve-se em operação contínua por mais de dez anos, durante os quais o desempenho do sistema evoluiu, alcançando remoções de aproximadamente 98% para a demanda química de oxigênio (DQO) e para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

A literatura técnica sobre *wetlands* construídos focaliza, sobretudo, três configurações: *Wetland* Construído de Fluxo Horizontal (WCFH); *Wetland* Construído de Fluxo Vertical (WCFV) — com destaque para as variantes parcialmente saturadas e o Sistema Francês (vertical com efluente bruto); e sistemas híbridos que combinam arranjos horizontal e vertical. No contexto brasileiro, concepções inovadoras ou de características peculiares – bem como a modalidade de

escoamento horizontal superficial – ainda apresentam experiência limitada (Subtil *et al.*, 2018; Von Sperling; Sezerino, 2018; Sezerino; Pelissari, 2021).

Nos WCFH, conforme Von Sperling e Sezerino (2018), o efluente entra na zona de entrada (brita de maior granulometria), cruza a zona principal percolando lentamente pelo material filtrante — meio suporte ou substrato, como brita ou cascalho — e sai na zona de saída (brita de maior porte). O fluxo é predominantemente horizontal e subsuperficial, mantendo o nível do líquido abaixo do topo do substrato; o escoamento ocorre em meio hidraulicamente saturado, com os vazios do suporte preenchidos pelo líquido, conforme a seguir na Figura 3.

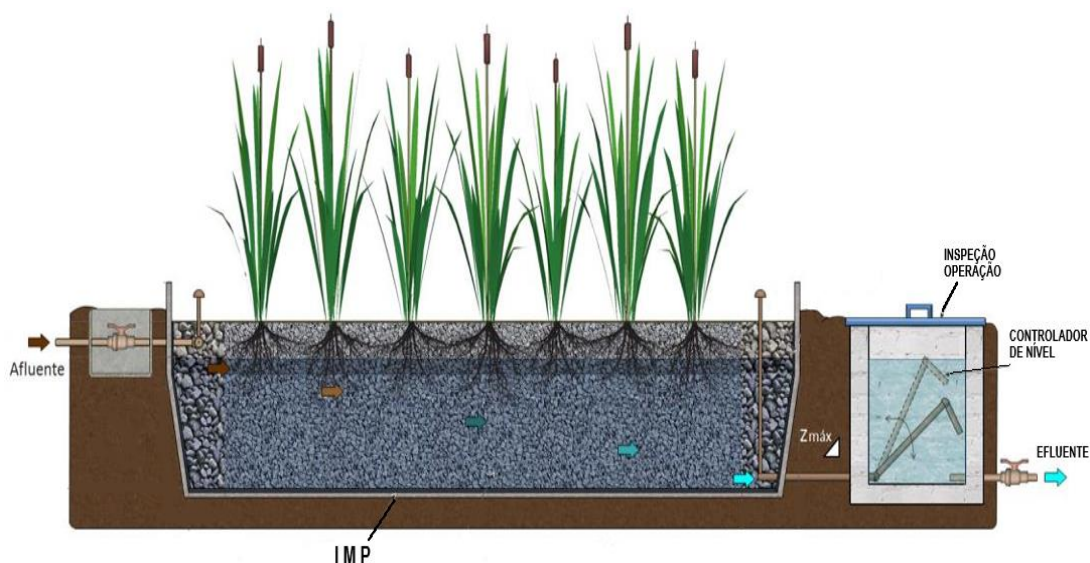


Figura 3. Perfil longitudinal esquemático do *wetland* construído de Fluxo Horizontal (WCFH).

Fonte: Adaptado de Von Sperling; Sezerino (2018)

*IMP: impermeabilização das laterais e do fundo;

Nos sistemas WCFV, o efluente é aplicado de forma intermitente e uniforme sobre a superfície, percolando verticalmente pelo sistema radicular das macrófitas e pelo meio filtrante — geralmente areia — até o dreno de fundo (Figura 4). Como o leito opera não saturado, com ar nos vazios do meio suporte, predominam condições aeróbias (Von Sperling; Sezerino, 2018).

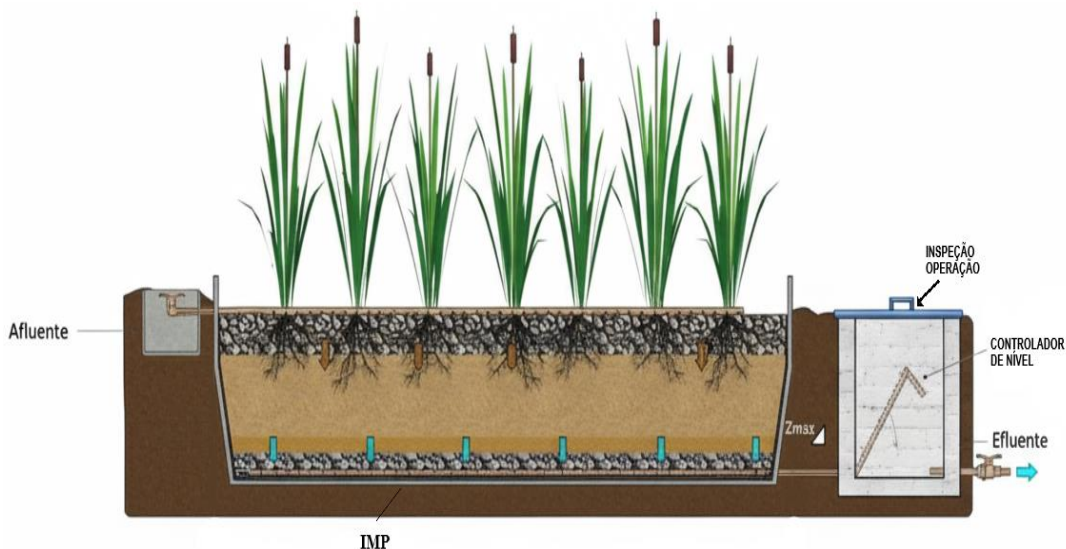


Figura 4. Perfil longitudinal esquemático do *wetland* construído de fluxo vertical.

Fonte: Adaptado de Von Sperling; Sezerino (2018)

*IMP: impermeabilização das laterais e do fundo;

3.3.1 *Wetlands* construídos de fluxo vertical

As *Wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) oferecem diversas vantagens em comparação com as *Wetlands* construídos de fluxo horizontal (WCFH) e outros sistemas de tratamento, especialmente no que tange à remoção de poluentes e eficiência operacional.

As WCFV são particularmente eficientes na nitrificação, o processo que transforma amônia em nitrato sob condições aeróbias (Silva, 2007; Kim *et al.*, 2014). Essa alta capacidade de nitrificação é alcançada pela intermitência na aplicação das cargas e pelos períodos de descanso, que mantêm o reator em condições aeróbias. A transferência de oxigênio no meio de suporte não é realizada apenas pelas raízes das plantas, mas também pelo fluxo convectivo do ar. Em contraste, a remoção de nitrogênio em WCFH pode ser limitada pela disponibilidade de oxigênio (Silva, 2007).

Os sistemas de fluxo vertical geralmente requerem uma área superficial menor, tipicamente de 1 a 2 m² por habitante, em comparação com os sistemas de fluxo horizontal (SILVA, 2007; SINGH *et al.*, 2024). Isso os torna uma solução mais adequada para áreas urbanas ou densas onde o espaço é limitado (Koottatep *et al.*, 2024; Zuo *et al.*, 2024).

As WCFV, especialmente as parcialmente saturadas (PSVF), são projetadas para combinar tratamento aeróbio e anaeróbio em uma única unidade. Elas possuem uma camada superior de drenagem livre onde ocorre a degradação aeróbia da matéria orgânica e a nitrificação, e uma camada inferior saturada onde a desnitrificação pode ocorrer. Essa configuração pode melhorar a eficiência de remoção de nitrogênio total (NT) em 10% a 20% em comparação com as WCFV convencionais (Singh *et al.*, 2024; Zuo *et al.*, 2024).

A intermitência na dosagem da carga e o fluxo não saturado favorecem uma aeração suficiente do solo, permitindo a ciclagem de nutrientes que possui etapas estritamente aeróbias. As raízes das plantas também contribuem para a oxigenação do solo (Silva, 2007; Huang *et al.*, 2024).

Além da nitrificação, as WCFV demonstram alta eficiência na remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Sólidos Suspensos (SS), turbidez, fósforo, nitrogênio total e amônia. Elas também são capazes de remover bactérias (Silva, 2007).

As WCFV são reconhecidas por terem custos de construção, operação e manutenção relativamente baixos. Elas exigem pouca ou nenhuma energia para funcionar e pouca expertise para operar (Silva, 2007; Almeida *et al.*, 2016; Miguel *et al.*, 2024; Singh *et al.*, 2024).

Estudos indicam que as WCFV podem ser resistentes e robustas, recuperando sua eficiência original mesmo após inundações periódicas (Kim *et al.*, 2014).

Em síntese, os *wetlands* construídos se destacam por sua operação simplificada, baixo consumo energético e custo reduzido de implantação. São sistemas eficientes que integram substrato filtrante, macrófitas e microrganismos do biofilme como elementos-chave no tratamento de efluentes (Sezerino *et al.*, 2018; Kadlec; Wallace, 2009).

No Brasil, não há legislação federal específica regulamentando sistemas descentralizados de esgotamento sanitário, como *Wetlands* construídos, cabendo aos municípios legislar sobre a questão (Sezerino *et al.*, 2018). A Lei nº 14.026/2020 (BRASIL, 2020), Novo Marco Legal do Saneamento Básico, reconheceu oficialmente as soluções alternativas individuais e coletivas como parte das estratégias para a universalização do acesso ao saneamento, delegando às agências reguladoras e aos entes locais a definição de parâmetros técnicos e padrões de qualidade para essas soluções.

Atualmente, os *wetlands* construídos são amplamente utilizados para o tratamento de esgotos domésticos, industriais, agrícolas e águas pluviais, bem como para o controle de enchentes e a restauração de corpos hídricos degradados (Sezerino *et al.*, 2018; Sezerino; Pelissari, 2021).

Ao armazenar grandes volumes de carbono em seu solo e biomassa, os *Wetlands* emergem como ferramentas fundamentais para mitigar as mudanças climáticas. Ruane *et al.* (2025) avaliaram a acumulação de carbono em dois *wetlands* construídos no Olentangy River *Wetland* Research Park, nos EUA, ao longo de 29 anos. A partir de amostras de solo, eles constataram que, após um período inicial de rápido acúmulo até o ano 15, ambos os sistemas estabilizaram sua estocagem em cerca de $3,6 \text{ kg C m}^{-2}$, com taxa média de sequestro de $0,12 \text{ kg C m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ entre os anos 15 e 29. Esses resultados indicam que *wetlands* construídos podem alcançar um equilíbrio de carbono semelhante ao observado em sistemas naturais e reforçam seu papel como estratégia eficaz de mitigação das mudanças climáticas.

3.3.2 Meio suporte

O substrato que compõe o interior do sistema de tratamento, também denominado meio suporte, tem papel fundamental na aderência de microrganismos responsáveis pela formação do biofilme que realiza a remoção de poluentes da água residuária. Além de servir de base para o

enraizamento das macrófitas, atua como filtro físico, garantindo a condutividade hidráulica e contribuindo na retenção de partículas (FIA, 2009). A Tabela 3 apresenta os diferentes tipos de meios suportes — convencionais e alternativos — com suas respectivas características, origem e desempenho. A escolha do material está diretamente associada à sua disponibilidade local, bem como à relação entre custo, acessibilidade e eficiência de tratamento (Saeed; Sun, 2012).

Tabela 3. Principais tipos de meios suportes empregados em *wetlands* construídos.

Procedimentos	Substrato	Características e desempenho
Convencionais	Brita	É um material inerte onde não há interação entre as substâncias presentes no substrato e a água residuária. Permite melhor escoamento do efluente e formação de biofilme aderido à brita.
	Areia	Material inerte; em comparação com a brita, apresenta maior risco de entupimento e colmatagem do sistema. Deve ser usada em efluentes com menor carga orgânica e volume de sólidos.
	Solo	Conveniente por possibilitar a reciclagem do solo da escavação. A argila presente favorece a adsorção de íons como fósforo, mas aumenta o risco de colmatagem.
	Madeira-folhas	Madeira e folhas de eucalipto como substrato mostraram boa remoção de nitrogênio. Contudo, elevam a concentração de DBO no efluente tratado por serem de origem orgânica.
Não convencionais	Casca de arroz	Baixa remoção de DBO e elevada remoção de nitrogênio total. Usada em conjunto com brita para reduzir o volume de poros.
	Zeólito	Formado por cristais de alumínio, silicatos e outros minerais, com alta capacidade de troca catiônica*. Efetivo na remoção de nitrogênio e compostos orgânicos.
	Escória	Subproduto de mineração; alta porosidade favorece tratamento aeróbio, com elevada remoção de amônio e acúmulo de nitrato, apoiando a desnitrificação.
	Xisto	Rocha metamórfica; observa-se alta remoção de amônio quando aplicada em sistemas anaeróbios de fluxo horizontal.

Fonte: Saeed; Sun (2012).

*A capacidade de troca catiônica refere-se à aptidão do material em reter íons com carga positiva, como amônio e diversos metais.

O uso de misturas incorporadas ao próprio meio filtrante é bem documentado em base mássica. Em seu estudo, Prochaska e Zouboulis (2006) misturaram dolomita à areia na proporção mássica (massa/massa, m/m) de 10:1 para compor o substrato de *wetlands* e demonstraram remoção > 45 % de ortofosfato, com acúmulo de P no corpo do leito (6,5–18 %) e aumento de Ca, evidenciando que a remoção decorreu sobretudo da sorção do ortofosfato em carbonatos de cálcio e/ou precipitação com Ca^{2+} . Em estudo recente, Sharma, Sharma e Malaviya (2024) modificaram a areia com 1 % (m/m) de biochar na camada superior do leito, elevando a performance de remoção em relação ao sistema sem biochar: DQO $83,45 \pm 0,01$ %, cor $73,98 \pm 0,02$ %, Ca $67,29 \pm 0,31$ %, Mg $48,87 \pm 0,17$ %, Na $64,36 \pm 0,25$ %, K $62,14 \pm 1,39$ %; o sistema sem biochar apresentou DQO $73,71 \pm 0,07$ % e cor $53,81 \pm 0,01$ %, entre outros valores inferiores.

3.3.3 Utilização de plantas

As macrófitas aquáticas são espécies vegetais adaptadas a viver em locais alagadiços ou totalmente submersos. Elas se apresentam em cinco grupos distintos, conforme sua forma de ocupação no ambiente aquático: emergentes, com folhas flutuantes, submersas enraizadas, submersas livres e flutuantes.

O capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*, anteriormente conhecido como *Vetiveria zizanioides*) é uma macrófita aquática com características únicas que o tornam altamente eficaz na remediação de água residuária (Almeida *et al.* 2016; Orozco, 2009).

O sistema radicular do *Chrysopogon zizanioides* (Vetiver) distingue-se por raízes finas que, em apenas um ano, podem alcançar 3–4 m de profundidade (e até 5 m), conferindo alta resistência à seca e a fluxos intensos. Com diâmetro médio entre 0,5–1,0 mm, essas raízes ampliam a rizosfera, favorecendo colonização microbiana e atuando como barreiras que reduzem turbidez e impedem o lixiviamento de contaminantes ao lençol freático (Orozco, 2009).

Estudos demonstram que o capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) apresenta elevada eficiência na remoção de poluentes em sistemas de tratamento de água residuária. Em Adis Abeba, Angassa *et al.* (2019) registraram remoções de até 95,2% de nitrogênio total e 88,5% de fósforo total. Duarte (2019), ao avaliar efluentes da bovinocultura de leite, observou remoções de 43,7% de nitrato, 52,3% de nitrito, 5,6% de nitrogênio amoniacal e 26,5% de fósforo. Já Ramos (2017), em estudo com água residuária da suinocultura, obteve 36% de remoção de NT e 45% de FT, com absorção pela biomassa de 1,01% de nitrogênio e 1,19% de fósforo.

Sua estrutura rígida atua ainda na redução de DBO e DQO, funcionando como biofiltro (Truong; Tan; Pinnars, 2008). A espécie tolera ampla faixa térmica (–15 °C a 55 °C), solos de pH 3,0–10,5 e condições salinas, mantendo crescimento vigoroso e elevada capacidade de regeneração após stress hídrico ou salino. Sua resistência a pragas, patógenos, herbicidas, pesticidas e fogo — protegida pela coroa subterrânea — reforça seu emprego em diversas regiões (Orozco, 2009; Miranda-Santos, 2012).

As raízes do Vetiver propiciam formação de biofilmes e facilitam a difusão de oxigênio à rizosfera, estimulando processos aeróbios de degradação de matéria orgânica. Por meio de exsudatos, fornecem carbono e energia aos microrganismos, intensificando a depuração de poluentes, bem como promovendo floculação e sedimentação de partículas suspensas (Truong; Tan.; Pinnars, 2008). Operacionalmente, o Sistema Vetiver exige baixo investimento: dispensa energia elétrica, apresenta instalação e manejo simples, e gera barreiras vegetais estáveis para retenção de sedimentos e agroquímicos. Não produz sementes viáveis nem se espalha por rizomas, sendo considerado não invasivo. A biomassa cortada pode ser usada como forragem, adubo ou fonte de compostos bioativos, e sua elevada evapotranspiração reduz volumes de água residuária (Pereira, 2006; Orozco, 2009).

O capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) foi selecionado por suas características fisiológicas favoráveis ao tratamento de efluentes em wetlands construídos: desenvolve sistema radicular denso e profundo, com presença de aerênquima que facilita o transporte de O₂ até a rizosfera, criando microzonas oxigenadas que favorecem processos de transformação de nutrientes (Truong, 2022; Holanda *et al.*, 2022). Essas características tornam a espécie adequada para sistemas de fluxo vertical como os avaliados neste estudo.

Assim, o Vetiver constitui uma alternativa natural, eficaz e econômica para tratamento de efluentes, combinando alta remoção de nutrientes e contaminantes com robustez adaptativa e baixo custo operacional.

3.4 Parâmetros de qualidade da água

A aplicação de *Wetlands* construídos deve observar os limites de qualidade da água fixados pela Resolução CONAMA 430, conforme a Tabela 1. Dessa forma, é imprescindível avaliar cada parâmetro: demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio, fósforo, cor, turbidez e sólidos suspensos totais. Como o foco são efluentes de bovinocultura orgânica, os metais pesados são excluídos da análise, dada a ausência desse contaminante nessa água residuária.

3.4.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A demanda química de oxigênio (DQO) representa a fração da água residuária consumida durante o processo de digestão, abrangendo tanto a matéria orgânica quanto compostos de difícil degradação biológica, como óleos e gorduras. Sua análise permite estimar a carga orgânica presente no efluente (Krauze, 2006).

Altos valores de DQO indicam elevada carga orgânica, o que pode provocar impactos ambientais em corpos hídricos, como a eutrofização. Esse processo, impulsionado pelo excesso de nutrientes, favorece o crescimento excessivo de biomassa, reduz os níveis de oxigênio dissolvido e aumenta a mortalidade de peixes e outros organismos aquáticos (Silva; Roston, 2010).

A remoção da DQO em *Wetlands* construídos ocorre principalmente por oxidação biológica no biofilme que se forma sobre o meio suporte, onde microrganismos heterotróficos degradam a matéria orgânica dissolvida e particulada. A consolidação de uma lâmina de lodo superficial e o desenvolvimento contínuo da rizosfera promovem a distribuição uniforme do efluente,

intensificando a atividade aeróbia e aumentando gradualmente a eficiência na redução da DQO ao longo do tempo de operação (Sezerino; Pelissari, 2021). Adicionalmente, a aeração do sistema por difusão atmosférica, transporte radicular e convecção no leito filtrante sustenta a oxidação dos compostos orgânicos, enquanto protozoários e micrometazoários associados ao capim vetiver contribuem para a degradação da matéria particulada, ressaltando o papel das raízes na manutenção das condições aeróbias essenciais ao processo (Subtil *et al.*, 2018).

Experiências realizadas no Brasil com o tratamento de água residuária demonstram eficiências de remoção de DQO que variam entre 51% e 81%, a depender da configuração operacional adotada. Entre os sistemas avaliados, os *Wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) apresentam desempenho médio em torno de 70% (Sezerino; Pelissari, 2021).

3.4.2 Nitrogênio

Em *Wetlands* construídos, a remoção de nitrogênio inicia-se pela mineralização do nitrogênio orgânico em amônio (nitrogênio amoniacal), processo fortalecido pela atividade de microrganismos na zona aeróbia do leito filtrante. Em seguida, a nitrificação ocorre em camadas com disponibilidade de oxigênio — promovida pela difusão atmosférica, transporte radicular e fluxos alternados —, convertendo nitrogênio amoniacal em nitrito (NO_2^-) e depois em nitrato (NO_3^-). A fase final de desnitrificação ocorre em regiões anóxicas ou saturadas do sistema, onde bactérias heterotróficas reduzem NO_3^- a nitrogênio gasoso (N_2), concluindo o ciclo e liberando o gás para a atmosfera (Subtil *et al.*, 2018).

De acordo com Sezerino e Pelissari (2021), a eficiência na remoção de nitrogênio total é maximizada em configurações parcialmente saturadas, que integram zonas não saturadas para nitrificação e camadas saturadas para desnitrificação dentro de uma mesma unidade. Nesses sistemas híbridos, as populações de bactérias oxidantes de amônia (AOB – Ammonia-Oxidizing Bacteria – Bactérias Oxidantes de Amônia, e AOA – Ammonia-Oxidizing Archaea – Arqueias Oxidantes de Amônia) prosperam na seção superior intermitente, enquanto as comunidades desnitrificantes atuam na zona inferior, assegurando elevada remoção de nitrogênio mesmo sob variações na carga hidráulica.

Além disso, a rizosfera do capim-vetiver intensifica esse processo ao transferir oxigênio para as regiões próximas às raízes, sustentando o biofilme aeróbio responsável pela oxidação dos compostos nitrogenados. Protozoários e micrometazoários presentes no lodo superficial também contribuem, fragmentando a matéria particulada e liberando compostos nitrogenados que alimentam os microrganismos nitrificantes e desnitrificantes. Esse arranjo integrado de zonas aeróbias e anóxicas é o que confere robustez e alta eficiência aos *wetlands* construídos na remoção de nitrogênio em efluentes domésticos e agroindustriais (Subtil *et al.*, 2018; Sezerino; Pelissari, 2021).

3.4.3 Fósforo

O fósforo é um macronutriente essencial ao desenvolvimento vegetal, sendo exigido em grandes quantidades pelas plantas. Em sistemas alagados construídos, a eficiência de sua

remoção varia conforme a espécie utilizada e as condições do tratamento. Na água residuária, o fósforo pode estar presente como ortofosfato (PO_4), polifosfato ou fosfato orgânico. Dentre essas formas, o ortofosfato é a mais prontamente assimilável pelos microrganismos, pois não requer transformações prévias para ser utilizado (Ferreira, 2012).

Em *wetlands* construídos com macrófitas, o fósforo é removido principalmente por três mecanismos: precipitação, adsorção e sedimentação (Kadlec; Wallace, 2009; Vymazal, 2007; Philippi ; Sezerino, 2004; arias *et al.*, 2001). Segundo Kadlec e Wallace (2009), tanto as macrófitas quanto o material filtrante apresentam capacidade limitada de adsorção e absorção de fósforo. Inicialmente, esses componentes retêm o nutriente em maior quantidade, mas tendem a atingir um ponto de saturação ao longo do tempo.

Alguns estudos confirmam essa limitação. Tanner *et al.* (2005) destacam que a eficiência de remoção de fósforo em filtros vegetados diminui com o uso contínuo. Hussar (2001), por exemplo, não observou remoção significativa de fósforo em sistemas de fluxo horizontal utilizados como pós-tratamento de efluentes da suinocultura provenientes de reator anaeróbio compartimentado.

No ciclo biogeoquímico do fósforo, não há fase gasosa relevante, o que significa que sua remoção depende exclusivamente de processos físicos, químicos e biológicos. Por isso, a capacidade de retenção do fósforo no sistema é um dos principais fatores que limitam a vida útil de *wetlands* construídos de fluxo horizontal (Grüneberg, 2001).

3.4.4 Cor

A coloração da água residuária está associada à presença de sólidos dissolvidos, resultantes principalmente da decomposição da matéria orgânica. Essa característica pode ter origem natural, como nos processos de degradação em ambientes aquáticos, ou antropogênica, proveniente do descarte de efluentes industriais e domésticos (Silva, 2007).

Em estudo realizado por Oliveira *et al.* (2015), observou-se uma eficiência de remoção de cor de 94%, com forte correlação entre a redução da coloração e a remoção de sólidos dissolvidos, indicando a relação direta entre esses parâmetros.

3.4.5 Turbidez

A redução da turbidez nas *wetlands* ocorre principalmente devido aos processos físicos de filtração e sedimentação do esgoto pelo material filtrante (substrato). As raízes das macrófitas também desempenham um papel, auxiliando na diminuição da turbidez ao removerem sólidos suspensos e ao promoverem um ambiente para o desenvolvimento de microrganismos que decompõem a matéria orgânica (Silva, 2007; Sezerino *et al.*, 2018).

As *Wetlands Construídas* apresentam elevada eficiência na remoção de turbidez e sólidos suspensos (Silva, 2007), com sistemas de fluxo subsuperficial horizontal (WCFH), relatou

remoção de turbidez que alcançam até 97%. Em relação aos sólidos suspensos totais (SST), diretamente associados à turbidez, a estação experimental do GESAD/UFSC registrou taxas expressivas de remoção. Os valores observados foram de 84% para o *wetland* construído vertical de fundo saturado (WCFV-FS), 92% para o sistema vertical descendente (WCFVD), 89% para o fluxo horizontal (WCH) e 99% para o sistema híbrido, evidenciando o alto desempenho desses arranjos no controle de partículas em suspensão (Sezerino *et al.*, 2018).

De modo geral, *wetlands* construídos de *fluxo horizontal* que recebem efluentes provenientes de tratamentos primários ou secundários de baixa eficiência apresentam remoção de sólidos suspensos superior a 80%. Já nos sistemas de fluxo vertical, essa eficiência tende a ultrapassar 85%, refletindo o bom desempenho desses arranjos no polimento final do efluente (Von Sperling; Sezerino, 2018).

A Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece que os efluentes lançados em corpos receptores devem apresentar turbidez inferior a 40 NTU, reforçando a importância da remoção eficiente de sólidos suspensos nos sistemas de tratamento.

4. METODOLOGIA

Neste capítulo, são apresentados os materiais e equipamentos empregados, bem como as metodologias que orientaram a execução de todos os experimentos. O dispositivo experimental também é descrito com o nível de detalhamento requerido. Todos os ensaios foram realizados no Laboratório de Monitoramento Ambiental I – Água e Efluentes, do Instituto de Tecnologia da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (IT/UFRRJ), Campus Seropédica/RJ, Brasil.

4.1 Caracterização da área experimental

O presente estudo foi realizado na área experimental do Sistema Integrado de Produção Agroecológica (SIPA), também denominado Fazendinha Agroecológica Km 47, localizada no município de Seropédica, estado do Rio de Janeiro. Essa iniciativa resulta de uma parceria institucional entre a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), a EMBRAPA Agrobiologia e a PESAGRO-RIO, e ocupa uma área total de 59 hectares, parte dos quais são destinados a práticas agrícolas fundamentadas em princípios agroecológicos.

As amostras de água residuária da bovinocultura leiteira foram coletadas nessa área experimental, seguindo protocolo de amostragem composta, com vistas à caracterização físico-química e à determinação das concentrações de contaminantes. O manejo adotado no SIPA/UFRRJ é pautado por princípios agroecológicos e orgânicos, sem utilização de insumos químicos sintéticos ou medicamentos veterinários convencionais, o que assegura que os efluentes gerados expressem a qualidade de um sistema produtivo livre de contaminantes externos e coerente com os fundamentos da agroecologia.

A área apresenta altitude de aproximadamente 33 metros e está situada nas coordenadas geográficas 22°48'00" S e 43°41'00" W. clima tropical com estação seca no inverno

(classificação Köppen Aw), caracterizado por verões chuvosos (precipitação ~1200 mm/ano) e invernos secos, com temperatura média anual de 25,7°C (Almeida, 2015, Duarte, 2019).

4.2 MONTAGEM DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS

4.2.1 Construção dos sistemas experimentais

As unidades experimentais consistiram em bombonas plásticas cilíndricas de 50 L, com 0,60 m de altura, 0,35 m de diâmetro interno, altura útil de 0,45 m (15 cm de material suporte, mais 30 cm de material filtrante), 15 cm de borda livre e área superficial de 0,096 m². Esse material foi selecionado por combinar custo reduzido e capacidade estrutural para suportar o peso do substrato em condição de saturação (Silva, 2007).

Foram realizados orifícios nos tambores com diâmetro de 27 mm, nos quais foram instaladas, na parte inferior de cada bombona, torneiras plásticas do tipo jardim (rosca macho de 3/4"), permitindo a retirada dos efluentes ao final de cada tempo de detenção hidráulica. A Figura 5 apresenta as unidades experimentais construídas em bombonas plásticas de 50 L e o detalhe da instalação da torneira plástica tipo jardim, utilizada para drenagem dos efluentes.



Figura 5. (A) Vista frontal das bombonas plásticas utilizadas como unidades experimentais (Ø 35 cm, altura 60 cm); (B) detalhe da torneira plástica instalada na base inferior para retirada dos efluentes.

Fonte: Própria autoria, 2024.

Para a instalação dos sistemas *Wetlands* construídos de fluxo vertical foi erguida uma casa de vegetação de alta estrutura, de modo a proteger o experimento de interferências externas, como precipitação e ventos intensos, enquanto ainda permite boa ventilação e a entrada de luz solar natural. Dentro da casa de vegetação, foi construída uma bancada de suporte com materiais acessíveis e resistentes. A estrutura foi composta por blocos de concreto dispostos de forma a garantir estabilidade e elevação adequada das unidades experimentais. Sobre os blocos, foram posicionadas tábuas de madeira do tipo Pinus, com medidas de 30 cm de largura por 3,00 m de

comprimento, que serviram como base para o apoio das bombonas. Essa configuração permitiu uma distribuição uniforme dos sistemas, facilitando o manejo durante o experimento. A Figura 6 apresenta a casa de vegetação e bancada de suporte desenvolvida para acomodar os sistemas de *Wetlands* construídos durante o experimento.



Figura 6. (A) Estrutura de suporte construída para instalação dos sistemas de *wetlands* construídos de fluxo vertical dentro da casa de vegetação. (B) Bombonas posicionadas sobre a estrutura, permitindo elevação adequada e facilitando o manejo experimental.

Fonte: Própria autoria, 2025.

4.2.2 Composição e preenchimento das Bombonas

Os sistemas *Wetlands* construídos foram organizados em três blocos distintos, conforme delineamento experimental (Figura 7). Cada unidade experimental foi identificada por algarismos romanos, de I a XVI, e submetida a um tratamento específico, definido por dois fatores principais: a concentração de granulado de *Lithothamnium calcareum* no meio filtrante e a presença ou ausência da planta *Chrysopogon zizanioides* (vetiver). Cada combinação foi realizada com duas repetições, totalizando 16 unidades experimentais.

Em cada unidade experimental, o preenchimento da bombona foi realizado em camadas distintas, conforme definido em projeto. A partir do fundo da bombona até a altura de 15 cm, foi inserida uma camada de brita 1, que serviu como suporte físico. Essa camada teve a função de sustentar o material filtrante e favorecer o escoamento vertical do efluente. Logo acima da camada de brita 1, foi posicionada uma camada de material filtrante com 30 cm, composta por uma mistura homogênea de areia e granulado bioclástico de *Lithothamnium calcareum*. Com isso, o sistema completo de leito (15 cm de suporte + 30 cm de meio filtrante) ocupou os primeiros 45 cm de altura útil da bombona. Na parte superior, manteve-se uma borda livre de 15 cm, destinada à entrada do efluente e à prevenção de transbordamentos. Configuração

similar foi empregada por Paula *et al.* (2023) no tratamento do mesmo efluente, utilizando leito de brita e areia. A diferença principal é a espessura do meio filtrante: 55 cm no estudo citado contra 30 cm no presente arranjo.

Com base na prática de incorporação do aditivo ao próprio substrato em base mássica — demonstrada por Prochaska e Zouboulis (2006) e por Sharma, Sharma e Malaviya (2024) — adotou-se neste estudo a mistura homogênea de areia e granulado bioclástico de *Lithothamnium calcareum*, definindo-se frações-alvo do aditivo (m/m) para os tratamentos. As concentrações aplicadas corresponderam à substituição parcial da areia pelo granulado, sendo 0% (controle, composto por 100% de areia), 10% (90% areia e 10% granulado), 20% (80% areia e 20% granulado) e 30% (70% areia e 30% granulado). A distribuição dos tratamentos nas 16 unidades experimentais está apresentada na Tabela 4.

Tabela 4. Distribuição dos tratamentos nas unidades experimentais

Tratamento	<i>Lithothamnium calcareum</i> (%)	Unidades experimentais
Controle CV	0	I, III
Controle SV	0	X, XIII
10% CV	10	XII, XIV
10% SV	10	V, XV
20% CV	20	II, VII
20% SV	20	IV, XI
30% CV	30	VI, IX
30% SV	30	VIII, XVI

CV = Com vetiver; SV = Sem vetiver

Fonte: Própria autoria, 2025.

Para melhor visualização da disposição das estruturas experimentais no sistema de tratamento, apresenta-se a Figura 7.

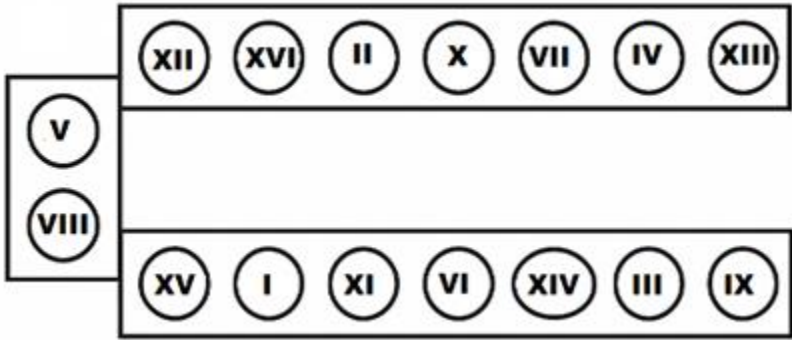


Figura 7. Esquema da disposição das estruturas experimentais no sistema de tratamento.

Fonte: Própria autoria, 2025.

Cada componente do meio filtrante foi individualmente pesado utilizando uma balança digital portátil modelo Crane Scale (300 kg de capacidade) e, em seguida, homogeneizado com o auxílio de uma betoneira móvel BT PRO 170, da marca Haemmerlin. A Figura 8 apresenta o equipamento utilizado para a homogeneização dos materiais filtrantes.



Figura 8. Betoneira utilizada na mistura da areia com o granulado bioclástico de *Lithothamnium calcareum*.

Fonte: Própria autoria, 2025.

4.2.2.1 Caracterização dos Materiais Filtrantes

O granulado bioclástico de *Lithothamnium calcareum* utilizado neste estudo é um produto comercializado pela empresa PrimaSea®, localizada no Distrito Industrial de Candeias, no estado da Bahia - Brasil, reconhecida por operar a maior reserva licenciada dessa alga calcária em atividade no mundo. A empresa disponibiliza o material em diferentes categorias granulométricas — pó micronizado, fino e triturado — sendo este último selecionado para o experimento. A escolha pelo material triturado baseou-se em sua granulometria intermediária (predominantemente 0,71-2,00 mm, conforme Tabela 7), compatível com a faixa da areia utilizada no leito filtrante. Já a areia utilizada como material filtrante foi adquirida comercialmente em uma loja de materiais de construção, situada no bairro Boa Esperança, município de Seropédica/RJ, Brasil.

A caracterização física dos materiais filtrantes foi conduzida segundo procedimentos normativos da ABNT. A determinação de densidade e absorção de água seguiu a NBR 16916:2021 para agregados miúdos. As especificações e métodos de ensaio dos materiais filtrantes atenderam à NBR 11799:1990. A análise granulométrica foi realizada conforme NBR 7217:1987. O quarteamento das amostras de areia (agregado miúdo) foi executado em Quarteador de Amostras em Aço Inox de 16 planos com aberturas de 13 mm (STEELSERVICE VT1333), seguindo a NBR NM 26:2009. Para o *Lithothamnium calcareum*, devido à natureza

bioclástica do material e ausência de norma específica, adaptou-se o mesmo procedimento utilizado para a areia.

4.2.2.1.1 Ensaio da Massa Específica (ρ_s) dos materiais do meio filtrante

Para o ensaio da massa específica, utilizou-se um lote de 300 g retirado das amostras originais. A determinação da massa específica foi realizada por meio de deslocamento volumétrico, utilizando proveta graduada com volume inicial de 100 mL de água deionizada. O volume final observado permitiu calcular o volume ocupado pelos grãos e, consequentemente, a massa específica (ρ_s), por meio da equação 1:

$$\rho_s = \frac{mA}{(V_f - V_i)} \quad (1)$$

Onde: ρ_s = massa específica (g/cm³); mA = massa seca da amostra (g); V_i = volume inicial de água (cm³); V_f = volume final registrado na proveta após a adição do material.

4.2.2.1.2 Determinação das granulometrias do meio filtrante

As classificações granulométricas foram realizadas com uma alíquota de 300 g das amostras originais. Os materiais foram submetidos à agitação em um agitador eletromagnético MyLabor AGMAG6220, acoplado a um jogo de peneiras BERTEL padronizadas segundo Tyler mesh (ASTM E11). Utilizou-se uma série de sete peneiras com aberturas de 2,00 mm; 1,40 mm; 1,00 mm; 0,71 mm; 0,50 mm; 0,30 mm e 0,212 mm, faixa selecionada por abranger a distribuição granulométrica esperada tanto para a areia comercial (predominantemente areia fina a média) quanto para o granulado bioclástico de *Lithothamnium calcareum* (0,71-2,00 mm, conforme especificação do fornecedor). O arranjo foi complementado por um fundo coletor para frações menores que 0,212 mm. A agitação durou 30 min, promovendo a completa separação das partículas conforme as aberturas empregadas.

Para estimar o percentual em massa de areia e de *Lithothamnium calcareum* retido em cada fração granulométrica, aplicou-se a equação 2. Na sequência, foram somadas as massas correspondentes e calculados os percentuais de massa retida, de massa acumulada e de massa passante.

$$m_p = \frac{(m_i \times 100)}{m_t} \quad (2)$$

Onde: m_p = porcentagem mássica retida na peneira (%); m_i = massa retida na peneira i (g), i : < 2,00 mm, 1,40 mm, 1,00 mm, 0,710 mm, 0,500 mm, 0,300 mm, < 0,212 mm; m_t = massa total da amostra (g).

Para uma caracterização mais detalhada do meio filtrante, foram determinados os parâmetros granulométricos de diâmetro efetivo (d_{10}) e coeficiente de uniformidade (CU), conforme aplicados por Paula *et al.* (2023) em seu estudo sobre *wetland* de fluxo vertical tratando água residuária da bovinocultura. O diâmetro efetivo (d_{10}) corresponde à abertura da peneira pela qual passa 10 % da massa total da amostra. Já o diâmetro d_{60} representa a abertura pela qual

passa 60 % dessa massa. A partir desses dois parâmetros, calcula-se o coeficiente de uniformidade (CU), definido como $CU = d_{60} / d_{10}$, que expressa o grau de homogeneidade granulométrica do material.

Os valores de d_{10} e d_{60} foram obtidos por interpolação geométrica da curva de distribuição acumulada (percentual passante versus diâmetro), conforme Bardet (1997), utilizando as Equações 3 e 4.

$$d_{\{10\}} = d_i \left(\frac{d_{i+1}}{d_i} \right)^{\frac{10-p_i}{p_{i+1}-p_i}} \quad (3)$$

$$d_{\{60\}} = d_i \left(\frac{d_{i+1}}{d_i} \right)^{\frac{60-p_i}{p_{i+1}-p_i}} \quad (4)$$

Onde: d_i = abertura da peneira em que a fração acumulada de massa passante ainda se mantém abaixo do limiar de 10 % (ou 60 %); d_{i+1} = abertura imediatamente seguinte, na qual esse limiar já é ultrapassado; p_i = massa passante aferido na peneira de diâmetro d_i , e p_{i+1} = percentual registrado na peneira de diâmetro d_{i+1} .

4.2.2.1.3 Determinação de volume (cm³) e massa (g) do meio filtrante nos sistemas controle (100 % areia)

Com a massa específica (ρ_s) de cada material previamente determinada, calculou-se a massa de areia necessária para preencher cada vaso experimental ($\varnothing$ 35 cm) com 30 cm de altura (h), a partir das equações 5 e 6.

Determinação do volume do leito filtrante (V):

$$V_{total} = \pi \times r^2 \times h \quad (5)$$

Conversão do volume em massa (m), aplicável a todos os sistemas controle (100 % areia, 0 % *Lithothamnium calcareum*):

$$m = V \times \rho \quad (6)$$

Onde: V = volume do meio filtrante (cm³); r = raio do vaso (cm); h = altura do meio filtrante (30 cm); m = massa do meio filtrante (g); ρ = densidade da areia (g/cm³).

4.2.2.1.4 Determinação de volume (cm³) e massa (g) do meio filtrante nos sistemas com frações de *Lithothamnium* (10%, 20% e 30%)

Para os sistemas com frações de 10 % (10 % de *Lithothamnium calcareum* + 90 % de areia), 20 % (20 % de *L. calcareum* + 80 % de areia) e 30 % (30 % de *L. calcareum* + 70 % de areia) por volume, procedeu-se da seguinte forma:

Cálculo do volume total do meio filtrante (V_{total}), conforme Eq. 5.

1. Determinação dos volumes parciais de *L. calcareum* (V_{Lith}) e de areia (V_{areia}) segundo as Equações. (7), (8) e (9):

$$V_{Lith} = 0,10 \times V_{total}; \quad V_{areia} = 0,90 \times V_{total} \quad (7)$$

$$V_{Lith} = 0,20 \times V_{total}; V_{areia} = 0,80 \times V_{total} \quad (8)$$

$$V_{Lith} = 0,30 \times V_{total}; V_{areia} = 0,70 \times V_{total} \quad (9)$$

2. Convertem-se cada volume parcial em massa, usando as densidades experimentais $\rho_{lith} = 1,37 \text{ g/cm}^3$ e $\rho_{areia} = 1,56 \text{ g/cm}^3$:

$$m_{lith} = V_{lith} \times \rho_{lith} \quad (10)$$

$$m_{(areia)} = V_{areia} \times \rho_{areia} \quad (11)$$

4.2.3 Plantio e transplântio do capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*)

Para o plantio nas unidades de *wetlands* construídos, foram utilizadas 30 mudas de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) obtidas a partir da divisão de uma touceira matriz cultivada na área da SIPA/UFRRJ (Ucker; Almeida, 2013). A propagação foi realizada por meio do fracionamento manual da touceira, permitindo a formação de mudas individuais, que foram acondicionadas em vasos separados para enraizamento e aclimação. Em seguida, procedeu-se ao plantio definitivo nas unidades experimentais segundo o manual técnico do Vetiver System — que recomenda a divisão das touceiras em touceiras menores e sua propagação em recipientes antes do transplante — conforme Truong, Van e Pinnars (2008), e ilustrado na Figura 9.



Figura 9. Aclimação das mudas de *Chrysopogon zizanioides* obtidas por fracionamento manual de touceira matriz em vasos individuais antes do transplântio definitivo nos *Wetlands* construídos.

Fonte: Própria autoria, 2025.

Durante essa fase, as plantas foram mantidas em ambiente externo sob condições naturais de luz e temperatura, sendo irrigadas quase diariamente com água proveniente da própria área experimental, garantindo a manutenção da umidade do solo e a vitalidade das mudas até o momento do transplântio definitivo.

As mudas de capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) de 30 cm foram utilizadas conforme Otieno *et al.* (2018), cujo estudo avaliou a eficiência do Vetiver na absorção e no acúmulo de nitrogênio e fósforo provenientes de águas residuais. Posteriormente, elas foram transplantadas para as unidades experimentais e permaneceram seis semanas em adaptação antes da aplicação dos efluentes (Subtil *et al.*, 2018). As mudas foram irrigadas com água potável (água da torneira), geralmente duas vezes por semana, durante um período inicial (Angassa *et al.*, 2017). Esse procedimento buscou promover um maior contato radicular com os componentes do sistema, o que, de acordo com a literatura, contribui para uma maior eficiência na remoção de nutrientes das soluções aquosas (Jesus, 2016; Teixeira *et al.*, 2018).

A seguir, apresenta-se a Figura 10, que ilustra o manejo e o transplântio das mudas de capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) nas unidades dos *Wetlands* construídos, incluindo a poda a 30 cm, o posicionamento inicial e uma condição de alta densidade das touceiras antes do período de estabelecimento.



Figura 10. Manejo e transplântio de mudas de capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) nas unidades dos *Wetlands* construídos: (A) poda das touceiras a 30 cm e posicionamento inicial em recipientes com substrato arenoso; (B) condição de alta densidade das touceiras antes do período de estabelecimento.

Fonte: Própria autoria, 2025.

A densidade de plantio foi definida em 20 plantas/m², seguindo as recomendações de Jesus (2016), que em seu estudo com *wetlands* construídos plantou *Chrysopogon zizanioides* em vasos cilíndricos calculando o número de touceiras por vaso a partir da densidade por m², da área superficial do vaso e do espaçamento necessário para otimizar contato radicular. As mudas

foram espaçadas conforme o protocolo de Jesus (2016), considerando também as recomendações de Angassa *et al.* (2019) para densidade de plantio em sistemas alagados construídos com vetiver; nesse estudo, os autores testaram células plantadas com *Chrysopogon zizanioides* (e células não plantadas) sob diferentes cargas hidráulicas em esgoto municipal.

Reconhece-se que o período experimental relativamente curto desde o transplante até a última coleta de efluente tratado (~2 meses) pode ter limitado a expressão plena do potencial fitorremediador da espécie, especialmente considerando que o sistema radicular do vetiver continua se desenvolvendo e se aprofundando ao longo dos primeiros meses de estabelecimento. Esse aspecto temporal será considerado na interpretação dos resultados de eficiência de remoção de nutrientes apresentados nas seções subsequentes, particularmente na comparação entre sistemas plantados e não plantados.

4.3 Caracterização da Água Residuária

Neste estudo, utilizou-se água residuária preparada com base no protocolo descrito por Jorge (2013), a partir da mistura de esterco bovino fresco, coletado no curral do SIPA, e água de abastecimento local, em proporção volumétrica (v/v) de 30% de esterco para 70% de água. Essa composição foi mantida em baldes plásticos durante 48 horas, a fim de garantir adequada homogeneização antes da sua aplicação nos sistemas.

A Figura 11 ilustra as etapas de preparação e aplicação da água residuária, incluindo o processo de homogeneização, acondicionamento e distribuição às unidades de *wetlands* construídos.



Figura 11. (A) Aspecto visual da água residuária da bovinocultura antes e após o processo de homogeneização de 48 horas. (B) Aplicação de 2000 mL da mistura em cada unidade de *wetland* construído.

Fonte: Própria autoria, 2025.

A caracterização físico-química da água residuária foi conduzida no Laboratório de Monitoramento Ambiental I – Água e Efluentes, vinculado ao Departamento de Engenharia do Instituto de Tecnologia da UFRRJ. As análises seguiram as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2018), contemplando os seguintes parâmetros: DQO, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo total, cor e turbidez.

Os valores médios obtidos para cada parâmetro citado anteriormente estão apresentados na Tabela 10, refletindo as características da água residuária produzida na SIPA/UFRRJ, segundo metodologia descrita por Jorge (2013).

4.4 Procedimentos Analíticos

O monitoramento dos efluentes tratados foi realizado entre 14 de abril e 10 de junho de 2025. Os resultados desse monitoramento estão consolidados na Tabela 5.

Tabela 5. Parâmetros físico-químicos analisados no experimento

Parâmetro	Unidade	Método (APHA, 2018)
DQO	Afluente e efluente	5220-D (Espectrofotômetro. Marca: HACH. Modelo: DR3900)
Nitrogênio amoniacal	Afluente e efluente	4500-E (Espectrofotômetro HACH DR3900)
Nitrito	Afluente e efluente	4500-NO ₂ ⁻ B (Espectrofotômetro HACH DR3900)
Nitrato	Afluente e efluente	4500-NO ₃ ⁻ E (Espectrofotômetro HACH DR3900)
Fósforo total	Afluente e efluente	4500-P B/E (Espectrofotômetro HACH DR3900)
Cor	Afluente e efluente	2120-C (Espectrofotômetro HACH DR3900)
Turbidez	Afluente e efluente	2130-B (Turbidímetro HIS3703 HANNA)

Diariamente, às 8h00, foram aplicados 2000 mL de efluente bruto em cada unidade experimental via aplicação superficial com proveta graduada, permitindo percolação vertical por gravidade ao longo de 24 horas (TDH), conforme o experimento de Paula *et al.* (2023) investigando *wetlands* construídos de fluxo vertical tratando água residuária da bovinocultura. Após o plantio nos sistemas *wetland*, as plantas permaneceram por um período de adaptação de 6 semanas antes do início das aplicações de efluente. Este procedimento segue as recomendações de Kadlec e Wallace (2009) para o estabelecimento do sistema radicular no meio suporte. Na fase inicial do experimento, foram realizadas coletas em três dias consecutivos (15, 16 e 17 de abril de 2025), com o objetivo de avaliar o processo de arranque do sistema e a adaptação da macrófita *Chrysopogon zizanioides* ao meio filtrante.

Após a etapa preliminar, iniciou-se o monitoramento laboratorial com frequência semanal, visando acompanhar a evolução da eficiência de remoção ao longo do tempo. Embora as análises fossem realizadas semanalmente, o sistema operou com alimentação diária em bateladas, recebendo efluente bruto uma vez ao dia e realizando a coleta após 24 horas de tempo de detenção hidráulica (TDH). Esse modo de operação caracteriza um regime de alimentação intermitente.

Ao longo do experimento, foram realizadas coletas semanais de 17 amostras de efluente por vez — sendo uma amostra referente ao afluente bruto, utilizada como padrão para avaliação da eficiência dos sistemas, e as outras 16 correspondentes ao efluente tratado nas 16 unidades de *wetlands* construídos. Para cada amostra, foram determinados sete parâmetros físico-químicos, totalizando 119 análises por semana. Esse procedimento foi repetido durante oito semanas consecutivas, resultando em um total de 952 determinações analíticas ao longo do período experimental.

4.5 Avaliação da clorofila em *Chrysopogon zizanioides*

As medições de clorofila foliar foram realizadas com auxílio de um medidor portátil atLEAF CHL PLUS, o qual fornece índices relativos de clorofila de forma rápida e não destrutiva, permitindo avaliar o estado fisiológico das plantas (Minolta, 1989; Richardson *et al.*, 2002).

O delineamento experimental compreendeu quatro tratamentos (0%, 10%, 20% e 30% de *Lithothamnium*), cada um com duas réplicas ($n=2$), totalizando oito unidades experimentais vegetadas. As medições foram realizadas em cinco pontos distintos em cada uma dessas oito unidades, previamente identificados em imagem de vista superior (pontos 1 a 5). Adicionalmente, em cada ponto foram efetuadas duas leituras em alturas diferentes da planta (pontos A e B, conforme imagem de vista frontal), garantindo maior representatividade espacial da amostra.

A Figura 12 ilustra a vista superior de uma unidade experimental de *wetland* construído, mostrando a distribuição espacial dos cinco pontos de amostragem (1 a 5). O canto inferior direito da imagem detalha a metodologia em cada ponto, com a vista frontal de uma folha indicando as duas alturas de leitura (A: base; B: ápice) realizadas com o medidor portátil. O protocolo totalizou 10 leituras por unidade experimental (5 pontos x 2 alturas).

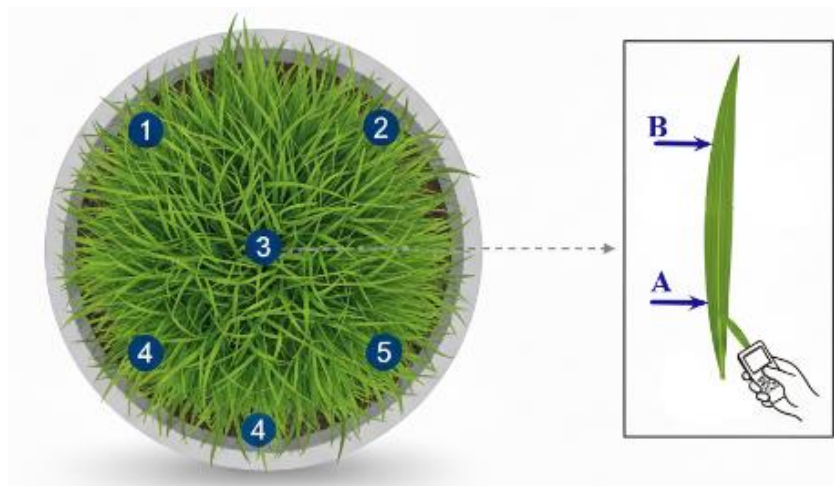


Figura 12. Esquema do protocolo de amostragem para medição indireta de clorofila em *Chrysopogon zizanioides*.
Fonte: Própria autoria, 2025.

Os valores registrados no visor do equipamento (índice relativo de clorofila atLEAF, sem unidade) foram convertidos automaticamente em duas métricas complementares: índice SPAD (Índice relativo de clorofila baseado na absorção de luz vermelha) e clorofila total por unidade de área foliar (mg/cm^2), a partir de equações empíricas fornecidas pelo fabricante.

Para análise, foi calculada a média das leituras por unidade experimental em cada uma das duas métricas (SPAD e clorofila total em mg/cm^2), com o objetivo de consolidar os resultados, de forma a assegurar robustez na análise dos dados.

4.6 Análise Estatística

4.6.1 Organização dos dados e software utilizado

Os dados coletados foram analisados utilizando o software R versão 4.5.1 (R CORE TEAM, 2024), com suporte dos pacotes estatísticos lme4, lmerTest, emmeans e tidyverse para análise de variância e comparação de médias.

4.6.2 Delineamento experimental

O experimento foi organizado em arranjo fatorial 4×2 , combinando quatro níveis de *Lithothamnium calcareum* (0%, 10%, 20% e 30% do volume do substrato) com dois níveis de presença de Vetiver (com e sem *Chrysopogon zizanioides*). O delineamento foi em blocos completos casualizados, com duas réplicas por tratamento e oito momentos de coleta (blocos temporais), totalizando 128 observações por parâmetro avaliado (DQO, nitrogênio amoniacal, NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , Cor e Turbidez).

Para atender ao pressuposto de normalidade dos resíduos, necessário para a Análise de Variância (ANOVA), os dados de concentração de efluente que não atenderam a esse pressuposto em sua escala original foram submetidos a transformações matemáticas. O objetivo dessas

transformações é estabilizar a variância e reduzir a assimetria dos dados, comum em medições de concentração de poluentes. Foram testadas três transformações com intensidade crescente de correção: a transformação raiz quadrada [$\sqrt{x}$], apropriada para dados com assimetria moderada; a transformação logarítmica [$\ln(x+1)$], recomendada para dados com assimetria acentuada à direita, onde a adição de uma unidade evita indeterminações com valores zero; e a transformação inversa [$1/(x+1)$], uma abordagem mais forte utilizada para dados com assimetria severa ou grande dispersão entre médias e variâncias. A seleção da transformação mais adequada para cada parâmetro foi baseada no teste de Shapiro-Wilk e na inspeção visual de gráficos quantil-quantil (Q-Q), conforme detalhado no Apêndice B. Os resultados de eficiência de remoção foram calculados a partir das médias ajustadas, retornadas à escala original (back-transformation), para garantir a interpretabilidade prática.

4.6.3 Modelo estatístico

Utilizou-se um modelo linear misto para avaliar os efeitos dos tratamentos sobre a qualidade da água residuária. O modelo considerou como efeitos fixos o nível de *Lithothamnium calcareum* (tratado como categórico para capturar respostas não lineares e efeitos limiares), a presença ou ausência de Vetiver, e a interação entre esses dois fatores. Como efeito aleatório, foi considerado o bloco temporal (data de coleta), reconhecendo que há variabilidade natural entre diferentes momentos do experimento. Essa estrutura é apropriada para dados balanceados em delineamentos fatoriais, permitindo separar a variação devida aos tratamentos da variação temporal.

4.6.4 Testes de significância estatística

Realizou-se análise de variância (ANOVA) com arranjo factorial 4×2 para avaliar os efeitos dos tratamentos. Foram testados os seguintes efeitos: o efeito principal do *Lithothamnium calcareum* sobre a eficiência de remoção de poluentes, o efeito principal do Vetiver, e a possível interação entre esses dois fatores. A existência de interação significativa indicaria que o efeito de um fator depende do nível do outro, sugerindo possível sinergismo ou antagonismo entre os tratamentos.

Adotou-se nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$) para todas as conclusões. Uma vez que o modelo estatístico incluiu tanto efeitos fixos (tratamentos) quanto aleatórios (variações entre datas de coleta), foi necessário utilizar o método de Satterthwaite para calcular os graus de liberdade dos testes. Este método é especificamente recomendado para modelos mistos porque ajusta os graus de liberdade de forma realista, garantindo que os valores-p calculados reflitam adequadamente a significância estatística dos efeitos, evitando conclusões incorretas sobre a eficiência dos tratamentos.

4.6.5 Comparação entre tratamentos

Calcularam-se as médias ajustadas (com intervalos de confiança de 95%) para cada combinação de tratamento. Em seguida, todos os tratamentos foram comparados contra o controle (0% de *Lithothamnium calcareum*, sem Vetiver) utilizando o método de Dunnett, que protege contra o inflacionamento da taxa de erro quando se realizam múltiplas comparações simultâneas.

4.6.6 Verificação da adequação do modelo

A qualidade do modelo foi avaliada através de inspeção visual de gráficos quantil-quantil para verificar se os resíduos seguem distribuição normal, gráficos de resíduos versus valores ajustados para verificar se há homogeneidade de variâncias e ausência de padrões sistemáticos, e teste formal de Shapiro-Wilk para avaliação da normalidade. Embora o teste formal tenha indicado pequenos desvios da normalidade perfeita (esperado em amostras moderadas), os gráficos visuais confirmaram que as transformações melhoraram substancialmente a distribuição dos resíduos. Modelos lineares mistos são conhecidamente robustos a pequenas violações de normalidade em delineamentos balanceados como o apresentado, justificando a adequação da abordagem utilizada.

4.6.7 Cálculo das eficiências de remoção

As eficiências de remoção foram calculadas para cada parâmetro utilizando a equação 16:

$$\text{Eficiência (\%)} = \left[\frac{(C_{\text{Entrada}} - C_{\text{Saída}})}{C_{\text{Entrada}}} \right] \times 100 \quad (16)$$

Onde, C_{Entrada} é a concentração média na água afluyente e $C_{\text{Saída}}$ é a concentração média no efluente tratado para cada tratamento. Os resultados foram expressos em suas unidades originais (mg L^{-1} , Mg Pt-Co/L ou NTU) após retornar à escala original os valores obtidos da análise em escala transformada. Os tratamentos foram ordenados por eficiência decrescente para identificar aqueles com melhor desempenho.

4.6.8 Análise do Teor de Clorofila de *Chrysopogon zizanioides*

Para avaliação dos efeitos das diferentes proporções de *Lithothamnium calcareum* nos teores de clorofila de *Chrysopogon zizanioides*, os dados de índice SPAD e clorofila total (mg/cm^2) foram submetidos a análise de normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk. Considerando o delineamento experimental com baixa replicação ($n=2$ por tratamento), optou-se pela aplicação concomitante de testes paramétricos e não paramétricos para garantia de robustez na análise. Dessa forma, os dados foram analisados por ANOVA one-way, complementada pelo teste de Kruskal-Wallis. Adicionalmente, calculou-se o tamanho do efeito (η^2 - eta quadrado) para quantificar a magnitude das diferenças entre os grupos, independentemente da significância estatística. Todas as análises foram realizadas considerando nível de significância de $\alpha = 0,05$.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para facilitar a compreensão, os dados obtidos ao longo do experimento foram organizados em Tabelas e Figuras, conforme ilustrado a seguir. Os resultados estão estruturados por etapas, em função dos parâmetros analisados e das fases do sistema de tratamento.

5.1 Caracterização dos Materiais Filtrantes

Os cálculos de volume (volume total do meio filtrante $V_T = 28\,836\text{ cm}^3$), e massa realizados conforme descrito nas Seções 4.2.2.1.1, 4.2.2.1.2 e 4.2.2.1.3 resultaram nos valores consolidados na Tabela 6.

Tabela 6. Volume (cm^3) e massa (g) dos componentes do meio filtrante em função da proporção de *Lithothamnium calcareum*.

Proporção (<i>Lithothamnium</i>)	V_{lith} (cm^3)	V_{areia} (cm^3)	ρ_{lith} ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	ρ_{areia} ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	m_{lith} (g)	m_{areia} (g)
0 % (controle)	0,0	28 863,0	1,37	1,56	0	45 026,3
10 %	2 886,3	25 976,7	1,37	1,56	3 954,8	40 524,3
20 %	5 772,6	23 090,4	1,37	1,56	7 909,6	36 021,5
30 %	8 658,9	20 204,1	1,37	1,56	11 864,4	31 519,0

ρ_{lith} = densidade do *Lithothamnium* (g/cm^3); ρ_{areia} = densidade da areia (g/cm^3); m = massa; V = volume.

Com quatro unidades experimentais para cada proporção (0 %, 10 %, 20 % e 30 %), perfazendo 16 *Wetlands* construídos, empregaram-se ao todo 612,4 kg de areia e 94,9 kg de granulado bioclástico de *Lithothamnium calcareum*.

A Tabela 7 apresenta os resultados do ensaio de distribuição granulométrica do *Lithothamnium calcareum*, material adquirido comercialmente com granulometria fornecida pelo fabricante. O peneiramento foi realizado com o objetivo de caracterizar e quantificar a distribuição das frações presentes no produto.

Tabela 7. Ensaio de distribuição granulométrica do *Lithothamnium calcareum*

Mesh (#)	Abertura (mm)	Massa retida (g)	% Massa retida	% Massa acumulada	% Massa passante
9	$\geq 2,00$	116,10	38,70 %	38,70 %	61,30 %
12	1,40	57,15	19,05 %	57,75 %	42,25 %
16	1,00	71,73	23,91 %	81,66 %	18,34 %
24	0,710	39,78	13,26 %	94,92 %	5,08 %
32	0,500	4,62	1,54 %	96,46 %	3,54 %
48	0,300	3,99	1,33 %	97,79 %	2,21 %
65	0,212	3,09	1,03 %	98,82 %	1,18 %
Fundo	$< 0,212$	2,49	0,83 %	100,00 %	0,00 %
TOTAL	—	300,00	100,00 %	—	—

A Figura 13 ilustra graficamente a porcentagem mássica retida em cada faixa de abertura das peneiras, evidenciando a predominância de partículas com diâmetro igual ou superior a 2,00 mm, que corresponderam a 38,70% da massa total.

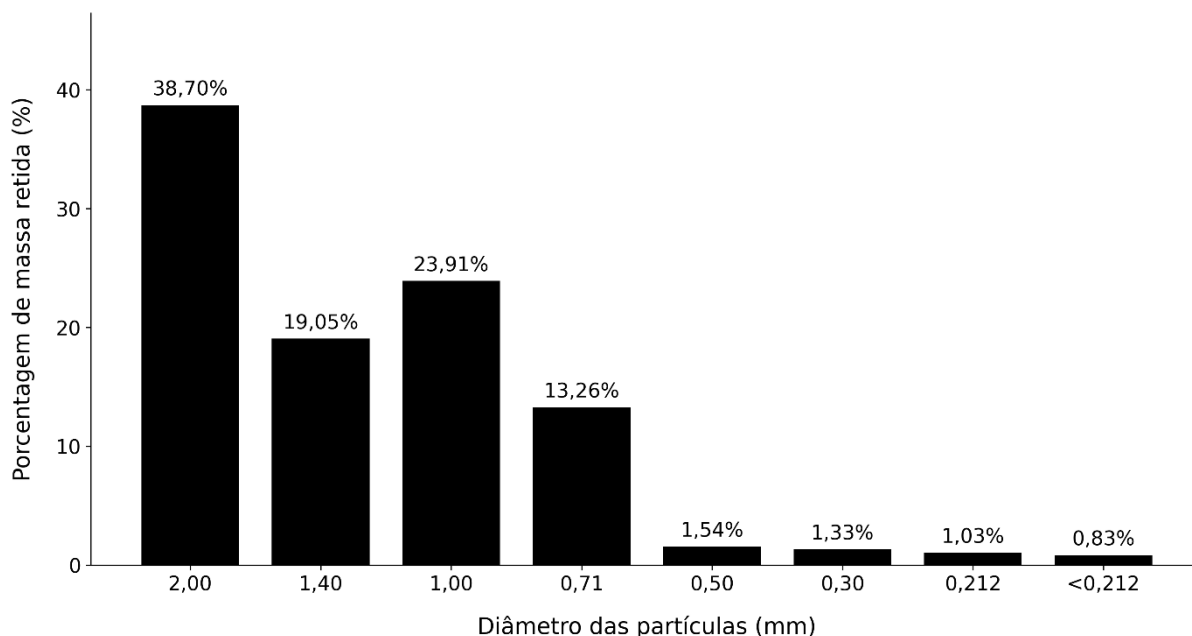


Figura 13. Porcentagem mássica de *Lithothamnium* retida em peneiras granulométricas.

A classificação granulométrica da areia teve como objetivo, além de verificar a compatibilidade de sua faixa com a do granulado bioclástico de *Lithothamnium calcareum* — já que ambos compõem conjuntamente o meio filtrante —, subsidiar o desempenho do sistema, visto que, embora seja considerada um material inerte, a areia atua como suporte físico para o desenvolvimento de biofilmes microbianos. Portanto, conhecer suas características granulométricas é essencial para evitar comprometimentos na eficiência do tratamento. Na Tabela 8, são apresentados os resultados do ensaio de distribuição granulométrica da areia.

Tabela 8. Ensaio de distribuição granulométrica da areia.

Mesh (#)	Abertura (mm)	Massa retida (g)	% Massa retida	% Massa acumulada	% Massa passante
9	≥ 2,00	35,04	11,68 %	11,68 %	88,32 %
12	1,40	25,77	8,59 %	20,27 %	79,73 %
16	1,00	103,89	34,63 %	54,90 %	45,10 %
24	0,710	75,57	25,19 %	80,09 %	19,91 %
32	0,500	33,78	11,26 %	91,35 %	8,65 %
48	0,300	21,51	7,17 %	98,52 %	1,48 %
65	0,212	2,22	0,74 %	99,26 %	0,74 %
Fundo	< 0,212	1,32	0,44 %	99,70 %	0,30 %
TOTAL	—	300,00	100,00 %	—	—

A partir dos resultados obtidos após o peneiramento da amostra de areia, constatou-se que a maior porcentagem mássica foi retida nas peneiras de 1,00 mm (34,63 %), seguida pelas de 0,71 mm (25,19 %) e 2,00 mm (11,68 %), indicando predominância de partículas nesse intervalo de tamanho. A fração de finos (< 0,212 mm) correspondeu a apenas 0,44 % da amostra, evidenciando que a areia se encontra praticamente livre de material pulverulento, conforme

recomendado por Sezerino e Pelissari (2021) para materiais utilizados como meio filtrante. A Figura 14 ilustra graficamente a distribuição mássica da areia retida nas diferentes faixas granulométricas analisadas.

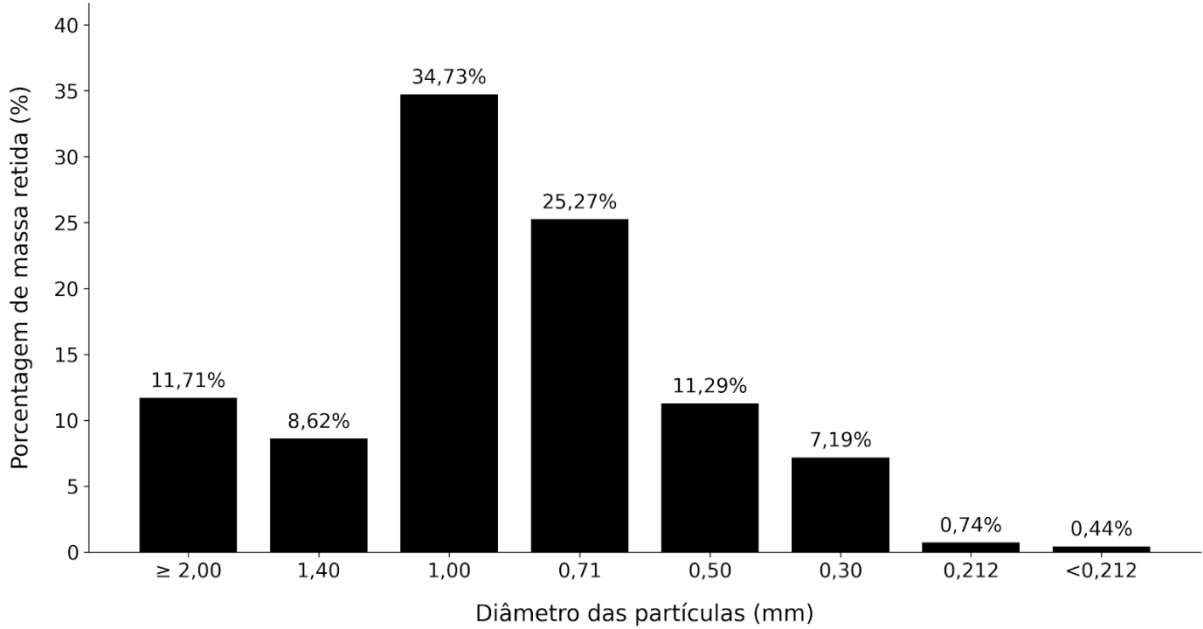


Figura 14. Porcentagem mássica de areia retida em peneiras granulométricas.

A Tabela 9 apresenta as propriedades granulométricas dos materiais constituintes do substrato dos *wetlands* construídos.

Tabela 9. Propriedades dos materiais empregados nos Sistemas WC's.

Material	d_{10} (mm)	d_{60} (mm)	CU	Classificação
Areia	0,53	1,17	2,23	Muito uniforme ¹
<i>Lithothamnium calcareum</i>	0,82	1,96	2,39	Muito uniforme ¹

¹Segundo Caputo (1996): $CU < 5$ = muito uniforme; $5-15$ = uniformidade média; >15 = desuniforme.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A caracterização granulométrica dos materiais filtrantes revelou propriedades físicas distintivas entre os componentes do substrato. A areia apresentou diâmetro efetivo (d_{10}) de 0,53 mm, d_{60} de 1,17 mm e coeficiente de uniformidade (CU) de 2,23, enquanto o *Lithothamnium calcareum* registrou d_{10} de 0,82 mm, d_{60} de 1,96 mm e CU de 2,39. Ambos os materiais se caracterizam como muito uniformes ($CU < 5$) segundo classificação de Caputo (1996), indicando distribuição granulométrica homogênea favorável à manutenção de fluxo hidráulico regular e sem formação de caminhos preferenciais. Kadlec e Wallace (2009) recomendam CU entre 1,5 e 4,0 para meios filtrantes em *wetlands* construídos, faixa na qual ambos os materiais se

enquadram. Valores de CU muito altos (>5) indicam distribuição granulométrica desuniforme, que pode levar à estratificação do leito e redução da eficiência hidráulica.

O *Lithothamnium calcareum*, com $d_{10} = 0,82$ mm, classifica-se como material de granulometria média, posicionando-se na faixa superior da recomendação de Langergraber *et al.* (2003) (0,06–4 mm) para materiais que favorecem nitrificação através de maior tempo de contato efluente-biofilme.

A comparação com estudos similares revela características granulométricas favoráveis. Paula *et al.* (2023), utilizando areia com $d_{10} = 0,265$ mm e $CU = 4,111$ em *wetlands* tratando efluente de bovinocultura, obtiveram eficiências de 93,1% para DQO, 91,9% para nitrogênio amoniacal e 93,2% para PO_4^{3-} . Ressalta-se que Paula *et al.* (2023) utilizaram maior profundidade de meio filtrante (40 vs 30 cm), o que aumenta o tempo de contato efluente-biofilme e pode explicar parcialmente suas eficiências ligeiramente superiores para alguns parâmetros. O presente estudo emprega areia com d_{10} 100% maior (0,53 vs 0,265 mm), porém com CU 46% menor (2,23 vs 4,111), indicando maior uniformidade, que potencialmente compensa o diâmetro efetivo ligeiramente superior por meio de distribuição mais homogênea do fluxo. Baggiotto *et al.* (2023) operaram *wetlands* com brita de $d_{10} = 9,5$ mm e $CU = 1,58$ (extremamente uniforme), obtendo 84–88% de remoção de DQO e 68–74% de nitrogênio amoniacal, demonstrando que mesmo materiais mais grosseiros mantêm eficiência quando altamente uniformes.

Sezerino e Pelissari (2021) destacam que a escolha do meio suporte deve considerar, de um lado, área superficial, granulometria e reatividade, para maximizar a remoção de poluentes, e, de outro, porosidade, resistência e coeficiente de uniformidade, para assegurar estabilidade operacional. Os valores granulométricos obtidos neste estudo atendem a esses dois conjuntos de critérios.

Em síntese, a caracterização granulométrica revelou que tanto a areia ($d_{10} = 0,53$ mm; $CU = 2,23$) quanto o *Lithothamnium calcareum* ($d_{10} = 0,82$ mm; $CU = 2,39$) apresentam propriedades físicas adequadas para uso em *wetlands* construídos de fluxo vertical. A compatibilidade entre as faixas granulométricas da areia e do LC permite sua mistura homogênea no meio filtrante, atendendo aos critérios técnicos estabelecidos por Langergraber *et al.* (2003) e Sezerino e Pelissari (2021) para sistemas de tratamento de efluentes com elevada carga orgânica e nutricional, como é o caso da água residuária da bovinocultura leiteira.

5.2 Plantio e transplântio do capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) para as unidades *wetlands* construídos.

Considerando a densidade de plantio de 20 plantas·m⁻² recomendada por Jesus (2016) e Angassa *et al.* (2019), e a área superficial dos vasos experimentais de 0,096 m² (Ø 35 cm), foram estabelecidas 2 (duas) touceiras de capim vetiver por vaso nos sistemas plantados (tratamentos III, I, XII, XIV, II, VII, VI e IX). O espaçamento resultante entre touceiras foi de aproximadamente 10 cm (distância entre bordas), permitindo distribuição uniforme no leito filtrante de 30 cm de profundidade.

As plantas foram transplantadas após o período de aclimação de 6 semanas descrito na metodologia, apresentando bom desenvolvimento vegetativo inicial. Durante o período experimental de aplicação do efluente da bovinocultura (~2 meses), as plantas mantiveram-se viáveis em todos os sistemas plantados, demonstrando adaptação às condições de saturação hídrica e exposição ao efluente bruto.

A Figura 10 (apresentada na seção de metodologia) ilustra o manejo e o posicionamento das touceiras nas unidades experimentais após o transplântio.

Figura 15 ilustra Sistema radicular do capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), com raízes longas, densas e fibrosas, evidenciado em solo e em ambiente aquático, após período prolongado de estabelecimento.



Figura 15. Raízes de Vetiver no solo (A, B) e na água (C).

Fonte: Truong, 2022

5.3 Caracterização da água residuária da bovinocultura

A Tabela 10 apresenta os valores médios, os desvios padrão e os intervalos de variação dos parâmetros físico-químicos monitorados na água residuária de entrada utilizada nos sistemas experimentais. Os parâmetros avaliados incluem demanda química de oxigênio – DQO, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, fosfato, cor aparente (Mg Pt-Co/L) e turbidez (UNT). Os dados indicam elevada concentração destes contaminantes.

Tabela 10. Valores médios, desvios padrão (DP) e variação dos parâmetros físico-químicos da água residuária de entrada utilizada nos sistemas experimentais.

Parâmetro	Média $\pm$ DP	Min - Max
DQO (mg L ⁻¹)	3383.1 $\pm$ 2188.9	1152.4 - 8072.4
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	89.4 $\pm$ 42.6	2.5 - 151.7

Nitrito (mg L ⁻¹)	4.6 ± 2.5	2 - 9.9
Nitrato (mg L ⁻¹)	56.6 ± 37.2	18.9 - 138.2
Fósforo (mg L ⁻¹)	353.3 ± 114.4	218.3 - 519.4
Cor (Mg Pt-Co/L)	26075 ± 21826.7	0 - 57480
Turbidez (UNT)	1337.4 ± 1324	0 - 3780

A água residuária utilizada nos sistemas experimentais foi preparada conforme metodologia descrita por Jorge (2013), utilizando 70% de água limpa de poço e 30% de esterco raspado de curral. A caracterização físico-química da amostra de entrada revelou concentrações elevadas de diversos parâmetros, destacando-se a cor aparente (26.075 Mg Pt-Co/L), a demanda química de oxigênio – DQO (3.383,05 mg L⁻¹), o nitrogênio amoniacal (89,39 mg L⁻¹), o fósforo (353,31 mg L⁻¹) e a turbidez (1.337,43 NTU).

Comparando com os dados apresentados por Jorge (2013), que utilizou a mesma proporção volumétrica de 30% esterco / 70% água, observa-se que a água residuária utilizada naquele estudo apresentou DQO de 20.080 mg L⁻¹, nitrogênio amoniacal de 117,50 mg L⁻¹ e fósforo total de 75,00 mg L⁻¹. Embora a metodologia de preparo tenha sido a mesma, os valores de DQO e nitrogênio amoniacal foram superiores aos encontrados no presente estudo, enquanto a concentração de fósforo foi consideravelmente inferior. Essa variação pode estar relacionada à composição do esterco, ao tempo de armazenamento e à sazonalidade do ensaio, fatores que influenciam diretamente a carga poluente do efluente (Jorge, 2013; Figueiredo, 2018).

Outros estudos realizados na SIPA/UFRRJ, como os de Almeida *et al.* (2025) e Antònio (2024), também evidenciam a variabilidade das características da água residuária proveniente da bovinocultura. Almeida *et al.* (2025), ao analisar efluentes da bovinocultura, reportaram valores médios de DQO de 1.974 mg L⁻¹, fósforo de 76 mg L⁻¹, amônia de 230 mg L⁻¹, nitrato de 47 mg L⁻¹, nitrito de 2,17 mg L⁻¹ e cor de 6.722 mg Pt-Co/L. Já Antònio (2024), também avaliando efluentes da bovinocultura, observou concentrações de DQO de 90,62 mg L⁻¹, nitrogênio total de 67,8 mg L⁻¹, amônia de 25,2 mg L⁻¹, fósforo de 2,1 mg L⁻¹ e turbidez de 50,6 NTU. Esses dados reforçam que, mesmo dentro de um mesmo sistema produtivo, as características do efluente podem variar amplamente em função do manejo, da proporção de diluição, da dieta animal e da finalidade do uso.

Em síntese, a água residuária de entrada utilizada neste estudo caracterizou-se por elevadas concentrações de matéria orgânica (DQO: 3.383 ± 2.189 mg L⁻¹), nutrientes (N-amoniacal: 89,4 ± 42,6 mg L⁻¹; PO₄³⁻: 353,3 ± 114,4 mg L⁻¹), cor (26.075 ± 21.827 Mg Pt-Co/L) e turbidez (1.337 ± 1.324 NTU), com variabilidade temporal considerável refletida pelos elevados desvios-padrão. Esta variabilidade, comum em efluentes da bovinocultura preparados a partir de esterco fresco, decorre de fatores como composição da dieta animal, tempo de armazenamento do esterco e sazonalidade (Almeida *et al.*, 2025; Antònio, 2024). As concentrações médias obtidas corroboram o perfil de elevada carga orgânica descrito para águas residuárias de bovinocultura leiteira em sistemas intensivos. Paula *et al.* (2023), por exemplo,

ao tratarem efluente com características similares em *wetlands* de fluxo vertical, reportaram concentrações afluentes de até 2.090 mg L⁻¹ de DQO, resultando em uma taxa de aplicação de carga orgânica média estimada em 162 g DQO m⁻² d⁻¹. A magnitude desses valores, próxima à encontrada neste estudo, justifica a necessidade de tratamento robusto antes do descarte ou reúso e configura um cenário adequado para a avaliação de desempenho dos *wetlands* construídos.

Para contextualizar a carga orgânica e os níveis de nutrientes do efluente utilizado neste experimento, foi realizado um comparativo com estudos recentes que empregaram matrizes de águas residuárias de bovinocultura leiteira. A Tabela 11 apresenta os valores reportados na literatura, permitindo o confronto com a caracterização obtida no presente estudo e evidenciando a variabilidade típica deste tipo de efluente em função do manejo e das condições edafoclimáticas.

Tabela 11. Valores médios dos parâmetros obtidos da água residuária da bovinocultura de leite (Adaptado de Paula *et al.*, 2023) e (Adaptado de Almeida *et al.*, 2025)

Parâmetro	Antônio (2024)*	Paula <i>et al.</i> (2023)**	Almeida <i>et al.</i> (2025)
DQO (mg L ⁻¹)	3.383 ± 2.189	900 – 2.090	1.974
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	89,4 ± 42,6	6,3 – 24,0	230
Nitrito (mg L ⁻¹)	NR	NR	2,17
Nitrato (mg L ⁻¹)	NR	8,8 – 9,2	47
Fósforo (mg L ⁻¹)	353,3 ± 114,4	18,8 – 22,2	76
Cor (mg Pt-Co L ⁻¹)	26.075 ± 21.827	NR	6.722
Turbidez (UNT)	1.337 ± 1.324	NR	475

NR: Não Reportado / Não monitorado no efluente bruto pelo autor; * Dados extraídos do texto do autor (média ± desvio padrão); ** O estudo de Paula *et al.* (2023) reportou faixas de concentração para três aplicações distintas, em vez de uma média global.

5.4 Desempenho do Tratamento e Eficiência de Remoção

5.4.1 - Eficiências de Remoção por Tratamento

Embora a análise de variância não tenha identificado diferenças estatisticamente significativas entre todos os tratamentos testados, a avaliação das eficiências de remoção (%) por tratamento permite uma compreensão mais detalhada do comportamento individual de cada combinação. A ausência de diferenças estatisticamente significativas decorre principalmente da elevada eficiência intrínseca do substrato base (areia + brita), que garantiu remoções superiores a 70% mesmo sem adição de *Lithothamnium calcareum*, reduzindo assim a magnitude das diferenças entre os tratamentos. Essa abordagem é especialmente útil para identificar tendências práticas, variações operacionais e potenciais efeitos limiares que podem não ser capturados pela análise estatística. A seguir, são apresentados os resultados de remoção por tratamento, seguidos da análise do desempenho de remoção por parâmetro, com o objetivo de destacar os contaminantes

mais sensíveis às condições experimentais e discutir implicações para o projeto e operação de *wetlands* construídos.

As eficiências, em termos percentuais, foram calculadas comparando-se as concentrações de entrada (afluente) e saída (efluente) para cada uma das oito combinações de tratamentos resultantes do arranjo fatorial 4×2 . Para parâmetros cujos dados foram submetidos a transformações matemáticas durante a análise de variância, as médias ajustadas obtidas em escala transformada foram submetidas a back-transformação para retornar à escala original de concentração antes do cálculo das eficiências, garantindo interpretação prática dos resultados.

A Tabela 12 apresenta os três tratamentos mais eficientes para cada parâmetro avaliado, ordenados por eficiência de remoção decrescente. O ranking completo de eficiência para todas as configurações testadas (8 tratamentos) está disponível no Apêndice D.

Tabela 12. Três tratamentos mais eficientes para cada parâmetro avaliado.

Parâmetro	Tratamento	Remoção (%)
DQO	LC 30% CV	81,3
	LC 10% CV	79,4
	LC 30% SV	79,2
Nitrogênio amoniacal	LC 20% CV	100,0
	LC 30% CV	99,9
	LC 10% CV	98,7
NO ₂ ⁻	LC 20% CV	76,9
	LC 20% SV	76,6
	LC 0% CV	76,6
NO ₃ ⁻	LC 0% CV	84,4
	LC 0% SV	80,9
	LC 20% CV	80,6
PO ₄ ³⁻	LC 10% CV	88,4
	LC 20% SV	87,8
	LC 0% SV	87,3
Cor	LC 30% SV	96,6
	LC 30% CV	96,5
	LC 10% CV	96,1

Turbidez	LC 30% CV	98,9
	LC 30% SV	97,4
	LC 10% CV	96,8

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Nota: LC = *Lithothamnium calcareum* (porcentagem em relação ao volume total de substrato); CV = presença de *Chrysopogon zizanioides*; SV = ausência de *Chrysopogon zizanioides*.

Os *wetlands* construídos demonstraram eficiências de remoção elevadas para três parâmetros específicos: Nitrogênio amoniacal (variando de 97,0 a 100,0%), Cor (variando de 74,9 a 96,6%) e Turbidez (variando de 74,3 a 98,9%). Estas eficiências mantiveram-se elevadas independentemente da composição do substrato ou presença de vegetação, conforme evidenciado pela ausência de efeito significativo dos tratamentos na análise de variância para nitrogênio amoniacal e pela magnitude relativamente pequena das diferenças entre tratamentos para Cor e Turbidez quando comparadas às suas eficiências absolutas. Este resultado indica que os *wetlands* construídos não vegetados são intrinsecamente eficientes para remoção destes parâmetros, sendo eficientes mesmo na configuração mais simples testada (substrato sem adição de *Lithothamnium calcareum*).

Um achado particularmente relevante foi observado para NO_3^- , onde o tratamento controle (0% de *Lithothamnium calcareum* com presença de Vetiver) apresentou a maior eficiência de remoção (84,4%), seguido pelo controle sem Vetiver (80,9%). Este padrão contrasta com os demais parâmetros avaliados e sugere que a presença de *Lithothamnium calcareum* pode exercer influência negativa em processos de desnitrificação, embora a análise de variância não tenha detectado efeito significativo do *Lithothamnium calcareum* sobre NO_3^- ($p = 0,059$), resultado que se aproxima do limiar de significância estatística, mas não o atinge.

Reconhece-se como limitação crítica a ausência de monitoramento de pH, parâmetro fundamental para elucidar os mecanismos de remoção associados ao *Lithothamnium calcareum*. Falha técnica no equipamento durante o experimento impediu a coleta sistemática deste dado.

As tabelas completas de eficiência de remoção para os oito tratamentos avaliados, incluindo concentrações de entrada e saída expressas em mg L^{-1} (ou Mg Pt-Co/L para Cor e NTU para Turbidez), carga absoluta removida em mg L^{-1} , e percentual de remoção com respectivos desvios padrões, estão apresentadas integralmente no APÊNDICE A desta dissertação.

5.4.2 Validação Estatística e Efeitos Principais

Para validar as diferenças de eficiência observadas na seção anterior e fornecer embasamento metodológico para a discussão detalhada por parâmetro que se segue, são apresentados abaixo os procedimentos de normalidade e os resultados consolidados da Análise de Variância

(ANOVA). Esta etapa elucida os efeitos principais e as interações dos fatores estudados (*Lithothamnium calcareum* e Vetiver) sobre cada variável resposta.

5.4.3 Teste de normalidade - Seleção de Transformações para Análise Estatística

Para atender ao pressuposto de normalidade dos resíduos, necessário para a validação da Análise de Variância (ANOVA), os dados dos parâmetros que não atenderam a esse critério em sua escala original foram submetidos a transformações matemáticas.

Para cada parâmetro, foi selecionada uma transformação matemática com base nos resultados do teste de Shapiro-Wilk e na inspeção de gráficos quantil-quantil (Q-Q), priorizando a que proporcionou a melhor aproximação à distribuição normal. A listagem completa das transformações aplicadas a cada variável é apresentada no Apêndice B.

O teste de Shapiro-Wilk aplicado aos resíduos dos modelos transformados indicou desvios da normalidade estatisticamente significativos ($p < 0,001$) para todos os parâmetros. Este resultado é comum em amostras de tamanho moderado a grande ($n=128$), onde o teste possui alta sensibilidade para detectar mesmo pequenos desvios da normalidade teórica. A inspeção visual dos gráficos Q-Q (Apêndice B), no entanto, confirmou que as transformações selecionadas produziram melhorias substanciais na distribuição dos resíduos em comparação com a escala original, atendendo adequadamente aos pressupostos de robustez dos modelos lineares mistos para delineamentos balanceados.

As análises finais de eficiência de remoção, apresentadas nas seções subsequentes, foram calculadas a partir das médias ajustadas retornadas à escala original (*back-transformation*), garantindo a interpretabilidade prática dos resultados.

5.4.4 - Análise de Variância dos Efeitos Principais (ANOVA)

5.4.4.1 Efeitos do *Lithothamnium calcareum* e Vetiver na Remoção de Contaminantes

Os resultados consolidados da análise de variância para os sete parâmetros avaliados são apresentados na Tabela 13, indicando o nível de significância estatística de cada efeito testado.

Tabela 13. Resultados da análise de variância para efeitos principais e interação.

Parâmetro	<i>Lithothamnium calcareum</i>	Vetiver	LC × Vetiver
DQO	$p = 0,004^{**}$	NS	NS
Nitrogênio amoniacal	NS	$p = 0,009^{**}$	NS
NO ₂ ⁻	NS	NS	NS
NO ₃ ⁻	$p = 0,059^{+}$	$p = 0,013^{*}$	NS
PO ₄ ³⁻	NS	NS	NS
Cor	$p = 0,009^{**}$	NS	NS
Turbidez	$p = 0,003^{**}$	NS	NS

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Nota: NS = Não significativo ($p \geq 0,05$); * = $p < 0,05$ (significativo ao nível de 5%); ** = $p < 0,01$ (altamente significativo ao nível de 1%); + = p próximo ao limiar de 0,05 sugerindo

possível tendência. Valores de p indicam a probabilidade de obter os resultados observados sob a hipótese nula de ausência de efeito.

Os resultados da análise de variância revelaram padrões distintos de resposta aos tratamentos testados, com implicações importantes para compreensão dos mecanismos de remoção de contaminantes em *wetlands* construídos. O *Lithothamnium calcareum* apresentou efeito estatisticamente significativo na remoção de DQO ($p = 0,004$), Cor ($p = 0,009$) e Turbidez ($p = 0,003$), caracterizando efeito altamente significativo para estes três parâmetros. Em contraste, não foi detectado efeito significativo do *Lithothamnium calcareum* sobre os parâmetros nutricionais, incluindo nitrogênio amoniacal, NO_2^- e PO_4^{3-} ($p > 0,05$ em todos os casos). Sob perspectiva aplicada, embora o tratamento LC 30% tenha apresentado eficiências superiores para DQO (+2-5%), Cor (+0,5%) e Turbidez (+2%), análises de custo-efetividade são necessárias para determinar se esses ganhos marginais justificam o aumento de 300% no custo do substrato (LC 10% $\rightarrow$ 30%).

A presença de Vetiver demonstrou efeito significativo para nitrogênio amoniacal ($p = 0,009$) e NO_3^- ($p = 0,013$), não influenciando significativamente os demais parâmetros avaliados ($p > 0,05$). A magnitude limitada do efeito do Vetiver, restrita a apenas dois dos sete parâmetros avaliados, pode estar relacionada ao período experimental relativamente curto (aproximadamente dois meses desde o transplante das mudas até a última coleta).

Um achado metodologicamente importante foi a ausência completa de interações significativas entre *Lithothamnium calcareum* e Vetiver para todos os parâmetros avaliados ($p > 0,05$ em todos os casos). Estatisticamente, a ausência de interação indica que os efeitos dos dois fatores são aditivos e independentes, ou seja, o efeito de um fator não depende do nível do outro fator. Do ponto de vista prático, isto significa que não há sinergismo (efeito combinado superior à soma dos efeitos individuais) nem antagonismo (efeito combinado inferior à soma dos efeitos individuais) detectável entre o uso de *Lithothamnium calcareum* e a presença de vegetação nas condições experimentais testadas.

As tabelas completas de análise de variância estão apresentadas integralmente no APÊNDICE C desta dissertação.

5.4.5 Desempenho de Remoção por Parâmetro

5.4.5.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

O *Lithothamnium calcareum* demonstrou ser um componente determinante para a remoção de matéria orgânica nos *wetlands* construídos, com seu efeito estatisticamente significativo ($p = 0,004$) refletindo-se no desempenho superior do tratamento LC 30% CV, que atingiu 81,3% de eficiência. A correlação entre a adição de LC e o aumento de eficiência pode ser explicada por múltiplos mecanismos: (1) a estrutura porosa do material calcário oferecendo superfície adicional para colonização microbiana, ampliando a área de biofilme ativo; (2) o maior

diâmetro efetivo do LC ($d_{10} = 0,82 \text{ mm}$) em comparação com a areia ($d_{10} = 0,53 \text{ mm}$) favorecendo a permeabilidade e oxigenação do leito; e (3) a uniformidade granulométrica da mistura areia-LC ($CU \approx 2,2-2,4$) promovendo distribuição homogênea da carga, criando condições potencialmente favoráveis para degradação aeróbia da matéria orgânica por biofilmes heterotróficos (Kadlec ; Wallace, 2009; Von Sperling ; Sezerino, 2018; Sezerino *et al.*, 2018). A ausência de um efeito significativo do Vetiver ($p = 0,357$) ou de interação entre os fatores indica que o mecanismo de atuação do LC é independente da presença da macrófita.

A análise da evolução temporal (Figuras 16 e 17) corrobora esses achados. A Figura 16 demonstra uma sutil, porém consistente, separação entre as curvas dos diferentes níveis de LC, com o tratamento LC 30% mantendo concentrações efluentes ligeiramente inferiores ao longo do tempo. A similaridade entre os painéis com e sem Vetiver reforça a irrelevância estatística da macrófita. A Figura 17, que apresenta o efeito do Vetiver em cada nível de LC, corrobora esse achado ao revelar sobreposição das linhas azul (Com Vetiver) e laranja (Sem Vetiver) em todos os painéis. Um padrão comum a todos os tratamentos foi o aumento progressivo das concentrações ao longo das oito semanas, com valores finais atingindo aproximadamente 1.500 mg L^{-1} , um fenômeno atribuído ao evento de entupimento documentado na última coleta.

A Figura 16 compara sistemas com Vetiver (painel esquerdo) e sem Vetiver (painel direito) para as diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum* (0%, 10%, 20% e 30%). A Figura 17 apresenta o efeito da presença de Vetiver sobre a concentração de DQO ao longo do tempo em cada concentração de LC.

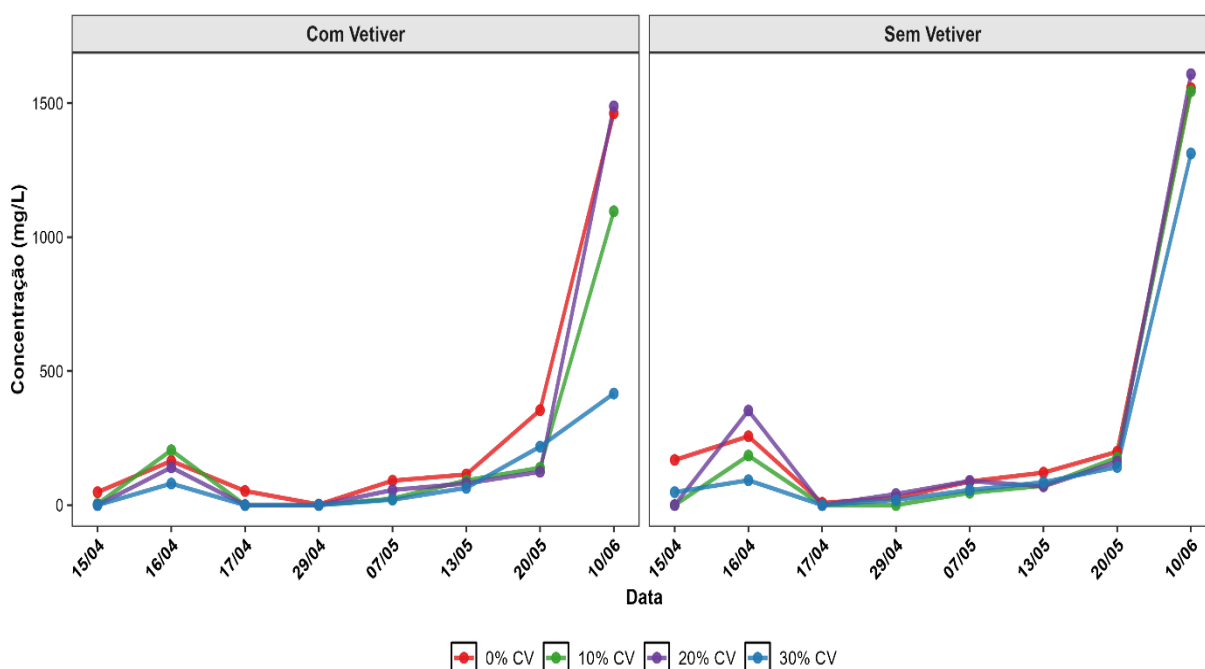


Figura 16. Evolução temporal da concentração de DQO comparando sistemas com Vetiver (painel esquerdo) e sem Vetiver (painel direito). Linhas representam diferentes concentrações

de *Lithothamnium calcareum*: 0% (controle), 10%, 20% e 30%. Eixo Y: DQO (mg L⁻¹); Eixo X: Data de coleta.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A Figura 17 apresenta o efeito da presença de Vetiver sobre a concentração de DQO ao longo do tempo nas diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*.

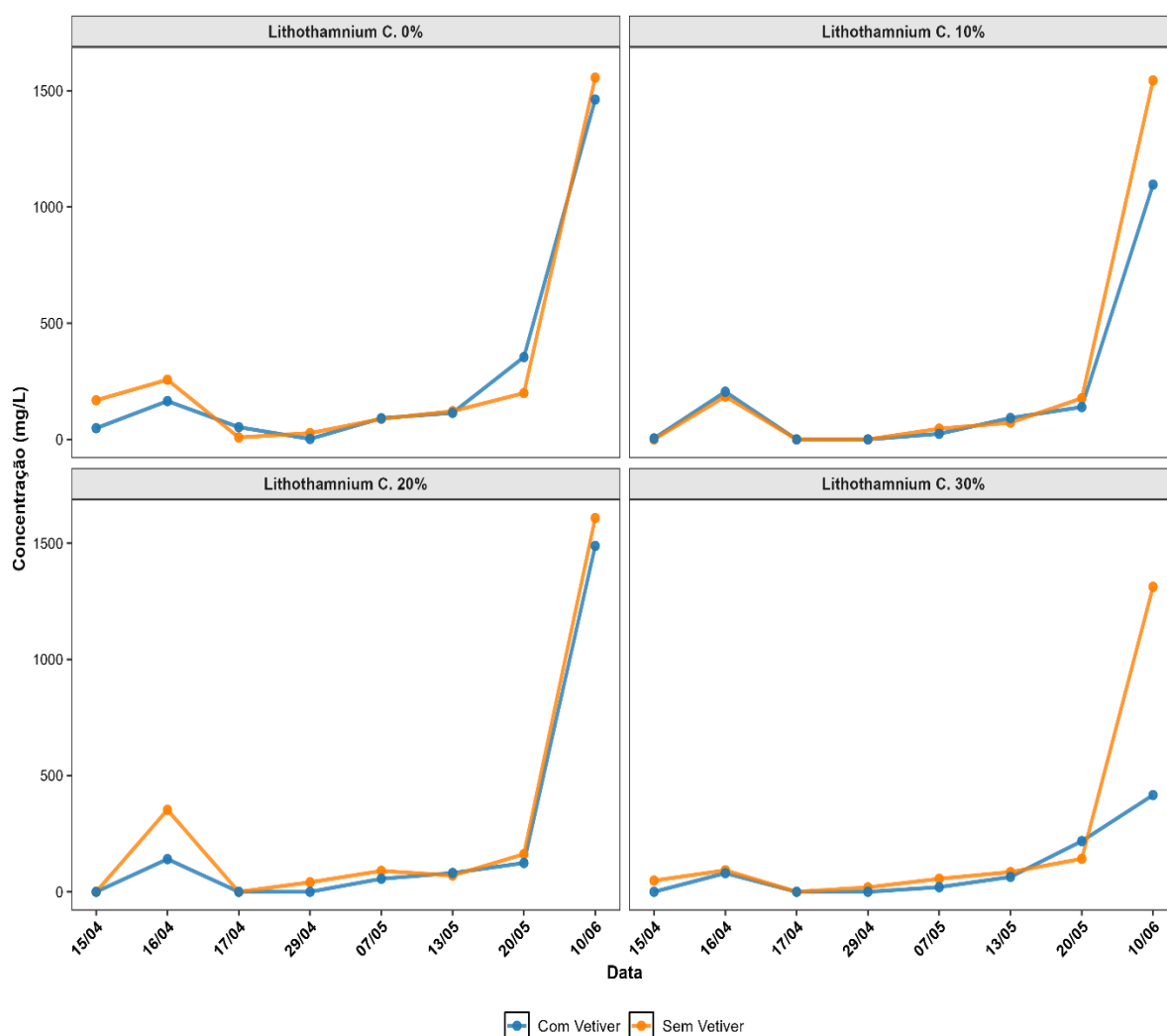


Figura 17 – Efeito do Vetiver na variação temporal da DQO em diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Este efeito positivo do LC pode ser atribuído, em parte, às características físicas favoráveis da mistura de substrato. A mistura areia-LC exibiu uma granulometria uniforme (Coeficiente de Uniformidade, $CU \approx 2,2-2,4$) e um diâmetro efetivo (d_{10}) maior quando comparado à areia pura (0,82 mm vs. 0,53 mm).

Conforme estabelecido na literatura, um CU baixo está associado a uma distribuição mais homogênea do fluxo e da carga orgânica no leito (von Sperling e Sezerino, 2018; Saeed e Sun, 2012). Da mesma forma, um maior d_{10} resulta em maior porosidade e permeabilidade do meio (Kadlec; Wallace, 2009; Sezerino *et al.*, 2018).

Portanto, é provável que essa estrutura física mais aberta e uniforme tenha criado um meio mais eficiente, com melhor distribuição do efluente e maior área superficial disponível para processos de tratamento.

A performance do sistema fica evidente quando contextualizada com a literatura. Embora Paula *et al.* (2023) tenham reportado eficiências ligeiramente superiores (81,6–95,8%) em *wetlands* de fluxo vertical tratando efluente de bovinocultura, é crucial notar que operaram com um efluente consideravelmente menos concentrado. Os valores de DQO afluente em seu estudo (900–2.050 mg L⁻¹) foram inferiores aos deste trabalho (3.383,1 ± 2.188,9 mg L⁻¹). Portanto, os sistemas aqui avaliados operaram sob uma condição consideravelmente mais severa, o que explica de forma consistente as diferenças observadas na eficiência. Cargas orgânicas mais elevadas podem saturar a capacidade de degradação microbiana aeróbia (Sezerino; Pelissari, 2019), o que explica parcialmente a diferença nas eficiências. Ademais, os resultados obtidos aqui superam os de Jiang *et al.* (2024), que reportaram eficiências de 60% a 70% utilizando substratos como esferas de loess, sugerindo que a adição de LC confere uma vantagem distintiva na degradação da matéria orgânica.

O efeito significativo do LC observado na remoção de DQO sugere atuação através de múltiplos mecanismos. A estrutura porosa do material calcário oferece superfície adicional para colonização microbiana, ampliando a área de biofilme ativo. A uniformidade granulométrica e o maior d_{10} do LC contribuem em conjunto para uma permeabilidade adequada e oxigenação do leito. Estudos futuros devem quantificar a contribuição relativa de cada mecanismo para uma compreensão mais detalhada do processo.

Em síntese, os *wetlands* avaliados demonstraram eficiências de remoção de DQO entre 76,7% e 81,3%, posicionando-se como alternativa eficaz para tratamento de efluentes da bovinocultura leiteira com elevada carga orgânica. O efeito positivo do LC, embora represente um ganho absoluto de 4,6 pontos percentuais em relação ao controle, é estatisticamente robusto e atribuído à ampliação da área superficial para colonização microbiana e à melhoria das condições hidráulicas do leito. O aumento acentuado das concentrações na última coleta, um artefato do entupimento do sistema, evidencia a importância da manutenção operacional, sem, contudo, invalidar a eficiência do tratamento sob condições normais.

5.4.5.2 Nitrogênio Amoniacal

A presença do capim-vetiver mostrou-se um fator crítico para a transformação do nitrogênio amoniacal, exercendo um efeito significativo ($p = 0,009$) sobre sua remoção, que foi alta em todos os tratamentos, variando de 94,4% a 100,0%. Em contraste, o *Lithothamnium calcareum* não demonstrou influência significativa ($p = 0,382$), indicando que a nitrificação foi um processo biológico dominante, independente da composição calcária do substrato.

A análise temporal (Figuras 18 e 19) suporta essa conclusão. A Figura 18 revela uma remoção rápida e praticamente completa desde a primeira semana, com concentrações efluentes frequentemente abaixo do limite de detecção ($<0,1 \text{ mg L}^{-1}$) na maior parte do período. A comparação entre os painéis evidencia uma maior estabilidade e resiliência nos sistemas vegetados, particularmente visível após a quarta semana e no pico de concentração da última coleta (10/06), onde os sistemas sem Vetiver ($14\text{-}21 \text{ mg L}^{-1}$) apresentaram um aumento mais pronunciado que os com Vetiver ($8\text{-}12 \text{ mg L}^{-1}$). A Figura 19 corrobora a ausência de um padrão visual associado ao LC, reforçando a irrelevância estatística desse fator.

A Figura 18 apresenta a remoção de nitrogênio amoniacal ao longo do tempo, comparando os sistemas cultivados com Vetiver (painel esquerdo) aos sistemas sem plantas (painel direito), sob as diferentes concentrações de licor de condensado (LC).

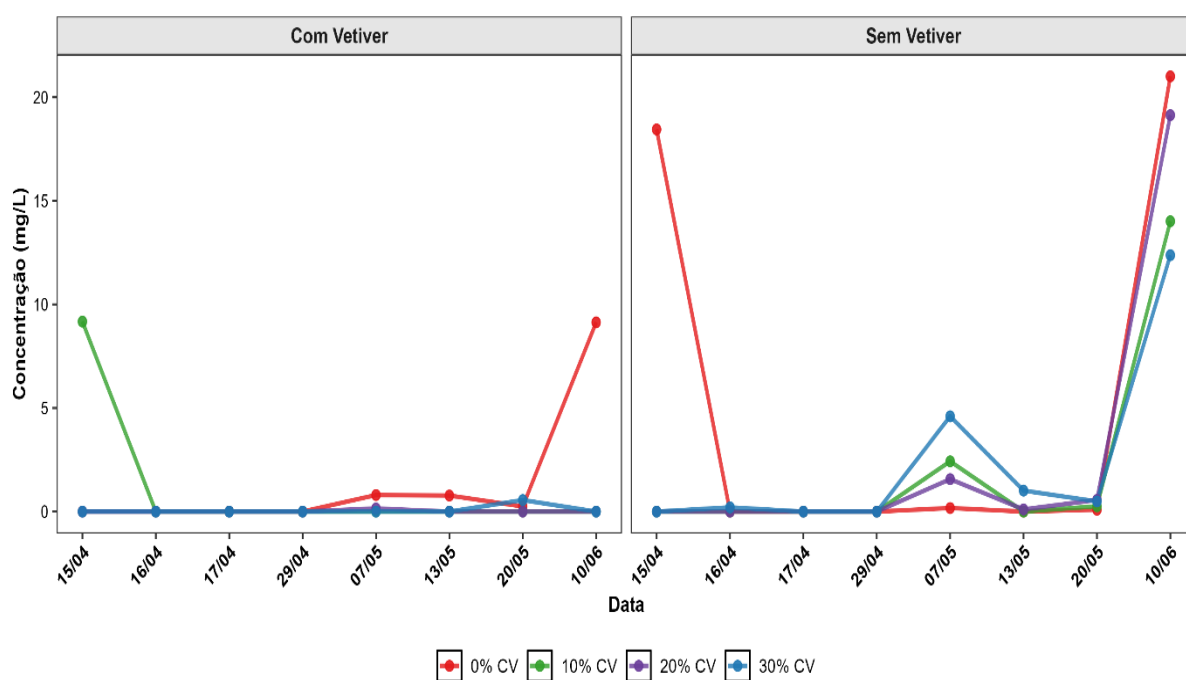


Figura 18. Evolução temporal da concentração de nitrogênio amoniacal comparando sistemas com Vetiver (painel esquerdo) e sem Vetiver (painel direito). Linhas representam diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*: 0% (controle), 10%, 20% e 30%. Eixo Y: Nitrogênio amoniacal (mg L^{-1}); Eixo X: Data de coleta.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A Figura 19 apresenta o efeito da presença de Vetiver sobre a concentração de N-amoniacal ao longo do tempo em cada concentração de LC.

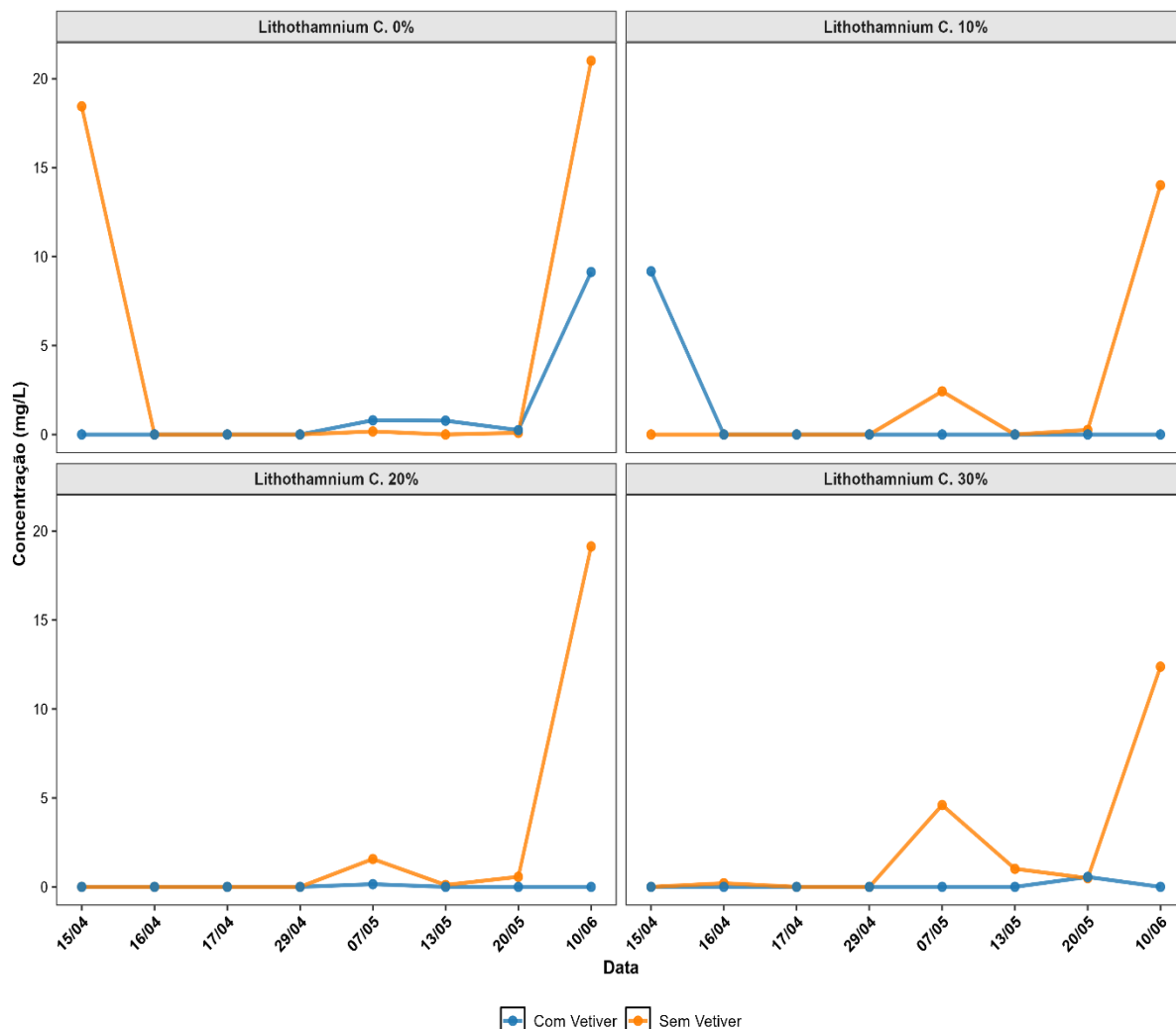


Figura 19. Efeito do Vetiver na variação temporal do nitrogênio amoniacal em diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

O efeito significativo do Vetiver é atribuído ao seu papel na criação de microzonas aeróbias na rizosfera (Subtil *et al.*, 2018). Através do aerênquima, a macrófita realiza a liberação de oxigênio radicular (ROL), criando um ambiente favorável para comunidades nitrificantes, como arqueas (AOA) e bactérias (AOB) amonioxidantes, e bactérias oxidadoras de nitrito (NOB), principalmente do gênero *Nitrospira* (Sezerino; Pelissari, 2021). Este mecanismo é consistente com os achados de Zheng *et al.* (2024), que em estudo com *Phragmites australis* em *wetlands* construídos de fluxo vertical subsuperficial com diferentes profundidades de substrato, documentaram uma correlação positiva entre ROL e características funcionais das raízes ($r = 0,857$ para biomassa de raízes laterais; $r = 0,756$ para biomassa de raízes fibrosas finas), confirmando que o desenvolvimento radicular está diretamente relacionado à capacidade de liberação de oxigênio e, consequentemente, à remoção de nitrogênio.

A rápida estabilização do sistema, com eficiências próximas a 100%, indica que o biofilme nitrificante se estabeleceu rapidamente, apesar da competição por oxigênio com bactérias heterotróficas aeróbias, que são favorecidas em ambientes com alta carga orgânica. Este resultado pode estar relacionado às condições aeróbias excepcionais proporcionadas pelo fluxo vertical descendente e pela liberação de oxigênio radicular pelo Vetiver, que criaram um ambiente com disponibilidade de oxigênio suficiente para sustentar simultaneamente a degradação heterotrófica da matéria orgânica e a nitrificação autotrófica, minimizando o efeito inibitório típico da competição por oxigênio reportada em ambientes com altas concentrações de carbono (Sezerino; Pelissari, 2021).

O desempenho observado supera os reportados na literatura para efluentes similares. As eficiências obtidas aqui (94,4-100,0%) são superiores às de Paula *et al.* (2023), que reportaram 91,9% para efluente de bovinocultura, e substancialmente mais altas que os 79,9-87,25% de Zheng *et al.* (2024) e 65% de Kraiem *et al.* (2021). A ausência de efeito do LC corrobora a conclusão de Kraiem *et al.* (2021), que em estudo comparativo entre *wetlands* de fluxo vertical saturados e não saturados para tratamento de efluente rural (alcançando 65% de remoção de nitrogênio amoniacal), demonstraram que a remoção deste nutriente ocorre predominantemente por processos biológicos de nitrificação mediados por biofilmes, sendo os mecanismos físico-químicos (como troca catiônica e volatilização) secundários ou negligenciáveis nas condições operacionais típicas destes sistemas.

Em síntese, a remoção de nitrogênio amoniacal foi governada pela atividade microbiana nitrificante, que foi significativamente potencializada pela presença do Vetiver, muito provavelmente via oxigenação da rizosfera. O *Lithothamnium calcareum* não apresentou contribuição significativa para este processo. A performance do sistema, mesmo sob carga afluente elevada ($89,4 \pm 42,6 \text{ mg L}^{-1}$), e a maior resiliência dos sistemas vegetados frente a perturbações operacionais, destacam o Vetiver como um componente chave para a nitrificação estável em *wetlands* construídos de fluxo vertical.

5.4.5.3 Nitrito (NO_2^-)

A remoção de nitrito apresentou um comportamento distinto, com eficiências moderadas (71,0% a 76,9%) e um acúmulo pontual severo que revelou uma interação crítica entre os fatores. A análise de variância global não apontou efeitos significativos do *Lithothamnium calcareum* ou do Vetiver, indicando que, na maior parte do tempo, a conversão deste intermediário foi estável.

Entretanto, a análise temporal (Figuras 20 e 21) expõe uma dinâmica complexa. Enquanto os sistemas sem Vetiver mantiveram concentrações baixas e estáveis ($\sim 0\text{-}1,0 \text{ mg L}^{-1}$), um pico dramático de $\sim 6,5 \text{ mg L}^{-1}$ foi registrado exclusivamente no tratamento LC 30% CV na última coleta. Este evento, que coincide com o entupimento do sistema, sugere um desequilíbrio transitório na nitrificação. A hipótese mais plausível é que o entupimento tenha reduzido o fluxo de ar através do leito filtrante, criando condições de limitação de oxigênio que inibiram seletivamente as bactérias oxidadoras de nitrito (NOB, e.g., *Nitrospira*), as quais requerem maior disponibilidade de oxigênio que as oxidantes de amônia (AOB/AOA). Com as

AOB/AOA mantendo-se ativas e as NOB parcialmente inibidas, ocorreu acúmulo do intermediário NO_2^- .

A Figura 20 apresenta a concentração de nitrito ao longo do tempo, comparando os sistemas cultivados com Vetiver (painel esquerdo) aos sistemas sem plantas (painel direito), sob as diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum* (LC).

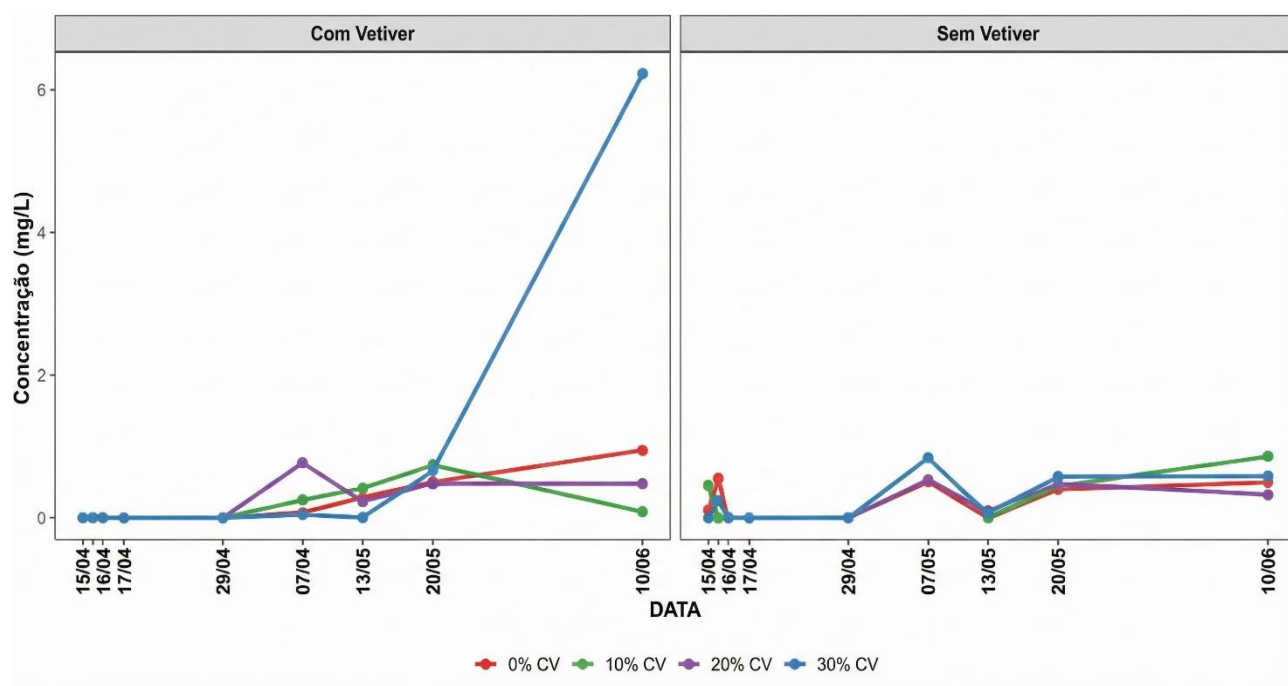


Figura 20. Evolução temporal da concentração de nitrito comparando sistemas com Vetiver (painel esquerdo) e sem Vetiver (painel direito). Linhas representam diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*: 0% (controle), 10%, 20% e 30%. Eixo Y: Nitrito (mg L^{-1}); Eixo X: Data de coleta.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A Figura 21 apresenta o efeito da presença de Vetiver sobre a concentração de nitrito ao longo do tempo nas diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*.

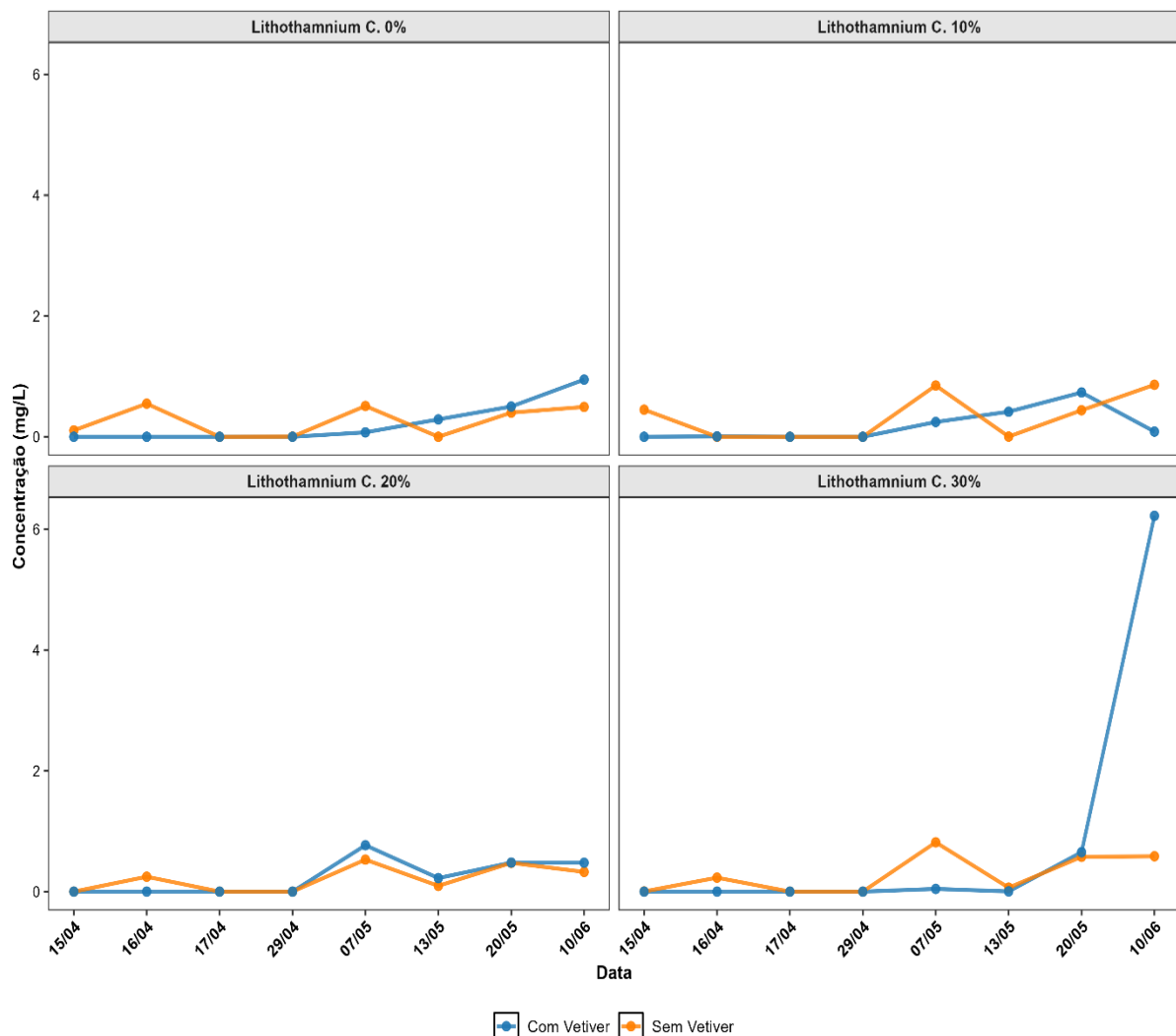


Figura 21. Efeito do Vetiver na variação temporal do nitrito em diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

As eficiências médias de remoção (71,0-76,9%) são moderadas comparadas às reportadas por Madeira *et al.* (2021), que obtiveram 96% em *wetlands* de fluxo vertical com *Vetiveria zizanioides* tratando efluente de explosivos sob condições de oxigênio dissolvido elevado (até 10,2 mg L⁻¹). Segundo Kraiem *et al.* (2021), unidades saturadas apresentam tipicamente maior remoção de NO₃⁻/NO₂⁻ que unidades não saturadas, pois desenvolvem zonas anóxicas extensas e favorecem desnitrificantes estritamente anaeróbios (*Pseudomonas*, *Paracoccus*, *Thauera*). Considerando que NO₂⁻ é intermediário da via de desnitrificação, a rizosfera do Vetiver pode ter contribuído para sua remoção parcial ao criar microsítios anóxicos e liberar carbono orgânico dissolvido, estimulando desnitrificantes heterotróficos (Sezerino; Pelissari, 2021). No entanto, o pico observado no LC 30% CV sugere que, neste tratamento específico, a combinação de alta concentração de LC (30%) com a densa rizosfera do Vetiver aumentou a suscetibilidade ao entupimento, resultando na perturbação hidráulica descrita anteriormente que

limitou a disponibilidade de oxigênio e inibiu parcialmente as NOB, causando acúmulo transitório de NO_2^- .

Em resumo, a remoção de nitrito foi moderada (71,0-76,9%), sem efeitos significativos do *Lithothamnium calcareum* ou Vetiver na análise estatística. As concentrações efluentes médias ($1,1\text{-}1,4\text{ mg L}^{-1}$) foram substancialmente inferiores às afluentes ($4,6 \pm 2,5\text{ mg L}^{-1}$), indicando que o NO_2^- produzido durante a nitrificação é majoritariamente oxidado a NO_3^- por NOB ou reduzido a N_2 por desnitrificantes em microsítios anóxicos. O acúmulo pontual acentuado ($\sim 6,5\text{ mg L}^{-1}$) de nitrito no tratamento LC 30% CV na última coleta (10/06), que contrasta com o comportamento estável do mesmo tratamento sem Vetiver, pode ter sido causado por um entupimento do sistema. Esse evento provavelmente gerou um desequilíbrio transitório entre a produção (oxidação de nitrogênio amoniacal por AOB/AOA) e o consumo (oxidação a NO_3^- por NOB) de nitrito. O entupimento provavelmente reduziu a oxigenação do leito, inibindo parcialmente as bactérias oxidadoras de nitrito enquanto manteve ativa a oxidação de amônia, resultando em acúmulo do intermediário NO_2^- . As eficiências obtidas durante o período operacional normal, embora inferiores às de Madeira *et al.* (2021), que em estudo com *wetland* de fluxo vertical plantado com *Vetiveria zizanioides* para tratamento de efluente de indústria de explosivos (alta carga de nitrato, baixa biodegradabilidade) alcançaram 96% de remoção de nitrato em condições com 25% de saturação e relação C/N adequada, foram suficientes para manter níveis compatíveis com descarte, demonstrando a necessidade de monitoramento e manutenção preventiva para evitar eventos de entupimento.

5.4.5.4 Nitrato (NO_3^-)

As eficiências de remoção de nitrato variaram de 74,4% a 84,4% entre os tratamentos, apresentando padrão distinto dos demais parâmetros avaliados. Os três tratamentos mais eficientes foram todos com baixas ou nulas concentrações de *Lithothamnium calcareum*: LC 0% CV (84,4%), LC 0% SV (80,9%) e LC 20% CV (80,6%). Em contraste, os tratamentos com LC 30% apresentaram as menores eficiências: LC 30% SV (74,4%) e LC 30% CV (76,3%).

A análise de variância revelou dois achados importantes (Tabela 28; APÊNDICE C): (1) a presença de Vetiver exerceu efeito significativo positivo sobre a remoção de nitrato ($F_{1,113} = 6,3474$; $p = 0,013$), evidenciado pela diferença de 3,5 pontos percentuais entre LC 0% CV (84,4%) e LC 0% SV (80,9%); (2) o *Lithothamnium calcareum* apresentou efeito marginalmente significativo ($F_{3,113} = 2,5481$; $p = 0,059$), com padrão consistente de redução da eficiência conforme aumento da concentração de LC no substrato. A ausência de interação significativa entre LC e Vetiver ($F_{3,113} = 0,0500$; $p = 0,985$; Tabela 28; APÊNDICE C) demonstra que os efeitos são independentes e aditivos.

Este padrão inverso ao observado para DQO, Cor e Turbidez sugerem possível interferência do *Lithothamnium calcareum* nos processos de desnitrificação. Materiais carbonáticos bioclásticos podem alterar as condições físico-químicas do meio através de múltiplos mecanismos: (1) elevação do pH por dissolução de carbonato de cálcio; (2) alteração da disponibilidade de carbono orgânico dissolvido como doador de elétrons para desnitrificantes heterotróficos; (3) modificação da distribuição de zonas anóxicas no leito filtrante. Glass e Silverstein (1998)

documentaram que o pH ótimo para desnitrificação situa-se na faixa de 7,0-8,0, com reduções na atividade enzimática em valores mais elevados ou mais baixos. Entretanto, a ausência de monitoramento sistemático de pH no presente estudo — devido a falha técnica no equipamento durante o período experimental — impede a confirmação de qual mecanismo específico foi responsável pelo efeito observado. Esta limitação metodológica crítica impossibilita a atribuição causal definitiva do padrão observado, mantendo a interpretação em nível descritivo-correlacional. O valor de p próximo ao limiar de significância (0,059) reforça a necessidade de estudos futuros com controle rigoroso de pH, alcalinidade, potencial redox e disponibilidade de carbono orgânico para elucidar os mecanismos pelos quais o LC interfere na desnitrificação.

A evolução temporal da concentração de nitrato nos diferentes tratamentos é apresentada nas Figuras 22 e 23. A Figura 22 compara sistemas com Vetiver (painel esquerdo) e sem Vetiver (painel direito) para as diferentes concentrações de LC.

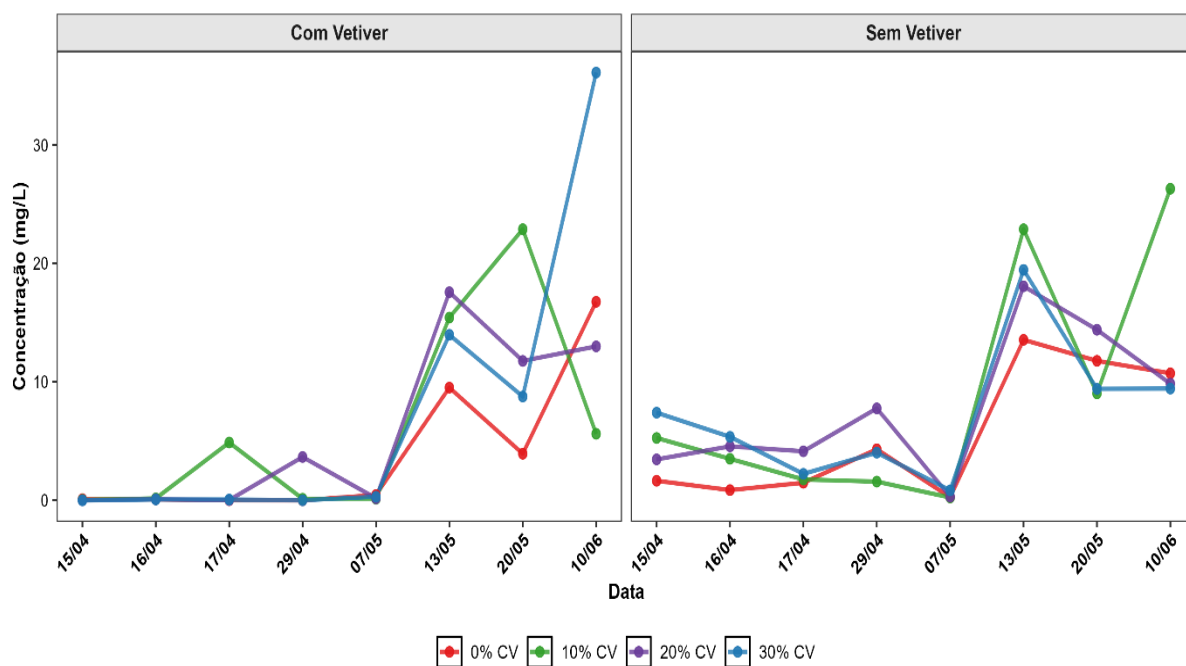


Figura 22. Evolução temporal da concentração de nitrato comparando sistemas com Vetiver (painel esquerdo) e sem Vetiver (painel direito). Linhas representam diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*: 0% (controle), 10%, 20% e 30%. Eixo Y: Nitrato (mg L^{-1}); Eixo X: Data de coleta.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A Figura 23 apresenta o efeito da presença de Vetiver sobre a concentração de nitrato ao longo do tempo nas diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*.

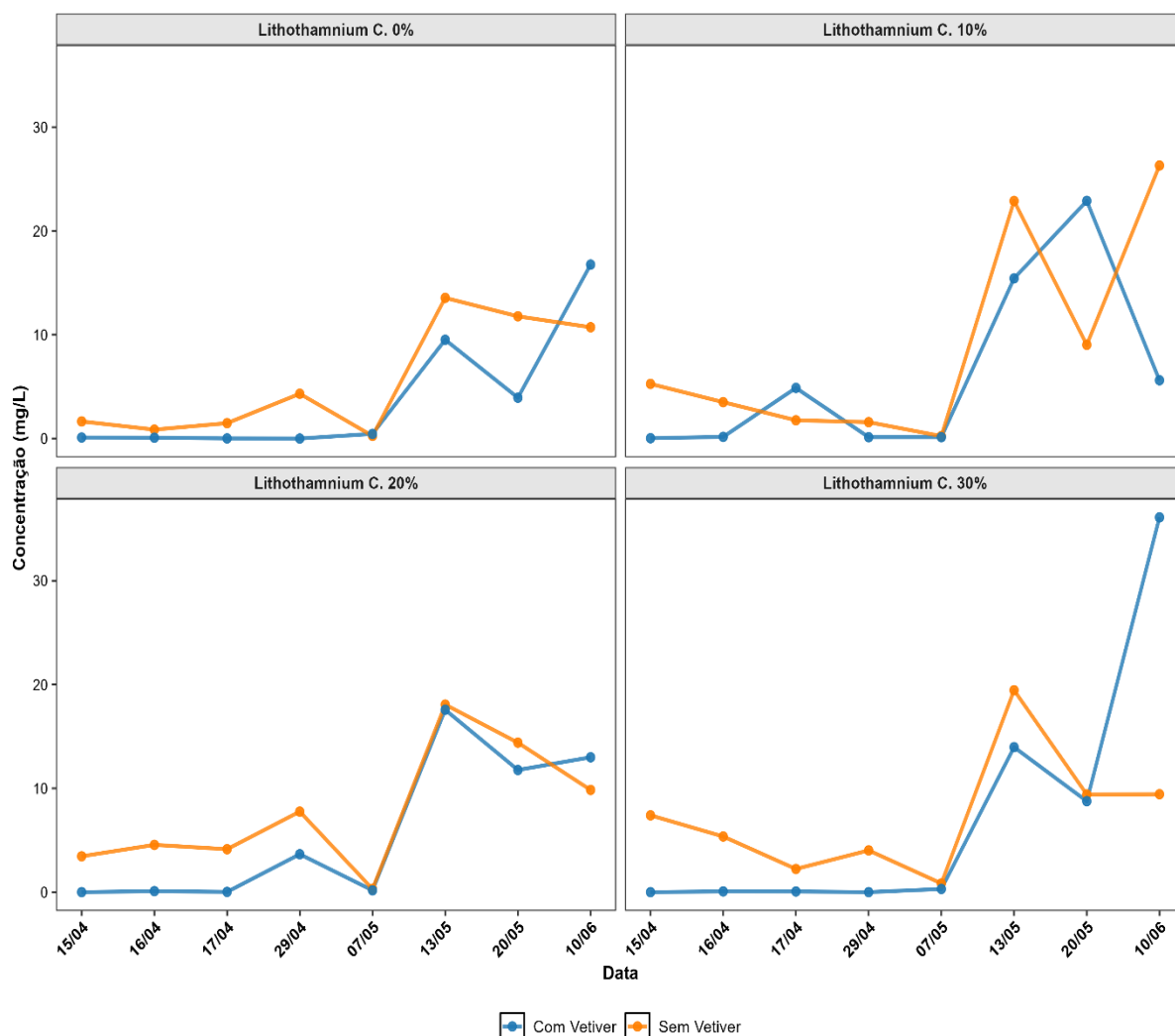


Figura 23. Efeito do Vetiver na variação temporal de nitrato em diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A análise temporal (Figuras 22 e 23) revela comportamento relativamente estável nas primeiras sete semanas, com concentrações variando entre 0-10 mg L⁻¹ na maioria dos tratamentos, seguido de aumento acentuado na última coleta (10/06). No painel com Vetiver (Figura 22, esquerda), o LC 0% CV atinge ~37 mg L⁻¹, enquanto LC 30% CV alcança ~35 mg L⁻¹. No painel sem Vetiver (Figura 22, direita), LC 10% SV atinge ~25 mg L⁻¹ e LC 30% SV ~27 mg L⁻¹. A Figura 23 confirma este padrão, com picos pronunciados em todos os níveis de LC na última coleta, tanto com quanto sem Vetiver. Este acúmulo súbito de nitrato coincide com o evento de entupimento dos sistemas ocorrido em 10/06, que presumivelmente reduziu as zonas anóxicas necessárias para desnitrificação, inibindo a atividade de bactérias desnitrificantes anaeróbias e resultando em acúmulo do produto da nitrificação. Durante as primeiras sete semanas operacionais, observa-se tendência de concentrações ligeiramente inferiores nos sistemas com Vetiver comparados aos sem Vetiver (especialmente visível no LC 0% e LC 10% da Figura 23), corroborando o efeito significativo da macrófita ($p = 0,013$). Esse resultado é

consistente com o mecanismo descrito na literatura, no qual a presença de macrófitas promove a desnitrificação pelo fornecimento de carbono orgânico via exsudatos radiculares.

Zheng *et al.* (2024) observaram que sistemas não saturados com alta densidade de raízes finas de *Typha orientalis* (20 cm profundidade) apresentaram remoção de NO_3^- de 81,33%, significativamente superior aos 70,43% em sistemas mais profundos (60 cm). Esse resultado foi atribuído à desnitrificação aeróbia mediada por bactérias como *Bacillus*, *Chryseobacterium*, *Pseudomonas* e *Acinetobacter*, associada à expressão elevada do gene *napA* (nitrato redutase periplasmática), marcador de desnitrificação aeróbia. Em contraste, o gene *narG* (nitrato redutase de membrana) predominou em sistemas anaeróbios. Kraiem *et al.* (2021) observaram que sistemas saturados (SVF) removeram significativamente mais nitrato que não saturados (UVF) ($p < 0,05$), com enriquecimento de 3 vezes nas bactérias desnitrificantes anaeróbias: *Pseudomonas* (6,5% $\rightarrow$ 13,08%), *Paracoccus* (4,85% $\rightarrow$ 9,74%), *Zoogloea*, *Thauera* e *Thiobacillus*, destacando a importância de zonas anóxicas para desnitrificação. No presente estudo, embora o grau de saturação do substrato não tenha sido quantificado, observou-se que o aumento da concentração de *Lithothamnium calcareum* reduziu a eficiência de remoção de nitrato, sugerindo possível interferência do material calcário nas condições favoráveis à desnitrificação, seja por alteração de pH, redução de zonas anóxicas ou outros mecanismos que requerem investigação futura. Almeida *et al.* (2017) e Madeira *et al.* (2021) documentaram desnitrificação em condições aeróbias ($\text{OD} = 5,2 \text{ mg L}^{-1}$) em *wetlands* de fluxo vertical com *Vetiveria zizanioides*, alcançando taxa de remoção de $20,4 \text{ g NO}_3^- \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ mesmo sob relação C/N desfavorável (1,3-4,0), demonstrando que desnitrificação pode ocorrer em múltiplas condições operacionais.

Em conclusão, a remoção de nitrato apresentou padrão inverso aos demais parâmetros, com eficiências variando de 74,4% a 84,4% e os melhores resultados obtidos em tratamentos com baixa ou nula concentração de *Lithothamnium calcareum*. O Vetiver exerceu efeito significativo positivo ($p = 0,013$), provavelmente através do fornecimento de carbono orgânico pelos exsudatos radiculares que favoreceram a desnitrificação heterotrófica. O LC apresentou efeito marginalmente significativo de redução da eficiência ($p = 0,059$), observação que requer interpretação cautelosa dado o valor de p próximo, mas não atingindo o limiar de significância estabelecido ($\alpha=0,05$). Estudos futuros devem incluir monitoramento sistemático de pH, alcalinidade, potencial redox e carbono orgânico dissolvido para confirmar e elucidar os mecanismos pelos quais o LC pode interferir na desnitrificação anaeróbia. As concentrações permaneceram relativamente baixas ($0\text{-}10 \text{ mg L}^{-1}$) nas primeiras sete semanas, mas apresentaram acúmulo acentuado na última coleta (10/06), atingindo $25\text{-}37 \text{ mg L}^{-1}$ em todos os tratamentos, provavelmente devido a perturbações operacionais que reduziram temporariamente as condições favoráveis à desnitrificação.

5.4.5.5 Fósforo (PO_4^{3-})

As eficiências de remoção dos íons de fosfato variaram de 86,1% a 88,4% entre os tratamentos, demonstrando desempenho consistentemente elevado independentemente da composição do substrato ou presença de macrófita. O tratamento mais eficiente foi LC 10% CV, que removeu 88,4% ($312,2 \text{ mg L}^{-1}$), seguido por LC 20% SV com 87,8% ($310,4 \text{ mg L}^{-1}$) e LC 0% SV com

87,3% (308,6 mg L⁻¹). Destaca-se que a diferença absoluta entre o melhor tratamento e o controle sem *Lithothamnium calcareum* foi de apenas 1,1 ponto percentual, indicando que o substrato base (areia e brita) já possui elevada capacidade intrínseca de remoção de fósforo. Conforme mostrado no APÊNDICE C, a análise de variância indicou a ausência de efeitos estatisticamente significativos na remoção de fosfato, seja para o *Lithothamnium calcareum* ($F_{3,113} = 0,4848$; $p = 0,6935$), para o Vetiver ($F_{1,113} = 0,0395$; $p = 0,8429$) ou para a interação entre os fatores ($F_{3,113} = 0,6216$; $p = 0,6025$).

A evolução temporal da concentração de fósforo nos diferentes tratamentos, comparando sistemas com Vetiver (painel esquerdo) e sem Vetiver (painel direito), é apresentada na Figura 24.

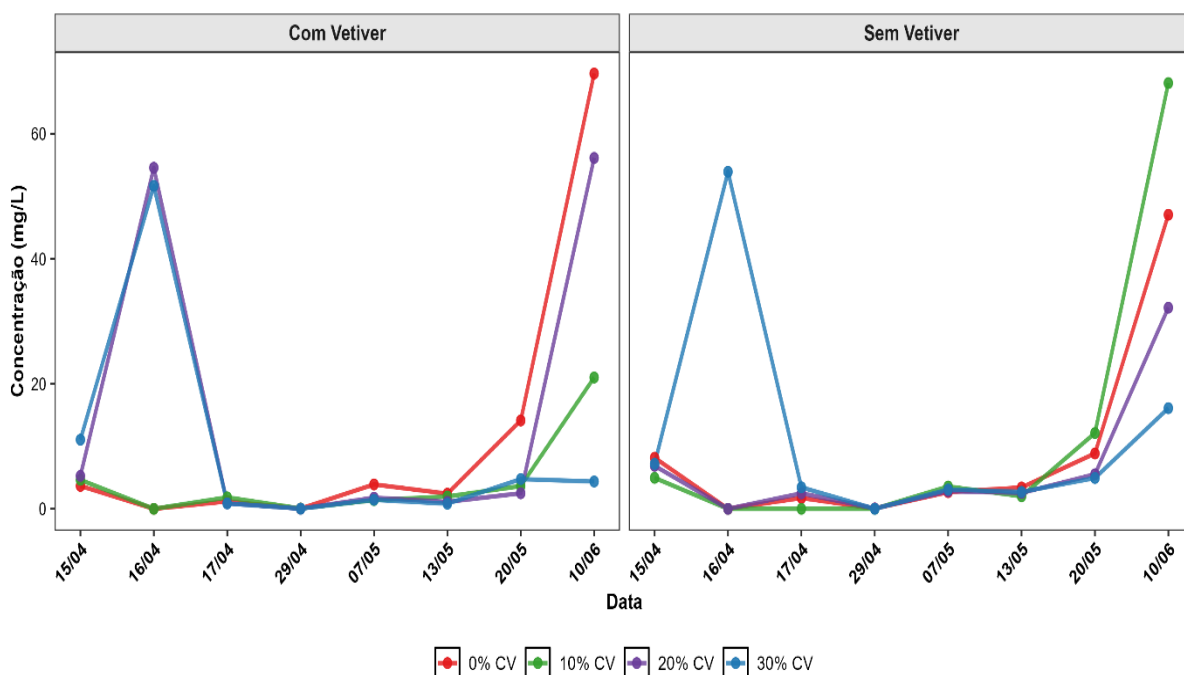


Figura 24. Evolução temporal da concentração de fósforo (PO_4^{3-}) comparando sistemas com Vetiver (painel esquerdo) e sem Vetiver (painel direito). Linhas representam diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*: 0% (controle), 10%, 20% e 30%. Eixo Y: Fósforo (PO_4^{3-}) (mg L⁻¹); Eixo X: Data de coleta.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A Figura 25 apresenta o efeito da presença de Vetiver sobre a concentração de fósforo ao longo do tempo nas diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*.

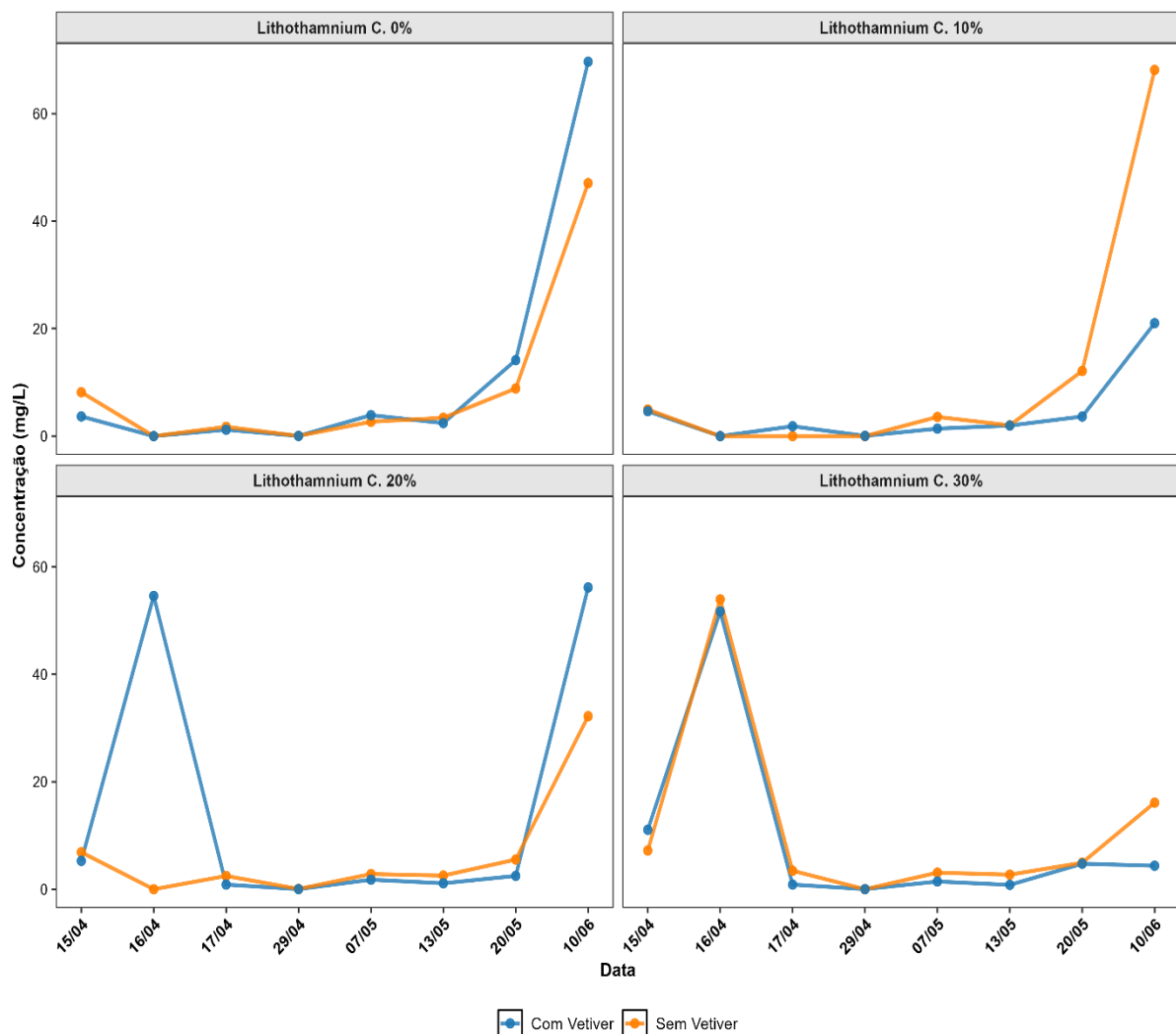


Figura 25. Efeito do Vetiver na variação temporal de fósforo em diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*.
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A evolução temporal da concentração dos íons de fosfato (Figuras 24 e 25) evidencia padrão de remoção consistentemente elevada nas primeiras seis semanas (concentrações efluentes de 0-5 mg L⁻¹, vs. 353 ± 114 mg L⁻¹ afluente), seguida de aumento progressivo a partir da sétima coleta e pico acentuado na última semana (10/06), com valores atingindo 15-70 mg L⁻¹ conforme o tratamento. Este evento coincide com o entupimento parcial dos sistemas observado nesta data. A ausência de diferenças significativas entre tratamentos na análise estatística global reflete a elevada capacidade de remoção do substrato base em condições normais de operação, com o evento pontual de entupimento afetando similarmente todas as configurações testadas.

A remoção de fósforo em *wetlands* construídos ocorre predominantemente através de três mecanismos: adsorção em óxidos metálicos, precipitação química e assimilação microbiana. Dotro *et al.* (2017) destacaram que, quando há presença significativa de óxidos de alumínio, ferro e cálcio no substrato filtrante, a adsorção e a precipitação tornam-se os principais

mecanismos de remoção. Os elevados valores de remoção observados mesmo no tratamento controle (LC 0% SV: 87,3%) sugerem que os óxidos de Fe e Al naturalmente presentes na areia e brita utilizadas como substrato base foram suficientes para garantir eficiência elevada, com contribuição marginal do carbonato de cálcio do *Lithothamnium calcareum* para precipitação de fosfatos de cálcio.

Veneu *et al.* (2023) demonstraram que a remoção de fosfato por grânulos bioclásticos de *Lithothamnium calcareum* é fortemente dependente do pH, com maiores eficiências em condições levemente ácidas (aproximadamente 76% em pH 5) e queda acentuada em pH alcalino (aproximadamente 32% em pH 8). Os autores atribuíram este padrão à formação de espécies de fosfatos de cálcio com solubilidades distintas conforme o pH: em meio ácido, predomina a adsorção em sítios superficiais e precipitação de fosfatos de cálcio amorfo; em meio alcalino, forma-se hidroxiapatita cristalina ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$), fase termodinamicamente mais estável, porém com cinética de precipitação lenta que pode não se completar no tempo de detenção hidráulica de sistemas de fluxo vertical (24h no presente estudo). A ausência de monitoramento sistemático de pH no presente experimento — devido a falha técnica no equipamento durante o período experimental — impossibilita determinar se o *Lithothamnium calcareum* elevou o pH do efluente a valores que desfavoreceriam a precipitação de fosfatos, o que poderia explicar parcialmente sua falta de efeito significativo ($p = 0,694$). Esta limitação metodológica impede a confirmação da hipótese de precipitação de fosfatos de cálcio como mecanismo atuante.

Zheng *et al.* (2024) documentaram que organismos acumuladores de polifosfato aeróbios (PAO), especialmente *Flavobacterium*, dominam em sistemas não saturados com elevada disponibilidade de oxigênio dissolvido, apresentando expressão significativamente maior do gene *ppk* (polifosfato quinase) em comparação ao gene *ppx* (exopolifosfatase) predominante em sistemas anóxicos. Os *wetlands* do presente estudo, operando em regime não saturado de fluxo vertical descendente, podem ter favorecido o estabelecimento de PAO aeróbios, contribuindo para remoção de fósforo por assimilação microbiana em adição aos processos físico-químicos.

Kadlec e Wallace (2009) alertaram que, após saturação progressiva dos sítios de adsorção, a remoção de fósforo tende a declinar significativamente, exigindo substituição do substrato ou implementação de estratégias de regeneração. Paula *et al.* (2023), em seu estudo sobre *wetlands* de fluxo vertical tratando água residuária da bovinocultura, observaram que *wetlands* plantados com Vetiver apresentaram remoções ligeiramente maiores (93,2%) que sistemas sem planta (78,2%), sugerindo contribuição moderada da absorção radicular. No presente estudo, a ausência de efeito significativo do Vetiver ($p = 0,8429$) pode ser atribuída ao período experimental relativamente curto (8 semanas), possivelmente insuficiente para pleno desenvolvimento do sistema radicular e máxima capacidade de absorção da espécie.

Em síntese, os *wetlands* construídos apresentaram remoção consistentemente elevada de fosfato (86,1-88,4%) independentemente da concentração de *Lithothamnium calcareum* ou presença de Vetiver. O substrato base (100% areia + brita) demonstrou capacidade intrínseca de remoção de 87,3% sem adição de LC, indicando que mecanismos de adsorção em óxidos metálicos já

presentes na areia foram suficientes para elevada eficiência. A ausência de efeitos significativos de ambos os fatores testados (LC: $F_{3,113} = 0,48$, $p = 0,694$; Vetiver: $F_{1,113} = 0,04$, $p = 0,843$) sugere três possibilidades não-excluentes: (1) os óxidos de Fe e Al naturalmente presentes na areia e brita saturaram rapidamente os sítios de adsorção disponíveis, dominando a remoção de P independentemente da adição de LC; (2) a contribuição potencial do carbonato de cálcio do LC para precipitação de fosfatos foi limitada por condições de pH não-ótimas (hipótese não-testável devido à ausência de monitoramento de pH); (3) o período experimental (8 semanas) foi insuficiente para saturação completa dos sítios de adsorção na areia, conforme alertado por Kadlec e Wallace (2009).

A ausência de monitoramento sistemático de pH constitui limitação crítica que impede elucidar a contribuição relativa dos mecanismos de adsorção versus precipitação química. Estudos futuros devem incluir: (i) medições de pH ao longo do experimento; (ii) análises de P-disponível no substrato em diferentes profundidades; (iii) períodos experimentais mais longos para capturar saturação dos sítios de adsorção; e (iv) caracterização mineralógica do substrato antes e após o experimento. A assimilação por organismos acumuladores de polifosfato (PAO) aeróbios, favorecidos pelo fluxo vertical não saturado, pode ter contribuído adicionalmente, embora análises microbiológicas não tenham sido realizadas. O padrão temporal — estabilidade nas primeiras 6 semanas ($0-5 \text{ mg L}^{-1}$ efluente) seguida de aumento acentuado na última coleta ($15-70 \text{ mg L}^{-1}$) — reflete perturbação operacional em 10/06 que reduziu temporariamente a eficiência de tratamento. As eficiências médias obtidas são comparáveis às de Paula *et al.* (2023: 78,2-93,2%), demonstrando eficiência dos sistemas mesmo sob carga afluyente elevada ($353,3 \pm 114,4 \text{ mg L}^{-1}$).

5.4.5.6 Cor

As eficiências de remoção de Cor variaram de 74,9% a 96,6% entre os tratamentos, com a concentração média afluyente de $26.075 \pm 21.826,7 \text{ Mg Pt-Co/L}$. Os três tratamentos mais eficientes foram LC 30% SV com 96,6% ($25.175,6 \text{ Mg Pt-Co/L}$ removidos), LC 30% CV com 96,5% ($25.172,7 \text{ Mg Pt-Co/L}$) e LC 10% CV com 96,1% ($25.059,7 \text{ Mg Pt-Co/L}$). Observa-se clara tendência de aumento da eficiência de remoção com o incremento da proporção de *Lithothamnium calcareum* no substrato, com os sistemas contendo 30% LC apresentando desempenho substancialmente superior ao controle (LC 0% CV: 74,9%; LC 0% SV: 79,2%). A diferença absoluta entre o melhor tratamento (LC 30% SV: 96,6%) e o pior (LC 0% CV: 74,9%) foi de 21,7 pontos percentuais, indicando que o *Lithothamnium calcareum* desempenha papel essencial na remoção de compostos cromóforos, ao contrário do observado para fósforo, onde o substrato base demonstrou capacidade intrínseca elevada independentemente da adição de LC.

A análise de variância confirmou que o *Lithothamnium calcareum* exerceu efeito estatisticamente significativo sobre a remoção de Cor ($F_{3,113} = 4,0328$; $p = 0,0091$; APÊNDICE C), demonstrando que a adição de LC ao substrato contribui efetivamente para a remoção de compostos cromóforos. Conforme os resultados da ANOVA detalhados no APÊNDICE C, a presença de Vetiver não apresentou efeito significativo na análise global ($F_{1,113} = 0,0555$; $p =$

0,8142). No entanto, a inspeção visual das figuras revela uma influência pontual deste fator em tratamentos específicos, conforme discutido adiante. A interação entre os fatores também foi não significativa ($F_{3,113} = 1,0891$; $p = 0,3564$).

A evolução temporal da concentração de cor nos diferentes tratamentos, comparando sistemas com Vetiver (painel esquerdo) e sem Vetiver (painel direito), é apresentada na Figura 26.

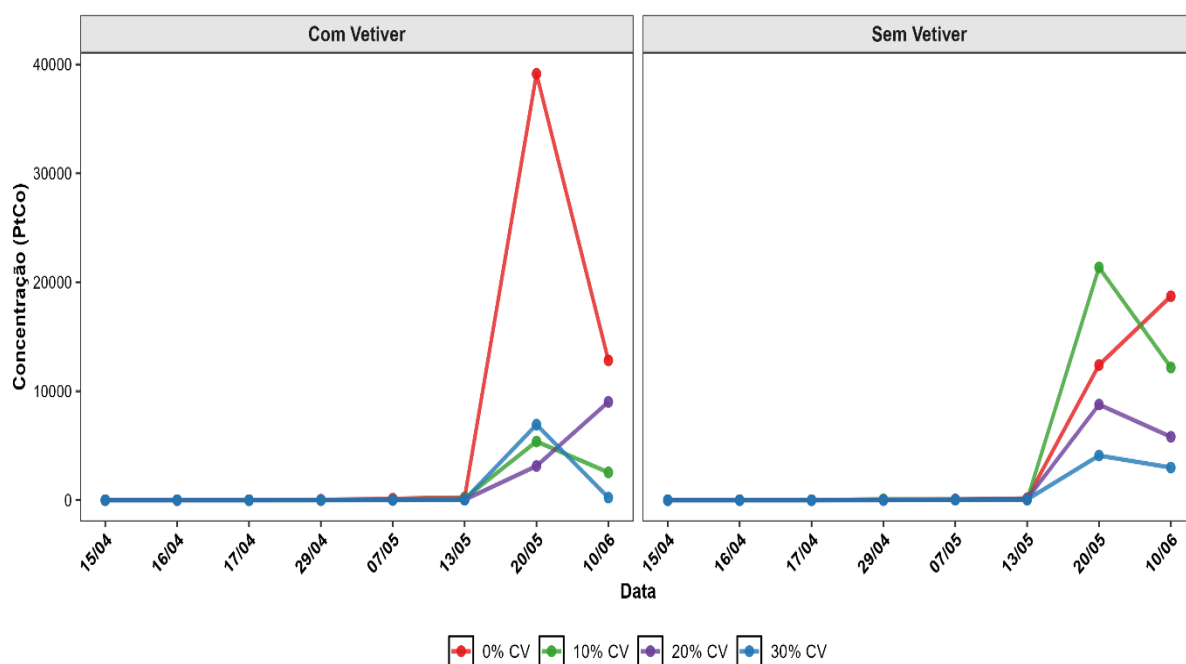


Figura 26. Evolução temporal da concentração de cor comparando sistemas com Vetiver (painel esquerdo) e sem Vetiver (painel direito). Linhas representam diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*: 0% (controle), 10%, 20% e 30%. Eixo Y: Cor (mg L^{-1}); Eixo X: Data de coleta.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A Figura 27 apresenta o efeito da presença de Vetiver sobre a concentração de cor ao longo do tempo nas diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*.

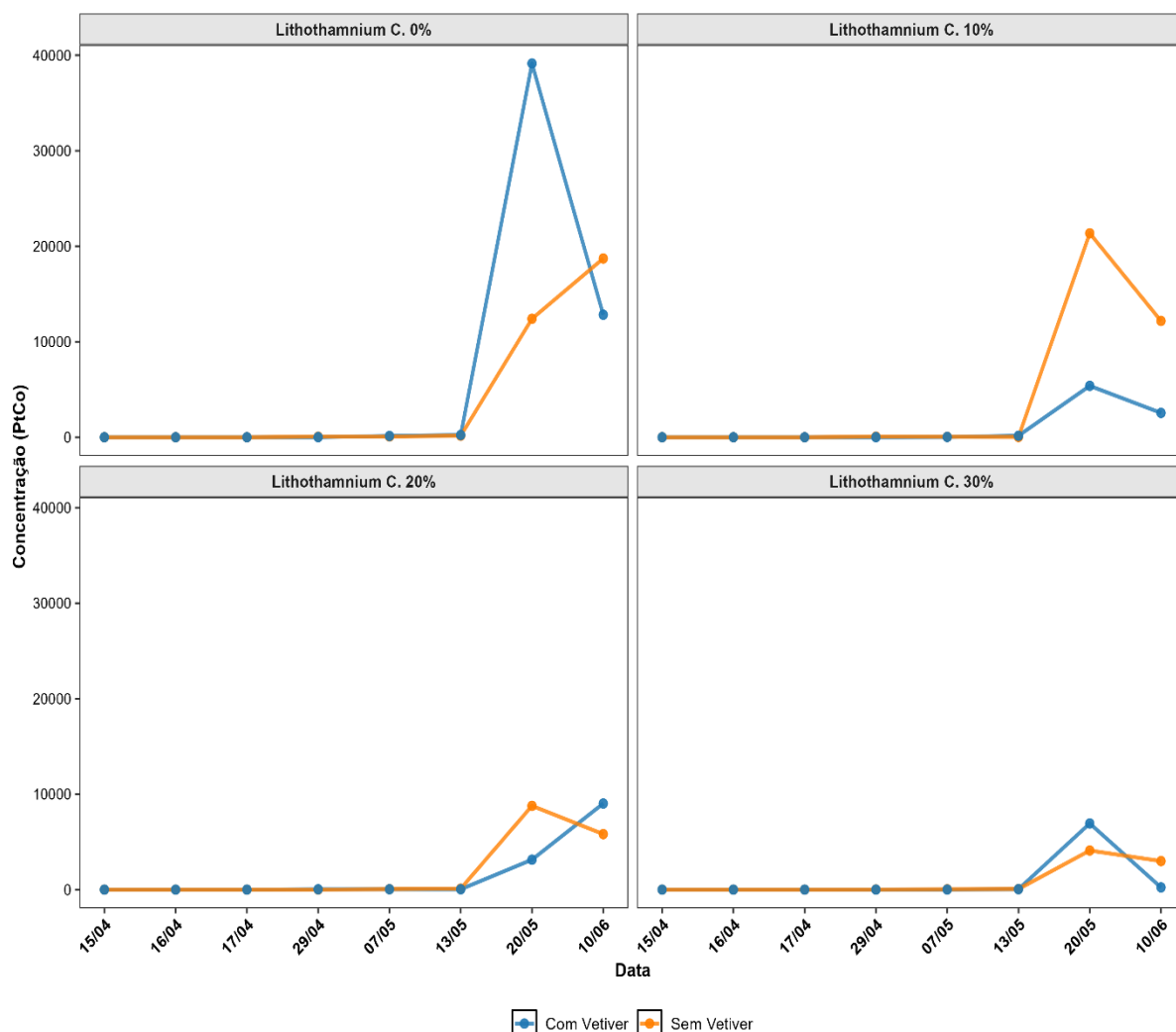


Figura 26. Efeito do Vetiver na variação temporal da cor em diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A evolução temporal da cor (Figuras 26 e 27) revela padrão trifásico marcante que difere dos demais parâmetros analisados. Na primeira fase (semanas 1-4), todos os tratamentos apresentaram remoção eficiente, com valores próximos a zero. Na segunda fase (quinta semana, coleta de 20/05), observou-se evento de liberação massiva de cor, com picos cuja magnitude foi fortemente dependente da concentração de *Lithothamnium calcareum* e, em menor grau, da presença de Vetiver. O tratamento LC 0% CV exibiu o pico mais elevado (aproximadamente 39.000 Mg Pt-Co/L), enquanto tratamentos com maiores concentrações de LC apresentaram picos substancialmente menores, evidenciando efeito dose-resposta pronunciado: LC 0% registrou picos entre 19.000-39.000 Mg Pt-Co/L, LC 10% entre 5.000-22.000 Mg Pt-Co/L, LC 20% entre 3.000-9.000 Mg Pt-Co/L, e LC 30% manteve picos contidos abaixo de 7.000 Mg Pt-Co/L. Na terceira fase (semanas 6-8), observou-se recuperação parcial, com concentrações finais estabilizando em níveis intermediários que variaram amplamente conforme o tratamento (de aproximadamente 300 a 19.000 Mg Pt-Co/L na última coleta, 10/06). A clara separação

visual entre diferentes concentrações de LC (Figura 27) corrobora o efeito estatisticamente significativo deste fator ($p = 0,0091$), com LC 30% demonstrando capacidade superior de mitigação tanto dos picos quanto dos valores finais.

O evento de liberação massiva de cor observado em 20/05 (quinta semana de operação) representa fenômeno não elucidado completamente, uma vez que não coincide com eventos operacionais documentados como o entupimento parcial observado posteriormente em 10/06. Possíveis explicações incluem: (1) decomposição de biomassa microbiana ou matéria orgânica acumulada no substrato durante as primeiras semanas de operação; (2) lixiviação de substâncias húmicas, taninos ou compostos cromóforos originados da degradação de matéria orgânica vegetal (Pavinato e Rosolem, 2008) presentes no efluente que ficaram inicialmente retidos no sistema; (3) mudanças nas condições físico-químicas do substrato (pH, potencial redox, temperatura) que favoreceram mobilização de compostos previamente adsorvidos; ou (4) senescência inicial do Vetiver que liberou pigmentos vegetais, exsudatos radiculares ou produtos de decomposição de tecidos radiculares. Sezerino e Pelissari (2021) destacaram que plantas liberam substâncias orgânicas através de exsudatos (açúcares, aminoácidos, vitaminas) e que o material disponibilizado na decomposição de tecidos vegetais constitui fonte de compostos orgânicos que podem influenciar a qualidade do efluente.

Embora não haja estudos específicos na literatura revisada que avaliem o efeito de substratos calcários sobre a remoção de Cor, diversos trabalhos documentaram que parâmetros físicos como Cor e Turbidez são eficientemente removidos em *wetlands* através de processos de filtração, sedimentação e adsorção, independentemente da configuração específica do sistema (Von Sperling; Sezerino, 2018; Dotro *et al.*, 2017). A elevada eficiência observada no presente estudo, especialmente nos tratamentos com maior proporção de LC ($30\% > 20\% > 10\% > 0\%$), indica a ocorrência de sinergismo entre processos físico-químicos e biológicos.

Um achado particularmente interessante diz respeito ao efeito do Vetiver em tratamentos sem *Lithothamnium calcareum*. O tratamento LC 0% CV apresentou pico quase duas vezes maior que LC 0% SV (aproximadamente 39.000 vs 19.000 Mg Pt-Co/L), sugerindo que o Vetiver, na ausência de LC protetor, contribuiu como fonte adicional de compostos cromóforos. Entretanto, em tratamentos com LC presente (10-30%), a diferença entre sistemas com e sem Vetiver foi substancialmente menor, indicando que o LC atuou como agente sequestrante desses compostos. Esta observação explica a discrepância entre a análise visual das figuras, que sugere influência do Vetiver em configurações específicas, e a análise estatística global, que não detectou efeito significativo ($p = 0,8142$). O efeito do Vetiver foi específico e restrito ao tratamento sem LC, sendo mascarado pela média geral quando considerados todos os tratamentos conjuntamente na ANOVA.

As eficiências obtidas no presente estudo podem ser comparadas com valores reportados na literatura para *wetlands* tratando efluentes de origem animal. Souza *et al.* (2010), avaliando tratamento de efluentes de bovinocultura em sistema composto por lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado, reportaram redução de turbidez de 60% no leito cultivado. Matos e Matos (2010), tratando água residuária de suinocultura em *wetlands* construídos cultivados com capim-Tangola, obtiveram remoções entre 76-82% de cor e 90-95% de turbidez.

Em termos gerais, o *Lithothamnium calcareum* exerceu efeito significativo sobre a remoção de cor ($p = 0,0091$), com eficiências de 74,9-96,6% e padrão dose-resposta pronunciado ($30\% > 20\% > 10\% > 0\%$). O Vetiver não apresentou efeito global ($p = 0,8142$), mas atuou como fonte adicional de cor especificamente em LC 0% CV (pico ~ 39.000 vs ~ 19.000 Mg Pt-Co/L em LC 0% SV), efeito neutralizado pela presença de LC. As eficiências com LC 30% ($>96\%$) superam valores reportados para efluentes animais (Souza *et al.*, 2010: 60%; Matos e Matos, 2010: 76-82%), demonstrando eficiência do material calcário para polimento de efluentes com elevada coloração aparente.

5.4.5.7 Turbidez

As eficiências de remoção de turbidez variaram de 74,3% a 98,9% entre os tratamentos, com concentração média afluente de $1.337,4 \pm 1.324,0$ NTU. Os três tratamentos mais eficientes foram LC 30% CV com 98,9% (1.323,4 NTU removidos), LC 30% SV com 97,4% (1.302,6 NTU) e LC 10% CV com 96,8% (1.294,7 NTU). A análise de variância (APÊNDICE C) revelou que o *Lithothamnium calcareum* exerceu um efeito estatisticamente significativo sobre a remoção de turbidez ($F_{3,113} = 4,8363$; $p = 0,0033$), com significância ainda mais pronunciada que para cor, enquanto o Vetiver não apresentou efeito significativo ($F_{1,113} = 0,2597$; $p = 0,6113$).

A evolução temporal da concentração de turbidez nos diferentes tratamentos, comparando sistemas com Vetiver (painel esquerdo) e sem Vetiver (painel direito), é apresentado na Figura 28.

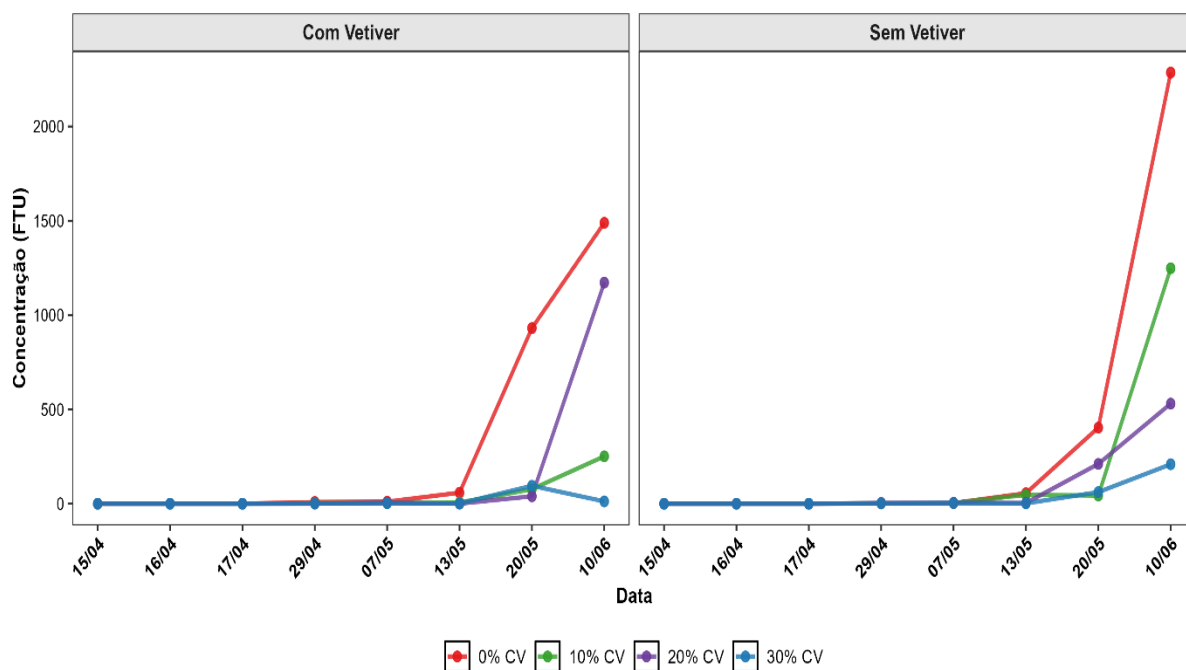


Figura 28. Evolução temporal da concentração de turbidez comparando sistemas com Vetiver (painel esquerdo) e sem Vetiver (painel direito). Linhas representam diferentes concentrações

de *Lithothamnium calcareum*: 0% (controle), 10%, 20% e 30%. Eixo Y: Turbidez (mg L⁻¹);
Eixo X: Data de coleta.
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A Figura 29 apresenta o efeito da presença de Vetiver sobre a concentração de turbidez ao longo do tempo nas diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*.

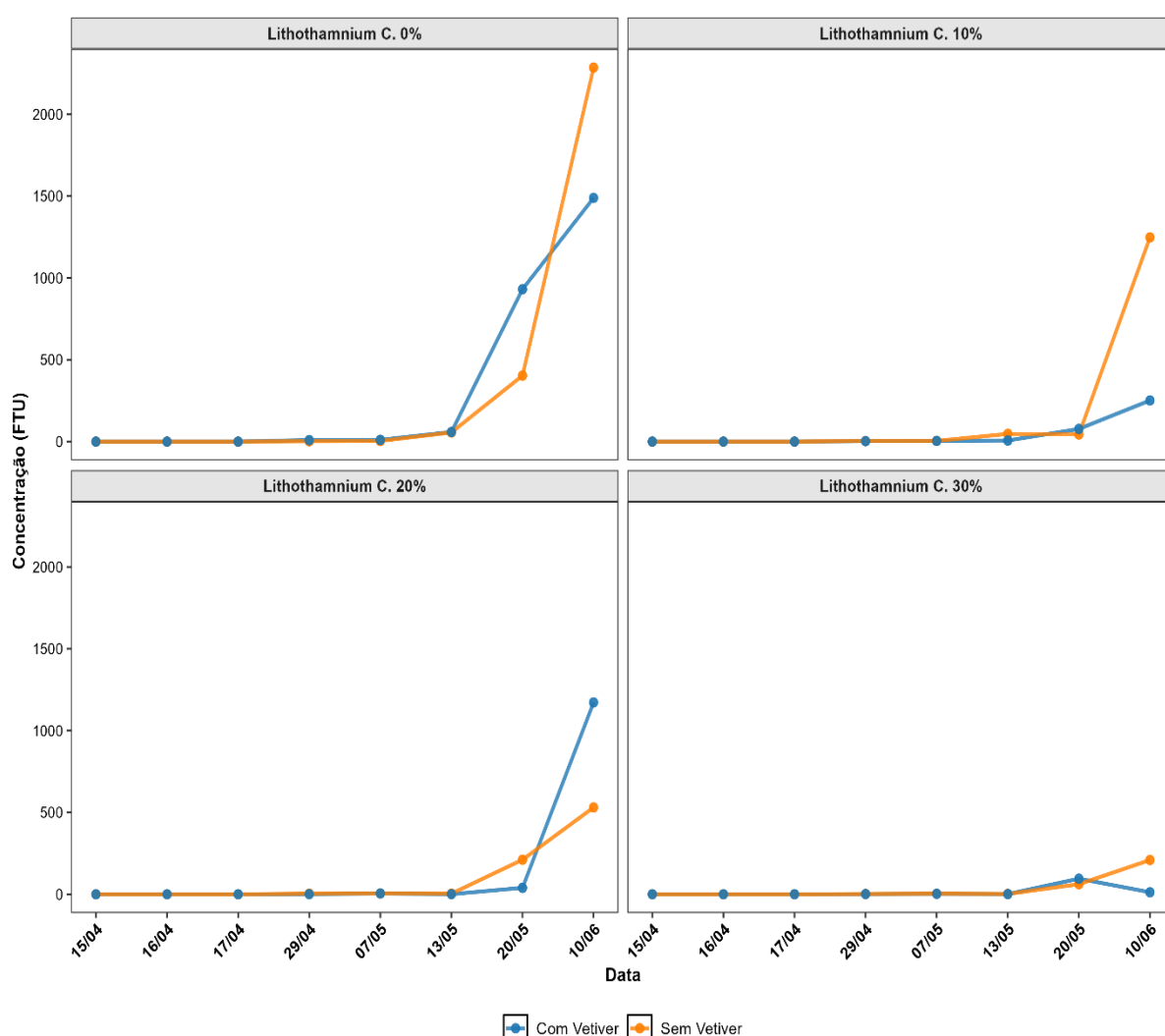


Figura 29. Efeito do Vetiver na variação temporal da turbidez em diferentes concentrações de *Lithothamnium calcareum*.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Diferentemente do observado para cor—onde houve pico súbito em 20/05 seguido de recuperação parcial—a turbidez apresentou padrão de aumento progressivo e contínuo a partir da semana 6, sem recuperação. Os valores efluentes na oitava semana variaram de ~10 NTU (LC 30% CV) até ~2.300 NTU (LC 0% SV), evidenciando clara relação dose-resposta do

Lithothamnium calcareum: LC 0% apresentou os maiores valores finais (1.500-2.300 NTU), LC 10% valores intermediários (250-1.250 NTU), LC 20% entre 530-1.200 NTU, e LC 30% os menores valores (10-210 NTU). Este padrão de aumento contínuo a partir da semana 6 pode estar relacionado ao início gradual de colmatção do substrato, com redução progressiva da capacidade de filtração. O entupimento completo foi documentado em 10/06, mas o aumento sistemático da turbidez sugere que o processo de colmatção iniciou-se antes, possivelmente a partir da semana 6.

Notavelmente, o tratamento LC 30% CV exibiu comportamento singular, sendo o único a apresentar pico moderado (~95 NTU na semana 7) seguido de redução acentuada para valores mínimos (~10 NTU na semana 8). Todos os demais tratamentos apresentaram valores crescentes ou estabilizaram em níveis elevados. Esta capacidade superior de recuperação e manutenção da eficiência de remoção distingue LC 30% CV dos demais, sugerindo resiliência da combinação *Lithothamnium calcareum* 30% CV.

As eficiências obtidas (74,3-98,9%) são superiores às reportadas na literatura para *wetlands* construídos tratando efluentes de bovinocultura. Yazdani e Golestani (2019), ao tratar efluente de laticínios com turbidez afluente de 246 NTU em *wetlands* verticais, obtiveram eficiências de 69,6% (controle), 78,9% (*Phragmites australis*) e 83,5% (*Juncus*). O presente estudo, operando com efluente aproximadamente 5,4 vezes mais turbido (1.337 NTU), alcançou eficiências até 98,9%, demonstrando desempenho do sistema, particularmente nos tratamentos com LC 30%.

A combinação de distribuição granulométrica bimodal areia-LC e elevada uniformidade de ambos os materiais (CU ~2,2-2,4) pode ter otimizado a eficiência de filtração mecânica, prevenindo caminhos preferenciais e favorecendo captura homogênea de partículas coloidais (CAPUTO, 1996). Entretanto, conforme observado por Langergraber *et al.* (2003), processos de colmatção em *wetlands* verticais são progressivos e inevitáveis, o que corrobora o padrão temporal de aumento contínuo da turbidez observado a partir da semana 6.

Em síntese, o *Lithothamnium calcareum* exerceu efeito significativo positivo sobre a remoção de turbidez ($p = 0,0033$), com eficiências entre 74,3% e 98,9% e padrão dose-resposta pronunciado (LC 30% > LC 20% > LC 10% > LC 0%). O melhor desempenho foi obtido com LC 30% CV (98,9%), correspondendo a redução de 1.337 NTU para apenas 14,8 NTU. A ausência de efeito do Vetiver confirma que a remoção de turbidez em WCFVs é dominada por processos físico-químicos no leito filtrante. O padrão temporal de aumento progressivo sugere início de colmatção a partir da semana 6, embora LC 30% CV tenha demonstrado capacidade única de recuperação. As eficiências obtidas são superiores às reportadas na literatura para efluentes de bovinocultura.

5.4.6 Avaliação da clorofila em *Chrysopogon zizanioides*

Os valores médios do índice SPAD e da clorofila total (mg/cm²) foram organizados segundo a proporção de granulado bioclástico de *Lithothamnium calcareum* adicionada ao meio filtrante

das unidades de *Wetlands* construídos. As Tabelas 14 e 15 apresentam os resultados consolidados.

Tabela 14 Valores médios do índice SPAD por proporção de *Lithothamnium calcareum*

Proporção de <i>Lithothamnium</i>	Média SPAD	Desvio-padrão	n
0%	37,96	0,13	2
10%	36,92	1,01	2
20%	31,10	4,52	2
30%	34,48	0,78	2

Tabela 15. Valores médios de clorofila total (mg/cm²) por proporção de *Lithothamnium calcareum*

Proporção de <i>Lithothamnium</i>	Média (mg/cm ²)	Desvio-padrão	n
0%	0,035	0,00028	2
10%	0,034	0,00037	2
20%	0,027	0,00583	2
30%	0,032	0,00262	2

Os valores médios do índice SPAD e da clorofila total (mg/cm²) foram organizados segundo a proporção de *Lithothamnium calcareum* no meio filtrante. A condição controle (LC 0%) apresentou índice SPAD de $37,96 \pm 0,13$ e clorofila total de $0,035 \pm 0,00028$ mg/cm². Com adição de LC 10%, os valores foram $36,92 \pm 1,01$ (SPAD) e $0,034 \pm 0,00037$ mg/cm². A condição LC 20% registrou os menores valores: $31,10 \pm 4,52$ (SPAD) e $0,027 \pm 0,00583$ mg/cm². Em LC 30%, observou-se recuperação parcial: $34,48 \pm 0,78$ (SPAD) e $0,032 \pm 0,00262$ mg/cm² (Figuras 30 e 31). A análise estatística não detectou diferenças significativas entre tratamentos (ANOVA SPAD: $F = 3,37$, $p = 0,1355$; ANOVA clorofila: $F = 2,50$, $p = 0,1983$), resultado atribuível ao baixo número de réplicas ($n=2$ por grupo) que limita o poder estatístico do teste. Entretanto, os tamanhos de efeito observados foram notavelmente elevados ($\eta^2 = 0,717$ para SPAD; $\eta^2 = 0,652$ para clorofila total), indicando que os tratamentos explicam 71,7% e 65,2% da variação total nos dados, respectivamente. Segundo Cohen (1988), valores de $\eta^2 > 0,14$ são considerados efeitos grandes, e os valores aqui obtidos (5-10 vezes superiores a este

limiar) sugerem fortemente a existência de efeito biológico real e substancial. A discrepância entre a magnitude do efeito e a significância estatística caracteriza um erro do Tipo II (falso negativo), onde o padrão biologicamente relevante não foi detectado estatisticamente devido à limitação amostral, não à sua inexistência.

A Figura 30 apresenta os valores médios do índice SPAD obtidos para o capim-vetiver cultivado em *Wetlands* construídos com diferentes proporções de *Lithothamnium calcareum* no meio filtrante.

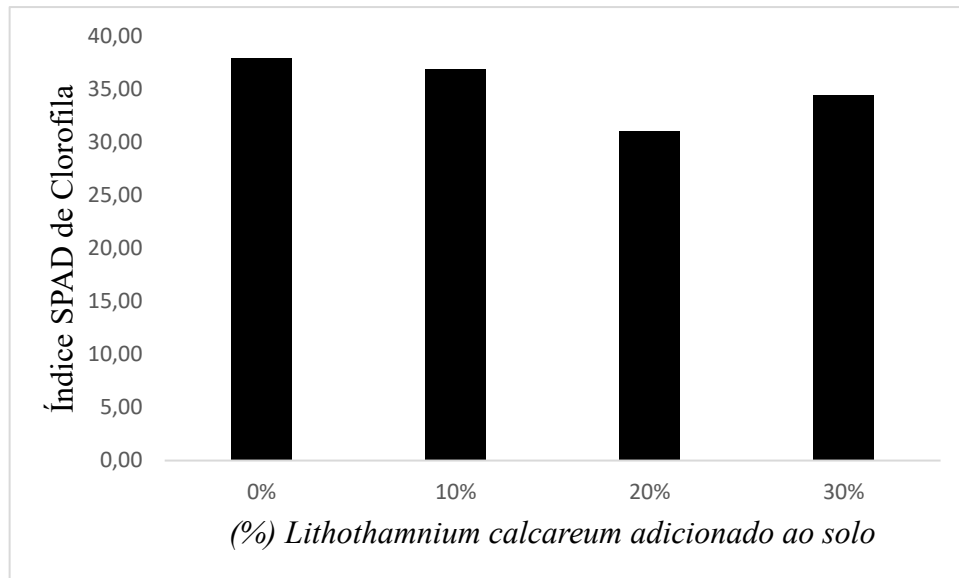


Figura 30. Valores médios do índice SPAD em função da proporção de *Lithothamnium calcareum* no meio filtrante.

Fonte: Própria autoria, 2025.

De forma complementar, a Figura 31 apresenta os valores médios de clorofila total (mg/cm²) estimados nas mesmas condições experimentais.

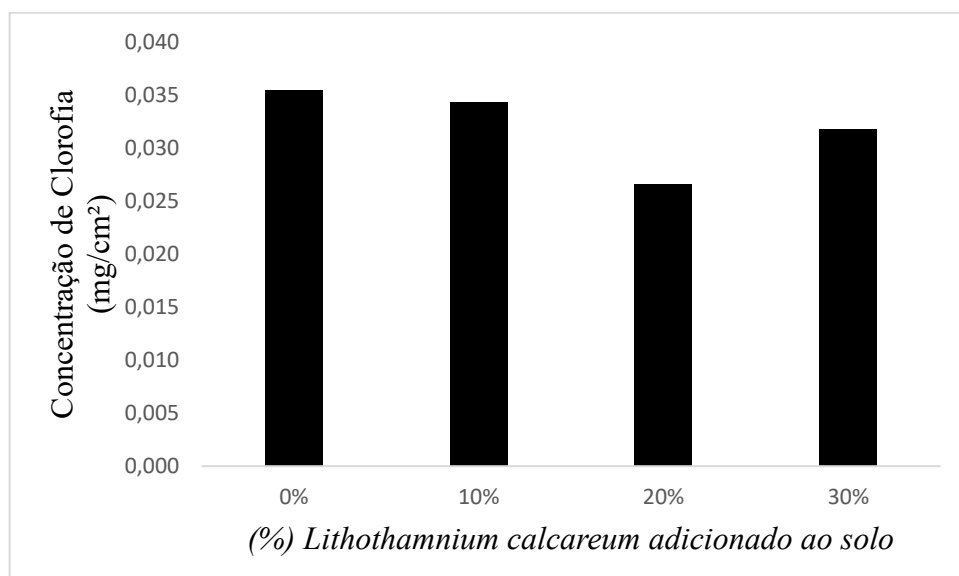


Figura 31. Valores médios de clorofila total (mg/cm²) em função da proporção de *Lithothamnium calcareum* no meio filtrante.

Fonte: Própria autoria, 2025.

A análise descritiva dos dados de clorofila revelou um padrão não-linear de resposta ao *Lithothamnium calcareum*, com redução progressiva do conteúdo desde LC 0% (37,96 ± 0,13 SPAD; 0,035 ± 0,0003 mg/cm²) e LC 10% (36,92 ± 1,01 SPAD; 0,034 ± 0,0004 mg/cm²) até um mínimo em LC 20% (31,10 ± 4,52 SPAD; 0,027 ± 0,006 mg/cm²), seguida de uma recuperação parcial em LC 30% (34,48 ± 0,78 SPAD; 0,032 ± 0,003 mg/cm²). Esse padrão característico em 'U' é sugestivo de uma resposta hormética, na qual concentrações intermediárias de LC podem induzir um estresse fisiológico transitório, enquanto concentrações mais elevadas desencadeariam mecanismos de aclimação. A relevância prática desse padrão é suportada tanto pela magnitude da redução observada em LC 20% (18,1% para SPAD; 22,9% para clorofila total), que possui importância agrônômica, quanto pelo tamanho de efeito substancial (η^2) calculado, que se enquadra na categoria de efeito grande ($\eta^2 > 0,14$). Isso indica um potencial impacto do LC sobre a capacidade fotossintética do Vetiver em condições de campo.

A hipótese mais plausível para explicar o padrão observado é a competição por fósforo entre planta e substrato. O *Lithothamnium calcareum* possui capacidade documentada de adsorção de fosfato (Veneu *et al.*, 2023), o que poderia reduzir a disponibilidade deste nutriente essencial para absorção radicular, resultando em deficiência nutricional no tecido vegetal.

Estudos demonstram relação direta entre deficiência de P e redução de pigmentos fotossintéticos: Kayoumu *et al.* (2023), em seu estudo sobre a influência da disponibilidade de fósforo na fotossíntese e no sistema antioxidante de genótipos de algodão, observaram queda na fotossíntese líquida e limitação bioenergética em algodão sob baixa disponibilidade de P; Siedliska *et al.* (2021), em pesquisa sobre a identificação do teor de fósforo em folhas de plantas por meio de reflectância hiperespectral, relacionaram doses reduzidas de P à diminuição do teor total de clorofila em aipo, beterraba e morango; Carstensen *et al.* (2018), ao investigarem os efeitos da deficiência de fósforo na cadeia de transporte de elétrons da fotossíntese, demonstraram que deficiência de P reduz o ortofosfato, resultando em menor eficiência fotoquímica.

Cardoso (2023), avaliando *wetlands* construídos com *Lithothamnium calcareum* e *Cyperus alternifolius*, identificou efeito ótimo na menor dose (5 g/L) e comprometimento do crescimento na maior dose (35 g/L), reforçando que doses excessivas de LC alteram o equilíbrio químico do meio. Embora estudos específicos sobre carência de P em vetiver sejam escassos, trabalhos sobre *wetlands* confirmam que a espécie participa da remoção de fósforo dos efluentes por absorção radicular e acúmulo nos tecidos (Panja *et al.*, 2021).

Em síntese, observou-se padrão descritivo de redução não-linear da clorofila com incremento de *Lithothamnium calcareum*, apresentando mínimo em LC 20% (31,10 SPAD; 0,027 mg/cm²) e recuperação parcial em LC 30% (34,48 SPAD; 0,032 mg/cm²). Embora a análise estatística não tenha detectado diferenças significativas ($p = 0,136$), o elevado tamanho de efeito ($\eta^2 =$

0,717) sugere possível efeito biológico real não confirmado devido ao tamanho amostral reduzido ($n=2$ por tratamento). A hipótese de competição por fósforo entre planta e substrato, embora biologicamente plausível e consistente com a literatura (Kayoumu *et al.*, 2023; Siedliska *et al.*, 2021; Carstensen *et al.*, 2018), permanece não-testada devido à ausência de análises de P-disponível no substrato e teor de P foliar. Estudos futuros com maior replicação ($n \geq 5$) e análises de P-disponível e P foliar são necessários para confirmação estatística e elucidação mecanística deste efeito.

6. CONCLUSÃO

Este estudo demonstrou que a adição de *Lithothamnium calcareum* (LC) como componente de substrato em WCFVs tem um efeito seletivo na remoção de contaminantes de águas residuárias da bovinocultura. O material contribuiu significativamente para a remoção de matéria orgânica (DQO), cor e turbidez, com melhor desempenho observado na proporção de 30%. No entanto, o LC não exerceu influência significativa na remoção de nutrientes (nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fosfato), indicando que a remoção desses compostos é governada predominantemente por processos biológicos ou pela adsorção inerente ao substrato base.

A presença do capim-vetiver mostrou-se benéfica especificamente para a remoção de compostos nitrogenados (nitrogênio amoniacal e nitrato), embora seu potencial possa não ter sido totalmente expresso devido ao curto período de estabelecimento da planta. Não foram observadas interações significativas entre os fatores LC e vetiver, sugerindo que seus mecanismos de atuação no sistema são independentes e aditivos.

O desenvolvimento vegetativo do Vetiver, avaliado indiretamente pelo conteúdo de clorofila, apresentou padrão não-linear em resposta ao *Lithothamnium calcareum*, com redução em concentrações intermediárias e recuperação parcial nas mais elevadas, sugerindo competição por fósforo entre planta e substrato. O elevado tamanho de efeito observado indica relevância biológica deste padrão.

As principais limitações do estudo foram a ausência de monitoramento contínuo do pH e a curta duração do experimento, o que impede a elucidação completa de alguns mecanismos observados, como a possível interferência do LC na desnitrificação e os padrões não-lineares de desenvolvimento do vetiver.

Para aplicação prática, recomenda-se o uso de LC (20-30%) para efluentes com alta carga de matéria orgânica e sólidos, enquanto o vetiver é indicado para sistemas com foco em nitrogênio. Para avançar no conhecimento da técnica, pesquisas futuras devem priorizar estudos de longo prazo, o monitoramento de parâmetros como pH e potencial de oxirredução (redox), além de investigações sobre a interação entre o LC e a disponibilidade de fósforo para as plantas.

Em síntese, os WCFVs se mostraram uma ecotecnologia robusta para o tratamento do efluente estudado. A otimização com LC e vetiver é viável, mas seus benefícios são específicos para determinados contaminantes, permitindo um dimensionamento mais assertivo e econômico de acordo com a composição do efluente-alvo.

7. REFERÊNCIAS

- AGGA, G. E. *et al.* Lagoon, anaerobic digestion, and composting of animal manure treatments impact on tetracycline resistance genes. *Antibiotics*, Basel, v. 11, n. 3, p. 391, 2022. DOI: 10.3390/antibiotics11030391.
- AKHZARI, D.; ALIPOOR, N. Studying the quantitative and qualitative characteristics of vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides* L.) under different compost and zeolite treatments. *Environmental Resources Research*, v. 7, n. 2, p. 137–146, 2019.
- ALMEIDA, A. *et al.* Nitrate removal in vertical flow constructed *wetland* planted with *Vetiveria zizanioides*: Effect of hydraulic load. *Ecological Engineering*, v. 99, p. 535-542, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.069>>.
- Almeida, G. V. (2016). Tratamento da água residuária da bovinocultura de leite utilizando leitos cultivados. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
- ALMEIDA, R. A.; UCKER, F. E. Considerando a evapotranspiração no cálculo de eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas. *Revista Engenharia Ambiental*, v.8, n.4, p.39-45, 2011.
- APHA. Standard Methods for The Examination Of Water and Wastewater. 23rd. ed.
- AREGU, Mekonnen Birhanie; SOBOKSA, Negasa Eshete; KANNO, Girum Gebremeskel. High Strength Wastewater Reclamation Capacity of Vetiver Grass in Tropics: The Case of Ethiopia. *Environmental Health Insights*, v. 15, p. 1–12, 2021. DOI: 10.1177/11786302211060162.
- Azevedo Netto, J. M. (2012). *Manual de Hidráulica*. São Paulo: Editora Blucher.
- BARBOZA, B. S.; ABREU, D. C.; TAVARES, G. D.; *et al.* Use of *Lithothamnium* for phosphorus removal and improvement of the trophic status of water bodies. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, v. 19, n. 2, e011207, 2025. DOI: 10.24857/rgsa.v19n2-078.
- BATES, D.; MÄCHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, Los Angeles, v. 67, n. 1, p. 1-48, 2015. DOI: 10.18637/jss.v067.i01.
- BRAGA, Juliana Rosa; SOUZA, Tiago Santos e. Sistema *Wetland* para Tratamento de Água residuária de Bovinocultura de Leite. Patos de Minas: Centro Universitário de Patos de Minas – UNIPAM, 2016.
- BRANDÃO REIS, E. M.; LOPES, M. A.; LIMA, A. L. R.; *et al.* Dairy herd production aspects of family farms in Western Amazon, Brazil. *Semina: Ciências Agrárias*, Londrina, v. 41, n. 5 supl. 1, p. 2365-2376, 2020. DOI: 10.5433/1679-0359.2020v41n5supl1p2365. Disponível em: <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2020v41n5supl1p2365>. Acesso em: 2 nov. 2025.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. Mapa do Leite. Brasília, DF: MAPA, [2025]. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/producao-animal/mapa-do-leite>. Acesso em: 13 abr. 2025.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, ed. 138, seção 1, p. 1, 16 jul. 2020. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm. Acesso em: 23 mar. 2025.

BRIAND, X. Lithothamne – Tradition from the past, to the future in the Agrochemistry. Pointrieux, França.

CALETTI, R. P. K.; NASCENTES, A. L.; OLIVEIRA, P. J.; BATISTA DA SILVA, L. D. (2019). Aplicação do granulado bioclástico no processo de remoção de fósforo dissolvido no tratamento de água e efluentes líquidos. Patente: Privilégio de Inovação. Número do registro: BR1020190235780, INPI Instituto Nacional de Propriedade Industrial.

CALETTI, Rozileni Piont Kovsky. Eficiência do *Lithothamnium calcareum* na remoção do fósforo de lixiviado de aterro sanitário. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.

CAMPOS, M. P. *et al.* Economic analysis of fertilization management in ‘Prata-Anã’ Gorutuba banana plants. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v. 44, n. 2, 2022.

CAPUTO, H. P. Mecânica dos Solos e suas Aplicações: fundamentos. 6. ed. Rio de Janeiro: LTC, 1996. 6ª Ed.

Carpenter, S. R., *et al.* (2005). Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(29), 10002-10005.

CARSTENSEN, A.; HERDEAN, A.; SCHMIDT, S. B.; *et al.* The impacts of phosphorus deficiency on the photosynthetic electron transport chain. *Plant Physiology*, 2018. doi:10.1104/pp.17.01624.

CASTRO, C. J.; SHYU, H.-Y.; XABA, L.; BAIR, R.; YEH, D. H. Performance and onsite regeneration of natural zeolite for ammonium removal in a field-scale non-sewered sanitation system. *Science of the Total Environment*, v. 776, 145938, 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145938.

CHEN, Z. Occurrence, removal and environmental risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in rural wastewater treatment *wetlands*. *The Science of the Total Environment*, v. 566-567, p. 1660-1669, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.069>.

CHUENCHART, W. Advances in biorefinery of cattle manure for value-added products. *Biomass Conversion and Biorefinery*, v. 10, n. 11, p. 568, 2024.

COHEN, J. Statistical power analysis for the behavioral sciences. 2nd ed. Hillsdale: Lawrence Erlbaum Associates, 1988.

COLGAN, P.; RIEKE, E. L.; NADEEM, K.; MOORMAN, T. B.; SOUPIR, M. L.; HOWE, A.; RICKER, N. Impact of swine and cattle manure treatment on the microbial composition and resistome of soil and drainage water. *Microorganisms*, Basel, v. 11, n. 1, p. 17, 2023.

COSTA, Ana Claudia; RAMOS, José Darlan; SILVA, Fábio Oseias dos Reis; MENEZES, Thatiane Padilha de; MOREIRA, Rodrigo Amato; DUARTE, Mariene Helena. Adubação orgânica e *Lithothamnium* no cultivo da pitaia vermelha. 2015.

D'AUREA, A. P.; CARDOSO, A. S.; GUIMARÃES, Y. S.; FERNANDES, L. B.; FERREIRA, L. E.; REIS, R. A. Mitigating Greenhouse Gas Emissions from Beef Cattle Production in Brazil through Animal Management. *Sustainability*, Basel, v. 13, n. 13, p. 7207, 2021. DOI: 10.3390/su13137207. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su13137207>. Acesso em: 2 nov. 2025.

DATTA, A.; SINGH, H.; RAJA, S.; DIXIT, S. Constructed *wetland* for improved wastewater management and increased water use efficiency in resource scarce SAT villages: a case study from Kothapally village, in India. *International Journal of Phytoremediation*, v. 23, p. 1067-1076, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15226514.2021.1876627>.

DIAS, Gilberto T. M. Granulados bioclásticos – algas calcárias. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 18, n. 3, p. 297-318, 2000.

DIAS, J. M. Bioclásticos: origem, classificação e aplicações. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 30, n. 2, p. 265–272, 2000.

DUARTE, André Pereira. Gestão e manejo de resíduos da bovinocultura leiteira. 1. ed. Ponta Grossa: UEPG, 2019. 154 p.

DUARTE, João Brack. Avaliação da Eficiência de Sistemas de Alagado Construído Cultivados com *Typha Angustifolia* (Rota 1) e *Chrysopogon zizanioides* (Rota 2) no Tratamento de Água residuária de Bovinocultura de Leite. 2019. 56p. Dissertação (Mestre em Engenharia Agrícola e Ambiental). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2019.

EL CHAMI, D.; GALLI, F. An assessment of seaweed extracts: Innovation for sustainable agriculture. *Agronomy*, v. 10, n. 9, 2020.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Uso agrícola de água residuária: práticas seguras para fertirrigação. Brasília, DF: Embrapa, 2020. 40 p. (Embrapa Solos. Documentos, 143).

ENDO, R. On the distribution and research history of algal remains in Japan. *Sci. Rep. Saitama Univ., Ser. B. Research and Earth Sciences*, Japão, p. 22–28, 1967.

ERTHAL, V. J. T. *et al.* Composição de nutrientes em água residuária bovina. 2010b.

ERTHAL, Virgílio José Tavares *et al.* Características fisiológicas, nutricionais e rendimento de forrageiras fertigadas com água residuária de bovinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 5, p. 458–466, 2010a. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000500004>.

EVANGELISTA, Adão W. P.; SÁ, André R. M. de; JUNIOR, José Alves; CASAROLI, Derblai; LEANDRO, Wilson M.; SOUZA, Jorge L. M. de. Irrigação e adubação com *Lithothamnium* do pimentão cultivado sob sistema orgânico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 20, n. 9, p. 830-835, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n9p830-835>.

FERNANDES JÚNIOR, G. A.; SILVA, D. A.; MOTA, L. F. M.; DE MELO, T. P.; FONSECA, L. F. S.; SILVA, D. B. D. S.; CARVALHEIRO, R.; ALBUQUERQUE, L. G. Sustainable Intensification of Beef Production in the Tropics: The Role of Genetically Improving Sexual Precocity of Heifers. *Animals*, Basel, v. 12, n. 2, p. 174, 2022. DOI: 10.3390/ani12020174. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ani12020174>. Acesso em: 2 nov. 2025.

FERNANDES, Antonio Henrique dos Santos; RIBEIRO, Rodrigo de Almeida; FRANÇA, Francisco Guilharde de Carvalho. Tratamento de água residuária: princípios e aplicações. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2018. 404 p.

FERNANDES, Bárbara Rodrigues; AMORIM, Suzi Alves de; HÜTHER, Carlos; MARINHO, Paulo Roberto; CECCHIN, Ilana; SILVA, Viviane da; PEREIRA, Haroldo Chaves; MACHADO, Regina Aparecida Fernandes. Água residuária de laticínio em codigestão com dejetos de bovinos leiteiros. *Revista Engenharia na Agricultura*, Viçosa-MG, v. 26, n. 4, p. 332–341, out./dez. 2018. DOI: 10.13083/reveng.v26i4.912.

FERRAZZA, Rodrigo de Andrade; CASTELLANI, Elena. Análise das transformações da pecuária brasileira: um enfoque na pecuária leiteira. *Ciência Animal Brasileira*, v. 22, e-68940, 2021. DOI: 10.1590/1809-6891v22e-68940.

FIGUEIREDO, Eurico Tomaz. *Características e manejo de águas residuárias da bovinocultura de leite para fins de fertirrigação*. 2018. 99 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2018. Disponível em: <https://tede.ufrrj.br/bitstream/jspui/4714/2/2018%20-%20Eurico%20Tomaz%20Figueiredo.pdf>. Acesso em: 3 nov. 2025.

HAFLE, Oscar Mariano; SANTOS, Verônica Andrade dos; RAMOS, José Darlan; CRUZ, Maria do Céu Monteiro da; MELO, Paulo César de. Produção de mudas de mamoeiro utilizando bokashi e *Lithothamnium*. *Revista Brasileira de Fruticultura*, Jaboticabal, v. 31, n. 1, p. 245-251, Mar. 2009.

HAMACHER, Leonardo da Silva. Fertirrigação do capim citronela (*Cymbopogon nardus* (L.) Rendle), utilizando água residuária de bovinocultura de leite. 2019. 65 f. Tese (Doutorado em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2019.

HANSSON, A.; PEDERSEN, E.; WEISNER, S. Landowners' incentives for constructing *wetlands* in an agricultural area in south Sweden. *Journal of Environmental Management*, v. 113, p. 271-278, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.008>.

HOLANDA, F. S. R.; ARAÚJO FILHO, R. N.; SANTOS, L. D. V. *et al.* Evaluation of the root system of Vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides* L. Roberty) using different sampling methods. *Environmental Systems Research*, v. 11, 2022.

HOMERO, V. Rodolitos: riqueza no fundo do mar. Rio de Janeiro, 2012.

HOMERO, Vilma. Recifes amazônicos: uma descoberta que parecia improvável. *Rio Pesquisa*, Rio de Janeiro, n. 37, p. 25–27, 2016. Disponível em: https://siteantigo.faperj.br/downloads/revista/Rio_Pesquisa_37/biologia.pdf. Acesso em: 3 dez. 2024.

HONDA, R.; HARA, Y.; SEKIYAMA, M.; HIRAMATSU, A. Impacts of housing development on nutrients flow along canals in a peri-urban area of Bangkok, Thailand. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2010.529>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Estatística da produção pecuária. Indicadores IBGE. 2024. Disponível em: https://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Fasciculo_Indicadores_IBGE/abate-leite-couro-ovos_202401caderno.pdf.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Produção da Pecuária Municipal 2023 – Pesquisa da Pecuária Municipal*. Brasília, 2023. Disponível em: https://www.gov.br/mpa/pt-br/assuntos/noticias/ppm_2023_v51_br_informativo.pdf. Acesso em: 2 nov. 2025.

JORGE, M. F. *et al.* Biological pilot treatment reduces physicochemical and microbiological parameters of dairy cattle wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, Heidelberg, v. 30, p. 34775–34792, 2023. DOI: 10.1007/s11356-022-24681-3.

JORGE, M. F. *et al.* Fertirrigação do tomateiro com água residuária de bovinocultura de leite. *Horticultura Brasileira*, Brasília, v. 35, n. 2, p. 230-234, 2017. DOI: 10.1590/S0102-053620170212.

JORGE, M. F. *et al.* Potential use of treated wastewater from a cattle operation in the fertigation of organic carrots. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 2022. DOI: 10.5327/Z2176-94781385.

Jorge, M.F., 2018. Tratamento e disposição final de água residuária de bovinocultura em solos sob manejo orgânico de produção de olerícolas. Thesis Doctoral, Ciência, Tecnologia e Inovação Agropecuária, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. Retrieved 2021-13-04, from https://sucupira.capes.gov.br/sucupira/public/consultas/coleta/trabalhoConclusao/viewTrabalhoConclusao.xhtml?popup=true;id_trabalho=6325279.

JORGE, Marcos Filgueiras. Fertirrigação do tomateiro (*Solanum lycopersicum*) sob manejo orgânico, utilizando água residuária de bovinocultura de leite. 2013. 83 f. Dissertação

(Mestrado em Agricultura Orgânica) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2013.

JORGE, Marcos Filgueiras; SILVA, Leonardo Duarte Batista da; SILVA, Jonathas Batista Gonçalves; ALVES, Dinara Grasiela; HUTHER, Cristina Moll; CECCHIN, Daiane; GUERRA, José Guilherme Marinho; SANTOS, Luise Maria Martins dos; FRANCISCO, João Paulo; MELO, Antonio Carlos Farias de; NASCENTES, Alexandre Lioi; CALETTI, Rozileni Piont Kovsky. Biological pilot treatment reduces physicochemical and microbiological parameters of dairy cattle wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 30, p. 34775-34792, 2023b. DOI: 10.1007/s11356-022-24681-3.

JOSHIBAA, G. J. *et al.* Critical review on biological treatment strategies of dairy wastewater. *Desalination and Water Treatment*, v. 160, p. 94-109, 2019. DOI: 10.5004/dwt.2019.24035.

KADAM, R.; JO, S.; LEE, J.; KHANTHONG, K.; JANG, H.; PARK, J. A review on the anaerobic co-digestion of livestock manures in the context of sustainable waste management. *Energies*, v. 17, n. 3, p. 546, 2024. DOI: 10.3390/en17030546.

KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. (1996). *Treatment Wetlands*. Florida: Lewis Publishers. 893 p.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. *Treatment Wetlands*. Boca Raton, FL: CRC Press/Lewis Publishers, 2009.

KAYOUMU, M.; IQBAL, A.; MUHAMMAD, N.; *et al.* Phosphorus availability affects the photosynthesis and antioxidant system of contrasting low-P-tolerant cotton genotypes. *Antioxidants*, v. 12, e466, 2023. doi:10.3390/antiox12020466.

KUMAR, A. K. *et al.* Techno-economic analysis of microalgae production with simultaneous dairy effluent treatment using a pilot-scale High Volume V-shape pond system. *Renewable Energy*, v. 145, p. 1620-1632, 2020.

KUMARI, S.; DONG, Y.; SAFFERMAN, S. I. Phosphorus adsorption and recovery from waste streams using biochar: review of mechanisms, modifications, and agricultural applications. *Applied Water Science*, v. 15, 162, 2025. DOI: 10.1007/s13201-025-02523-0.

KUZNETSOVA, A.; BROCKHOFF, P. B.; CHRISTENSEN, R. H. B. lmerTest package: tests in linear mixed effects models. *Journal of Statistical Software*, Los Angeles, v. 82, n. 13, p. 1-26, 2017. DOI: 10.18637/jss.v082.i13.

LENTH, R. V. emmeans: estimated marginal means, aka least-squares means. R package version 1.8.0. 2022. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>. Acesso em: 2 out. 2025.

Liu, X., Geng, B., Zhu, C., Li, L., Francis, F. (2021). An Improved Vermicomposting System Provides More Efficient Wastewater Use of Dairy Farms Using *Eisenia fetida*. *Agronomy*, 11, 833.

- LOPES, N. M. Suplementação de vacas leiteiras com farinha de algas (*Lithothamnium calcareum*). 2012. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/4467>.
- MADEIRA, L.; CARVALHO, F.; TEIXEIRA, M. R. *et al.* Vertical-flow constructed wetland as a green solution... *Chemosphere*, v. 272, 2021, article 129871.
- Marques, A. S., Pinheiro, E. F. M., Oliveira, A. P. S., Campos, D. V. B., Oliveira, R. S., ; Silva, R. M. (2020). Tratamento da Água Residuária da Bovinocultura Utilizando Resíduos Agroflorestais: Retenção de Poluentes Ambientais. *Revista Virtual de Química*, 12(2), 335-344.
- MELO, Antonio Carlos Farias de. Avaliação da Eficiência do Capim Vetiver no Tratamento de Efluentes de Bovinocultura. 2017. Dissertação (Mestre em Engenharia Agrícola e Ambiental). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.
- Melo, T. V.; Moura, A. M. A. Utilização da farinha de algas calcáreas na alimentação animal. *Archivos de Zootecnia*, v. 58, p. 99-107, 2009. DOI: 10.21071/az.v58i224.5076.
- MENDONÇA, H. V. de *et al.* Biofuel recovery from microalgae biomass grown in dairy wastewater treated with activated sludge. *Science of the Total Environment*, v. 824, p. 153838, 2022.
- Metcalf, L.; Eddy, H. P. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. McGraw-Hill Education.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA (MAPA). *Valor Bruto da Produção do Agro alcançou R\$ 1,41 trilhão em janeiro de 2025*. Brasília, 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/valor-bruto-da-producao-do-agro-alcancou-r-1-41-trilhao-em-janeiro>. Acesso em: 2 nov. 2025.
- MINOLTA CAMERA CO. Manual for SPAD-502. Osaka: Minolta Camera Co., 1989.
- MISHRA, A.; SILVA, R.; ZHANG, Y. Clogging mechanisms in constructed wetlands: A comprehensive review. *Ecological Engineering*, [S.l.], v. 192, p. 106947, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106947>
- Mohammed, N.; Ismail, Z. (2022). Green approach for nutrients removal from real dairy wastewater via constructed wetland. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Waste and Resource Management*. DOI: 10.1680/jwarm.21.00011.
- MORAIS, N. W. S.; COELHO, M. M.; SILVA, A. S.; PEREIRA, E. L. Study on Brazilian agribusiness wastewaters: composition, physical-chemical characterization, volumetric production and resource recovery. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 56, n. 2, p. 248-265, 2021. DOI: 10.5327/Z21769478875.
- Munson, B. R., Young, D. F.; Okiishi, T. H. (2013). *Fundamentals of Fluid Mechanics*. John Wiley; Sons.

- MUTHURI, C. W.; ONG, C. K.; CRAIGON, J.; *et al.* Gas exchange and water use efficiency of trees and maize in agroforestry systems in semi-arid Kenya. *Agriculture, Ecosystems ; Environment*, v. 129, p. 497–507, 2009. doi:10.1016/j.agee.2008.11.001.
- NABTI, E.; JHA, B.; HARTMANN, A. Impact of seaweeds on agricultural crop production as biofertilizer. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 14, n. 5, p. 1119–1134, 28 maio 2017.
- Negreiros, A. M., Sales Júnior, R., Maia Júnior, F. F., Silva, R., Costa, J. A. P., Medeiros, É. (2018). *Lithothamnium calcareum* Nanoparticles Increase Growth of Melon Plants. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 47(1). doi:10.15835/NBHA47111377.
- Nie, X., Mubashar, M., Zhang, S., Qin, Y.; Zhang, X. (2020). Current progress, challenges and perspectives in microalgae-based nutrient removal for aquaculture waste: A comprehensive review. *Journal of Cleaner Production*, 277, 124209.
- NLEYA, Y. *et al.* Opportunities and challenges for anaerobic digestion of farm dairy effluent. *ChemBioEng Reviews*, v. 10, n. 6, p. 924-940, 2023.
- NOGUEIRA, Marcos Frota Morenz. Estudo do efeito da adição de material granulado bioclástico (*Lithothamnium calcareum*) aplicado na remoção de carga orgânica e poluentes no tratamento de efluentes em biorreator aeróbio. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2019.
- NOVASKI, Aline A.; SANTOS, Paloma S.; PORTO, Sabrina C. S.; VIANNA, Moacir E. D.; MORAES, Ana Carolina de; LIMA, Pedro Henrique Silva; VENTURA, Yule Roberta; RANGEL, Ana Aparecida. Agronomic and physiological characteristics of maize under the use of *Lithothamnium*. *Research, Society and Development*, v. 12, n. 3, e47312330745, 2023. DOI: 10.33448/rsd-v12i3.30745.
- OLIVEIRA FILHO, Josemar Gonçalves; NASCIMENTO, Wagner Rodrigues; VASCONCELO, Simonny Monthiel Araújo; JUDICE, Marcelo Gomes; EGEEA, Mariana Buranelo. New strategy to reduce water consumption and waste generation during the mechanical milking process in a small cattle sector. *Journal of Management and Sustainability*, v. 11, n. 1, p. 102–110, 2021. DOI: 10.5539/jms.v11n1p102.
- ORMONDE, V. S. S. Avaliação de *wetlands* construídos no pós-tratamento de efluentes de lagoa de maturação. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) – Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.
- PANJA, S.; SARKAR, D.; ZHANG, Z.; *et al.* Removal of antibiotics and nutrients by vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) from a plug flow reactor-based constructed *wetland* model. *Toxics*, v. 9, e84, 2021. doi:10.3390/toxics9040084.
- PAULA, R. Q. M.; VENEU, D. M.; SANTOS, F. S.; YOKOYAMA, L.; MAUAD, C. R. Tratamento de efluente de bovinocultura por sistema de *wetland* construída de fluxo vertical.

Revista Virtual de Química, v. 15, n. 4, p. 728-740, 2023. DOI: 10.21577/1984-6835.20230009.

PELISSARI, Catiane; SEZERINO, Pablo Heleno; DECEZARO, Samara Terezinha; CARVALHO JUNIOR, Orlando; WOLFF, Delmira Beatriz; PHILIPPI, Luiz Sérgio. *Wetlands* construídos de fluxo vertical empregado no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, v. 1, n. 2, p. 223-233, 2013.

PHILIPPI, L.S.; COSTA, R.H.R.; SEZERINO, P.H. (1999). Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. Water Science and Technology, v. 40, n. 3, p. 125-131.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H.; BENTO, A.P.; MAGRI, M.E. (2006). Vertical flow constructed *wetlands* for nitrification of anaerobic pond effluent in southern Brazil under different loading rates. In: 10th International Conference on *Wetland* System for Water Pollution Control. Lisboa: IWA, p. 631-639.

PINHEIRO, J. C.; BATES, D. M. *Mixed-effects models in S and S-PLUS*. New York: Springer, 2000. 528 p.

PINHEIRO, J. C.; BATES, D. M. *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. New York: Springer, 2000.

PORTELLA, A. R.; VENEU, D. M.; SILVA, L. D. B.; NASCENTES, A. L. New perspectives for the use of *Lithothamnium calcareum* in the post-treatment of domestic sewage. RGSA, v.19, p.e011187, 2025.

PORTELLA, Aline Ramos. Coluna de leito fixo utilizando *Lithothamnium calcareum* como pós-tratamento de esgoto sanitário para remoção de nutrientes. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2022.

Preisner, M., Neverova-Dziopak, E., Kowalewski, Z. (2020). Analysis of eutrophication potential of municipal wastewater. Water Science and Technology, 81(9), 1994-2003. DOI: 10.2166/wst.2020.254.

PRIMASEA. *Lithothamnium*. Disponível em: <https://primasea.com/Lithothamnium>. Acesso em: 7 jul. 2025.

Prochaska, C. A., Zouboulis, A. I. (2006). Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed *wetlands* using a mixture of sand and dolomite as substrate. *Ecological Engineering*, 26(3), 293-303.

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.

R CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 2 out. 2025.

RAMOS, Elmo Pereira; FERREIRA, Thayanne Rangel; AGUIAR, Diego Borges de; ALVES, Flávio Lima; DOUSSEAU-ARANTES, Sara. Lithothamnion sp. as biostimulant in plant cultivation. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 53, e76273, 2023. DOI: 10.1590/1983-40632023v5376273.

REIS, Carla Gislaine de Barros Scarp dos. Estudo comparativo de desempenho e emissões de N₂O no tratamento combinado de lixiviado de aterro e esgoto sanitário por Lodo Ativado, MBBR e Lodo Ativado com adição de Granulado Bioclástico. 2023. 102 p. Dissertação (Mestre em Engenharia Agrícola e Ambiental). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

RENDINA, Francesco; KALEB, Sara; CARAGNANO, Annalisa; FERRIGNO, Federica; APPOLLONI, Luca; DONNARUMMA, Luigia; RUSSO, Giovanni Fulvio; SANDULLI, Roberto; ROVIELLO, Valentina; FALACE, Annalisa. Distribution and characterization of deep rhodolith beds off the Campania coast (SW Italy, Mediterranean Sea). *Plants*, v. 9, n. 8, p. 985, 2020. DOI: 10.3390/plants9080985.

RICHARDSON, A. D.; DUIGAN, S. P.; BERLYN, G. P. An evaluation of noninvasive methods to estimate foliar chlorophyll content. *New Phytologist*, v. 153, p. 185-194, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.0028-646X.2001.00289.x>

RODRIGUES, M. R.; ESPIGOLAN, R.; FERRAZ, J. B. S.; BUSSIMAN, F. O.; TONIOLLI, R.; LÔBO, R. B.; *et al.* Genetic parameters and trends of growth traits in Nelore cattle raised in the Northern region of Brazil. *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science*, São Paulo, v. 59, E194204, 2022. DOI: 10.11606/issn.1678-4456.bjvras.2022.194204. Disponível em: <https://revistas.usp.br/bjvras/article/view/194204>. Acesso em: 2 nov. 2025.

Roslan, N. A. F., Zakaria, M. Z., Samsudin, M. S., Ku Yusof, K. M. K., ; Azid, A. (2023). Comparing the ability to treat artificial cow wastewater by constructed *wetland* model using *Sorghastrum nutans* and *Brachiaria humidicola*. *Malaysian Journal of Applied Sciences*. DOI: 10.37231/myjas.2023.8.2.371.

ROSTON, D.M.; MANSOR, M.T.C. (1999). Tratamento de esgoto por sistemas de leitos cultivados de vazão sub-superficial: avaliação da remoção de nitrogênio. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed *wetlands*: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, v. 112, p. 429-448, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>. Acesso em: 11 jul. 2025.

SAHRIR, M. A. S.; YUSOFF, N.; AZIZAN, K. A.; ARIDI, N. A. M. Assessing the allelopathic effect of *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty root methanolic extract on *Brassica rapa* subsp.

chinensis var. *parachinensis* using an untargeted metabolomic approach. *Chilean Journal of Agricultural Research*, v. 84, n. 2, p. 154–163, 2024. doi:10.4067/S0718-58392024000200154.

SALATI JR., E.; SALATI, E.; SALATI, E. *Wetland* projects developed in Brazil. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 19–25, 1999. DOI: 10.2166/wst.1999.0128

SANTOS, Wagner Alex dos *et al.* Constructed *wetland* for septic tank sludge management: drained water quality under different operating strategies on a bench-scale experiment. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 29, e20240040, 2024. DOI: 10.1590/S1413-415220240040.

SCHIELZETH, H. *et al.* Robustness of linear mixed-effects models to violations of distributional assumptions. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 11, n. 9, p. 1141–1152, 2020.

SCHIELZETH, H.; DINGEMANSE, N. J.; NAKAGAWA, S.; WESTNEAT, D. F.; ALLEGUE, H.; TEPLITSKY, C.; RÉALE, D.; DOCHTERMANN, N. A.; GARAMSZEGI, L. Z.; ARAYA-AJOY, Y. G. Robustness of linear mixed-effects models to violations of distributional assumptions. *Methods in Ecology and Evolution*, London, v. 11, n. 9, p. 1141–1152, set. 2020. DOI: 10.1111/2041-210X.13434.

SEZERINO, P. H.; ROUSSO, B. Z.; PELISSARI, C.; SANTOS, M. O.; FREITAS, M. N.; FECHINE, V. Y.; LOPES, A. M. B. *Wetlands* construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: Recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018. 56 p.

SEZERINO, Pablo Heleno; BENTO, Alessandra Pellizaro; DECEZARO, Samara Terezinha; MAGRI, Maria Elisa; PHILIPPI, Luiz Sérgio. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de água residuária: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 151–158, jan./mar. 2015. DOI: 10.1590/S1413-41522015020000096615.

SEZERINO, Pablo Heleno; PELISSARI, Catiane (org.). *Wetlands* construídos como ecotecnologia para o tratamento de água residuária: experiências brasileiras. 1. ed. Curitiba: Brazil Publishing, 2021. ISBN 978-65-5861-293-3. DOI: 10.31012/978-65-5861-293-3.

SHAPPELL, N.; ELDER, K. H.; WEST, M. Estrogenicity and nutrient concentration of surface waters surrounding a large confinement dairy operation using best management practices for land application of animal wastes. *Environmental Science; Technology*, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es903669m>.

SHARMA, Mamta; SHARMA, Neeta Raj; KANWAR, Rameshwar S. Performance analysis of mesocosm-constructed *wetland* containing agricultural waste-derived substrates for treatment of wastewater. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 196, n. 1220, 2024. DOI: 10.1007/s10661-024-13411-6.

SHARMA, Rozi; SHARMA, Anamika; MALAVIYA, Piyush. Textile wastewater remediation in biochar-amended Phragmites-based horizontal flow constructed *wetlands*. *Journal of Water Process Engineering*, v. 68, 106550, 2024. DOI: 10.1016/j.jwpe.2024.106550.

SHI, W. *et al.* Dairy processing sludge and co-products: present and future re-use pathways in agriculture. *Journal of Cleaner Production*, v. 314, p. 128035, 2021.

Siciliano, A. Limonti, C., Curcio, G. M.; Molinari, R. (2020). Advances in Struvite Precipitation Technologies for Nutrients Removal and Recovery from Aqueous Waste and Wastewater. *Sustainability*, 12(18), 7538

SIEDLISKA, A.; BARANOWSKI, P.; PASTUSZKA-WOŹNIAK, J.; *et al.* Identification of plant leaf phosphorus content at different growth stages based on hyperspectral reflectance. *Research Square* (preprint), 2021. doi:10.21203/rs.3.rs-45429/v2.

SILVA, César Augusto da; BASSOI, Luís Henrique; BRITO, Francisco Antônio de; MATSURA, Edson Eduardo. Avaliação da condutividade elétrica e pH da solução do solo em uma área fertirrigada com água residuária de bovinocultura de leite. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 16, n. 7, p. 735–742, 2012. DOI: 10.1590/S1415-43662012000700009.

SILVA, E. M. da; ROSTON, D. M. Tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura: lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 30, n. 1, p. 67-73, jan./fev. 2010. DOI: 10.1590/S0100-69162010000100007.

SILVA, J. W. T.; SOUZA, B. M. de L.; SILVA, C. M. Sistema de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF). *Ciência Animal*, Fortaleza, v. 30, n. 3, p. 71-84, 2022. Disponível em: <https://revistas.uece.br/index.php/cienciaanimal/article/view/9737>. Acesso em: 2 nov. 2025.

SILVA, R. P.; KAWAI, G. S. D.; ANDRADE, F. R. D.; BEZZON, V. D. N.; FERRAZ, H. G. Characterisation and Traceability of Calcium Carbonate from the Seaweed *Lithothamnium calcareum*. *Solids*, v. 2, n. 2, p. 192-211, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/solids2020013>.

SILVA, S. C. *Wetlands Construídos de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos*. 2007. 205 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2007.

SILVA-GÁLVEZ, A. L. *et al.* Strategies for livestock wastewater treatment and optimised nutrient recovery. *Journal of Environmental Management*, 2024. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.120524.

SINGH, K. P.; MOHAN, D.; SINHA, S.; DALWANI, R. Impact assessment of treated/untreated wastewater toxicants discharged by sewage treatment plants on health, agricultural, and environmental quality in the wastewater disposal area. *Chemosphere*, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2003.10.050>.

SISSINI, Marina Nasri; KOERICH, Gabrielle; BARROS-BARRETO, Maria Beatriz de; COUTINHO, Luana M.; GOMES, Fernanda P.; OLIVEIRA, William; COSTA, Iara O.; NUNES, José Marcos de Castro; HENRIQUES, Maria Carolina; VIEIRA-PINTO, Talita;

TORRANO-SILVA, Beatriz N.; OLIVEIRA, Mariana Cabral; LE GALL, Line; HORTA, Paulo Antunes. Diversity, distribution, and environmental drivers of coralline red algae: the major reef builders in the Southwestern Atlantic. *Coral Reefs*, v. 41, p. 711–725, 2022. DOI: 10.1007/s00338-021-02171-1.

SOARES, C. M. Estudo químico da alga *Lithothamnion calcareum* e avaliação da atividade inibitória do rolamento de leucócitos. Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas). Universidade Federal de Minas Gerais. 2009.

SUBTIL, Eduardo Lucas; BENASSI, Roseli Frederigi; COELHO, Lucia Helena; JESUS, Tatiane Araujo de. Manual de sistemas de *Wetlands construídas* para o tratamento de esgotos sanitário: implantação, operação e manutenção. São Bernardo do Campo: Editora UFABC, 2018.

TRUONG, P.; VAN, T. T.; PINNERS, E. *Vetiver System Applications: Technical Reference Manual*. The Vetiver Network International, 2008. Disponível em: https://vetiver.org/TVN-Manual_Vf.pdf. Acesso em: 11 jul. 2025.

TRUONG, Paul. Vetiver roots: the Vetiver System Technology hidden half [recurso eletrônico]. [S.l.]: The Vetiver Network International, 2022. Disponível em: https://www.vetiver.org/wp-content/uploads/2022/05/Vet-Root-Book_v3.pdf. Acesso em: 14 set. 2025.

UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. *Revista Ambiente ; Água*, Taubaté, v.7, n.3, p.87-98, 2012. DOI: – doi:10.4136/1980-993X.

VALE, N. F. do; PEREIRA, R. C.; AMADO FILHO, G. M.; FRANCINI-FILHO, R. B.; BAHIA, R. G. Structure and composition of rhodoliths from the Amazon River mouth, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 120, 104074, 2022. DOI: 10.1016/j.jsames.2018.03.014.

VAN HORN, H. H.; WILKIE, A. C.; POWERS, W. J.; NORDSTEDT, R. A. Components of dairy manure management systems. *Journal of Dairy Science*, v. 77, p. 2008–2030, 1994. DOI: 10.3168/jds.S0022-0302(94)77149-7.

Veneu, D. M., Yokoyama, L., Cunha, O. G. C., Schneider, C. L., ; Monte, M. B. M. (2019). Nickel sorption using Bioclastic Granules as a sorbent material: equilibrium, kinetic and characterization studies. *Journal of Materials Research and Technology*, 8(1), 840-852.

VENEU, D. M.; SILVA, G. G. A.; NASCENTES, A. L.; MAUAD, C. R.; YOKOYAMA, L.; MONTE, M. B. M.; CAMPOS, D. V. B. Phosphorus recovery from aqueous solutions using Bioclastic Granules (*Lithothamnium calcareum*). *Environmental Science and Pollution Research*, 2023. DOI: 10.1007/s11356-023-27365-8.

VENEU, D. M.; YOKOYAMA, L.; CUNHA, O. G. C.; MONTE, M. B. M. Estudos de equilíbrio na sorção de Cr(III) por granulados bioclásticos. *HOLOS*, v. 32, n. 7, p. 62–74, 2016. DOI: 10.15628/holos.2016.5098.

VENEU, D. M.; YOKOYAMA, L.; CUNHA, O. G. C.; SCHNEIDER, C. L.; MONTE, M. B. M. Nickel sorption using Bioclastic Granules as a sorbent material: equilibrium, kinetic and characterization studies. *Journal of Materials Research and Technology*, v. 8, n. 1, p. 840–852, 2019. DOI: 10.1016/j.jmrt.2018.05.020.

Von Sperling, M.; Sezerino, P.H. (2018). Dimensionamento de *wetlands* construídos no Brasil. *Boletim Wetlands Brasil* Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359-0548. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/boletins/>>.

WICKHAM, H.; AVERICK, M.; BRYAN, J.; CHANG, W.; MCGOWAN, L. D.; FRANÇOIS, R.; GROLEMUND, G.; HAYES, A.; HENRY, L.; HESTER, J.; KUHN, M.; PEDERSEN, T. L.; MILLER, E.; BACHE, S. M.; MÜLLER, K.; OOMS, J.; ROBINSON, D.; SEIDEL, D. P.; SPINU, V.; TAKAHASHI, K.; VAUGHAN, D.; WILKE, C.; WOO, K.; YUTANI, H. Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, [s. l.], v. 4, n. 43, p. 1686, 2019. DOI: 10.21105/joss.01686.

WÜST, Caroline; TAGLIANI, Naiara; CONCATO, Ani Carla. A pecuária e sua influência impactante ao meio ambiente. In: VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 2015, Porto Alegre. Porto Alegre: IBEAS, 2015.

XU, Q.; LI, H.; XIA, H.; *et al.* Study on the removal efficacy and mechanism of phosphorus from wastewater by eggshell-derived biochar. *Water Environment Research*, v. 96, n. 3, e10998, 2024. DOI: 10.1002/wer.10998.

YANG, Q.; TIAN, H.; LI, X.; REN, W.; ZHANG, B.; ZHANG, X.; WOLF, J. Spatiotemporal patterns of livestock manure nutrient production in the conterminous United States from 1930 to 2012. *The Science of the Total Environment*, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.044>.

ZAFAR, A.; ALI, I.; RAHAYU, F. Marine seaweeds (biofertilizer) significance in sustainable agricultural activities: A review. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, v. 974, n. 1, p. 0–8, 2022.

Zanella, Luciano. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: *Wetlands* - Construídos utilizando brita e bambu como suporte, 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Saneamento e Ambiente, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

ZEPEDA, V. Algas calcárias: lucros em terra e vidas no fundo do oceano. Rio de Janeiro.

ZHANG, J.; ZOU, Y.; YU, X.; *et al.* Vegetated steel slag substrate constructed *wetlands* can achieve high-efficiency simultaneous nitrogen and phosphorus removal. *Frontiers in Environmental Science*, v. 10, 947783, 2022. DOI: 10.3389/fenvs.2022.947783.

ZHANG, M.; ZHANG, Y.; CHEN, X.; *et al.* Characteristics and mechanism of phosphate removal by lanthanum-modified bentonite in the presence of dissolved organic matter. *Chemosphere*, v. 322, 139957, 2023. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.139957.

ZIARA, R. M. M.; LI, S.; SUBBIAH, J.; DVORAK, B. Characterization of Wastewater in Two U.S. Cattle Slaughterhouses. *Water Environment Research*, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.2175/106143017X15131012187971>.

ZUUR, A. F. *et al.* Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. New York: Springer, 2009.

APÊNDICE A

A.1 Caracterização da Água Residuária de Entrada

A Tabela 16 a seguir apresenta a caracterização físico-química da água residuária utilizada como afluente dos *wetlands* construídos ao longo do período experimental.

Tabela 16. Caracterização da Água de Entrada

Parâmetro	Média $\pm$ DP	Min - Max
DQO (mg L ⁻¹)	3383.1 $\pm$ 2188.9	1152.4 - 8072.4
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	89.4 $\pm$ 42.6	2.5 - 151.7
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	56.6 $\pm$ 37.2	18.9 - 138.2
NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	4.6 $\pm$ 2.5	2 - 9.9
PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	353.3 $\pm$ 114.4	218.3 - 519.4
Cor (Mg Pt-Co/L)	26075 $\pm$ 21826.7	0 - 57480
Turbidez (UNT)	1337.4 $\pm$ 1324	0 - 3780

Legenda: Valores representam média $\pm$ desvio padrão e amplitude (mínimo - máximo) das 8 datas de coleta.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A.2 Evolução Temporal Afluente e Efluente

A Tabela 17 a seguir apresentam as concentrações de entrada e saída (média de todos os tratamentos) ao longo das 8 datas de coleta.

Tabela 17. Concentrações de Entrada e Saída por Data

Parâmetro	tipo	15/04/25	16/04/25	17/04/25	29/04/25	07/05/25	13/05/25	20/05/25	10/06/25
DQO	Entrada	2,696.8	2,200.8	2,456.8	2,096.4	8,072.4	1,152.4	2,556.4	5,832.4
	Saída	33.7	184.8	7.6	11.2	59.1	87.6	189.6	1,310.7
Nitrogênio amoniacal	Entrada	94.4	2.5	151.7	61.8	68.4	113.3	101.3	121.7
	Saída	3.5	0.0	0.0	0.0	1.2	0.2	0.3	9.5
NO ₃ ⁻	Entrada	31.6	22.1	18.9	73.7	54.7	36.5	76.7	138.2
	Saída	2.2	1.8	1.8	2.7	0.3	16.3	11.5	16.0
NO ₂ ⁻	Entrada	3.2	2.2	3.5	4.9	7.2	2.0	3.7	9.9
	Saída	0.1	0.1	0.0	0.0	0.5	0.1	0.5	1.2
PO ₄ ³⁻	Entrada	224.2	388.2	519.4	347.9	223.7	218.3	409.1	495.6
	Saída	6.5	20.0	1.6	0.0	2.6	2.1	7.1	39.3
Cor	Entrada	0.0	0.0	0.0	36,570.0	57,480.0	27,510.0	39,360.0	47,680.0
	Saída	0.0	0.0	0.0	24.4	50.7	102.7	12,653.1	8,041.6
Turbidez	Entrada	0.0	0.0	0.0	1,460.0	2,824.0	895.4	1,740.0	3,780.0
	Saída	0.0	0.0	0.0	3.2	4.8	21.9	232.8	899.7

Legenda: Valores em mg L⁻¹ (ou Mg Pt-Co/L/NTU). Entrada = concentração afluyente; Saída = média de todos os tratamentos no efluente.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

APÊNDICE B

B.1 Teste de Normalidade - Exploração e Escolha de Transformação de Dados.

Este documento apresenta o processo metodológico de seleção de transformações de dados para análise estatística. A escolha adequada de transformação é crucial para garantir que os pressupostos dos modelos lineares mistos sejam atendidos. ABORDAGEM METODOLÓGICA: Para cada analito (DQO, Nitrogênio amoniacal, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, Cor, Turbidez), foram testadas quatro transformações: 1. NONE (escala original em mg L⁻¹ ou unidade original) 2. LOG (logaritmo natural: $\ln(x + 1)$) 3. SQRT (raiz quadrada: $\sqrt{|x|}$) 4. INV (inverso: $1/(x + 1)$) CRITÉRIO DE SELEÇÃO: A transformação foi escolhida com base em: - Normalidade dos resíduos (Teste de Shapiro-Wilk) - Inspeção visual (Q-Q plots) - Interpretabilidade prática dos resultados.

IMPORTANTE: Quando múltiplas transformações resultaram em resíduos normais ($p > 0.05$), priorizou-se a escala original (NONE) para facilitar interpretação. Transformações foram aplicadas apenas quando necessário para melhorar substancialmente a normalidade dos resíduos. JUSTIFICATIVA ESTATÍSTICA: Modelos lineares mistos assumem normalidade dos resíduos (não dos dados brutos). Transformações de Box-Cox ou similares são estratégias válidas e amplamente utilizadas para estabilizar variância e normalizar distribuições (Pinheiro ; Bates, 2000; Zuur *et al.*, 2009).

Tabela 18 Transformações Escolhidas por Analito

Analito	Transformação	Shapiro p-valor	Justificativa
DQO	log	0.0000	Melhora normalidade vs. escala original (p aumentou de 3.79e-13 para 1.58e-09)

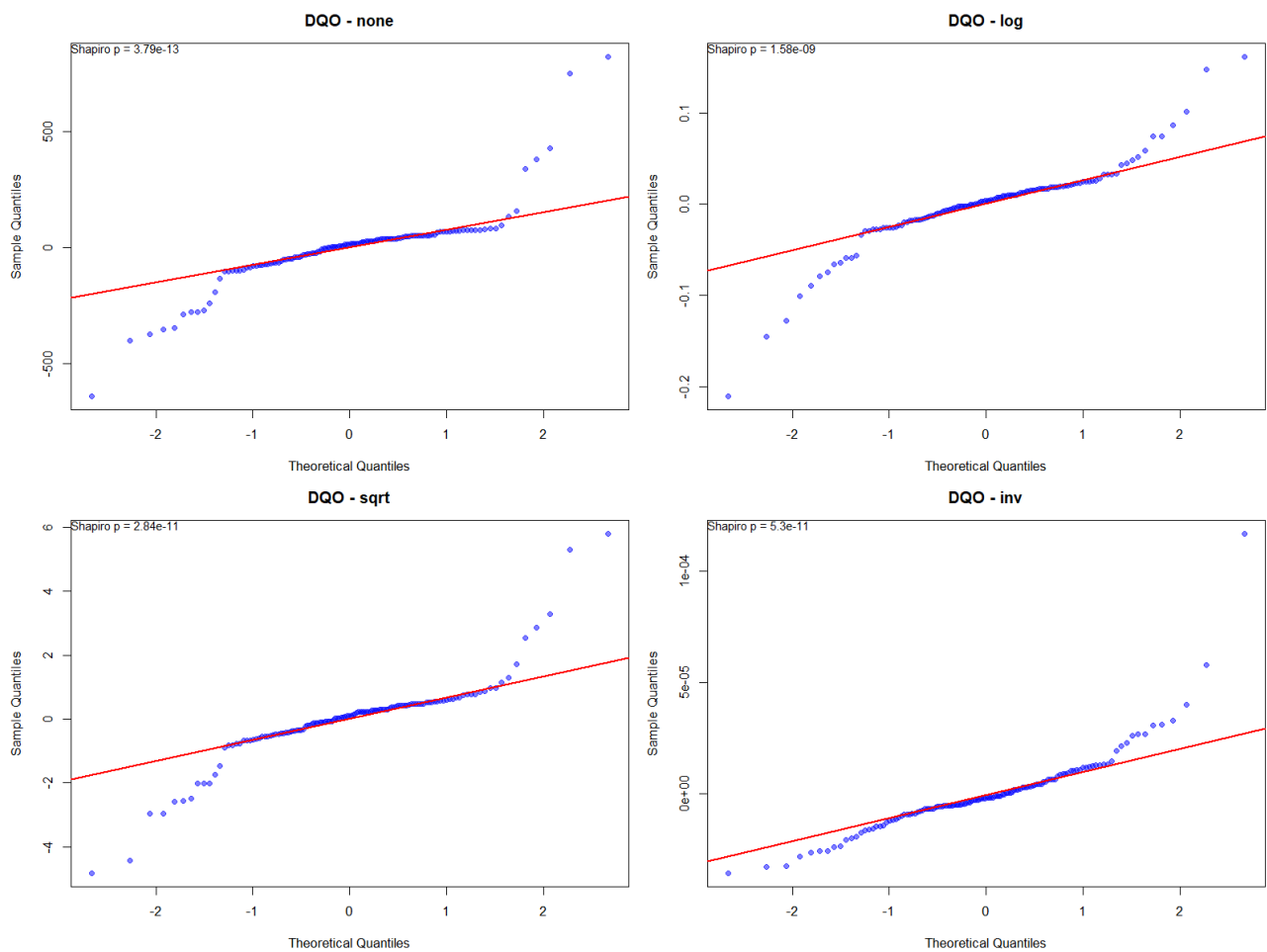
Nitrogênio amoniacal	none	0.0000	Mantém escala original por interpretabilidade
Nitrito	inv	0.0000	Melhora normalidade vs. escala original (p aumentou de $<2e-16$ para $4.75e-15$)
Nitrato	sqrt	0.0000	Melhora normalidade vs. escala original (p aumentou de $1.81e-10$ para $2.51e-08$)
Fósforo	inv	0.0000	Melhora normalidade vs. escala original (p aumentou de $<2e-16$ para $<2e-16$)
cor	none	0.0000	Mantém escala original por interpretabilidade
turbidez	none	0.0000	Mantém escala original por interpretabilidade

Legenda: Transformação = Tipo de transformação aplicada aos dados; Shapiro p-valor = Valor de p do teste de Shapiro-Wilk nos resíduos do modelo ajustado; Justificativa = Razão estatística para escolha da transformação. Valores de $p > 0.05$ indicam resíduos com distribuição normal.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

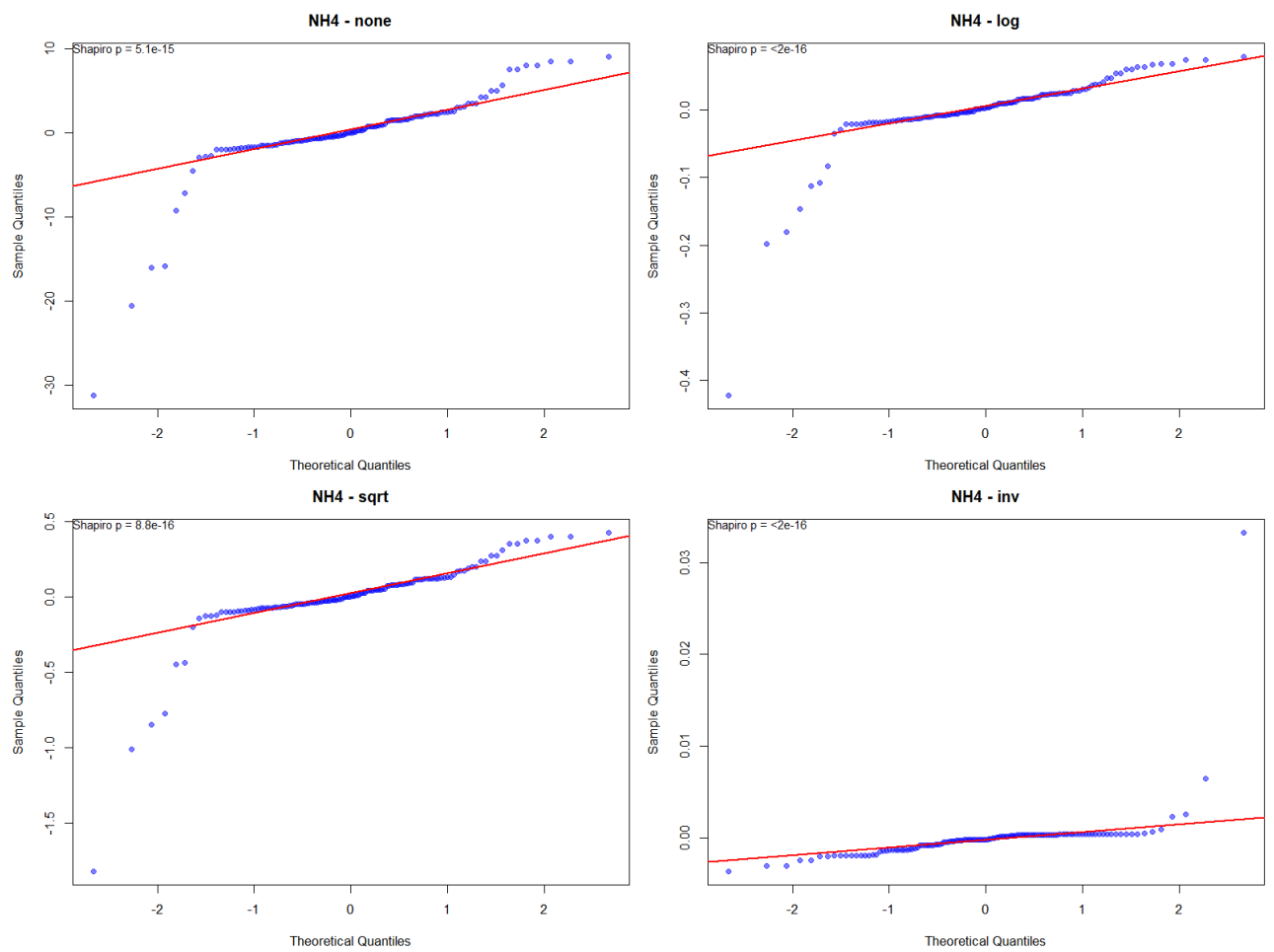
B.2 Comparação Visual das Transformações

Figura - Q-Q Plots Comparativos: DQO



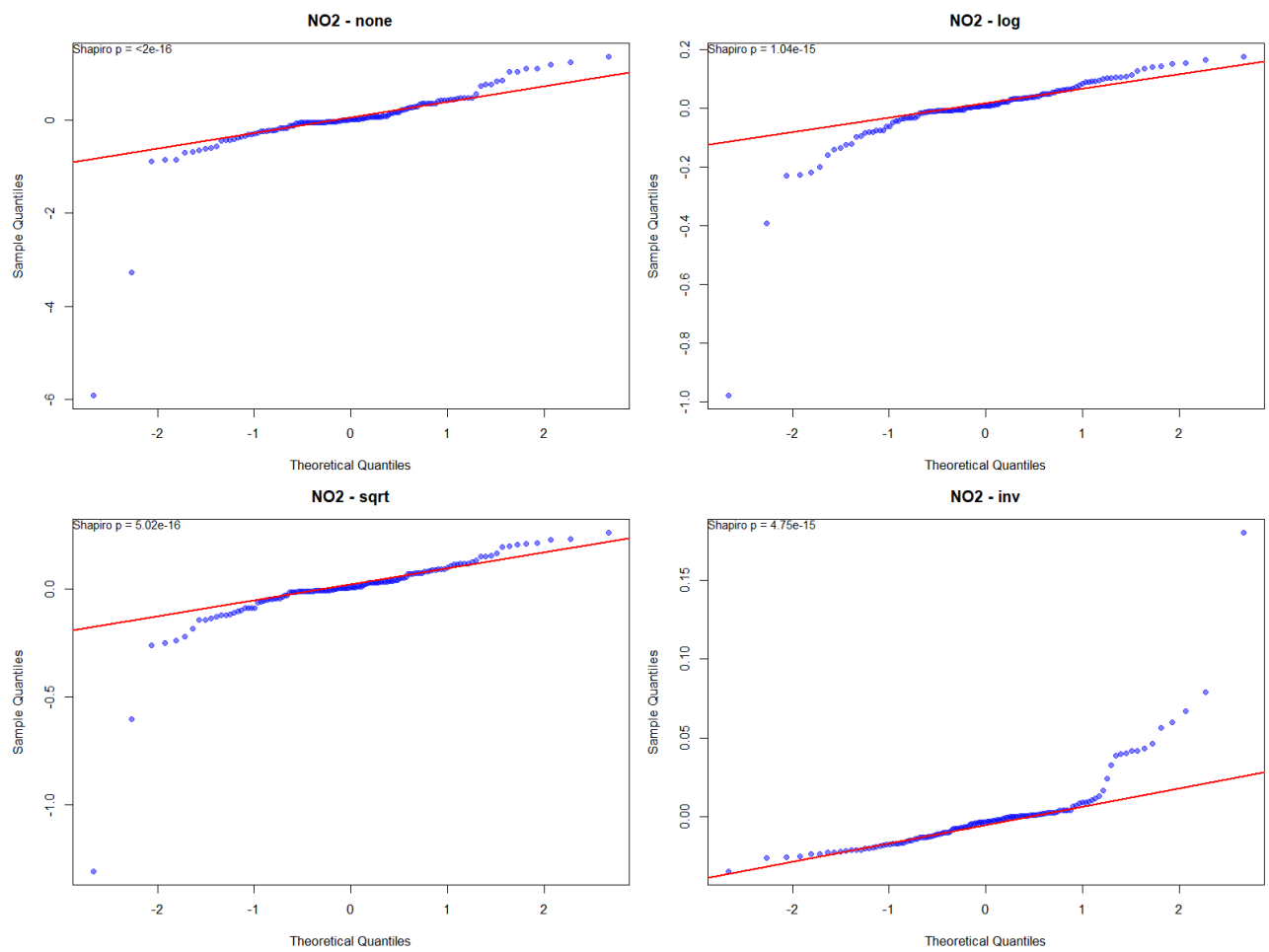
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Figura - Q-Q Plots Comparativos: nitrogênio amoniacal



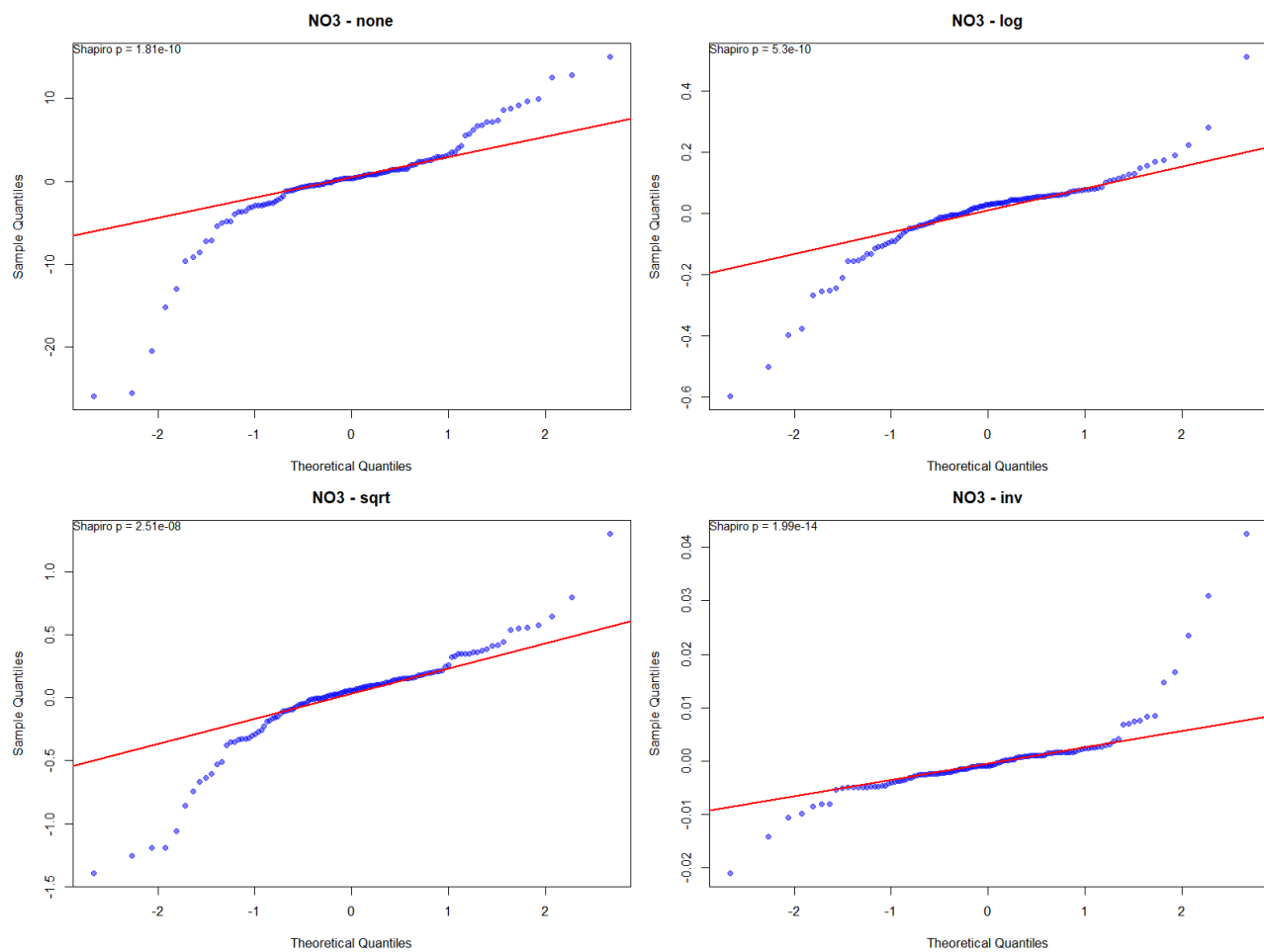
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Figura - Q-Q Plots Comparativos: NO_2^-



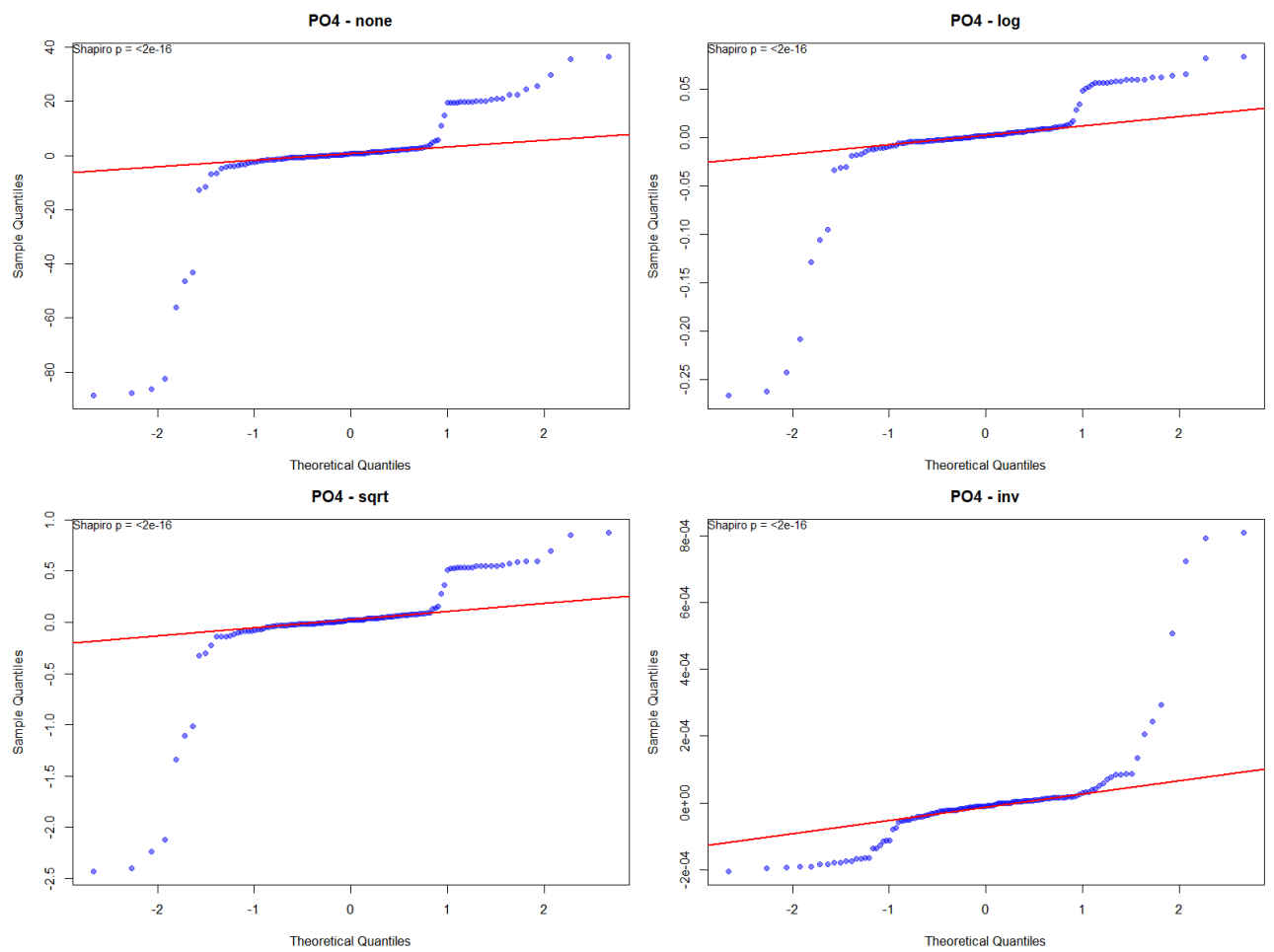
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Figura - Q-Q Plots Comparativos: NO₃⁻



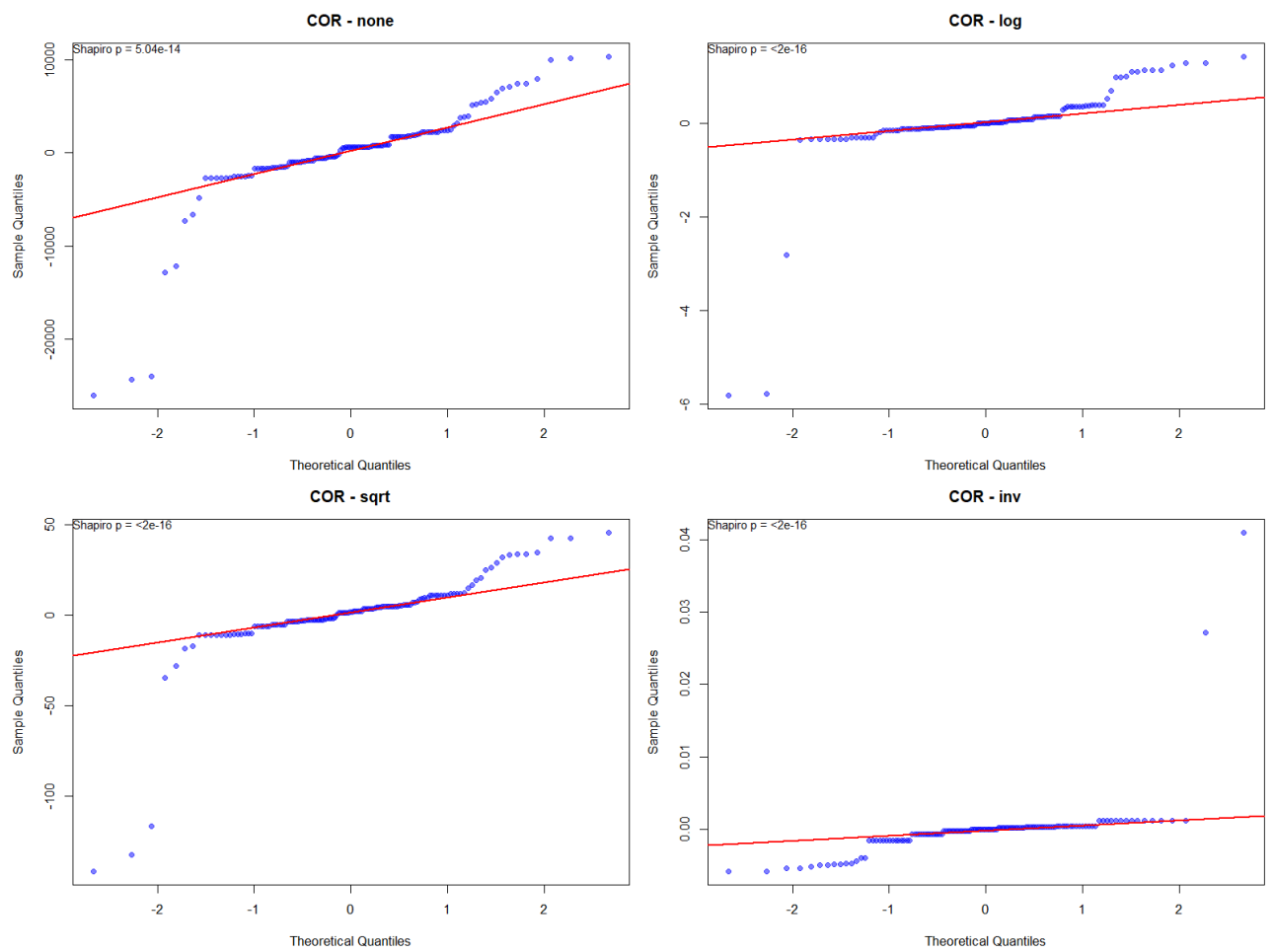
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Figura - Q-Q Plots Comparativos: PO_4^{3-}



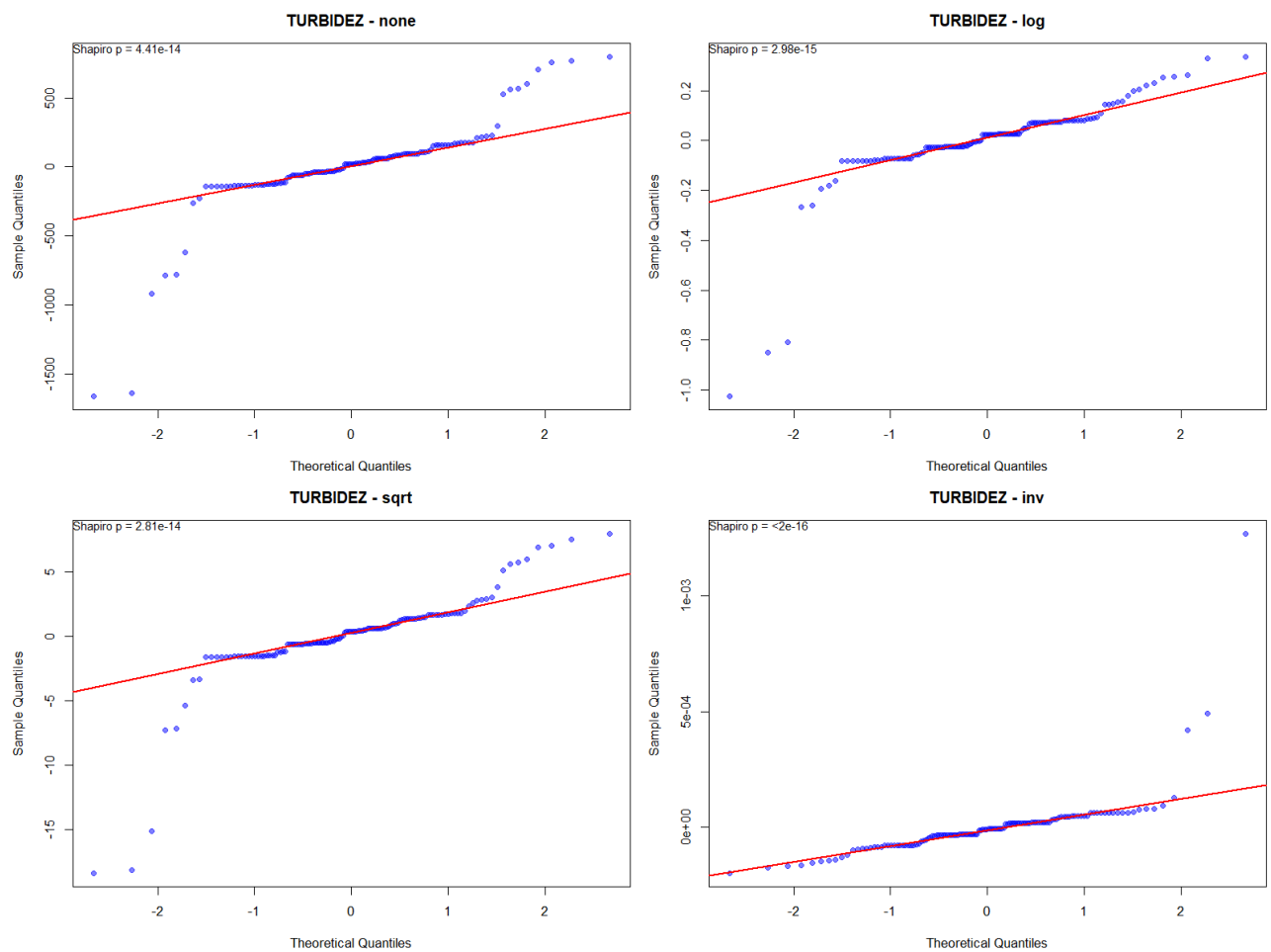
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Figura - Q-Q Plots Comparativos: Cor (Mg Pt-Co/L)



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Figura - Q-Q Plots Comparativos: Turbidez (UNT)



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

APÊNDICE C

C.1 ANOVA

Este documento apresenta os resultados complementares da análise estatística de variância - ANOVA.

C.1.1 DQO

Transformação: log

Tabela 19. ANOVA para DQO.

Termo	Sum Sq	Mean Sq	NumD F	DenDF	F value	Pr(>F)
nivel_lc	0.0299	0.0100	3	113.0000	4.6754	0.0041
vetiver	0.0080	0.0080	1	113.0000	3.7593	0.0550
nivel_lc:vetiver	0.0023	0.0008	3	113.0000	0.3539	0.7864

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 20. Médias Ajustadas (8 Tratamentos).

LC (%)	Vetiver	Média	EP	LI 95%	LS 95%
0	sem	7.8621	0.2110	7.3636	8.3606
10	sem	7.8848	0.2110	7.3863	8.3833
20	sem	7.8692	0.2110	7.3707	8.3677
30	sem	7.8934	0.2110	7.3949	8.3919
0	com	7.8669	0.2110	7.3685	8.3654
10	com	7.8957	0.2110	7.3972	8.3942
20	com	7.8907	0.2110	7.3922	8.3892
30	com	7.9195	0.2110	7.4211	8.4180

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 21. Comparações Dunnett vs Controle.

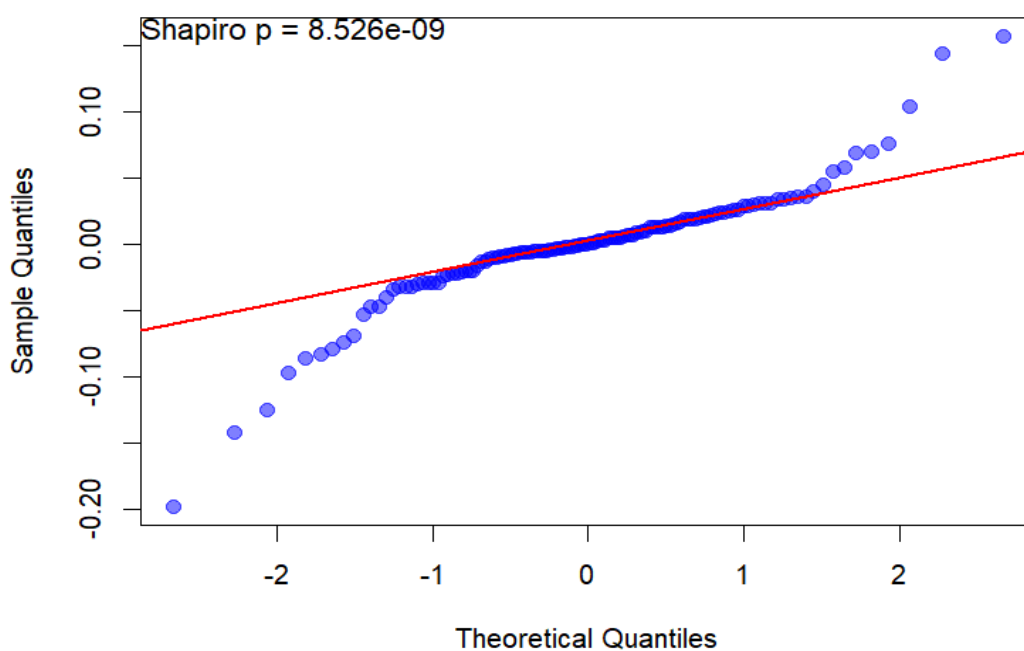
contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
nivel_lc10 sem - nivel_lc0 sem	0.0228	0.0163	113.0000	1.3946	0.5685
nivel_lc20 sem - nivel_lc0 sem	0.0071	0.0163	113.0000	0.4357	0.9832

nivel_lc30 sem - nivel_lc0 sem	0.0314	0.0163	113.0000	1.9211	0.2620
nivel_lc0 com - nivel_lc0 sem	0.0049	0.0163	113.0000	0.2984	0.9950
nivel_lc10 com - nivel_lc0 sem	0.0336	0.0163	113.0000	2.0577	0.2027
nivel_lc20 com - nivel_lc0 sem	0.0286	0.0163	113.0000	1.7527	0.3486
nivel_lc30 com - nivel_lc0 sem	0.0575	0.0163	113.0000	3.5203	0.0040

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

C.1.1.1 Diagnóstico para DQO

Shapiro-Wilk: $W = 0.8791$, $p = 8.526e-09$



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

C.1.2 NITROGÊNIO AMONIAL

Transformação: none

Tabela 22. ANOVA para Nitrogênio amoniacal.

Termo	Sum Sq	Mean Sq	NumD F	DenDF	F value	Pr(>F)
nivel_lc	78.7832	26.2611	3	113.0000	1.0306	0.3819
vetiver	178.7700	178.7700	1	113.0000	7.0160	0.0092
nivel_lc:vetiver	29.0776	9.6925	3	113.0000	0.3804	0.7673

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 23. Médias Ajustadas (8 Tratamentos).

LC (%)	Vetiver	Média	EP	LI 95%	LS 95%
0	sem	84.4235	15.7887	47.1732	121.6737
10	sem	87.3010	15.7887	50.0507	124.5512
20	sem	86.7166	15.7887	49.4663	123.9668
30	sem	87.0527	15.7887	49.8025	124.3029
0	com	88.0186	15.7887	50.7684	125.2688
10	com	88.2416	15.7887	50.9914	125.4918
20	com	89.3693	15.7887	52.1190	126.6195
30	com	89.3186	15.7887	52.0683	126.5688

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 24. Comparações Dunnett vs Controle

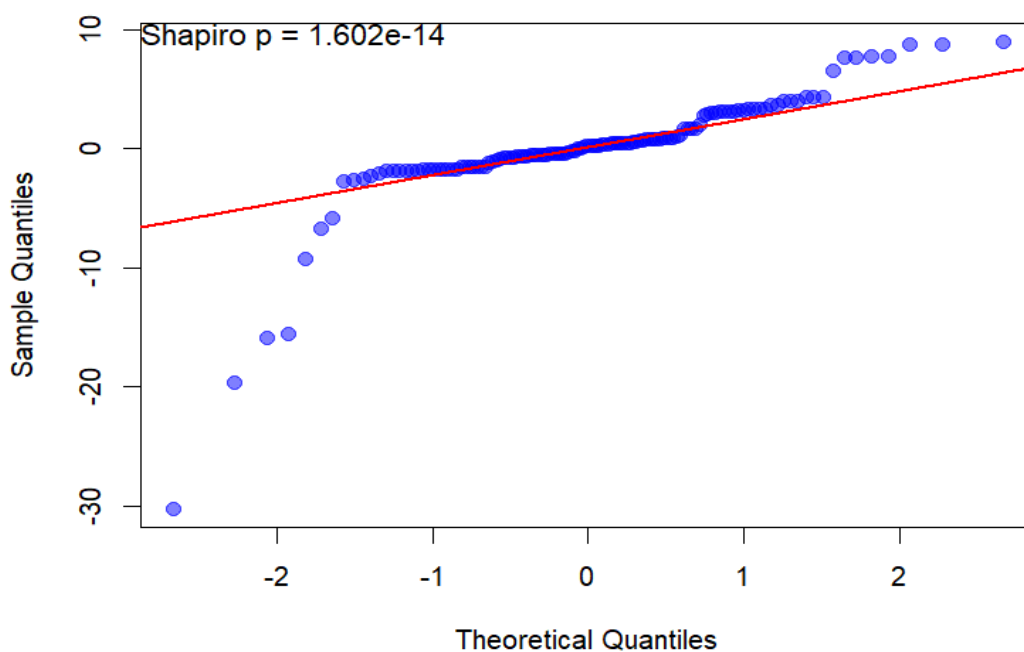
contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
nivel_lc10 sem - nivel_lc0 sem	2.8775	1.7847	113.0000	1.6123	0.4306

nivel_lc20 sem - nivel_lc0 sem	2.2931	1.7847	113.0000	1.2849	0.6388
nivel_lc30 sem - nivel_lc0 sem	2.6292	1.7847	113.0000	1.4732	0.5179
nivel_lc0 com - nivel_lc0 sem	3.5952	1.7847	113.0000	2.0145	0.2204
nivel_lc10 com - nivel_lc0 sem	3.8181	1.7847	113.0000	2.1394	0.1721
nivel_lc20 com - nivel_lc0 sem	4.9458	1.7847	113.0000	2.7713	0.0383
nivel_lc30 com - nivel_lc0 sem	4.8951	1.7847	113.0000	2.7429	0.0413

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

C.1.2.1 Diagnóstico para Nitrogênio amoniacal

Shapiro-Wilk: $W = 0.7122$, $p = 1.602e-14$



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

C.1.3 Nitrito (NO_2^-)

Transformação: inv

Tabela 25. ANOVA para nitrito.

Termo	Sum Sq	Mean Sq	NumD F	DenDF	F value	Pr(>F)
nivel_lc	0.0010	0.0003	3	113.0000	0.4922	0.6884
vetiver	0.0003	0.0003	1	113.0000	0.3558	0.5520
nivel_lc:vetiver	0.0011	0.0004	3	113.0000	0.5390	0.6566

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 26. Médias Ajustadas (8 Tratamentos).

LC (%)	Vetiver	Média	EP	LI 95%	LS 95%
0	sem	0.2262	0.0308	0.1545	0.2980
10	sem	0.2226	0.0308	0.1508	0.2944
20	sem	0.2225	0.0308	0.1507	0.2943
30	sem	0.2238	0.0308	0.1520	0.2956
0	com	0.2225	0.0308	0.1507	0.2943
10	com	0.2260	0.0308	0.1543	0.2978
20	com	0.2218	0.0308	0.1500	0.2936
30	com	0.2360	0.0308	0.1642	0.3077

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 27. Comparações Dunnett vs Controle.

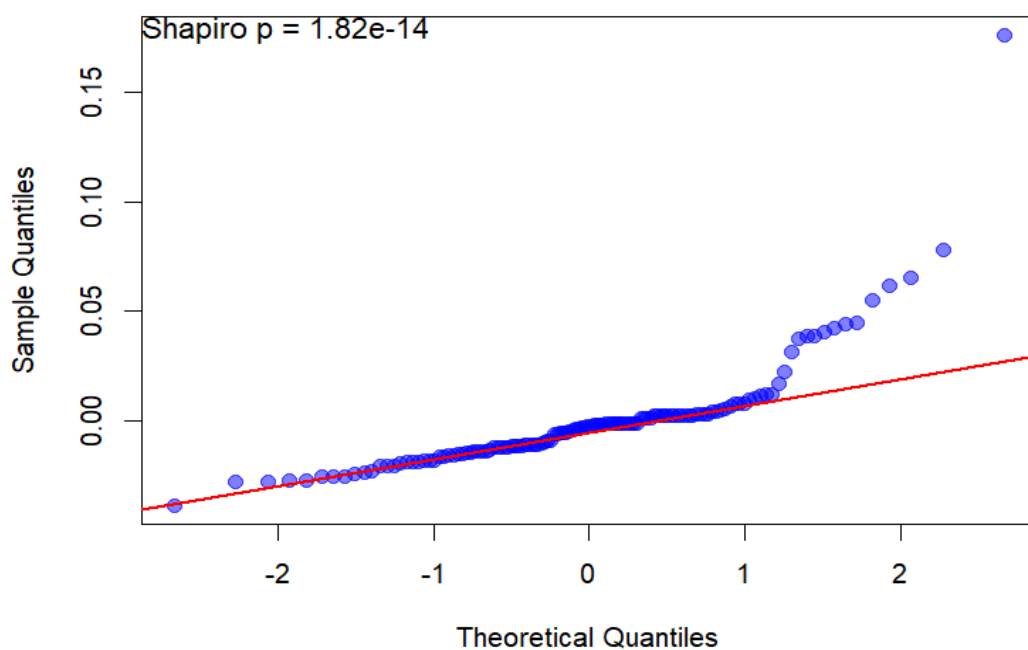
contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
nivel_lc10 sem - nivel_lc0 sem	-0.0036	0.0094	113.0000	-0.3875	0.9884
nivel_lc20 sem - nivel_lc0 sem	-0.0038	0.0094	113.0000	-0.3996	0.9872
nivel_lc30 sem - nivel_lc0 sem	-0.0025	0.0094	113.0000	-0.2613	0.9967

nivel_lc0 com - nivel_lc0 sem	-0.0037	0.0094	113.0000	-0.3952	0.9877
nivel_lc10 com - nivel_lc0 sem	-0.0002	0.0094	113.0000	-0.0225	1.0000
nivel_lc20 com - nivel_lc0 sem	-0.0044	0.0094	113.0000	-0.4718	0.9785
nivel_lc30 com - nivel_lc0 sem	0.0097	0.0094	113.0000	1.0341	0.7874

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

C.1.3.1 Diagnóstico para Nitrito (NO_2^-)

Shapiro-Wilk: $W = 0.7143$, $p = 1.82\text{e-}14$



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

C.1.4 Nitrato (NO_3^-)

Transformação: sqrt

Tabela 28. ANOVA para nitrato.

Termo	Sum Sq	Mean Sq	NumD F	DenDF	F value	Pr(>F)
nivel_lc	1.2138	0.4046	3	113.0000	2.5481	0.0594
vetiver	1.0079	1.0079	1	113.0000	6.3474	0.0132
nivel_lc:vetiver	0.0238	0.0079	3	113.0000	0.0500	0.9851

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 29. Médias Ajustadas (8 Tratamentos).

LC (%)	Vetiver	Média	EP	LI 95%	LS 95%
0	sem	6.7624	0.8749	4.7031	8.8218
10	sem	6.4882	0.8749	4.4288	8.5475
20	sem	6.5314	0.8749	4.4721	8.5908
30	sem	6.5516	0.8749	4.4923	8.6110
0	com	6.9097	0.8749	4.8503	8.9690
10	com	6.6724	0.8749	4.6131	8.7318
20	com	6.7501	0.8749	4.6908	8.8095
30	com	6.7113	0.8749	4.6520	8.7707

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 30. Comparações Dunnett vs Controle

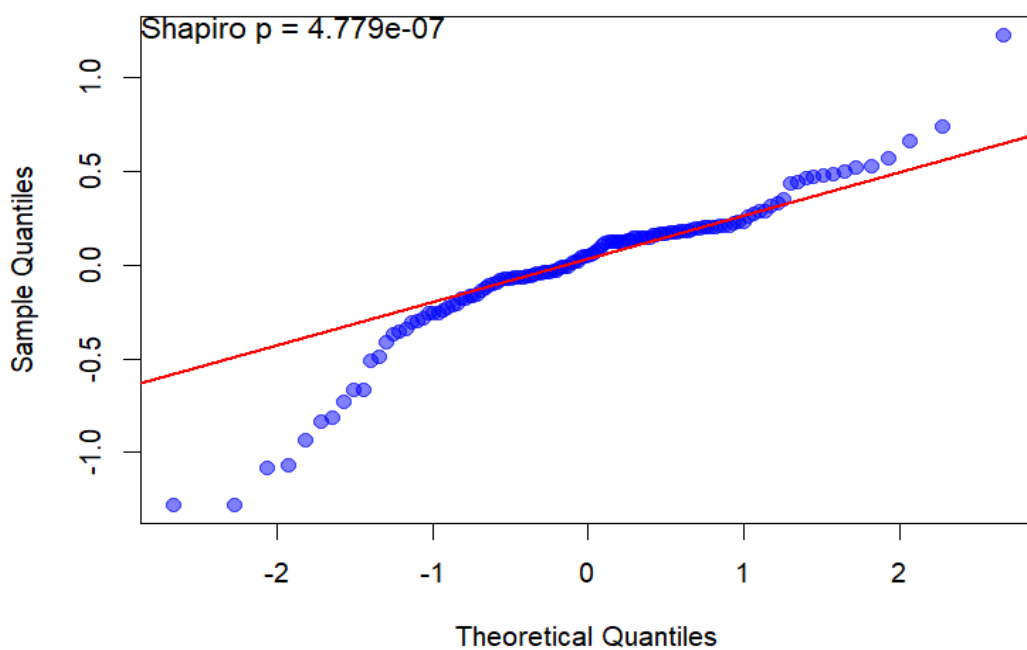
contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
nivel_lc10 sem - nivel_lc0 sem	-0.2742	0.1409	113.0000	-1.9466	0.2501
nivel_lc20 sem - nivel_lc0 sem	-0.2310	0.1409	113.0000	-1.6398	0.4140
nivel_lc30 sem - nivel_lc0 sem	-0.2108	0.1409	113.0000	-1.4962	0.5032
nivel_lc0 com - nivel_lc0 sem	0.1472	0.1409	113.0000	1.0450	0.7816

nivel_lc10 com - nivel_lc0 sem	-0.0900	0.1409	113.0000	-0.6387	0.9456
nivel_lc20 com - nivel_lc0 sem	-0.0123	0.1409	113.0000	-0.0872	0.9999
nivel_lc30 com - nivel_lc0 sem	-0.0511	0.1409	113.0000	-0.3627	0.9906

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

C.1.4.1 Diagnóstico para Nitrato (NO_3^-)

Shapiro-Wilk: $W = 0.913$, $p = 4.779\text{e-}07$



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

C.1.5 Fósforo (PO_4^{3-})

Transformação: inv

Tabela 31. ANOVA para fósforo.

Termo	Sum Sq	Mean Sq	NumD F	DenDF	F value	Pr(>F)
nivel_lc	0.0000	0.0000	3	113.0000	0.4848	0.6935

vetiver	0.0000	0.0000	1	113.0000	0.0395	0.8429
nivel_lc:vetiver	0.0000	0.0000	3	113.0000	0.6216	0.6025

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 32. Médias Ajustadas (8 Tratamentos).

LC (%)	Vetiver	Média	EP	LI 95%	LS 95%
0	sem	0.0032	0.0004	0.0023	0.0042
10	sem	0.0032	0.0004	0.0023	0.0042
20	sem	0.0032	0.0004	0.0023	0.0042
30	sem	0.0033	0.0004	0.0023	0.0042
0	com	0.0032	0.0004	0.0023	0.0042
10	com	0.0032	0.0004	0.0022	0.0041
20	com	0.0033	0.0004	0.0023	0.0042
30	com	0.0033	0.0004	0.0023	0.0042

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 33. Comparações Dunnett vs Controle.

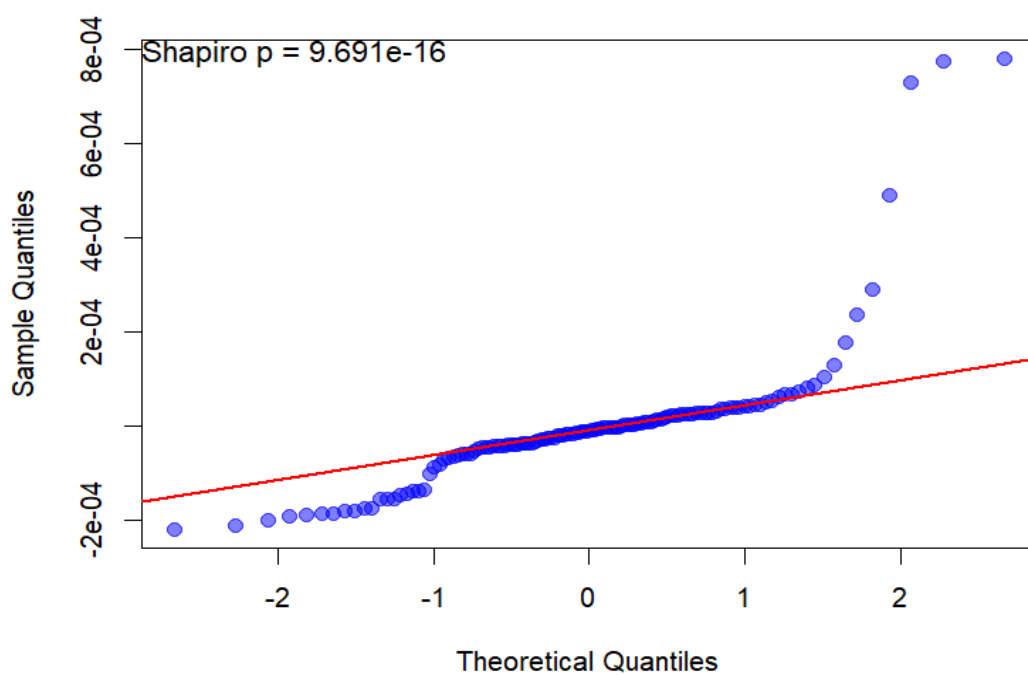
contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
nivel_lc10 sem - nivel_lc0 sem	0.0000	0.0001	113.0000	0.0811	0.9999
nivel_lc20 sem - nivel_lc0 sem	-0.0000	0.0001	113.0000	-0.3221	0.9936
nivel_lc30 sem - nivel_lc0 sem	0.0000	0.0001	113.0000	0.6322	0.9473
nivel_lc0 com - nivel_lc0 sem	0.0000	0.0001	113.0000	0.1836	0.9989
nivel_lc10 com - nivel_lc0 sem	-0.0000	0.0001	113.0000	-0.6645	0.9388

nivel_lc20 com - nivel_lc0 sem	0.0000	0.0001	113.0000	0.8111	0.8905
nivel_lc30 com - nivel_lc0 sem	0.0000	0.0001	113.0000	0.4582	0.9804

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

C.1.5.1 Diagnóstico para Fósforo (PO_4^{3-})

Shapiro-Wilk: $W = 0.6629$, $p = 9.691\text{e-}16$



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

C.1.6 Cor (Mg Pt-Co/L)

Transformação: none

Tabela 34. ANOVA para Cor.

Termo	Sum Sq	Mean Sq	NumD F	DenDF	F value	Pr(>F)
nivel_lc	341,220,479.4609	113,740,159.8203	3	113.0000	4.0328	0.0091
vetiver	1,564,901.6328	1,564,901.6328	1	113.0000	0.0555	0.8142
nivel_lc:vetive r	135,591,303.5859	45,197,101.1953	3	113.0000	1.6025	0.1928

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 35. Médias Ajustadas (8 Tratamentos).

LC (%)	Vetive r	Média	EP	LI 95%	LS 95%
0	sem	22,148.1875	7,735.0115	4,044.6679	40,251.7071
10	sem	21,865.8750	7,735.0115	3,762.3554	39,969.3946
20	sem	24,231.8750	7,735.0115	6,128.3554	42,335.3946
30	sem	25,175.5625	7,735.0115	7,072.0429	43,279.0821
0	com	19,531.3750	7,735.0115	1,427.8554	37,634.8946
10	com	25,059.6875	7,735.0115	6,956.1679	43,163.2071
20	com	24,542.3125	7,735.0115	6,438.7929	42,645.8321
30	com	25,172.6875	7,735.0115	7,069.1679	43,276.2071

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 36. Comparações Dunnett vs Controle.

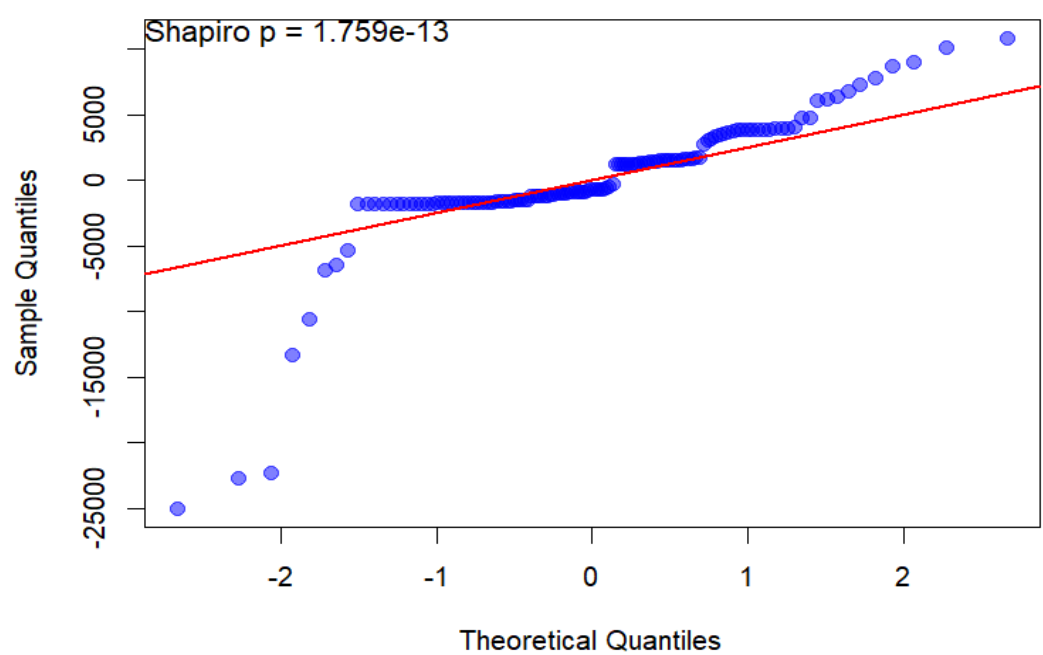
contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.valu e
nivel_lc10 sem - nivel_lc0 sem	-282.3125	1,877.6326	113.0000	-0.1504	0.9995
nivel_lc20 sem - nivel_lc0 sem	2,083.6875	1,877.6326	113.0000	1.1097	0.7454
nivel_lc30 sem - nivel_lc0 sem	3,027.3750	1,877.6326	113.0000	1.6123	0.4306

nivel_lc0 com - nivel_lc0 sem	-2,616.8125	1,877.6326	113.0000	-1.3937	0.5691
nivel_lc10 com - nivel_lc0 sem	2,911.5000	1,877.6326	113.0000	1.5506	0.4688
nivel_lc20 com - nivel_lc0 sem	2,394.1250	1,877.6326	113.0000	1.2751	0.6450
nivel_lc30 com - nivel_lc0 sem	3,024.5000	1,877.6326	113.0000	1.6108	0.4316

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

C.1.6.1 Diagnóstico para Cor (Mg Pt-Co/L)

Shapiro-Wilk: $W = 0.75$, $p = 1.759\text{e-}13$



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

C.1.7 Turbidez (UNT)

Transformação: none

Tabela 37. ANOVA para turbidez.

Termo	Sum Sq	Mean Sq	NumD F	DenDF	F value	Pr(>F)
nivel_lc	1,602,528.9022	534,176.3007	3	113.0000	4.8363	0.0033

vetiver	28,682.2207	28,682.2207	1	113.0000	0.2597	0.6113
nivel_lc:vetiver	135,628.8802	45,209.6267	3	113.0000	0.4093	0.7466

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 38. Médias Ajustadas (8 Tratamentos).

LC (%)	Vetiver	Média	EP	LI 95%	LS 95%
0	sem	993.6544	430.3174	-10.8086	1,998.1173
10	sem	1,169.1500	430.3174	164.6871	2,173.6129
20	sem	1,243.1481	430.3174	238.6852	2,247.6111
30	sem	1,302.6462	430.3174	298.1833	2,307.1092
0	com	1,025.0987	430.3174	20.6358	2,029.5617
10	com	1,294.6969	430.3174	290.2339	2,299.1598
20	com	1,185.1925	430.3174	180.7296	2,189.6554
30	com	1,323.3650	430.3174	318.9021	2,327.8279

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Tabela 39. Comparações Dunnett vs Controle

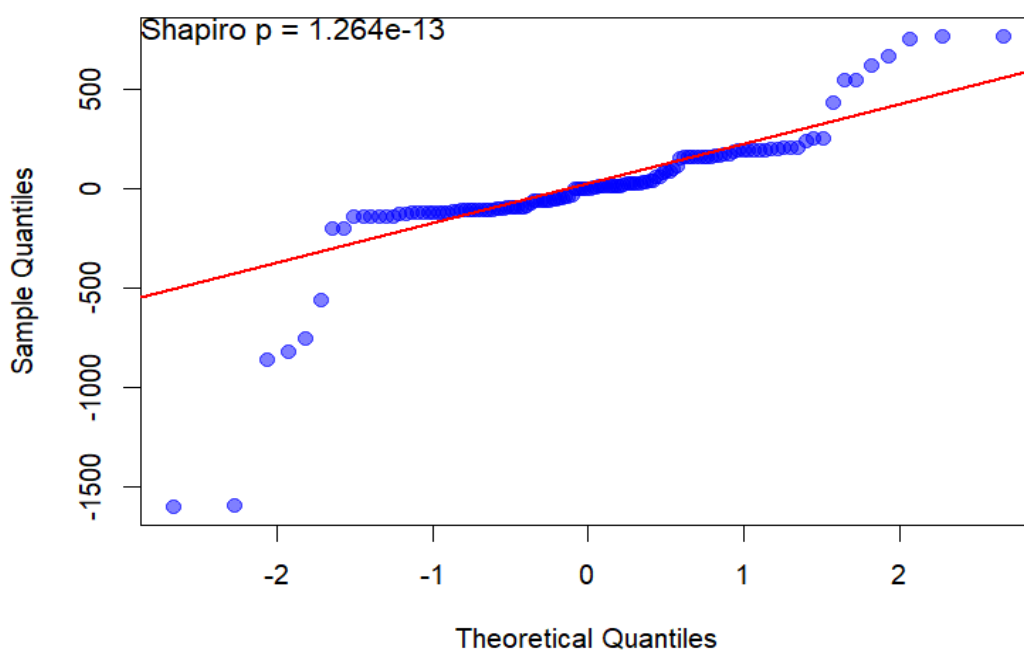
contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
nivel_lc10 sem - nivel_lc0 sem	175.4956	117.5010	113.0000	1.4936	0.5049
nivel_lc20 sem - nivel_lc0 sem	249.4938	117.5010	113.0000	2.1233	0.1778
nivel_lc30 sem - nivel_lc0 sem	308.9919	117.5010	113.0000	2.6297	0.0555
nivel_lc0 com - nivel_lc0 sem	31.4444	117.5010	113.0000	0.2676	0.9964
nivel_lc10 com - nivel_lc0 sem	301.0425	117.5010	113.0000	2.5620	0.0658

nivel_lc20 com - nivel_lc0 sem	191.5381	117.5010	113.0000	1.6301	0.4198
nivel_lc30 com - nivel_lc0 sem	329.7106	117.5010	113.0000	2.8060	0.0349

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

C.1.7.1 Diagnóstico para Turbidez (UNT)

Shapiro-Wilk: $W = 0.745$, $p = 1.264\text{e-}13$



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

APÊNDICE D

Rankings Completos de Eficiência (8 Tratamentos)

Este documento apresenta os RANKINGS COMPLETOS (8 tratamentos) para cada parâmetro avaliado. ORGANIZAÇÃO: - Posição: Classificação de 1º a 8º lugar - Tratamento: Combinação LC × Vetiver - % Remoção: Eficiência de remoção calculada - Carga Removida (mg L^{-1}): Quantidade removida em escala real - Entrada (mg L^{-1}): Concentração afluente média MÉTODO DE CÁLCULO: 1. Médias por tratamento calculadas dos dados transformados 2. Back-transformação para escala interpretável (mg L^{-1}) 3. Cálculo de % remoção. Rankings ordenados do mais eficiente (1º) ao menos eficiente (8º).

Tabela 40. Ranking completo dos 8 tratamentos para DQO (Demanda Química de Oxigênio).

Posição	Tratamento	% Remoção	Removido (mg L ⁻¹)	Entrada (mg L ⁻¹)
1	LC 30% + Vetiver	81.3	2,749.5	3,383.1
2	LC 10% + Vetiver	79.4	2,684.6	3,383.1
3	LC 30% - Vetiver	79.2	2,678.6	3,383.1
4	LC 20% + Vetiver	79.0	2,671.3	3,383.1
5	LC 10% - Vetiver	78.5	2,655.7	3,383.1
6	LC 20% - Vetiver	77.3	2,614.4	3,383.1
7	LC 0% + Vetiver	77.1	2,608.6	3,383.1
8	LC 0% - Vetiver	76.7	2,595.9	3,383.1

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 41. Ranking completo dos 8 tratamentos para Nitrogênio Amoniacal.

Posição	Tratamento	% Remoção	Removido (mg L ⁻¹)	Entrada (mg L ⁻¹)
1	LC 20% + Vetiver	100.0	89.4	89.4
2	LC 30% + Vetiver	99.9	89.3	89.4
3	LC 10% + Vetiver	98.7	88.2	89.4
4	LC 0% + Vetiver	98.5	88.0	89.4
5	LC 10% - Vetiver	97.7	87.3	89.4
6	LC 30% - Vetiver	97.4	87.1	89.4
7	LC 20% - Vetiver	97.0	86.7	89.4
8	LC 0% - Vetiver	94.4	84.4	89.4

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 42. Ranking completo dos 8 tratamentos para Nitrito.

Posição	Tratamento	% Remoção	Removido (mg L ⁻¹)	Entrada (mg L ⁻¹)
1	LC 20% + Vetiver	76.9	3.5	4.6
2	LC 20% - Vetiver	76.6	3.5	4.6
3	LC 0% + Vetiver	76.6	3.5	4.6
4	LC 10% - Vetiver	76.5	3.5	4.6
5	LC 30% - Vetiver	76.0	3.5	4.6
6	LC 10% + Vetiver	75.0	3.4	4.6
7	LC 0% - Vetiver	75.0	3.4	4.6
8	LC 30% + Vetiver	71.0	3.2	4.6

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 43. Ranking completo dos 8 tratamentos para Nitrato.

Posição	Tratamento	% Remoção	Removido (mg L ⁻¹)	Entrada (mg L ⁻¹)
1	LC 0% + Vetiver	84.4	47.7	56.6
2	LC 0% - Vetiver	80.9	45.7	56.6
3	LC 20% + Vetiver	80.6	45.6	56.6
4	LC 30% + Vetiver	79.6	45.0	56.6
5	LC 10% + Vetiver	78.7	44.5	56.6
6	LC 30% - Vetiver	75.9	42.9	56.6
7	LC 20% - Vetiver	75.4	42.7	56.6
8	LC 10% - Vetiver	74.4	42.1	56.6

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 44. Ranking completo dos 8 tratamentos para Fósforo.

Posição	Tratamento	% Remoção	Removido (mg L ⁻¹)	Entrada (mg L ⁻¹)
1	LC 10% + Vetiver	88.4	312.2	353.3
2	LC 20% - Vetiver	87.8	310.4	353.3
3	LC 0% - Vetiver	87.3	308.6	353.3
4	LC 10% - Vetiver	87.2	308.2	353.3
5	LC 0% + Vetiver	87.1	307.6	353.3
6	LC 30% + Vetiver	86.6	306.1	353.3
7	LC 30% - Vetiver	86.4	305.2	353.3
8	LC 20% + Vetiver	86.1	304.3	353.3

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 45. Ranking completo dos 8 tratamentos para Cor (PtCo)

Posição	Tratamento	% Remoção	Removido (mg L ⁻¹)	Entrada (mg L ⁻¹)
1	LC 30% - Vetiver	96.6	25,175.6	26,075.0
2	LC 30% + Vetiver	96.5	25,172.7	26,075.0
3	LC 10% + Vetiver	96.1	25,059.7	26,075.0
4	LC 20% + Vetiver	94.1	24,542.3	26,075.0
5	LC 20% - Vetiver	92.9	24,231.9	26,075.0
6	LC 0% - Vetiver	84.9	22,148.2	26,075.0
7	LC 10% - Vetiver	83.9	21,865.9	26,075.0
8	LC 0% + Vetiver	74.9	19,531.4	26,075.0

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 46. Ranking completo dos 8 tratamentos para Turbidez (NTU).

Posição	Tratamento	% Remoção	Removido (mg L ⁻¹)	Entrada (mg L ⁻¹)
1	LC 30% + Vetiver	98.9	1,323.4	1,337.4
2	LC 30% - Vetiver	97.4	1,302.6	1,337.4
3	LC 10% + Vetiver	96.8	1,294.7	1,337.4
4	LC 20% - Vetiver	93.0	1,243.1	1,337.4
5	LC 20% + Vetiver	88.6	1,185.2	1,337.4
6	LC 10% - Vetiver	87.4	1,169.2	1,337.4
7	LC 0% + Vetiver	76.6	1,025.1	1,337.4
8	LC 0% - Vetiver	74.3	993.7	1,337.4

Fonte: Elaborado pelo autor.