

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
SUINOCULTURA EM REATORES ANAERÓBIOS SEGUIDOS
DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR E *WETLANDS***

**Gilvânia Campos Silva
Bióloga**

Jaboticabal – SP

2013

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
SUINOCULTURA EM REATORES ANAERÓBIOS SEGUIDOS
DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR E *WETLANDS***

Gilvânia Campos Silva

Orientador: Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do Título de Doutor em Microbiologia Agropecuária.

Jaboticabal – SP

2013

S586t	Silva, Gilvânia Campos Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios seguidos de filtro biológico percolador e <i>wetland</i> / Gilvânia Campos Silva. -- Jaboticabal, 2013 xxvi, 314 p. : il.; 29 cm Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2013 Orientador: Roberto Alves de Oliveira Banca examinadora: Luciano Santos Rodrigues, Valéria Del Nery, Valderi Duarte Leite, Eloisa Pozzi Bibliografia 1. Águas residuárias de suinocultura. 2. UASB. 3. Filtro anaeróbio. I. Título. II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. CDU 628.38:636.4
-------	---

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

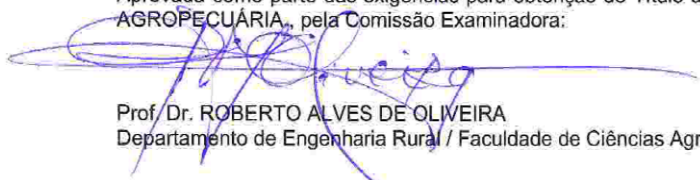
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA EM REATORES ANAERÓBIOS SEGUIDOS DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR E WETLANDS

AUTORA: GILVÂNIA CAMPOS SILVA

ORIENTADOR: Prof. Dr. ROBERTO ALVES DE OLIVEIRA

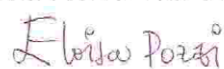
Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR EM MICROBIOLOGIA AGROPECUÁRIA, pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. ROBERTO ALVES DE OLIVEIRA
Departamento de Engenharia Rural / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal


Prof. Dr. LUCIANO DOS SANTOS RODRIGUES
Universidade Federal de Minas Gerais / Belo Horizonte/MG


Profa. Dra. VALÉRIA DEL NERY
Pós-doutoranda / Universidade de São Paulo / São Carlos/SP


Prof. Dr. VALDER DUARTE LEITE
Universidade Estadual da Paraíba / Campina Grande/PB


Profa. Dra. ELOISA POZZI
Universidade de São Paulo / São Carlos/SP

Data da realização: 24 de outubro de 2013.

DADOS CURRICULARES DA AUTORA

Gilvânia Campos Silva – filha de Valdemar Gomes da Silva e Maria Aparecida Campos Silva, nascida em 11 de outubro de 1972, na cidade de Brasília – DF, graduou-se em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual do Maranhão e concluiu o mestrado em Agroecologia na mesma Universidade. De agosto de 2009 a outubro de 2013, realizou o curso de pós-graduação em Microbiologia Agropecuária, em nível de doutorado, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista - UNESP, câmpus de Jaboticabal – SP.

Se não houver frutos,
valeu a beleza das flores;
se não houver flores,
valeu a sombra das folhas;
se não houver folhas,
valeu a intenção da semente.

Henfil

Dedico

Ao meu amigo e orientador de mestrado José Magno Martins Bringel (*in memoriam*) por sua influência positiva na minha vida.

Ao meu grande amigo Demosthenes Mantovani, por tudo de bom que me proporcionou durante nossa convivência, por toda a importância que sempre deu aos meus estudos, motivando me e incentivando me.

Ao meus irmãos Genice, Gisele e Gilson pelo apoio durante todos esses anos.

À minha filha Letícia, a maior razão da minha existência.

AGRADECIMENTOS

A elaboração de um trabalho de tese envolve a participação e colaboração de inúmeras pessoas, o que seria impossível nomear todas. De maneira especial, agradeço a (ao):

Professor Roberto Alves de Oliveira, por sua orientação e por proporcionar todas as condições para que eu realizasse o doutorado.

Professora Rose Maria Duda, por me ajudar nas correções dos trabalhos e me ensinar as análises de laboratório.

Professores Luciano Santos Rodrigues, Valéria Del Nery, Valderi Duarte Leite e Eloiza Pozzi, por todas as contribuições e sugestões ao trabalho e pela disposição em compor a banca de defesa desta tese.

Ailton Crispin da Silva, por me ajudar a coletar os dados, operar os reatores, construir e reconstruir os wetlands e também pela boa convivência durante o período do experimento.

Antônio Marco Reche, pela ajuda no laboratório e na implantação dos wetlands

Todos os técnicos e funcionários do laboratório de digestão anaeróbia.

Cristiane Moreto, por toda a ajuda nas análises do laboratório, pelas horas gastas com assuntos referente às nossas teses e com as nossas filosofias. Por tudo que sorrimos, choramos e superamos e especialmente por ter sido muitas vezes o meu divã. De onde eu estiver serei sempre sua amiga!

Cíntia Guariz, Sílvia Sylvestre e Guilherme Braz, pela amizade, por toda colaboração no laboratório e pelo apoio sempre que foi necessário.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS	xiv
LISTA DE TABELAS DOS APÊNDICES.....	xxi
LISTA DE FIGURAS	xxii
LISTA DE FIGURA DOS APÊNDICES.....	xxv
LISTA DE ABREVIATURAS, siglas E SÍMBOLOS	xlii
RESUMO.....	xliii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS	4
2.1 Objetivo geral	4
2.2 Objetivos específicos	4
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	5
3.1 Características das águas residuárias de suinocultura e impactos aos ecossistemas.	5
3.2 Tratamento anaeróbio de águas residuárias da suinocultura.....	7
3.2.1 Reatores anaeróbios: UASB	10
3.2.2. Reatores anaeróbios: filtro anaeróbio	14
3.2.3 Reatores anaeróbios em dois estágios	17
3.3 Pós - tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.....	21
3.3.1 Pós - tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: filtro biológico percolador	21
3.3.2. Pós - tratamento de reatores anaeróbios: wetlands.....	26
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	30
4.1 Local.....	30
4.2 Instalações experimentais.....	31
4.2.1 Sistema de tratamento anaeróbio I	31
4.2.2 Sistema de tratamento anaeróbio II	32
4.2.4 Pós – tratamento do sistema de tratamento anaeróbio II: filtro biológico percolador e decantador	35
4.2.6 Pós- tratamento: Wetlands.....	36
4.3 Exames e determinações.....	38
4.4 Delineamento experimental.....	40

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
5.1 Temperatura.....	41
5.1.1 Temperatura máxima, média e mínima do ar	41
5.1.2 Temperatura do afluente, efluentes e do ar adjacente ao sistema de tratamento anaeróbio I.....	42
5.1.3 Temperatura do afluente, efluentes e do ar adjacente ao sistema de tratamento anaeróbio II.....	42
5.1.4 Temperatura do afluente, efluentes e ar adjacente ao pós – tratamento do sistema de tratamento anaeróbio II.....	43
5.2 Demanda química de oxigênio (DQO)	44
5.2.1 Demanda química de oxigênio no sistema de tratamento anaeróbio I.....	44
5.2.2 Demanda química de oxigênio no sistema de tratamento anaeróbio II.....	47
5.2.3 Demanda química de oxigênio no pós – tratamento do sistema de tratamento anaeróbio II.....	50
5.3 Sólidos Suspensos Totais e Voláteis	51
5.3.1 Sólidos Suspensos Totais e Voláteis no sistema de tratamento anaeróbio I.....	51
5.3.3 Sólidos suspensos totais e voláteis no pós – tratamento do sistema de tratamento anaeróbio II.	55
5.4 Produção e concentração de metano.....	57
5.4.1 Produção e teor de metano no sistema de tratamento anaeróbio I	57
5.4.2 Produção e teor de metano no sistema de tratamento anaeróbio II.....	58
5.5 Ácidos voláteis, pH e alcalinidade	61
5.5.1 Ácidos voláteis, pH e alcalinidade no sistema de tratamento anaeróbio I.....	61
5.5.2 Ácidos voláteis, pH e Alcalinidade no sistema de tratamento anaeróbio II.....	64
5.5.3 Ácidos voláteis, pH e alcalinidade no sistema de pós tratamento.....	67
5.6 Fósforo total (P-total).....	69
5.6.1 P-total no sistema de tratamento anaeróbio I	69

5.6.2 P-total no sistema de tratamento anaeróbio II	70
5.6.3 P-total no sistema de pós - tratamento	72
5.7 Nitrogênio total (NT), nitrogênio Kjeldahl (NK) e nitrogênio amoniacal (N-am)	73
5.7.1 Nitrogênio Kjeldahl (NK) e nitrogênio amoniacal (N-am) no sistema de tratamento anaeróbio I	73
5.7.2 Nitrogênio Kjeldahl (NK) e nitrogênio amoniacal (N-am) no sistema de tratamento anaeróbio II	74
5.7.3 Nitrogênio total (NT) nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am) Nitrito (N-NO ₂), nitrato (N-NO ₃) e OD no pós – tratamento	76
5.8 Sólidos Totais e voláteis no lodo	81
5.8.1 Sólidos totais (ST) e Sólidos voláteis (SV) na manta do lodo do Reator UASB 1 (R1) e UASB 2 (R2) do sistema de tratamento anaeróbio I	81
5.8.2 Taxa de carregamento de lodo (TCL) e tempo de retenção de sólidos (TRS) nos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I	84
5.8.3 Sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) na manta do lodo do Reator UASB 1 (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II	84
5.8.4 Taxa de carregamento de lodo (TCL) e Tempo de retenção de sólidos (TRS) nos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II	87
5.9. Cálcio, potássio, magnésio e sódio	88
5.9.1 Cálcio, potássio, magnésio e sódio no sistema de tratamento anaeróbio I	88
5.9.2 Cálcio, potássio, magnésio e sódio no sistema de tratamento anaeróbio II	89
5.9.3 Cálcio, potássio, magnésio e sódio no sistema de pós - tratamento	91
5.10 Manganês, ferro, cobre e zinco	93
5.10.1 Manganês, ferro, cobre e zinco no sistema de tratamento anaeróbio I	93
5.10.2 Manganês, ferro, cobre e zinco no sistema de tratamento anaeróbio II	95

5.10.3 Manganês, ferro, cobre e zinco no sistema de pós – tratamento.....	97
5.11. Macro e micronutrientes no lodo dos reatores anaeróbios.....	98
5.12 Coliformes totais e termotolerantes.....	101
5.12.1 Coliformes totais e termotolerantes no sistema de tratamento anaeróbio I.....	101
5.12.2 Coliformes totais e termotolerantes no sistema de tratamento anaeróbio II.....	102
5.12.3 Coliformes totais e termotolerantes no sistema de pós - tratamento ...	103
5.13 Comparação da eficiência de remoção dos principais atributos, entre os sistemas de tratamento anaeróbio I e II (R1+R2)	105
5.14 Sistemas de <i>wetlands</i>	106
5.14.1 pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido nos <i>wetlands</i>	106
5.14.2 Demanda química de oxigênio nos sistemas <i>wetlands</i>	107
5.14.3 Sólidos Suspensos nos sistemas <i>wetlands</i>	109
5.14.4 Nitrogênio kjedhal , nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato nos sistemas <i>wetlands</i>	111
5.14.5 Fósforo, Ca, K, Mg e Na nos sistemas <i>wetlands</i>	113
5.14.6 Mg, Fe, Cu e Zn nos sistemas <i>wetlands</i>	116
5.14.7 Coliformes totais e termotolerantes nos <i>wetlands</i>	118
6. VI. CONCLUSÕES	121
7. RECOMENDAÇÕES	122
REFERÊNCIAS.....	123
Apêndices	135

LISTA DE TABELAS

TABELA 1.	Tempo de operação, duração dos ensaios e tempo de detenção hidráulico (TDH) aplicado nos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento I e no reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante os cinco ensaios.	34
TABELA 2.	Tempo de detenção hidráulica (TDH) e taxa de aplicação hidráulica superficial (Qs) utilizados no filtro biológico percolador (R3) e decantador (Dec) do pós-tratamento do sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.	35
TABELA 3.	Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos nos afluentes, efluentes, lodo e biogás dos reatores UASB, filtro anaeróbio de fluxo ascendente, filtro biológico percolador, decantador e wetlands.	39
TABELA 4.	Valores médios das temperaturas do ar máximas, médias e mínimas observadas na Estação Agroclimatológica da UNESP, Câmpus de Jaboticabal, durante a operação dos sistemas de tratamento anaeróbio I, II e pós - tratamento, durante os cinco ensaios.	41
TABELA 5.	Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio I, com os reatores UASB (R1 e R2) e da temperatura do ar adjacente aos reatores durante os cinco ensaios.	42
TABELA 6.	Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio II, com o reator UASB e o filtro anaeróbio (R1 e R2) e da temperatura do ar adjacente aos reatores durante os cinco ensaios.	43
TABELA 7.	Valores médios das temperaturas do afluente (R2), efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e da temperatura do ar adjacente aos reatores durante os cinco ensaios.	43

TABELA 8.	Valores médios de DQO _{total} , DQO _{diss} e DQO _{ss} no afluente e nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no reator UASB (R1) e UASB (R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante os cinco ensaios.	46
TABELA 9.	Valores médios de DQO _{total} , DQO _{diss} e DQO _{ss} no afluente e nos efluentes e suas respectivas eficiências de remoção (E) no reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.	48
TABELA 10.	Valores médios de DQO _{total} , DQO _{diss} e DQO _{ss} no afluente e nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no filtro biológico percolador (R3), decantador (Dec) e sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), nos cinco ensaios.	51
TABELA 11.	Valores médios de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção do R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2) nos cinco ensaios.....	52
TABELA 12.	Valores médios de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente dos reatores no sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.	54
TABELA 13.	Valores médios de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente do filtro biológico (R3) e decantador (Dec) e eficiência de remoção no filtro biológico, decantador e sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), nos cinco ensaios.	56
TABELA 14.	Valores médios e respectivos coeficientes de variação (cv) da percentagem de metano (CH ₄) no biogás, das produções volumétricas de metano (PVM) e das produções específicas de metano (PEM) em relação à DQO adicionada e removida, nos efluentes do sistema de tratamento anaeróbio I, durante os cinco ensaios.	58
TABELA 15.	Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c v) da percentagem de metano (CH ₄) no biogás, das produções diárias	

e volumétricas de CH ₄ e das produções específicas de CH ₄ em relação à DQO adicionada e removida, nos efluentes do sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.	61
TABELA 16. Valores médios de ácidos voláteis (AVT), pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) nos reatores UASB (R1) e UASB (R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante os cinco ensaios.	63
TABELA 17. Valores médios de ácidos voláteis (AVT), pH e alcalinidade total (AT), nos reatores UASB (R1) e UASB (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante os cinco ensaios.	66
TABELA 18. Valores médios de ácidos voláteis (AVT), pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador e decantador, durante os cinco ensaios.	68
TABELA 19. Valores médios da concentração de fósforo (P – total) no afluente, efluentes UASB 1 e UASB 2 (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I, nos cinco ensaios.	70
TABELA 20. Valores médios da concentração de fósforo total (P – total) no afluente, efluentes UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1 e R2), nos cinco ensaios.	71
TABELA 21. Valores médios da concentração de fósforo (P – total) no afluente (R2), efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador (Dec) e eficiências de remoção de no R3, Dec e sistema anaeróbio e aeróbio (R1+R2+R3+Dec) nos cinco ensaios.	72
TABELA 22. Valores médios da concentração de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N- am) no afluente e efluentes dos reatores UASB 1 e UASB 2 (R1 e R2) e eficiência de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), nos cinco ensaios.	74

TABELA 23. Valores médios da concentração de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N- am) no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiência de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), nos cinco ensaios.....	75
TABELA 24. Valores médios da concentração de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N- am) no afluente (R2) e efluentes do filtro biológico percolador (R3) e decantador (Dec) e eficiências de remoção do R3, decantador e sistema anaeróbio/aeróbio, nos cinco ensaios.....	76
TABELA 25. Médias de nitrogênio total (NT), nitrito (N-NO ₂), nitrato (N-NO ₃) e oxigênio dissolvido (OD) nos efluentes do R3 e decantador e eficiência de remoção de NT no R3, decantador e do sistema de pós - tratamento, nos cinco ensaios.	81
TABELA 26. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (cv), do lodo da manta do reator 1 (R1), do sistema de tratamento anaeróbio I, nos cinco ensaios.	82
TABELA 27. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (cv), do lodo da manta do reator 2 (R2), Sistema de tratamento anaeróbio I, nos cinco ensaios	83
TABELA 28. Valores médios da taxa de carregamento de lodo (TCL) e tempo de retenção de sólidos (TRS) e os respectivos coeficientes de variação (cv), dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, nos cinco ensaios.	84
TABELA 29. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (CV), do lodo da manta do reator 1 (R1), do sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.	85
TABELA 30. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (cv), do lodo do filtro	

	anaeróbio (R2), sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.	86
TABELA 31.	Valores médios da taxa de carregamento de lodo (TCL) e tempo de retenção de sólidos (TRS) e os respectivos coeficientes de variação (cv), do reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.	87
TABELA 32.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E) dos reatores R1 e R2 e do sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), nos cinco ensaios.....	89
TABELA 33.	Valores médios e coeficientes de variação (cv em %) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E) dos reatores R1 e R2 e do sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2) nos cinco ensaios.....	91
TABELA 34.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), do afluente e efluente, e eficiências de remoção (E) do reator R3, decantador e sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio nos cinco ensaios.	93
TABELA 35.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e das eficiências de remoção (E) nos reatores UASB (R1 e R2) e no sistema de tratamento I (R1+ R2), nos cinco ensaios.....	95
TABELA 36.	Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e das eficiências de remoção (E) nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+ R2) nos cinco ensaios.....	96
TABELA 37.	Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco	

	(Zn), e das eficiências de remoção (E) no reator R3, decantador e sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio, nos cinco ensaios.	98
TABELA 38.	Valores médios da concentração de coliformes totais e coliformes termotolerantes no afluente e efluente do UASB 1 (R1) e UASB 2 (R2) e eficiência de remoção no R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), nos cinco ensaios.....	101
TABELA 39.	Valores médios da concentração de coliformes totais e coliformes termotolerantes no afluente e efluente do UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) e eficiência de remoção no R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), nos cinco ensaios.....	103
TABELA 40.	Valores médios da concentração de coliformes totais e coliformes termotolerantes no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador (Dec) e eficiência de remoção de coliformes totais e termotolerantes nos efluentes do filtro biológico percolador, decantador e sistema anaeróbio/aeróbio nos cinco ensaios.	104
TABELA 41.	Eficiência de remoção de DQO total, DQO diss, SST, SSV, P-total, NK, coliformes totais e termotolerantes e produção de metano nos sistemas de tratamento anaeróbio I e II entre os cinco ensaios.....	105
TABELA 42.	Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de pH, alcalinidade total (AT) e oxigênio dissolvido (OD) no afluente e efluentes do <i>wetland</i> I e <i>wetland</i> II. ...	107
TABELA 43.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de DQO _{total} , DQO dissolvida (DQO _{diss}) e DQO suspensa (DQO _{ss}) no afluente e efluentes do <i>wetland</i> I e <i>wetland</i> II.	108
TABELA 44.	Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) no afluente e efluentes dos <i>wetlands</i> I e <i>wetlands</i> II.	110

TABELA 45. Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de nitrogênio kjedhal (NK), nitrogênio amoniacal (N- am), nitrito e nitrato no afluente e efluentes do <i>wetland</i> I e <i>wetland</i> II.	112
TABELA 46. Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de fósforo (P-total), cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na), no afluente e efluentes do <i>wetland</i> I e <i>wetland</i> II.	114
TABELA 47. Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu) e zinco (Zn), no afluente e efluentes dos <i>wetlands</i> I e <i>wetland</i> II.....	116
TABELA 48. Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes dos <i>wetland</i> I e <i>wetland</i> II.....	118

LISTA DE TABELAS DOS APÊNDICES

TABELA 1J. Valores médios das concentrações de N, P e K no lodo dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I nos cinco ensaios.....	275
TABELA 2J. Valores médios das concentrações de N, P e K no lodo do reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II durante os cinco ensaios.....	276
TABELA 3J. Valores médios das concentrações de Ca, Mg e Na no lodo dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I nos cinco ensaios.....	277
TABELA 4J. Valores médios das concentrações de Ca, Mg e Na no lodo do reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II durante os cinco ensaios.....	278
TABELA 5J. Valores médios das concentrações de Cu, Zn, Mn e Fe no lodo dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I nos cinco ensaios.....	279
TABELA 6J. Valores médios das concentrações de Cu, Zn, Mn e Fe no lodo do reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II durante os cinco ensaios.....	280

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.	Modelo de desenvolvimento do biofilme. Fonte: STOODLEY et al. (2002).	22
FIGURA 2.	Vista das instalações experimentais, localizadas na Área experimental de Saneamento Ambiental do Departamento de Engenharia Rural, da UNESP, Câmpus de Jaboticabal.	30
FIGURA 3.	Fluxograma das instalações experimentais, constituídas pelos sistemas de tratamento anaeróbios I e II e pós tratamento.	31
FIGURA 4.	Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (Sistema I), com reatores UASB, em escala piloto..	32
FIGURA 5.	Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios II, com reator UASB e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FA)..	33
FIGURA 6.	Vista lateral e superior dos anéis de polipropileno utilizados no filtro anaeróbio e filtro biológico percolador durante os cinco ensaios.	34
FIGURA 7.	Representação esquemática das instalações experimentais do pós – tratamento do sistema de tratamento anaeróbio II, formado pelo filtro biológico percolador (R3) e decantador.	36
FIGURA 8.	Wetlands, no início da implantação do experimento, com aguapé e alface d'água.	37
FIGURA 9.	Parte inferior das caixas com as tubulações de drenagem (saída) do efluente no fundo das caixas.	38
FIGURA 10.	Valores médios da carga orgânica volumétrica (COV) aplicada no reator UASB (R1) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante os cinco ensaios.	44
FIGURA 11.	Valores médios da carga orgânica volumétrica (COV) aplicada no reator UASB (R1) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante os cinco ensaios.	47

FIGURA 12.	Valores médios de alcalinidade intermediária (AI), alcalinidade parcial (AP) e da relação AI/AP nos reatores UASB (R1) e UASB (R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante os ensaios 1 a 5.....	64
FIGURA 13	Valores médios de alcalinidade intermediária (AI), alcalinidade parcial (AP) e da relação AI/AP nos reatores UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante os ensaios 1 a 5.	67
FIGURA 14	Valores médios de alcalinidade intermediária (AI), alcalinidade parcial (AP) e da relação AI/AP no filtro biológico percolador (R3) e decantador durante os cinco ensaios.	69
FIGURA 15	Correlação (R) entre eficiência de remoção de N – am e carga orgânica aplicada	77
FIGURA 16.	Correlação (R) entre eficiência de remoção de N – am e carga de N – am aplicada.....	78
FIGURA 17.	Correlação (R) entre eficiência de remoção de N – am e pH	78
FIGURA 18.	Correlação (R) entre eficiência de remoção de N – am e concentração de alcalinidade total (AT).....	79
FIGURA 19.	Valores médios da relação SV/ST da manta do lodo dos reatores UASB 1 e UASB 2 (R1 e R2), do Sistema de tratamento anaeróbio I, nos cinco ensaios.	83
FIGURA 20.	Valores médios da relação SV/ST do lodo do UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), do sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.....	86
FIGURA 21.	Eficiência de remoção de DQO _{total} , DQO dissolvida (DQO diss) e DQO suspensa (DQO ss) nos efluentes dos <i>wetlands</i> I e II.	109
FIGURA 22.	Eficiência de remoção de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) no efluente dos <i>wetlands</i> II.....	111
FIGURA 23.	Eficiência de remoção de nitrogênio kjedhal (NK) e nitrogênio amoniacal (N- am) nos efluentes dos <i>wetlands</i> I e II.	113

FIGURA 24.	Eficiência de remoção de fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na), nos efluentes dos <i>wetlands</i> I e II.....	115
FIGURA 25.	Eficiência de remoção de manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu) e zinco (Zn), nos efluentes dos <i>wetlands</i> I e II.....	117
FIGURA 26.	Eficiência de remoção (%) de coliformes totais (C.totais) e coliformes termotolerantes (C. termotolerantes) nos efluentes dos <i>wetlands</i> I e II.....	119

LISTA DE FIGURA DOS APÊNDICES

FIGURA 1A. Valores das temperaturas máximas, médias e mínimas do ar observadas na Estação Agroclimatológica, durante os ensaios 1, 2 e 3.....	137
FIGURA 2A. Valores das temperaturas máximas, médias e mínimas do ar observadas na Estação Agroclimatológica, durante os ensaios 4 e 5.....	138
FIGURA 1B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema I, e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 1.....	140
FIGURA 2B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema I, e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 2.....	141
FIGURA 3B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema I, e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 3.....	142
FIGURA 4B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema I, e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 4.....	143
FIGURA 5B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema I, e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 5.....	144
FIGURA 6B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema II, e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 1.....	145
FIGURA 7B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema II, e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 2.....	146
FIGURA 8B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos	

reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema II, e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 3.....	147
FIGURA 9B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema II, e temperatura ambiente adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 4.....	148
FIGURA 10B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema II, e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 5.....	149
FIGURA 11B. Valores da temperatura no afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador, e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 1.....	150
FIGURA 12B. Valores da temperatura no afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 2.....	151
FIGURA 13B. Valores da Temperatura no afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 3.....	152
FIGURA 14B. Valores da Temperatura no afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 4.....	153
FIGURA 15B. Valores da Temperatura no afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e temperatura ambiente adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 5.....	154
FIGURA 1C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1e R2), e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 1...	156
FIGURA 2C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio	

2.....	157
FIGURA 3C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 3.....	158
FIGURA 4C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 4.....	159
FIGURA 5C. Valores da D QO total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do sistema I, durante o ensaio 5.....	160
FIGURA 6C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 1.....	161
FIGURA 7C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 2.....	162
FIGURA 8C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do sistema I, durante o ensaio 3.....	163
FIGURA 9C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do sistema I, durante o ensaio 4.....	164
FIGURA 10C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do sistema I, durante o ensaio 5.....	165
FIGURA 11C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores	

UASB, filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2) durante o ensaio 1.....	166
FIGURA 12C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB, filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2) durante o ensaio 2.....	167
FIGURA 13C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB, filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2) durante o ensaio 3.....	168
FIGURA 14C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB, filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2) durante o ensaio 4.....	169
FIGURA 15C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB, filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2) durante o ensaio 5.....	170
FIGURA 16C. Valores da DQO diss do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO diss no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 1.....	171
FIGURA 17C. Valores da DQO diss do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO diss no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 2.....	172
FIGURA 18C. Valores da DQO diss do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO diss no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 3.....	173
FIGURA 19C. Valores da DQO diss do afluente e efluentes dos reatores	

UASB filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO diss no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 4.....	174
FIGURA 20C. Valores da DQO diss do afluyente e efluentes dos reatores UASB e filtro Anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO diss no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 5.....	175
FIGURA 21C. Valores da DQO total do afluyente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 1.....	176
FIGURA 22C. Valores da DQO total do afluyente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 2.....	177
FIGURA 23C. Valores da DQO total do afluyente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 3.....	178
FIGURA 24C. Valores da DQO total do afluyente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 4.....	179
FIGURA 25C. Valores da DQO total do afluyente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 5.....	180

FIGURA 26C. Valores da DQO diss do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 1.....	181
FIGURA 27C. Valores da DQO diss do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 2.....	182
FIGURA 28C. Valores da DQO diss do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 3.....	183
FIGURA 29C. Valores da DQO diss do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 4.....	184
FIGURA 30C. Valores da DQO diss do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 5.....	185
FIGURA 1D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 1.....	187
FIGURA 2D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do Sistema I,	

durante o ensaio 2.....	188
FIGURA 3D. Concentrações de SST no afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 3.....	189
FIGURA 4D. Concentrações de SST no afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 4.....	190
FIGURA 5D. Concentrações de SST no afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 5.....	191
FIGURA 6D. Concentrações de SSV no afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 1.....	192
FIGURA 7D. Concentrações de SSV no afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 2.....	193
FIGURA 8D. Concentrações de SSV no afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 3.....	194
FIGURA 9D. Concentrações de SSV no afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 4.....	195
FIGURA 10D. Concentrações de SSV no afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o	

ensaio 5.....	196
FIGURA 11D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 1.....	197
FIGURA 12D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 2.....	198
FIGURA 13D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 3.....	199
FIGURA 14D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do Sistema II, durante o ensaio 4.....	200
FIGURA 15D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do Sistema II, durante o ensaio 5.....	201
FIGURA 16D. Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV no R, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 1.....	202
FIGURA 17D. Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II(R1+R2), durante o ensaio 2.....	203
FIGURA 18D. Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II	

(R1+R2), durante o ensaio 3.....	204
FIGURA 19D. Concentrações de SSV no afluyente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 4.....	205
FIGURA 20D. Concentrações de SSV no afluyente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 5.....	206
FIGURA 21D. Concentrações de SST no afluyente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 1.....	207
FIGURA 22D. Concentrações de SST no afluyente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 2.....	208
FIGURA 23D. Concentrações de SST no afluyente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 3.....	209
FIGURA 24D. Concentrações de SST no afluyente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 4.....	210
FIGURA 25D. Concentrações de SST no afluyente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema	

anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 5.....	211
FIGURA 26D. Concentrações de SSV no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 1.....	212
FIGURA 27D. Concentrações de SSV no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 2.....	213
FIGURA 28D. Concentrações de SSV no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 3.....	214
FIGURA 29D. Concentrações de SSV no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 4.....	215
FIGURA 30D. Concentrações de SSV no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 5.....	216
FIGURA 1E. Produção volumétrica de metano (CH_4) nos reatores UASB (R1 e R2) e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante os ensaios 1, 2 e 3.....	218
FIGURA 2E. Produção volumétrica de metano (CH_4) nos reatores UASB (R1	

e R2) e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante os ensaios 4 e 5.....	219
FIGURA 3E. Produção volumétrica de metano (CH_4) nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante os ensaios 1, 2 e 3.....	220
FIGURA 4E. Produção volumétrica de metano (CH_4) nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante os ensaios 4 e 5.....	221
FIGURA 1F. Produção específica de metano (CH_4) nos reatores UASB (R1 e R2) e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante os ensaios 1, 2 e 3.....	223
FIGURA 2F. Produção específica de metano (CH_4) nos reatores UASB (R1 e R2) e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante os ensaios 4 e 5.....	224
FIGURA 3F. Produção específica de metano (CH_4) nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante os ensaios 1, 2 e 3.....	225
FIGURA 4F. Produção específica de metano (CH_4) nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante os ensaios 3 e 4.....	226
FIGURA 1G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante o ensaio 1.....	228
FIGURA 2G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante o ensaio 2.....	229
FIGURA 3G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante o ensaio 3.....	230
FIGURA 4G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante o ensaio 4.....	231

FIGURA 5G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante o ensaio 5.....	232
FIGURA 6G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante o ensaio 1.....	233
FIGURA 7G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante o ensaio 2.....	234
FIGURA 8G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante o ensaio 3.....	235
FIGURA 9G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante o ensaio 4.....	236
FIGURA 10G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante o ensaio 5.....	237
FIGURA 11G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes do filtro biológico percolador(R3) e decantador no sistema de pós tratamento, durante o ensaio 1.....	238
FIGURA 12G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes do filtro biológico percolador(R3) e decantador no sistema de pós tratamento, durante o ensaio 2.....	239
FIGURA 13G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes do filtro biológico percolador(R3) e decantador no sistema de pós tratamento, durante o ensaio 3.....	240
FIGURA 14G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes do filtro biológico percolador(R3) e decantador no sistema de pós tratamento, durante o ensaio 4.....	241
FIGURA 15G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes do filtro biológico percolador(R3) e decantador no	

sistema de pós tratamento, durante o ensaio 5.....	242
FIGURA 1H. Valores de P-total do afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 1.....	244
FIGURA 2H. Valores de P-total do afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 2.....	245
FIGURA 3H. Valores de P-total do afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 3.....	246
FIGURA 4H. Valores de P-total do afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 4.....	247
FIGURA 5H. Valores de P-total do afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 5.....	248
FIGURA 6H. Valores de P-total do afluyente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 1.....	249
FIGURA 7H. Valores de P-total do afluyente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 2.....	250
FIGURA 8H. Valores de P-total do afluyente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 3.....	251
FIGURA 9H. Valores de P-total do afluyente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o	

ensaio 4.....	252
FIGURA 10H. Valores de P-total do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 5.....	253
FIGURA 11H. Valores de P-total do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador, e eficiências de remoção de P-total no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 1.....	254
FIGURA 12H. Valores de P-total do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador, e eficiências de remoção de P-total no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 2.....	255
FIGURA 13H. Valores de P-total do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador, e eficiências de remoção de P-total no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 3.....	256
FIGURA 14H. Valores de P-total do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador, e eficiências de remoção de P-total no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 4.....	257
FIGURA 15H. Valores de P-total do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador, e eficiências de remoção de P-total no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 5.....	258
FIGURA 1I. Valores de NT do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de NT no R1, R2 e no sistema	

	de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 1.....	260
FIGURA 2I.	Valores de NT do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de NT no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 2.....	261
FIGURA 3I.	Valores de NT do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de NT no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 3.....	262
FIGURA 4I.	Valores de NT do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de NT no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 4.....	263
FIGURA 5I.	Valores de NT do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de NT no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 5.....	264
FIGURA 6I.	Valores de NT do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção de NT no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 1.....	265
FIGURA 7G.	Valores de NT do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção de NT no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 2.	266
FIGURA 8G.	Valores de NT do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção de NT no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 3.....	267
FIGURA 9I.	Valores de NT do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção de NT no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 4.....	268
FIGURA 10I.	Valores de NT do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção de NT no	

	R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 5.....	269
FIGURA 11I.	Valores de NT do afluente e efluentes do filtro biológico percolador (R3) e decantador, e eficiências de remoção de NT no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 1.....	270
FIGURA 12I.	Valores de NT do afluente e efluentes do filtro biológico percolador (R3) e decantador, e eficiências de remoção de NT no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 2.....	271
FIGURA 13I.	Valores de NT do afluente e efluentes do filtro biológico percolador (R3) e decantador, e eficiências de remoção de NT no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 3.....	272
FIGURA 14I.	Valores de NT do afluente e efluentes do filtro biológico percolador (R3) e decantador, e eficiências de remoção de NT no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 4.....	273
FIGURA 15I.	Valores de NT do afluente e efluentes do filtro biológico percolador (R3) e decantador, e eficiências de remoção de NT no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 5.....	274
FIGURA1K.	Valores de precipitação diária observados na Estação Agroclimatológica durante o experimento com <i>wetlands</i>	282
FIGURA 2K.	Valores de evaporação e evapotranspiração diária observados na Estação Agroclimatológica durante o experimento com <i>wetlands</i>	282

FIGURA 3K.	Valores de temperaturas máximas, mínimas e médias do ar observados durante o experimento com <i>wetlands</i>	282
FIGURA 1L .	Valores de DQO total no afluyente e efluentes dos <i>wetlands</i> I, com alface d'água e aguapé.....	284
FIGURA 2L .	Valores de DQO total no afluyente e efluentes dos <i>wetlands</i> II, com alface d'água e aguapé.....	285
FIGURA 3L .	Valores de SST no afluyente e efluentes dos <i>wetlands</i> I, com alface d'água e aguapé.....	286
FIGURA 4L .	Valores de SST no afluyente e efluentes dos <i>wetlands</i> II, com alface d'água e aguapé.....	287

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

Al - Alcalinidade intermediária

AP - Alcalinidade parcial

AT - Alcalinidade total

AVT - Ácidos voláteis totais

COV - carga orgânica volumétrica

CV - Coeficiente de variação

DQO - Demanda química de oxigênio

DQO dissolvida - Demanda química de oxigênio dissolvida

DQO ss - Demanda química de oxigênio devido à concentração de sólidos suspensos

FBP - Filtro biológico percolador

N-am- nitrogênio amoniacal

N-org. nitrogênio orgânico

NK- nitrogênio Kjeldahl

NO_2^- - nitrito

NO_3^- - nitrato

NT- nitrogênio total

NMP - número mais provável

OD - oxigênio dissolvido

P-total - fósforo total

pH - Potencial hidrogeniônico

ST - Sólidos totais

STV - Sólidos totais voláteis

SST - Sólidos suspensos totais

SSV - Sólidos suspensos voláteis

TDH - Tempo de detenção hidráulica

TRS - Tempo de retenção de sólidos

UASB Reactor- upflow anaerobic sludge blanket reactor – reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo.

TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA EM REATORES ANAERÓBIOS SEGUIDOS DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR E *WETLANDS*

RESUMO - As águas residuárias de suinocultura apresentam altas concentrações de matéria orgânica, nutrientes e patógenos. Esse resíduo é passível de ser tratado por via anaeróbia, com vantagens como a produção de biogás e o efluente final com poder poluente reduzido. Foram avaliados dois sistemas de tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura, o primeiro, constituído por dois reatores UASB em dois estágios seguidos de *wetlands* e o outro sistema de tratamento, composto por reator UASB, filtro anaeróbio, filtro biológico percolador, decantador e *wetlands*, instalados em série na remoção de matéria orgânica, e nutrientes e na produção de metano sob tempos de detenção hidráulico (TDH) de 11 a 40 h e cargas orgânicas volumétricas (COV) de 4,3 a 18,7 g DQO total (L d)⁻¹. No sistema de tratamento anaeróbio I, constituído por dois reatores UASB em série, os valores máximos de remoção de demanda química de oxigênio total (DQO total), sólidos suspensos voláteis (SSV), fósforo total (P-total), nitrogênio Kjeldhal (NK), cobre (Cu), zinco (Zn) e coliformes termotolerantes foram 89, 92, 70, 58, 80, 95 e 99,56 % respectivamente. No sistema II, com reator UASB e filtro anaeróbio, em série, as médias máximas de remoção de DQO total, SSV, P-total, NTK, Cu, Zn e coliformes termotolerantes foram 87; 87; 64; 55, 80; 95 e 99,90 % respectivamente. Os valores máximos da produção volumétrica de metano foram de 0,419 e 0,488 L CH₄ (L reator d)⁻¹ nos sistemas I e II, respectivamente. Em relação ao pós-tratamento com filtro biológico percolador e decantador os valores de DQO total, SSV, P-total, NTK, Cu, Zn e coliformes termotolerantes aumentaram para 92; 87; 86; 62, 87; 97 e 99,93 %, respectivamente. Com *wetlands* as eficiências de remoção aumentaram para 98; 98, 98; 94; 88; 98 e 99,99 %, respectivamente, para DQO total, SSV, P-total, NK, Cu, Zn e coliformes termotolerantes. Os reatores anaeróbios foram eficientes para remover matéria orgânica e contribuem na remoção de nutrientes, embora o sistema I apresente vantagens de 2,3; 6,2; 9,3 e 4,8 % em relação aos parâmetros DQO, SSV, P-total e NK, respectivamente, e o sistema II, 27,6 % em relação à produção volumétrica de metano. O sistema de pós-tratamento com filtro biológico percolador e decantador melhorou a qualidade do efluente oriundo dos reatores anaeróbios, principalmente, para a remoção de P-total. Como tratamento terciário ou polimento final dos reatores anaeróbios e anaeróbios/aeróbio, os *wetlands* aumentaram as remoções de DQO, sólidos suspensos, nutrientes e coliformes, produzindo efluentes com qualidade para reúso e disposição em corpos d'água atendendo algumas legislações estaduais para o padrão de lançamento de efluentes.

PALAVRAS CHAVE: carga orgânica volumétrica, nutrientes, metano, filtro anaeróbio, reator UASB, pós-tratamento

SWINE WASTEWATER TREATMENT IN ANAEROBIC REACTOR FOLLOWED FOR TRICKLING FILTER AND WETLANDS

ABSTRACT - The swine wastewater have high concentrations of organic matter, nutrients and pathogens. This residue is likely to be treated anaerobically, with advantages such as biogas production and the final effluent with low polluting power. Two systems of anaerobic treatment of swine wastewater, the first, consisting of two-stage UASB followed by wetlands and other treatment system consisting of UASB reactor, anaerobic filter, trickling filter, decanter and wetlands, were evaluated at in series in the removal of organic matter and nutrients and the production of methane in hydraulic retention time (HRT) from 11 to 40 h and volumetric organic load (VOL) from 4.3 to 18.7 g total COD (L d)⁻¹. In anaerobic treatment system I, consisting of two UASB reactors in series, the maximum values of removing total chemistry oxygen demand (total COD), volatile suspended solids (VSS), total phosphorous (total P), Kjeldahl nitrogen (NK), copper (Cu), zinc (Zn) and thermotolerants coliforms were 89, 92, 70, 58, 80, 95, and 99.56 %, respectively. In system II, with UASB and anaerobic filter in series, the maximum average total COD removal, SSV, total-P, KN, Cu, Zn and thermotolerants coliforms were 87, 87, 64, 55, 80, 95 and 99,90 % respectively. The maximum values of the volumetric methane production were 0.419 and 0.488 L CH₄ (L reactor d)⁻¹ in systems I and II, respectively. In relation to post- treatment with biological trickling filter and decanter values of total COD, VSS, total-P, KN, Cu, Zn and thermotolerants coliforms increased to 92, 87, 86, 62, 87, 97 and 99.93 %, respectively. With the *wetlands*, the removal efficiencies increased to 98, 98, 98, 94, 88, 98 and 99,99 %, respectively, for total COD, VSS, total-P, NK, Cu, Zn and thermotolerants coliform . The anaerobic reactors were effective to remove organic matter and contribute to the removal of nutrients, although the system I has advantages of 2,3; 6,2; 9,3 e 4,8 % with respect to COD, VSS, total P- and KN parameters and the overall system II 27,6 % with the volumetric production of methane. The post treatment with trickling filter and decanter, improved the quality of the effluent coming from the anaerobic reactor, mainly for removal of total P. As tertiary treatment or final polishing of anaerobic and anaerobic/aerobic reactors, *wetlands* increased removals of COD, suspended solids, nutrients and coliforms, producing effluent quality for reuse and disposal in water bodies meeting some state laws to default effluent discharge.

KEYWORDS : volumetric organic load, nutrients, methane, anaerobic filter, UASB reactor, post treatment

1. INTRODUÇÃO

A suinocultura destaca-se no agronegócio brasileiro, como atividade de importância econômica e social. Mais de 730 mil pessoas dependem diretamente da suinocultura, e essa atividade é responsável pela renda de mais de 2,7 milhões de pessoas. O Brasil é o 4º maior produtor e exportador de carne suína do mundo, com um rebanho de aproximadamente 38 milhões de cabeças (GONÇALVES, 2012).

A suinocultura gera emprego e renda, mas também produz diariamente, de 100 a 200 litros de dejetos por matriz, dependendo do sistema de lavagem das baias e da diluição (DIESEL, 2002). Se estes dejetos não forem tratados adequadamente antes da disposição final, podem causar impactos ambientais ao solo e nas águas superficiais e subterrâneas.

As águas residuárias de suinocultura contêm altas concentrações de matéria orgânica, sólidos suspensos, coliformes, nitrogênio e fósforo e também podem conter grandes quantidades de Cu e Zn, que são adicionados na alimentação do animal (NOGUEIRA e SILVA, 2006). A contaminação por metais pesados é uma preocupação porque são poluentes que apresentam ao mesmo tempo persistência, capacidade de bioacumulação e toxicidade (FERNANDES, 2007). Os moluscos são capazes de remover metais pesados presentes na água e bioacumular em seus tecidos e de outros organismos aquáticos, causando deterioração letal ou subletal (MARENGONI, 2013). Nos peixes, a presença de metais causa alterações morfológicas, fisiológicas e bioquímicas, podendo conduzir à morte (FERNANDES, 2007). Os metais pesados podem ser bioacumulados na cadeia alimentar, chegando até ao homem provocando males como anemia e leucemia, pelo excesso de cobre e problemas gástricos além de distúrbios no sistema nervoso, pelo excesso de zinco.

Geralmente, o destino das águas residuárias de suinocultura é a disposição no solo, o que provoca a sua contaminação e do lençol freático, com nutrientes, metais pesados e microrganismos patogênicos.

Comparado a outros processos de tratamento de resíduos, a digestão anaeróbia pode ser utilizada para a produção de metano, além de utilizar menor área, gerar pouco lodo, e produzir efluente com concentrações reduzidas de matéria orgânica, sólidos suspensos. Alguns metais pesados são removidos e permanecem

no lodo podendo ser aproveitados como fertilizantes orgânico – mineral.

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) e os filtros anaeróbios são alternativas para o tratamento de águas residuárias domésticas, industriais e agropecuárias, com alta eficiência de remoção de matéria orgânica e produção de metano. Esses reatores têm sido estudados em dois estágios, o que confere ao sistema maior estabilidade, além de contribuir para aumentar a produção de metano e remoção de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos, nutrientes, metais pesados e coliformes. As evidências das vantagens dessa combinação, foram verificados por Halalshed et al. (2005) que avaliaram reatores UASB em dois estágios tratando esgoto doméstico, com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 a 10 h e COV de 3,6 a 5,0 g DQO (L d)⁻¹, e obtiveram remoção 50 e 60 % de DQO total e dissolvida respectivamente. Oliveira e Santana (2011) trataram águas residuárias de suinocultura em reatores UASB em dois estágios, com TDH de 6 a 28 h, COV de 14,8 a 24,8 g DQO (L d)⁻¹ e obtiveram remoção de DQO total de 88%. Duda e Oliveira (2011) que trabalharam com reator UASB seguido de filtro anaeróbio também tratando águas residuárias de suinocultura utilizaram TDH de 5,8 a 26,0 h e COV de 12,4 a 26,3 g DQO (L d)⁻¹, e observaram remoção de DQO total, N, P, Cu e Zn máximas de 90, 65, 66, 96 e 98 % respectivamente no sistema de tratamento anaeróbio. A produção volumétrica de metano máxima foi de 0,574 L CH₄ (L reator d)⁻¹ e a remoção de coliformes totais e termotolerantes foi de até 98,7 %.

Embora os reatores anaeróbios sejam eficazes na remoção de matéria orgânica e contribuam na remoção de nutrientes e patógenos, o efluente produzido gerado ainda precisa de pós-tratamento, para complementar a remoção e atingir padrões de qualidade para lançamento de efluentes. Os filtros biológicos percoladores são eficazes no polimento dos efluentes oriundos de reatores anaeróbios, como foi verificado por Duda e Oliveira (2011), que fizeram o pós – tratamento de águas residuárias da suinocultura com COV de 3,2 a 5,0 g DQO_{total} (L d)⁻¹ e TDH de 2,5 a 15 h e obtiveram de remoções no sistema de tratamento combinado anaeróbio – aeróbio de 93 a 97 % para DQO_{total}, de 95 a 98 % para SST, de 57 a 68 % de NT, de 71 a 84 % para P – total e de 75 a 99,9 % para coliformes termotolerantes. Almeida et al. (2011) avaliaram a eficiência de um filtro

biológico percolador, utilizando como meio suporte anéis plásticos, para o pós-tratamento de esgoto doméstico tratado em reator UASB. As COV aplicadas no filtro biológico percolador foram de 0,26 a 0,44 (g DBO Ld)⁻¹ e TDH de 7 h e observaram eficiências de remoção de 70 e 80 % de DQO e SST respectivamente.

Trabalhos utilizando reatores anaeróbios em dois estágios seguido de filtro biológico percolador, tratando águas residuárias da suinocultura, ainda são pouco difundidos. A melhor configuração e as condições operacionais mais adequadas ao desempenho dos reatores com consequente remoção eficiente dos poluentes ainda precisam ser investigados.

Alternativa para complementar o pós-tratamento são os sistemas de wetlands, que apresentam excelentes resultados na remoção dos poluentes remanescentes. Lee et al. (2004) avaliaram wetlands cultivados com *Eichhornia crassipes* para tratar águas residuárias da suinocultura, aplicando-se TDH de 8,0 a 14, 7 d com remoção de SST, DQO, P – total e NT de 96 a 99%, 77 a 84%, 47 a 59 % e 10 a 24 % respectivamente. Vásquez et al. (2013) também avaliaram wetlands para tratar águas residuárias da suinocultura e obtiveram remoções acima de 93 % de SST, DQO, DBO e NT. Chagas et al. (2012) avaliaram o pós - tratamento de esgotos domésticos em wetlands com TDH de 3,9 a 0,75 d e obtiveram eficiências na remoção de coliformes totais e *E. coli* de até 4,0 unidades logarítmicas.

Essas alternativas de pós-tratamento viabilizam os reatores anaeróbios, principalmente, pelo baixo custo e facilidade operacional. Em conjunto, os reatores anaeróbios e o pós-tratamento compõe um sistema sustentável, que podem produzir efluente com baixas concentrações de matéria orgânica, nutrientes, metais e patógenos, além de metano e menores quantidades de lodo já estabilizados.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar dois sistemas de tratamento de águas residuárias de suinocultura em escala piloto, em reatores anaeróbios, filtro biológico percolador e wetlands instalados em série.

2.2 Objetivos específicos

Avaliar dois sistemas de tratamento anaeróbio, aplicando-se os TDH de 40, 30, 20, 16 e 11 h nos primeiros reatores UASB da série, quanto à qualidade do efluente e do lodo e as eficiências de remoção de matéria orgânica, nutrientes, metais coliformes e produção de metano.

Avaliar o desempenho do filtro biológico percolador no pós-tratamento do efluente oriundo do sistema com reatores UASB e filtro anaeróbio, quanto à qualidade do efluente e do lodo e as eficiências de remoção de matéria orgânica, nutrientes, metais e coliformes.

Avaliar a partida dos wetlands construídos no pós-tratamento dos efluentes oriundo dos reatores UASB em dois estágios e do filtro biológico percolador, quanto à qualidade do efluente e as eficiências de remoção da matéria orgânica, nutrientes, metais e coliformes.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Características das águas residuárias de suinocultura e impactos aos ecossistemas.

A suinocultura é um dos setores que atualmente está em constante crescimento no Brasil e no mundo, contribuindo diretamente para a consolidação de uma economia forte e estável (MARCATO e LIMA, 2005). No agronegócio brasileiro a suinocultura ocupa lugar de destaque, como atividade de importância econômica e social (GONÇALVES e PALMEIRA, 2006).

Segundo Diesel (2002) diariamente é gerado de 100 a 200 litros de dejetos por matriz, dependendo do sistema de lavagem das baias e da diluição. Gonçalves e Palmeira (2006) acrescentam que a quantidade total de dejetos líquidos produzidos varia de acordo com o desenvolvimento ponderal dos animais e que para os suínos, os valores são decrescentes com aumento de massa dos animais, de 8,5 a 4,9% de seu peso vivo/dia. Além disso, é dependente do manejo, do tipo de bebedouro e do sistema de higienização adotado, da frequência e do volume de água utilizado, bem como do número, da categoria dos animais, de acordo com o estágio de desenvolvimento do animal, tipo e quantidade de ração fornecida e condições climáticas (MATOS, 2005; GIRARD et al., 2009).

A descarga descontrolada de dejetos pode causar sérios problemas ambientais, sociais e de saúde (RIÑO et al., 2011). Se forem lançados nos corpos de água, podem deplecionar o oxigênio, necessários à vida aquática, devido à alta demanda bioquímica de oxigênio, que é cerca de 260 vezes superior à do esgoto doméstico. O nitrogênio e o fósforo também presentes nas águas residuárias podem eutrofizar o ambiente aquático e os patógenos podem causar doenças diretas às pessoas que entrarem em contato com a água contaminada.

Uma das formas usuais e inadequadas de dispor as águas residuárias de suinocultura é por meio da aplicação no solo, com ou sem vegetação. Essa forma de destino final sem tratamento deve ser evitada, pois os nutrientes e metais pesados contidos nos resíduos, podem exceder as necessidades das culturas, caso existam,

ou pode compactar o solo, saturar o complexo de troca, torna - lo salino, prejudicar a estrutura do solo, além da possibilidade de contaminar homens e animais com agentes patogênicos. A fertilização de solo acima da exigência nutricional da cultura, o excesso de nutrientes, as altas concentrações de microrganismos patogênicos poderão ainda infiltrar no solo e escoar para o lençol freático e águas superficiais (MEERS et al., 2006). Estes nutrientes podem ter um efeito devastador na qualidade da água favorecendo o crescimento de algas, com redução da quantidade de oxigênio dissolvido, acelerando a eutrofização.

O zinco, cobre e fósforo são adicionados à alimentação dos suínos com a finalidade de melhorá - la e prevenir doenças. Os suínos podem absorver somente 10 a 20 % do Cu e Zn e 15 a 40 % do P, e o restante é excretado nas fezes e quando colocados no solo, parte é absorvido pelas plantas, e quantidades significativas podem ficar retidas no solo. O amônio (NH_4^+) presente nos dejetos é facilmente oxidado a nitrato (NO_3^-), sendo facilmente movidos para águas superficiais e subsuperficiais (NOGUEIRA e SILVA, 2006).

A aplicação de águas residuárias de suinocultura no solo, além de possível contaminação direta, produz gases de efeito estufa, gera maus odores que provocam desconforto aos seres humanos e animais, e atrai vetores de doenças. O material orgânico é, também, habitat para proliferação de microvetores, como bactérias, fungos, vírus, protozoários e macrovetores, como as moscas, mosquitos, baratas e ratos (MATOS, 2005, GIRARD et al., 2009).

As águas residuárias de suinocultura, portanto podem e devem ser tratadas e manejadas, antes da disposição final adequada no solo ou águas superficiais. Pode tornar - se uma alternativa econômica e sustentável para o produtor, com a produção de metano, de efluente e lodo estabilizados com disponibilidade de nutrientes mineralizados e organo - minerais que podem melhorar o ambiente, prevenindo a poluição da água, do solo e do ar. Adotando se um tratamento adequado é possível encontrar um equilíbrio entre produção, geração de renda e proteção do ambiente.

3.2 Tratamento anaeróbio de águas residuárias da suinocultura

O interesse pelo tratamento anaeróbio de águas residuárias da agroindústria está em crescimento, pois é econômico, requer baixo consumo de energia e é ecologicamente viável, entre várias outras vantagens, comparadas ao tratamento aeróbio.

A digestão anaeróbia é um processo complexo e natural de degradação de compostos orgânicos, que na ausência de oxigênio, geram biogás formado essencialmente por dióxido de carbono e metano, por meio da ação de um consórcio de microrganismos. A interdependência dos microrganismos é o fator chave no processo de digestão anaeróbia.

As bactérias acidogênicas hidrolizam substratos complexos como proteínas, carboidratos e lipídeos em unidades menores, como os aminoácidos, açúcares simples e lipídeos de cadeia curta. Após a hidrólise ocorre a transformação desses compostos menores em hidrogênio ou ácidos voláteis. Outro grupo de bactérias denominadas acetogênicas, é responsável pela oxidação dos compostos orgânicos intermediários, como propionato e butirato em substrato apropriado para as metanogênicas, como o acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. As arqueias metanogênicas são responsáveis pela etapa final do processo, considerada a mais importante e sensível do processo anaeróbio. Os ácidos voláteis, hidrogênio e CO_2 são utilizados por estes microrganismos para a produção de metano e dióxido de carbono. O equilíbrio entre as diferentes etapas deve ser mantida para um bom funcionamento do sistema de tratamento. Esse equilíbrio deve favorecer as arqueias metanogênicas em especial, pois estas são mais susceptíveis às condições adversas do que os demais microrganismos do processo anaeróbio. A interação entre os microrganismos está relacionada à natureza do afluente e a intensidade e disponibilidade de hidrogênio, pois este deve ser continuamente removido do meio para assegurar que a produção de ácido acético não seja interrompido ou diminua drasticamente (CHONG et al., 2012).

Resíduos agropecuários como os da suinocultura são ideais para digestão anaeróbia por conter altos níveis de materiais biodegradáveis (CHEN, 2008) e quantidades equilibradas de macro e micronutrientes. O tratamento de águas residuárias de suinocultura por digestão anaeróbia possui várias vantagens dentre

as quais destaca – se, a destruição dos patógenos, com remoção 99 a 99,8 % (SYLVESTRE e OLIVEIRA, 2013). Acrescenta-se ainda a baixa produção de biomassa, o que determina menores volumes de lodo, comparando-se com os processos aeróbios, e consequentemente menores custos com manejo do lodo.

A capacidade de estabilizar grandes volumes de resíduos a baixos custos tornou o processo anaeróbio mais econômico que o aeróbio. O processo anaeróbio apresenta alta eficiência de remoção de material orgânico, no tratamento de águas residuárias de suinocultura, além de poderem ser operados, com simplicidade quanto à construção e operação. Os reatores anaeróbios possuem flexibilidade, podendo ser usados em pequena ou grande escala, com baixa necessidade de área e baixo consumo de energia. Geralmente permitem a manutenção de um pH adequado e estável sem adição de produtos químicos. O lodo excedente normalmente é estabilizado e rico em nutrientes pode ser utilizado após higienização como fertilizante, para a produção de culturas, além de ser condicionador do solo. O lodo pode ser preservado por longos períodos de tempo sem redução significativa da atividade, permitindo seu uso como inóculo para a partida de novos reatores (SANCHES, 2005; KIM et al., 2004; SCHOENHALS et al., 2007; CHEN, 2008; SINGH e PRERNA, 2009; CHONG et al., 2012; OLIVEIRA et al., 1997; OLIVEIRA e FORESTI, 2004).

Além das inúmeras vantagens relacionadas ao tratamento anaeróbio, o efluente gerado após o tratamento das águas residuárias da suinocultura contém a maior parte dos nutrientes mineralizados, que podem ser usados na fertirrigação ou como adubo líquido (URBINATI, 2011).

Souza (2009) utilizou efluente de suinocultura tratado, e este demonstrou características favoráveis ao seu reaproveitamento como biofertilizante na pastagem de *Brachiaria decumbens*, apontando que a utilização dos resíduos da cadeia suinícola promoveu renovação de energia, reduzindo os impactos ambientais e minimizando a importação de energia.

Urbinati (2011) aplicou nas culturas do sorgo e milho, efluentes de suinocultura amonificado, tratado em reatores UASB, obtendo maior produtividade, com o aumento da dose do efluente, considerando – o viável para a produção de grãos e manutenção da fertilidade dos solos.

Cangani (2011) aplicou águas residuárias de suinocultura na cultura do milho para silagem, conseguiu melhorias no crescimento da cultura sem alteração na composição químico-bromatológica e características fermentativas da silagem de milho. Segundo Urbinati (2011) e Cangani (2011), a adubação com águas residuárias de suinocultura, tratados em sistemas anaeróbios pode ser viável, reduzindo os custos com a adubação mineral, mantendo a mesma quantidade e qualidade do produto vegetal. Foi observado ainda, pelos referidos autores, que a contaminação do solo e plantas, e a exposição de pessoas e animais à patógenos é menor ao utilizar-se os efluentes tratados, e que ocorre a diminuição da contagem de coliformes termotolerantes no solo nos primeiros quinze dias da aplicação, e a ausência pode ser verificada a partir dos 30 dias.

Outra vantagem do tratamento anaeróbio é a produção de metano, trazendo benefícios econômicos e ambientais (CHANDRA et al., 2012). Comparado com o etanol ou outros biocombustíveis, o metano é facilmente separado da fase líquida, o que contribui para a redução dos custos do processo de produção. A conversão do resíduo a biogás não é somente uma alternativa econômica de produção de energia, mas também contribui para redução da emissão de gases de efeito estufa.

A despeito de todas as vantagens consideradas acima, o processo anaeróbio apresenta algumas lacunas a serem preenchidas e complementadas. Por exemplo, patógenos, nutrientes e matéria orgânica são removidos apenas parcialmente, sendo necessário um sistema de pós-tratamento. Em virtude do baixo crescimento dos microrganismos metanogênicos, a partida dos reatores anaeróbios pode ser longa, na ausência de microbiota adaptada, comparado aos processos aeróbios, mas que pode ser reduzida quando se faz uso de um inóculo (CHONG et al., 2012). Dependendo da origem do resíduo, este pode conter certos inibidores ou substâncias tóxicas como amônia, sulfeto, metais pesados. A acumulação dessas substâncias pode causar perturbações no reator, com consequente redução na produção e composição de biogás e possível falência do processo (CHEN et al., 2008).

3.2.1 Reatores anaeróbios: UASB

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) estão sendo utilizados com sucesso para o tratamento de águas residuárias da agropecuária e indústria. Os reatores UASB representaram importante avanço para o tratamento de efluentes com elevadas vazões e altas cargas orgânicas, características dos efluentes da suinocultura (SCHOENHALS et al., 2007), e tem como principal característica produção e retenção de lodo granular ou floculento, permitindo altas eficiências de remoção de matéria orgânica, sem necessidade de material suporte (CHONG et al., 2012). Além disso, a turbulência natural causada pelas bolhas de gás, provoca eficiente contato entre o afluente e a biomassa. Não é necessário nenhum dispositivo de mistura mecânica, reduzindo a demanda de energia e custos associados. Devido à granulação/floculação do lodo no reator, o tempo de detenção hidráulica e de retenção de sólidos podem ser manipulados independentemente, resultando na redução do tempo de tratamento de dias para horas (CHONG et al., 2012).

3.2.1.1. Parâmetros e critérios de projeto

O sucesso dos reatores anaeróbios depende principalmente da manutenção dentro dos reatores, de uma biomassa microbiana adaptada com elevada atividade bioquímica e resistência a choques de carga orgânica. Um dos aspectos mais importantes do processo anaeróbio em reatores UASB é a sua habilidade em desenvolver e manter um lodo de elevada atividade e de excelentes características de sedimentação. Para que isto ocorra, diversas medidas devem ser observadas em relação ao projeto e a operação do sistema. Para reatores UASB, importante é considerar principalmente a carga orgânica volumétrica (COV), tempo de detenção hidráulico (TDH) e velocidade de ascensão do líquido.

Segundo Lattif et al. (2011) elevadas cargas orgânicas volumétrica ainda é o desafio dos pesquisadores para produzir o máximo de biogás e conseguir alta remoção de DQO. A remoção de DQO e a produção de biogás podem ser inibidas com a acumulação de ácidos voláteis, quando os sistemas tornam - se instáveis resultando em perda de lodo. Vários estudos constataram que altas COV reduzem a eficiência de remoção de DQO em reatores UASB nos sistemas de tratamento (SÁNCHEZ et al., 2005). Todavia, a produção de biogás aumentará com o aumento

da COV até um limite, quando as arqueias metanogênicas não poderão metabolizar tão rapidamente para converter ácido acético a metano (LATTIF et al., 2011), podendo ocorrer a falência do reator.

Urbinati e Oliveira (2013) avaliaram dois reatores UASB em série (R1 e R2), tratando águas residuárias de suinocultura, aplicando COV de 5,5 a 40,1 kg DQO ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) e obtiveram eficiências médias de remoção de DQO e SST de 66,3 a 88,2% e 62,5 a 89,3%, respectivamente, no primeiro reator e de 85,5 a 95,5% e 76,4 a 96,1%, respectivamente, no sistema de tratamento anaeróbio (R1 + R2). A produção volumétrica de metano no sistema de tratamento anaeróbio (R1 + R2) variou de 0,295 a 0,721 $\text{m}^3 \text{CH}_4$ ($\text{m}^3 \text{reator d}^{-1}$). Verificou-se, que as cargas orgânicas volumétricas aplicadas não foram limitantes para a obtenção de altas eficiências de remoção e produção de metano. O mesmo foi observado por Oliveira e Santana (2011), também em reatores UASB tratando águas residuárias de suinocultura que obtiveram os maiores valores de eficiência de remoção de DQOtotal, de 79%, com a aplicação das maiores COV (24,4 g DQOtotal (L d^{-1})), confirmando que as altas COV não limitaram as eficiências de remoção de DQO.

Santana e Oliveira (2005) avaliaram o desempenho de dois reatores UASB com volumes de 908 L e 188 L, tratando águas residuárias de suinocultura com COV na faixa de 3,40 a 14,44 g DQOtotal (L d^{-1}) e afirmam que essas condições também não foram prejudiciais ao desenvolvimento de lodo com microbiota adaptada e com alta atividade, propiciando altas eficiências médias de remoção de matéria orgânica (86,6 a 93,1% para DQOtotal e 85,6 a 88,2% para SSV) e taxas de produção de metano de 0,156 a 0,289 $\text{m}^3 \text{CH}_4 \text{kg}^{-1}$ de DQO removida.

Rodrigues et al. (2010) avaliaram um sistema de tratamento de águas residuárias de suinocultura, com um reator UASB como a principal unidade de tratamento, aplicando COV de 1,1 a 17,5 g de DQO (L d^{-1}), com remoção máxima de DQO, SST e SSV respectivamente de 85, 63 e 62%. Song et al. (2010) aplicaram COV de 1,3 a 5,8 kg de DQO (L d^{-1}) em reator UASB, tratando águas residuárias de suinocultura e obtiveram eficiências de remoção de DQO de 74 a 78 % e produção específica de metano de 0,28 a 0,33 L CH_4 (g DQO removida) $^{-1}$. Santos e Oliveira (2011) aplicaram COV mais elevadas, em reatores anaeróbios horizontais, tratando águas residuárias de suinocultura, 53 e 61 g DQO (L d^{-1}), e obtiveram remoções

elevadas de SST, compreendida entre 86 e 75 %. A eficiência de remoção de DQO total foi de 76 e 56 % e a produção volumétrica de metano de 0,179 e 0,175 L CH₄(L reator d)⁻¹. Segundo os autores, é possível tratar águas residuárias de suinocultura com concentrações elevadas de matéria orgânica particulada e captar grandes quantidades de metano em reatores anaeróbios do tipo UASB e outros.

Atenção especial também deve ser dada ao parâmetro TDH, pois de acordo com Lettinga (1995) uma mistura inadequada causada por altos valores de TDH, levaria a um elevado tempo de contato entre o substrato e a biomassa, em particular dos ácidos graxos produzidos, os quais podem inibir a atividade microbiana dependendo da sua concentração. Por outro lado, a redução excessiva do TDH pode resultar em diminuição da eficiência de tratamento devido a não conversão de substrato afluente.

Para esgoto doméstico, Van Handel e Lettinga (1994) recomenda que o TDH esteja na faixa de 14 a 16 horas para reatores UASB. Para os efluentes da suinocultura, com altas concentrações de material orgânico, os baixos valores de TDH podem comprometer a eficiência do tratamento. Para estes efluentes têm sido aplicados TDH de 5 a 15,7 h (Schoenhals et al., 2007), 12 a 24 h (Duda e Oliveira, 2011), 14 a 28 h (Oliveira e Santana, 2011), 16 a 48 h (Urbinati e Oliveira, 2013), 84 a 168 h (Song et al., 2010) e de 96 a 192 h (Sanches et al., 2005).

Schoenhals et al. (2007) avaliaram o tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores UASB e obtiveram eficiências insatisfatórias de remoção de DQO, por adotar um TDH baixo, que em alguns períodos do monitoramento foram menores que 5 h, o que segundo os autores, afetou a ação dos microrganismos anaeróbios responsáveis pela conversão da matéria orgânica a CH₄. Como consequência as velocidades ascensionais do líquido elevaram - se, o que reduziu o tempo de contato substrato/biomassa e afetou a granulação e sedimentação do lodo.

Sanches et al. (2005), tratando águas residuárias da suinocultura em reatores UASB, observaram que ao aumentar o TDH, ocorreu decréscimo na concentração de fósforo no efluente, favorecido pela estabilidade do processo. Com a aplicação de TDH de 4 a 8 d, o processo estava equilibrado e atingiu eficiência de remoção

superior a 70% para DQO. Todavia quando o TDH foi reduzido para 2 d, a eficiência de remoção diminuiu para cerca de 18 % sob condições não equilibradas.

Segundo Chernicharo (2007), é a velocidade ascensional do líquido que proporciona uma constante pressão seletiva sobre os microrganismos, que passam a aderir-se uns aos outros levando à formação de grânulos, que apresentam boa capacidade de sedimentação. Velocidades ascensionais muito elevadas podem desencadear distúrbios na adesão dos microrganismos, lavagem e carreamento do lodo para fora do reator, impedindo o crescimento dos microrganismos e sedimentabilidade do lodo. Por outro lado, com velocidades muito baixas pode haver adensamento do leito de lodo no fundo do reator, provocando barreiras e caminhos preferenciais.

As máximas velocidades ascensionais são ditadas pelo tipo de lodo presente no reator e pela carga aplicada. Para lodos floculentos, velocidades de 0,5 a 1,5 m h⁻¹ podem ser toleradas, quando aplicados COV acima de 6 g DQO (Ld)⁻¹. Para lodos granulares as velocidades podem ser significativamente altas, de até 10 m h⁻¹ em reatores com alturas de aproximadamente 6,0 m (CHERNICHARO, 2007)

Fernandes e Oliveira (2006) observaram redução na eficiência da remoção da DQO dissolvida de 43,9 para 18,4 % com a diminuição do TDH de 6,5 para 4,0 h no reator UASB, tratando efluente de um reator anaeróbio de chicanas, em virtude de o aumento da velocidade ascensional no reator. Schoenhals et al. (2007) obtiveram baixa eficiência de remoção de DQO e sólidos suspensos, ao trabalhar com águas residuárias da suinocultura em reatores UASB. Ao final do tratamento ainda havia elevadas concentrações de SST nos efluentes dos reatores o que foi atribuído as altas velocidades de escoamento de até 1,10 m h⁻¹ associados à um baixo TDH, provocando carreamento de sólidos com o líquido tratado. Santos e Oliveira (2011) obtiveram as maiores remoções de DQO total, SST e SSV no reator anaeróbio horizontal com de manta de lodo (RAHML) em virtude das menores velocidades superficiais do líquido de 0,23 e 0,28 m h⁻¹, respectivamente, tratando águas residuárias de suinocultura.

Abreu (2007) avaliou a diversidade de arqueias metanogênicas submetidas às velocidades de escoamento de 0,50 a 1,10 m/h, em reatores UASB tratando esgoto sanitário. As arqueias foram constituídas por cerca de 5 populações distintas, e essa

diversidade não foi alterada pela imposição das diferentes velocidades ascensionais, porém, houve diminuição na abundância destes microrganismos com o aumento da velocidade ascensional.

Segundo Leitão *et al.* (2006), em reatores UASB as variações na carga hidráulica afetam especificamente a dinâmica da manta de lodo, em virtude da sua expansão ou contração, determinados pelo equilíbrio entre a velocidade ascensional e a velocidade de sedimentação do lodo. Dessa forma, o aumento da carga hidráulica aplicada pode resultar em um aumento na concentração de sólidos suspensos no efluente devido ao arraste de biomassa mais leve, à redução na capacidade de filtragem da manta de lodo com altas velocidades ascensionais, e à desintegração dos grânulos ou flocos (YANG e ANDERSON, 1993; LEITÃO *et al.*, 2006).

Além desses efeitos, o aumento na velocidade ascensional (devido ao aumento da vazão) causará um aumento da carga orgânica aplicada, o que pode resultar, em acúmulo de ácidos graxos voláteis. O acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV) associados ao aumento da produção de CO₂ pelas bactérias acidogênicas, consumirá alcalinidade do meio e pode levar à redução do pH, que depende da capacidade de tamponamento do sistema. A queda no pH e o acúmulo de AGV contribuem para inibições de ordem termodinâmica e cinética dentro dos reatores anaeróbios, resultando em queda na produção de metano e falha do sistema de tratamento como um todo.

Como pode ser observado, a carga orgânica, o tempo de detenção e a velocidade de escoamento, estão relacionados entre si, devendo, portanto existir um equilíbrio entre estes parâmetros.

3.2.2. Reatores anaeróbios: filtro anaeróbio

O filtro anaeróbio é basicamente uma unidade de contato, na qual o afluente passa através de uma massa de sólidos biológicos contidos dentro do reator. A biomassa retida no reator pode se apresentar na forma de uma fina camada de biofilme, aderido às superfícies do material suporte e na forma de biomassa dispersa retida nos intertícios do material suporte ou na forma de flocos ou grânulos retidos no fundo falso, abaixo do material suporte (CHERNICHARO, 2007).

Os compostos orgânicos contidos no afluente entram em contato com a biomassa, difundindo - se através das superfícies do biofilme ou do lodo floculento e granular, sendo então convertidos em produtos intermediários e finais, especificamente metano e gás carbônico (CHERNICHARO, 2007).

Os filtros anaeróbios apresentam como vantagens: eficiente remoção da matéria orgânica dissolvida, resistem bem às variações de vazão do afluente, perdem pouco dos sólidos biológicos, permitem várias opções de forma, sentido de fluxo e materiais de enchimento (ANDRADE NETO et al., 2001). Por outro lado, há o risco de ocorrer entupimento ou colmatção nos espaços entre os materiais de enchimento, obstruindo o fluxo, além de necessitar de um volume maior, devido ao espaço que deve ser ocupado pelo material suporte.

Contrapondo, o problema do entupimento pode ser resolvido, colocando se outro reator anaeróbio, um tanque ou decantador antes do filtro anaeróbio, quando o efluente for muito concentrado e utilizando meio suporte com elevado índice de vazios. Em relação ao volume, este fato pode ser benéfico, proporcionando maior produção de biogás.

A finalidade do material suporte é a de reter sólidos no interior do reator, seja através do biofilme formado na superfície do material suporte ou da retenção de sólidos nos interstícios do meio (CHERNICHARO, 2007). O material suporte no enchimento do filtro anaeróbio pode atuar como um dispositivo para separar os sólidos dos gases, uniformizar o escoamento no reator, proporcionar maior acúmulo de lodo ativo ou biomassa, e conseqüentemente aumentar o tempo de retenção celular, melhorar o contato entre os microrganismos e os compostos presentes no afluente, além de formar uma barreira física, para que os sólidos não sejam carregados para fora do reator (ANDRADE NETO et al, 2001; GONÇALVES et al., 2001; CHERNICHARO, 2007).

Pode se atribuir ao material suporte a maior parcela dos custos do sistema. Em virtude disso, é importante dar preferência a materiais de fácil aquisição e de menor custo, para que o processo seja valorizado técnica e economicamente. Estes devem ser estruturalmente leves e resistentes, que suportem o próprio peso e o peso dos sólidos aderidos à superfície, devem ser biológica e quimicamente inertes para que não haja reação com os microrganismos e devem permitir uma colonização

rápida dos microrganismos (ANDRADE NETO et al. 2001; CHERNICHARO, 2007). É relevante considerar também a superfície específica, que irá, sobretudo influenciar no volume necessário para construção do reator. Para Picanço et al. (2001), a forma, tamanho, porosidade e carga eletrostática interferem na aderência da biomassa ao material suporte e a presença de poros e rachaduras na superfície do material melhora e facilita a fixação dos microrganismos em virtude dos espaços que se formam. Conforme recomendado por Singh e Prerna (2009), a escolha correta do material suporte pode ajudar a reduzir o tempo de detenção hidráulico e o custo do reator. O tamanho do poro do meio suporte influencia a produção de metano, pois ocorre aumento na quantidade dos organismos metanogênicos imobilizados no material.

Os anéis plásticos podem ser considerados excelentes como materiais suporte, quando se considera que apresentam alto índice de vazios, característica importante quando se trata de águas com altas concentrações de sólidos como aquelas oriundas da suinocultura, pois é fator impeditivo à obstrução do fluxo.

Inúmeros outros tipos de materiais suporte tem sido utilizados no tratamento de águas residuárias de suinocultura em filtros anaeróbios, como Duda e Oliveira (2011) e Tonetti (2011), que utilizaram gomos de bambu e eletroduto corrugado, Dacanal e Beal (2010) usaram anéis "pall", Medeiros (2011) e Almeida et al. (2011) também usaram anéis de polipropileno.

3.2.2.1. Parâmetros de projeto

Segundo Chernicharo (2007), os parâmetros que mais influenciam o desempenho do filtro anaeróbio são a área superficial do meio suporte, o tempo de detenção hidráulico (TDH) e a carga orgânica volumétrica (COV).

Escudié et al. (2011) consideraram que trabalhar por um longo período de tempo sob condições de COV elevada e TDH baixos em reatores de leito fixo, pode trazer problemas, como acúmulo de biomassa o que leva ao entupimento destes. Por conseguinte, o volume útil diminui o que limita a capacidade de tratamento do processo. Como resultado, parte do volume do reator pode apresentar uma "zona morta" ou "zona estagnada", e o líquido fluirá através de vias preferenciais,

diminuindo o tempo de retenção do substrato no reator, bem como o grau de contato entre substratos do afluente e as populações microbianas viáveis.

Passig e Blundi (1997) avaliaram um filtro anaeróbio de fluxo ascendente com material suporte em PVC, submetido a COV média de 0,48 (g DQO L dia⁻¹) e TDH médio de 23,12 h e alcançaram eficiência média de remoção em termos de DQO de 82 %. Quando aumentou a COV no filtro, para valores de 0,75 g DQO (L d)⁻¹ e TDH médio de 23,72 h a eficiência média em termos de DQO aumentou para 86%.

Jordão et al (2003), avaliaram a eficiência de remoção de DBO em filtros anaeróbios utilizando anéis plásticos, pedra brita nº4 e espuma, para o tratamento de esgoto sanitário. A melhor remoção de DBO, de 58 % foi observada com a utilização de anéis plásticos e não houve diferença entre os meios na remoção de SST.

Duda (2010) avaliou filtro anaeróbio após reator UASB, ao qual se aplicou COV de 2,9 a 6,3 g DQO (L d)⁻¹ e TDH de 5,8 a 11,7 h e obteve se remoção de 11 a 53 % de DQO total, 39 a 77 % de SST, 11 a 35 de NK, 25 a 50 % de Cu, 54 a 75 de Zn, 54 a 85 % de coliformes totais e termotolerantes e produção volumétrica de metano de 0,029 a 0,217 L CH₄ (L reator d)⁻¹.

3.2.3 Reatores anaeróbios em dois estágios

Conforme descrito por Wang et al. (2009), a digestão anaeróbia do material orgânico compreende várias etapas que envolvem a ação de vários microrganismos. As bactérias acidogênicas e as arqueias metanogênicas são diferentes tipos de microrganismos que crescem no mesmo reator. Todavia é muito difícil manter a harmonia e o balanço entre esses grupos de microrganismos devido às suas características e demandas nutricional e ambiental, que são muito diferentes.

A princípio, a digestão anaeróbia em dois estágios, é um processo, onde cada um dos grupos de microrganismos é cultivado em suas respectivas condições ótimas de crescimento em reatores separados. Na digestão anaeróbia em dois estágios, cada etapa da digestão ocorre separadamente, mas isso é apenas teórico e o que se observa pelas evidências é que altas remoções e produções de metano ocorrem no primeiro reator da série, e o segundo promove estabilidade ao sistema, como será apontado nos trabalhos que adotaram o sistema em dois estágios.

Halalshed et al (2005) avaliaram reatores UASB individual e em dois estágios, com COV de 3,6 a 5,0 g DQO (L d)⁻¹ e de 2,9 a 4,6 g DQO (L d)⁻¹, TDH de 80 a 10 h e de 5 a 6 h no primeiro e segundo estágios, com temperatura de 18 a 25 °C, tratando esgoto doméstico. Os resultados não indicaram significativa melhora no desempenho dos reatores, em termos de remoção de DQO. No primeiro reator a remoção foi de 51 e 60 % de DQO total e dissolvida, respectivamente, e no segundo estágio foi instável. Os autores não consideraram vantagem adotar dois estágios sugerindo apenas adotar TDH mais longos.

Ao contrário de Halashed et al (2005), Oliveira e Santana (2011), também adotaram um sistema de tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura, em dois estágios. O sistema era composto por dois reatores UASB em série, e as cargas orgânicas volumétricas (COV) e os TDH aplicadas foram de 14,8 a 24,4 g DQO (L d)⁻¹ e de 20 e 39 h. Os pesquisadores obtiveram as maiores eficiências de remoção de DQO_{total}, de 78 a 88% e NTK de 47 a 63 % com os maiores TDH, considerando o sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2).

Fernandes e Oliveira (2005), obtiveram vantagens ao tratar águas residuárias da suinocultura em sistema anaeróbio em dois estágios composto por reator anaeróbio compartimentado (ABR) seguido por reator UASB. As maiores remoções de matéria orgânica ocorreram no primeiro reator, cabendo ao segundo reator, contribuir para elevar e manter a estabilidade das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios. O reator do segundo estágio contribuiu ainda para a acomodação de sobrecargas orgânicas, variações bruscas e acidentais de COV e para a atenuação dos arrastes de lodo da manta do primeiro reator. Nos dois períodos estudados por Fernandes e Oliveira (2006), sob condição de choque de carga orgânica, obteve-se na média, para o sistema, 85% de eficiência de remoção de DQO total.

Para confirmar a capacidade do sistema de tratamento em acomodar sobrecargas de sólidos suspensos, já observadas durante o primeiro ensaio, os autores aplicaram choques de carga de sólidos suspensos nas quais as concentrações médias de SST do afluente foram aumentadas de 5.626 mg L⁻¹ para valores de até 15.000 mg L⁻¹ e 26.330 mg L⁻¹ e de 6.206 mg L⁻¹ para valores de até 25.510 mg L⁻¹. No primeiro e segundo períodos de aplicação de choques de carga

de sólidos suspensos, as eficiências médias de remoção de SST foram, respectivamente, de 61,2% e 66,4% para o reator ABR, e de 66,7% e 55,6% para o reator UASB. Para o sistema de tratamento com os reatores ABR e UASB, os valores médios de eficiência de remoção de SST foram, respectivamente, de 77,5%, variando de 36 a 98%, e de 83,6%, com variações de 63 a 94%. Nos dois períodos de aplicação de choques de carga orgânica, com concentrações médias de AVT no afluente de 1.598 e 1.187 mg L⁻¹, no reator ABR, verificaram-se condições de equilíbrio, com valores médios de AVT de 136 e 194 mg L⁻¹ no efluente, respectivamente e a qualidade do biogás, manteve -se em torno de 80% de CH₄.

Abreu Neto e Oliveira (2009), também afirmaram ser vantajoso usar sistemas de tratamento anaeróbio em dois estágios, nos quais o segundo reator contribui para a elevação e a manutenção da estabilidade das eficiências de remoção. Estes autores avaliaram o efeito das águas residuárias de suinocultura, através de processo anaeróbio, em dois estágios, composto por ABR e reator UASB, instalados em série, submetidos a TDH de 60; 36 e 24 h no primeiro reator e de 13,6; 8,2 e 5,4 h no segundo reator, com eficiências médias de remoção de DQO_{total} de 84% no reator ABR e de 58% no reator UASB, resultando em valores médios de 87 a 94% para o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com carga orgânica volumétrica de 11,5 a 18,0 g DQO_{total} (L d)⁻¹ no reator ABR, e de 4,2 a 13,4 g DQO_{total} (L d)⁻¹ no reator UASB. A produção volumétrica máxima de metano de 0,227 L CH₄ (L reator d)⁻¹ ocorreu no reator UASB, com COV de 10,6 g DQO_{total} (L d)⁻¹ e TDH de 5,4 h. As máximas eficiências médias de remoção de SST e SSV, no sistema de tratamento anaeróbio, em dois estágios, foram de 97%. Em relação à remoção de coliformes totais e termotolerantes, foram de 99,59 e 53,76% nos reatores ABR e UASB, respectivamente.

Pereira et al. (2010), tratando águas residuárias da suinocultura em reatores UASB, em série, com TDH de 62 h, observaram eficiências de remoção de DQO total de 86, 59 e 95% e SST de 82, 57 e 94 %, no primeiro, segundo reatores e no sistema completo, respectivamente. Com a redução do TDH para 31 h, as eficiências de remoção de DQO total foram de 86, 43 e 92% e de SST de 85, 58 e 94%, no primeiro, segundo reatores e no sistema, respectivamente.

Kassab et al. (2010), descreve um tratamento de esgoto doméstico em um sistema composto por reator UASB seguido de filtro anaeróbio, com eficiência de remoção de 55 e 65 % de DQO total e DQO suspensa. Para os autores, adotar o sistema de dois estágios, permitiu aumentar o tempo de retenção de sólidos e reduziu o volume do reator em 17 %.

Duda e Oliveira (2011) também trataram águas residuárias da suinocultura em um conjunto de reatores anaeróbios composto por reator UASB seguido de filtro anaeróbio, atingindo altas eficiências de remoção de DQO total, SSV, NTK e coliformes termotolerantes com valores máximos de 94, 94, 64 e 99,82% e 53, 84, 35 e 91,61% no primeiro e segundo reatores, respectivamente, com TDH de 12 a 36 h no primeiro e de 5,8 a 17,6 h no segundo reator e COV de 9,2 a 26,7 g DQOtotal (L d)⁻¹ no primeiro e de 2,1 a 4,8 g DQOtotal (L d)⁻¹ no segundo reator. Os autores confirmaram a eficácia do conjunto de reatores em dois estágios sugerindo a adoção do sistema, com a aplicação de elevadas cargas orgânicas volumétricas.

Busato (2004) avaliaram um sistema composto por reator UASB seguido de filtro anaeróbio, para o tratamento de esgoto sanitário, aplicando COV de 0,39 g DBO (L d)⁻¹ e obtiveram eficiência de remoção de DQO total de 60; 29 e 72% e de SST de 52; 36 e 50% no reator UASB, filtro anaeróbio e no sistema completo respectivamente.

Latif et al., (2011) citam que utilizar reatores UASB para o tratamento de efluente concentrado, como os da suinocultura, em apenas um estágio são impraticáveis, pois a gordura presente neste resíduo pode formar camadas espessas de espuma dentro do reator, comprometendo o funcionamento. Além disso, a acumulação de sólidos suspensos conduz à redução da atividade metanogênica do lodo e pode aumentar a saída da biomassa

Portanto, os reatores anaeróbios são vantajosos na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. Apesar da relevante contribuição na remoção de nutrientes e patógenos, a concentração destes no efluente final ainda é alta. Por essa razão, é necessário um sistema de pós - tratamento para retirar a matéria orgânica, nutrientes e patógenos remanescentes do tratamento anaeróbio.

3.3 Pós - tratamento de efluentes de reatores anaeróbios

3.3.1 Pós - tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: filtro biológico percolador

De acordo com Almeida et al. (2011), diante das possibilidades de combinação sequencial dos sistemas anaeróbios e aeróbios, a associação de sistemas anaeróbios a filtros biológicos percoladores é uma alternativa atraente, uma vez que possuem vantagens relevantes em relação a outros reatores aeróbios. Podem ser destacadas como vantagens dos filtros biológicos percoladores, a baixa demanda energética e a menor complexidade em termos de equipamentos, resultando em maior simplicidade operacional. Ademais, tal concepção tecnológica apresenta notável robustez a choques de carga e toxicidade a biomassa, sendo essa uma característica típica dos sistemas com biofilmes.

3.3.1.1 Material suporte

Vários fatores são importantes no funcionamento dos filtros biológicos percoladores (FBP), dentre eles, o meio suporte. Alguns critérios importantes para escolher o meio suporte do filtro biológico são o índice de vazios, área superficial específica e preço (LEKANG e KLEEPE, 2000; TEKERLEKOPOULOU e VAYENAS, 2007).

O baixo índice de vazios resulta em maior tempo de contato entre o líquido e o biofilme. Os problemas com o baixo índice de vazios incluem fácil entupimento, baixo transporte de ar da superfície do biofilme para as partes internas (LEKANG e KLEEPE, 2000).

É importante que o meio suporte tenha uma área superficial específica alta, onde o biofilme possa crescer. A maior área permite maior crescimento de bactérias por volume do meio e resulta em aumento da remoção de amônia por unidade de volume do filtro (TEKERLEKOPOULOU e VAYENAS, 2007).

Medeiros (2011) avaliou o tratamento de esgoto doméstico em FBP preenchidos com brita e anéis plásticos, e observou que a remoção de N-NH_4^+ foi mais significativa no filtro preenchido com brita, que apresentou concentração final de 5 mg /L, com até 80 % de eficiência de remoção. O filtro preenchido com anéis plásticos apresentou concentração final de 15 mg /L, com no máximo 61 % de

eficiência de remoção. Apesar da menor área superficial, a rugosidade das britas facilita a formação de biofilme. Por outro lado, apesar da maior área superficial específica, a área lisa dos anéis plásticos, impossibilita a rápida formação de biofilme.

3.3.1.2 Biofilme

Na natureza, microrganismos habitam o interior ou a superfície de pedras, areia e cascalhos. De acordo com Stoodley et al. (2002) o desenvolvimento de biofilme ocorre em vários estágios (FIGURA 1): 1) adesão: as células, denominadas colonizadores primários, aderem se à superfície do meio suporte; 2) colonização: os colonizadores passam a se desenvolver (ocorre o crescimento e divisão celular), originando microcolônias que sintetizam uma matriz exopolissacarídica; responsáveis pela coesão do biofilme que proporcionará a este uma aderência firme 3) Acumulação: a matriz exopolissacarídica, passa a atuar como substrato para a aderência de microrganismos denominados colonizadores secundários, os quais podem aderir diretamente aos colonizadores primários ou promoverem a formação de coagregados com outros microrganismos; 4) maturação: o biofilme atinge uma determinada massa crítica e o equilíbrio dinâmico é alcançado; 5) dispersão: as camadas mais externas do biofilme começam a libertar células, que podem rapidamente dispersar e multiplicar, colonizando novas superfícies e organizando novos biofilmes em novos locais.

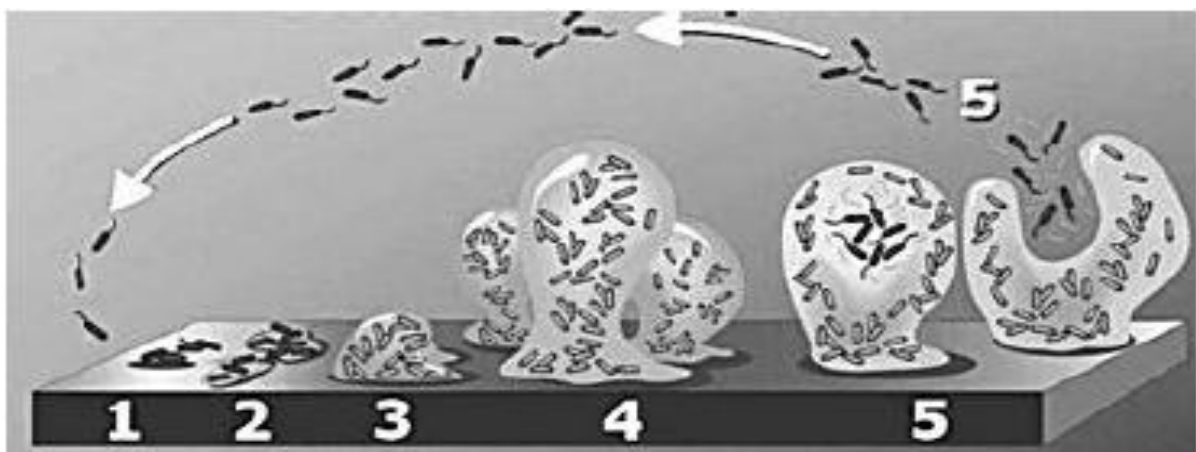


FIGURA 1. Modelo de desenvolvimento do biofilme. Fonte: STOODLEY et al. (2002).

3.3.1.3 Parâmetros de projeto

Além do material suporte, a carga orgânica volumétrica (COV) e a taxa de aplicação superficial (TAS) são critérios que norteiam o projeto de filtro biológico percolador, aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

Almeida et al. (2011) avaliaram o tratamento de esgoto doméstico, num sistema composto por um reator UASB e FBP, em série, com a aplicação de COV no FBP de 0,26 a 0,44 g DBO (L.d)⁻¹, e taxas de aplicação superficial (TAS) de 10 a 20 m³ (m²d)⁻¹ e TDH de 7 h. Os meios suportes utilizados no FBP foram espuma e anéis plásticos. Os valores da DBO observadas no efluente do FBP foram abaixo de 50 mg DBO L⁻¹ em praticamente todos os casos, exceto no sistema com anéis plásticos. A combinação de fatores como o potencial de molhamento do meio suporte, dada as condições operacionais impostas (baixa TAS), a configuração do meio suporte e um maior índice de vazios podem ter contribuído para tal comportamento no sistema com os anéis plásticos. Em termos de remoção de DQO e SST, os sistemas atingiram eficiências em torno de 70 e 80%.

Os FBP apresentam melhor desempenho quando submetido a baixas COV, pois os microrganismos nitrificantes são abundantes, representando a maioria dos microrganismos presentes no biofilme. Pequeno aumento na carga orgânica promove rápido crescimento de heterotróficas filamentosas (AKKER et al., 2011). Segundo Metcalf e Eddy (2003) para que ocorra eficiência de conversão de 90 % do N-NH⁺₄, a COV deve ser em torno de 0,08 g BDO (L d)⁻¹. Quando se aumenta a COV para 0,22 g BDO (L d)⁻¹ a eficiência de remoção decresce para 50%. Medeiros (2011) observou que a diminuição da eficiência de remoção de N-NH⁺₄, no FBP ocorreu em virtude da COV ser dependente das concentrações afluentes de matéria orgânica, pois eleva consequentemente a relação C:N.

A TAS em FBP tende a ser inversamente proporcional à eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrificação. Todavia, há que se atentar para os valores adequados de TAS, pois se forem muito baixas não serão suficientes para promover o molhamento dos meios suportes, com elevadas superfícies específicas e não formarão biofilmes.

Kornaros e Lyberatos (2006) avaliaram o tratamento de águas residuárias de indústria de tintas usando filtro biológico percolador. O sistema atingiu eficiência de

remoção de DQO de 60 a 70 % com TAS de $1 \text{ m}^3 (\text{m}^2 \text{ d})^{-1}$. A eficiência de remoção de DQO aumentou para 80 a 85 % quando a carga hidráulica passou para $0,6 \text{ m}^3 (\text{m}^2 \text{ d})^{-1}$.

Medeiros (2011) avaliou o tratamento de esgoto doméstico em FBP, aplicando TAS de 4,2 a $11,4 \text{ m}^3 (\text{m}^2 \text{ d})^{-1}$ e obteve eficiência de remoção de N-NH_4^+ de 63 a 82 %, tendo como meio suporte a pedra britada. Ao aplicar TAS semelhante de 4,2 a $13,3 \text{ m}^3 (\text{m}^2 \text{ d})^{-1}$ a remoção máxima foi de 61 %, com os FBP preenchidos com anéis plásticos. Segundo a autora, houve relação entre maior eficiência de remoção de N-NH_4^+ e menor TAS.

Akker et al (2008) avaliaram FBP sob diferentes TAS e afirmaram que quando a taxa de nitrogênio amoniacal se manteve abaixo de $0,97 \text{ g N - NH}_4 (\text{m}^2 \text{ d})^{-1}$, a porcentagem de nitrogênio amoniacal removida foi independente da TAS.

Duda (2010) avaliaram águas residuárias de suinocultura após reatores anaeróbios, com TAS de 3,5 a $21,1 \text{ m}^3 (\text{m}^2 \text{ d})^{-1}$, com eficiência de remoção de NH_4 de 35 a 48 % e de 15 a 51 %, usando como meio suporte anéis de bambu e eletroduto corrugado, respectivamente.

3.3.1.4 Remoção de nitrogênio em filtros biológicos percoladores

A remoção de nitrogênio é necessária para reduzir os níveis de eutrofização nos corpos d' água. O nitrogênio removido por processo biológico aeróbio inclui a nitrificação biológica, ou seja, a oxidação do amônio a nitrito, em seguida a nitrato, e subsequentemente ocorre a desnitrificação, quando o nitrato é reduzido a N_2 em condições anaeróbias.

3.3.1.5. Fatores que influenciam na nitrificação

Os parâmetros de projeto citados são de importância fundamental para o desempenho dos filtros biológicos percoladores, consequentemente na redução dos poluentes. Além destes parâmetros, tem se verificado que a eficiência da nitrificação oscila caso não estejam também dentro das faixas adequadas o pH, oxigênio dissolvido (OD) alcalinidade, concentração de amônia e temperatura.

O controle do pH é um dos fatores mais decisivos na eficácia do processo devido à possíveis variações na quantidade de nitrogênio introduzidas com os

efluentes. A nitrificação é praticamente inibida pelo pH abaixo de 5,0. (FERREIRA, 2000). Segundo Metcalf e Eddy (2003) é necessário 7,14 g de alcalinidade por g de N-NH_4^+ oxidado, caso contrário o pH do meio pode decrescer a níveis inibitórios e impedir a nitrificação.

O processo também é afetado pela concentração de amônia (NH_3), especialmente sob condições alcalinas. As Nitrosomonas são mais sensíveis à amônia do que as Nitrobactérias, e portanto sob condições alcalinas pode ocorrer o acúmulo de nitrito, inclusive a níveis tóxicos. Almstrand et al. (2011) pesquisaram o potencial de nitrificação e a dinâmica das populações das bactérias nitrificantes em um sistema de tratamento de esgoto em escala plena, com concentrações de amônia de 8 a 9 $\text{mg L}^{-1} \text{ N} - \text{NH}_4^+$ e 0,5 $\text{mg L}^{-1} \text{ N} - \text{NH}_4^+$, obtendo os melhores resultados quando havia maior quantidade de amônia disponível

Segundo Akker et al. (2011) e Medeiros (2011), maiores relações entre carbono orgânico e nitrogênio favorecem a predominância de microrganismos heterotróficos no biofilme pelo fato que estes têm crescimento mais rápido do que os microrganismos nitrificantes. Quando ocorre aumento da população de microrganismos heterotróficos, a transferência de substrato e oxigênio fica comprometida, como consequência da competição entre estes e os microrganismos nitrificantes no biofilme. A taxa de crescimento específico das bactérias nitrificantes é de 10 a 20 vezes menor do que a taxa de crescimento máximo específico das bactérias heterotróficas responsáveis pela oxidação do carbono orgânico. A síntese de biomassa heterotrófica diminui com a concentração de formas reduzidas de nitrogênio como amoniacal (MEDEIROS, 2011). Quando a relação carbono/nitrogênio é igual a 25, há pouca disponibilidade de formas reduzidas de nitrogênio para a nitrificação e quando o valor dessa relação está compreendido entre 5 e 10 pode favorecer o processo de nitrificação.

Em trabalho realizado por Akker (2008) o carbono orgânico no afluente mensurado como carbono orgânico total (COT) de 5,9 a 15,2 mg L^{-1} e a DBO_5 de 2,1 a 5,3 mg L^{-1} , não foram restritivos para a nitrificação e a competição com os heterotróficos por oxigênio no biofilme foi desconsiderado. Remoções significativas de DBO_5 e COT foram observadas, com médias de 43,0% e 17,3%, respectivamente. Sob baixas concentrações de carbono e nitrogênio amoniacal, os

resultados sugeriram que as concentrações de OD foram suficientes para propiciar simultaneamente a oxidação do nitrogênio e do carbono. A quantidade de oxigênio requerida para a nitrificação é alta, de 4,6 g O₂ (g N- NH₄⁺).

Em águas residuárias de suinocultura, Duda (2010) observou que as baixas taxas de remoção de N.am está relacionada com a diminuição do TDH, consequentemente, aumento da COV e da concentração de N.am no afluente, da ordem de 723 a 3340 mg L⁻¹.

Tem sido frequentemente afirmado que altas taxas de carga orgânica exercem impacto negativo sobre a nitrificação, com decréscimo na atividade das nitrificantes em virtude da competição com as hetertróficas por oxigênio.

3.3.2. Pós - tratamento de reatores anaeróbios: wetlands

Outra alternativa para o pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios são os sistemas de *wetlands*. Esses sistemas baseiam-se em princípios físicos, de filtração, químicos e biológicos, em que parte do filtro é constituída por brita e areia e outra, por plantas.

De acordo com Lemes et al. (2008), devido à situação sócio-econômica brasileira, são inevitáveis os investimentos no desenvolvimento de tecnologias alternativas, de baixo custo e de alta eficiência para o tratamento das águas residuárias como os *wetlands* construídos. Esses sistemas podem ser utilizados no local onde o efluente é produzido, podem ser operados por mão de obra não especializada, possuem baixo custo energético e são menos susceptíveis às variações nas taxas hidráulicas aplicadas. É uma tecnologia sustentável, que pode ser integrado ao ambiente, em virtude do seu aspecto paisagístico, não há produção de lodo e odor. Suas principais desvantagens são a necessidade de grandes áreas e a destinação da areia e das plantas utilizadas no sistema.

O tratamento é realizado à medida que o líquido escoar pelo leito e ocorre a retenção física pela areia e brita, a absorção de nutrientes pelas plantas e a biodigestão das bactérias que utilizam o substrato como meio de suporte para sua fixação (VICZNEVSKI e SILVA, 2003). A vegetação desempenha um papel fundamental no tratamento dos efluentes, pela transferência de oxigênio, através das raízes e rizomas. Esses microambientes são ideais ao desenvolvimento de

microrganismos que atuam no tratamento biológico, além de remover os nutrientes à medida que estes são absorvidos e assimilados para promover o crescimento vegetal e a multiplicação dos microrganismos.

Nos *wetlands* o meio físico mais utilizado são a brita e a areia, embora possa utilizar sobras de materiais de construção, como restos de cerâmica e concreto, no intuito de reaproveitar estes materiais. A vegetação pode variar entre macrófitas, forrageiras e plantas medicinais.

Segundo O'Geen et al. (2010), são vários os mecanismos que atuam nos *wetlands* e que contribuem para a remoção de poluentes, incluindo a precipitação de fósforo, matéria orgânica particulada e patógenos; a transformação biogeoquímica, como a desnitrificação; metanogênese; a retenção biótica de nutrientes e sais; a degradação microbiana de pesticidas e matéria orgânica; a transformação redox, como a nitrificação, a predação de patógenos e a fotodegradação de pesticidas e matéria orgânica. Esses processos garantem que os *wetlands* proporcionarão um tratamento eficaz, produzindo efluentes com elevada qualidade.

Os sistemas *wetlands* tem sido utilizados há vários anos para o tratamento de esgotos domésticos e atualmente para outros tipos de efluentes, incluindo aqueles da agropecuária e da indústria. Além do meio suporte e da vegetação, a carga orgânica, o TDH e a taxa de aplicação, são relevantes para o desempenho dos *wetlands*.

Vásquez et al. (2012) avaliaram *wetlands* com plantas de *Populus* spp, para tratar águas residuárias da suinocultura com taxas de aplicação da ordem de 9,2; 17,9; 4,8 e 1,9 g (m² d)⁻¹ de SST, DQO, DBO e NT, respectivamente, e obtiveram remoção acima de 93%, para todos os parâmetros.

Lee et al. (2004) avaliaram *wetlands* cultivados com *Eichhornia crassipes* para tratar águas residuárias da suinocultura com TDH de 8, 5, 4, 3 e 14,7 d. Os resultados indicaram que o sistema respondeu bem às mudanças de carga hidráulica na remoção de SST e DQO, com remoções de 96 a 99% e de 77 a 84% respectivamente. As remoções de P-total foram de 47 a 59% e de N-total de 10 a 24%. Os mecanismos físicos foram dominantes na remoção dos poluentes, havendo contribuição mínima da planta na remoção dos nutrientes.

Ramos (2011), em sistemas alagados construídos, cultivados com *Polygonum punctatum* e *Chrysopogon zizanioides*, tratou águas residuárias de suinocultura oriundas de reator anaeróbio híbrido, aplicando COV de 2,7 g DQO (L d)⁻¹ e TDH de 3,2 d, e obteve remoção de NT de 38 a 49 %, DQO de 80 a 83 % e P-total de 45 a 69 %.

Peng et al. (2012) utilizaram *wetlands* para o tratamento secundário de águas residuárias da suinocultura, cultivados com *Phragmites australis* e *Acorus calamus* Linn. Houve altas eficiências de remoção de DQO, N-amoniaco e P- total, com valores médios de 93, 95 e 98 % respectivamente. Os processos de adsorção e co-precipitação com Ca e Mg, foram preponderantes na remoção de N-am e P-total.

Os sistemas *wetlands* são também eficientes na remoção de patógenos, sobre os quais atuam mecanismos físicos, químicos e biológicos. A sedimentação e filtração através das raízes das plantas, a fixação do biofilme no substrato e nas macrófitas e a radiação ultravioleta, são os principais mecanismos físicos (BEDA, 2011). Oxidação, efeito biocida e adsorção da matéria orgânica, constituem os mecanismos químicos. Dentre os mecanismos biológicos, a produção e efusão de substâncias químicas no ambiente, as quais impedem o desenvolvimento de outros organismos, predação por nematóides, além de ataques realizados por lise de bactérias e morte natural (CALIJURI et al., 2009; BEDA, 2011).

Chagas et al. (2012) avaliaram a remoção de coliformes em *wetlands* cultivados com *Hemerocallis flava*, com taxas superficiais de carregamento orgânico de 44, 98, 230 e 395 kg (ha d)⁻¹ de DBO, que corresponderam respectivamente a TDH de 3,9; 2,0; 1,0 e 0,75 d. Nos sistemas onde a água residuária foi submetida às menores taxas superficiais de carregamento orgânico, de 44 e 98 kg (ha d)⁻¹ de DBO ou submetida aos maiores TDH de detenção hidráulica, de 3,9 e 2,0 d, foram obtidas as maiores eficiências na remoção de coliformes totais e *Escherichia coli*. As eficiências médias de remoção de coliformes totais e *E.coli* foram, respectivamente de 1,0 a 4,0 e 2,0 a 4,0 unidades logarítmicas.

Almeida e Almeida (2005) conduziram um experimento com *wetlands* para tratar esgoto doméstico após passar por uma caixa de decantação. Utilizaram as espécies vegetais taboa (*Typha angustifolia* L.), lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J. König), conta-de-lágrima (*Coix lacryma-jobi* L.) e capim Angola

(*Urochloa mutica*) cultivadas em substratos com areia e/ou casca de coco. A eficiência de remoção de coliformes totais e termotolerantes foi superior a 99,5% para todos os tratamentos e o leito com casca de coco mostrou-se menos eficiente do que o leito com areia.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local

O trabalho foi realizado nas instalações experimentais (Figura 2) e Laboratórios, da área de Saneamento Ambiental, do Departamento de Engenharia Rural, da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista - UNESP, Câmpus de Jaboticabal. As coordenadas geográficas do local são: latitude de 21° 15'22" S; 48° 18'58" W e altitude de 575 m. O clima da região, segundo classificação de Koppen, é Cwa (subtropical úmido, seco no inverno e com chuva no verão), com precipitação média anual de 1.300 mm e temperatura média anual de 21°C (UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA, 2012).

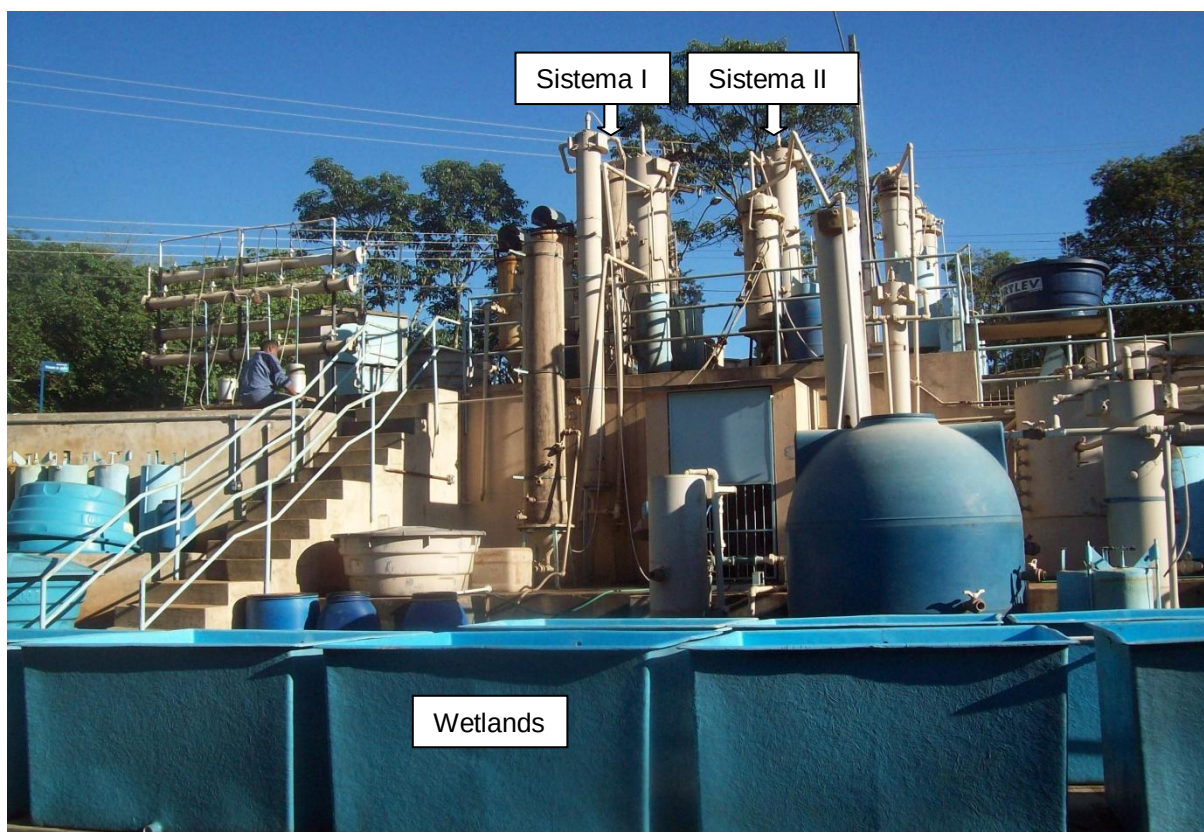


FIGURA 2. Vista das instalações experimentais, localizadas na Área experimental de Saneamento Ambiental do Departamento de Engenharia Rural, da UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

4.2 Instalações experimentais

As instalações experimentais foram constituídas por dois sistemas de tratamento em escala piloto. O primeiro sistema de tratamento (Sistema I) foi constituído por dois reatores UASB instalados em série. O segundo sistema de tratamento (Sistema II) foi constituído por reator UASB e filtro anaeróbio instalados em série. No sistema II foi instalado o pós-tratamento com filtro biológico percolador e decantador e ambos os sistemas de tratamento foram encaminhados para unidade de pós tratamento com *wetlands*, conforme a Figura 3.

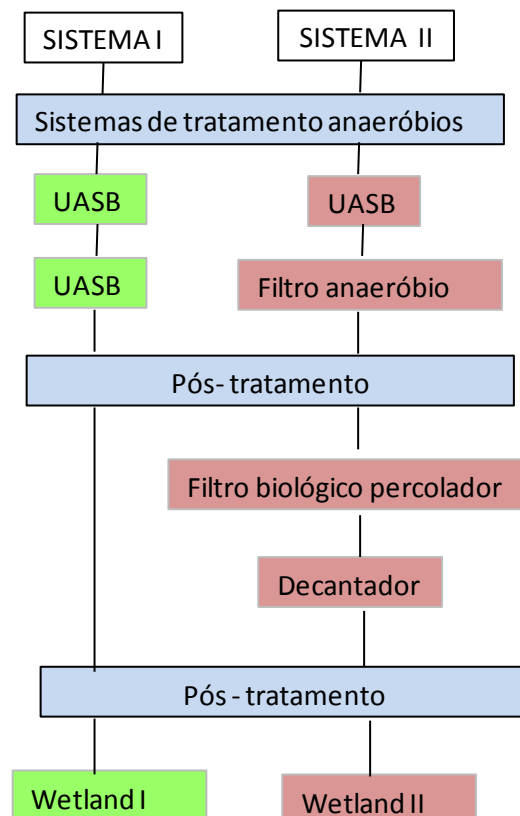


FIGURA 3. Fluxograma das instalações experimentais, constituídas pelos sistemas de tratamento anaeróbios I e II e pós tratamento.

4.2.1 Sistema de tratamento anaeróbio I

O sistema de tratamento anaeróbio I era constituído por dois reatores UASB, instalados em série, com volumes de 510 e 209 L, respectivamente (Figura 4).

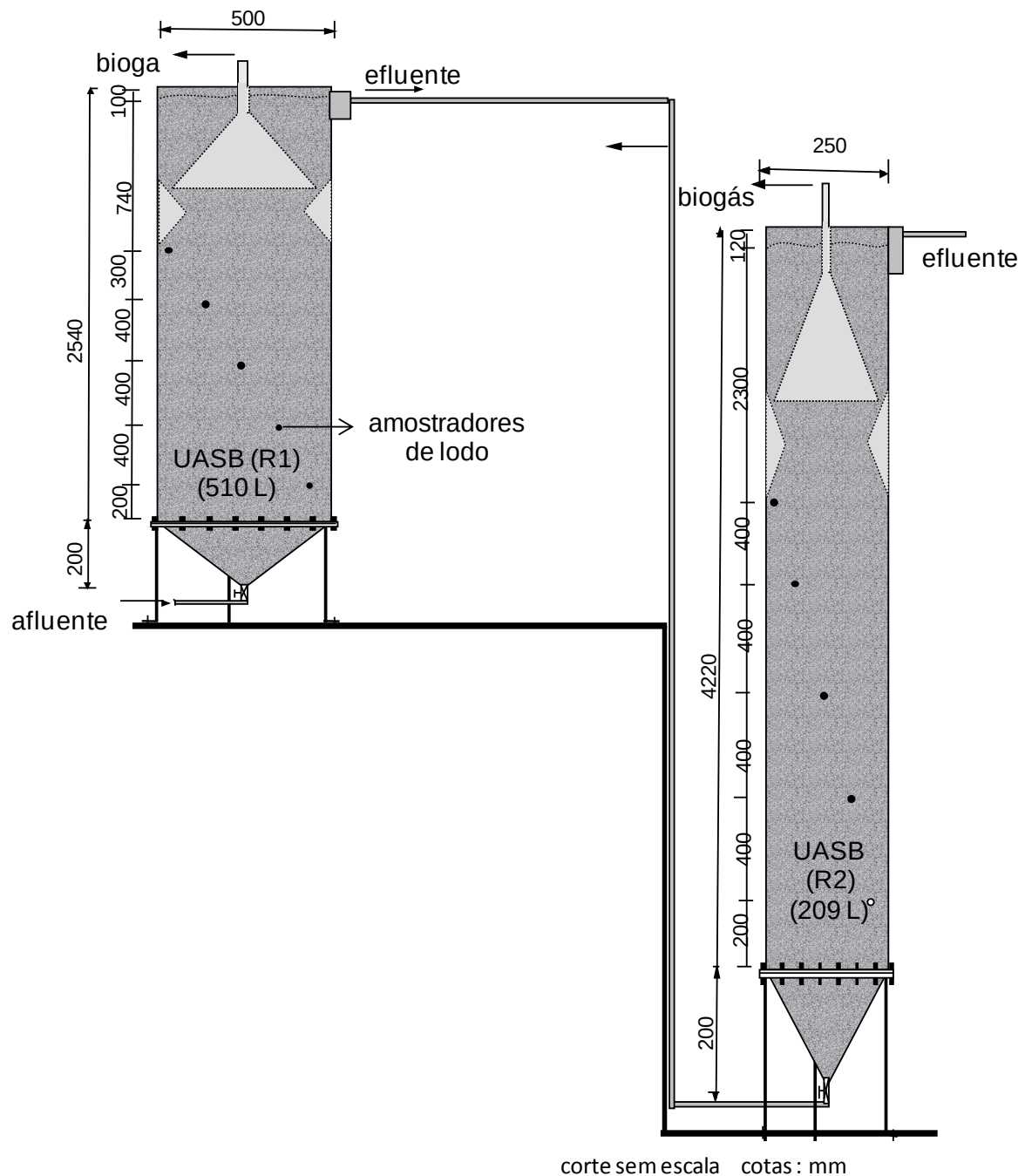


FIGURA 4. Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (Sistema I), com reatores UASB, em escala piloto. Fonte: OLIVEIRA e SANTANA (2011).

4.2.2 Sistema de tratamento anaeróbio II

O sistema de tratamento anaeróbio II era constituído por um reator UASB seguido de filtro anaeróbio instalados em série, com volume total de 300 e 190 L, respectivamente, (Figura 5).

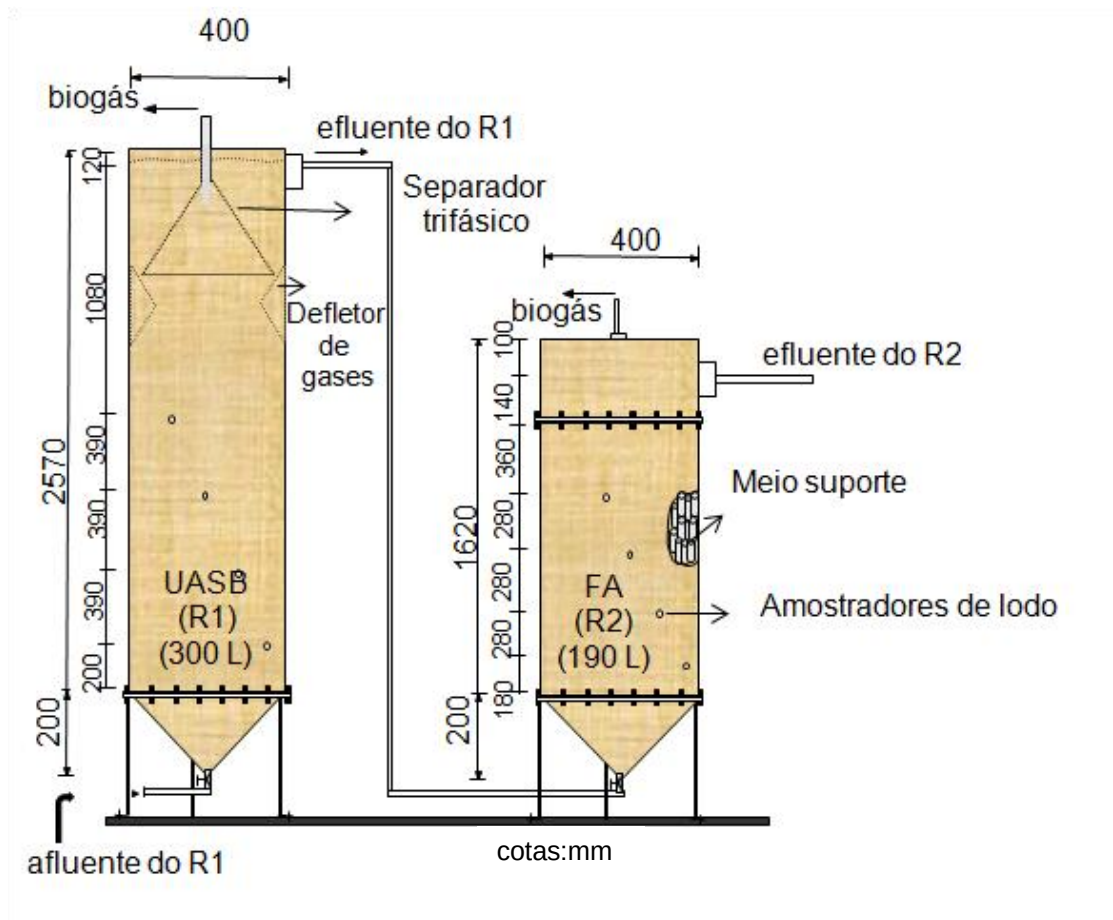


FIGURA 5. Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios II, com reator UASB e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FA). Fonte: DUDA e OLIVEIRA (2011).

No filtro anaeróbio foi utilizado como meio suporte, anéis de polipropileno (Bioring[®]) com área superficial específica de 101 m^2 e índice de vazios de 82,5% (FIGURA 6). Para a determinação do volume útil do filtro anaeróbio, foi considerado o índice de vazios do meio suporte. Portanto o volume útil do filtro anaeróbio foi de 157 L. Os anéis de polipropileno foram colocados de forma aleatória na parte interna do reator.



FIGURA 6. Vista lateral e superior dos anéis de polipropileno utilizados no filtro anaeróbio e filtro biológico percolador durante os cinco ensaios.

4.2.3 Condições operacionais aplicadas aos sistemas de tratamento anaeróbio I e II

O tempo de operação, os períodos dos ensaios e as condições operacionais aplicadas nos reatores dos sistemas de tratamento anaeróbios I e II são apresentados na Tabela 1.

Os tempos de detenção hidráulica aplicados nos sistemas anaeróbios I e II (R1+R2) foram de 56,3; 42,2; 28,1; 22,5 e 15,5 h e de 60,9; 45,7; 30,4; 24,3 e 16,7 h, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. O TDH no R2 (filtro anaeróbio) foi obtido utilizando-se o volume útil. O período experimental dos reatores, em todos os ensaios foi de 526 dias.

TABELA 1. Tempo de operação, duração dos ensaios e tempo de detenção hidráulico (TDH) aplicado nos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento I e no reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante os cinco ensaios.

Atributo			Ensaio				
			1	2	3	4	5
Tempo de operação (d)			112	69	100	115	130
Período (mês/ano)			06 a 10/11	10 a 12/11	01 a 04/12	02 a 06/11	05 a 09/12
TDH (h)	I	R1	40,0	30,0	20,0	16,0	11,0
		R2	16,3	12,2	8,1	6,5	4,5
	II	R1	40,0	30,0	20,0	16,0	11
		R2	20,9	15,7	10,4	8,3	5,7

I – Sistema de tratamento anaeróbio I, composto por dois reatores UASB em série (R1 e R2); II – Sistema de tratamento anaeróbio II, composto por um reator UASB seguido de filtro anaeróbio (R1 e R2).

4.2.4 Pós – tratamento do sistema de tratamento anaeróbio II: filtro biológico percolador e decantador

No sistema de tratamento anaeróbio II, o pós-tratamento do efluente foi realizado em um filtro biológico percolador (R3) seguido de decantador, com volumes de 250 e 150 litros, respectivamente (Figura 7). No filtro biológico percolador, também foram utilizados anéis de polipropileno (Bioring®) com área superficial específica de 101 m² e índice de vazios de 82,5 % (FIGURA 6). Portanto, o volume útil do R3 era de 206 L. Os anéis de polipropileno foram colocados de forma aleatória na parte interna do FBP.

As condições operacionais aplicadas ao filtro biológico percolador e decantador estão apresentadas na Tabela 2.

TABELA 2. Tempo de detenção hidráulica (TDH) e taxa de aplicação hidráulica superficial (Qs) utilizados no filtro biológico percolador (R3) e decantador (Dec) do pós-tratamento do sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.

Atributo		Ensaio				
		1	2	3	4	5
TDH (h)	R3	27,4	20,6	13,7	11,0	7,5
	Dec	20,0	15,0	10,0	8,0	5,5
Qs (m ³ (m ² d) ⁻¹)	R3 ¹	0,08	0,10	0,16	0,20	0,29
	Dec ²	7,43	9,90	14,8	18,5	27,0

Qs : ¹vazão afluente/área superficial específica do meio suporte; ²vazão afluente/profundidade junto à parede

4.2.5 Coleta e pré tratamento das águas residuárias de suinocultura

As águas residuárias de suinocultura utilizadas para a alimentação dos sistemas de tratamento anaeróbio foram coletadas duas a três vezes por semana em unidades de confinamento de suínos em fase de crescimento e terminação, em propriedade privada comercial, no município de Jaboticabal – SP, na qual se utiliza lâmina d'água, para o transporte dos dejetos. Ainda na propriedade, as águas residuárias foram submetidas ao processo de filtração realizado em peneira tipo tambor rotativo (malha 130 mm). Nas dependências físicas das instalações experimentais, as águas residuárias coletadas foram peneiradas (malha de 3 mm) para a separação dos sólidos grosseiros, em seguida foram armazenadas em caixas e bombeadas para os reatores do primeiro estágio. Os demais reatores foram alimentados por gravidade com os efluentes dos reatores dos sistemas de

tratamento I e II. O lodo do decantador era descartado duas a três vezes por semana e retornava ao afluente do R1.

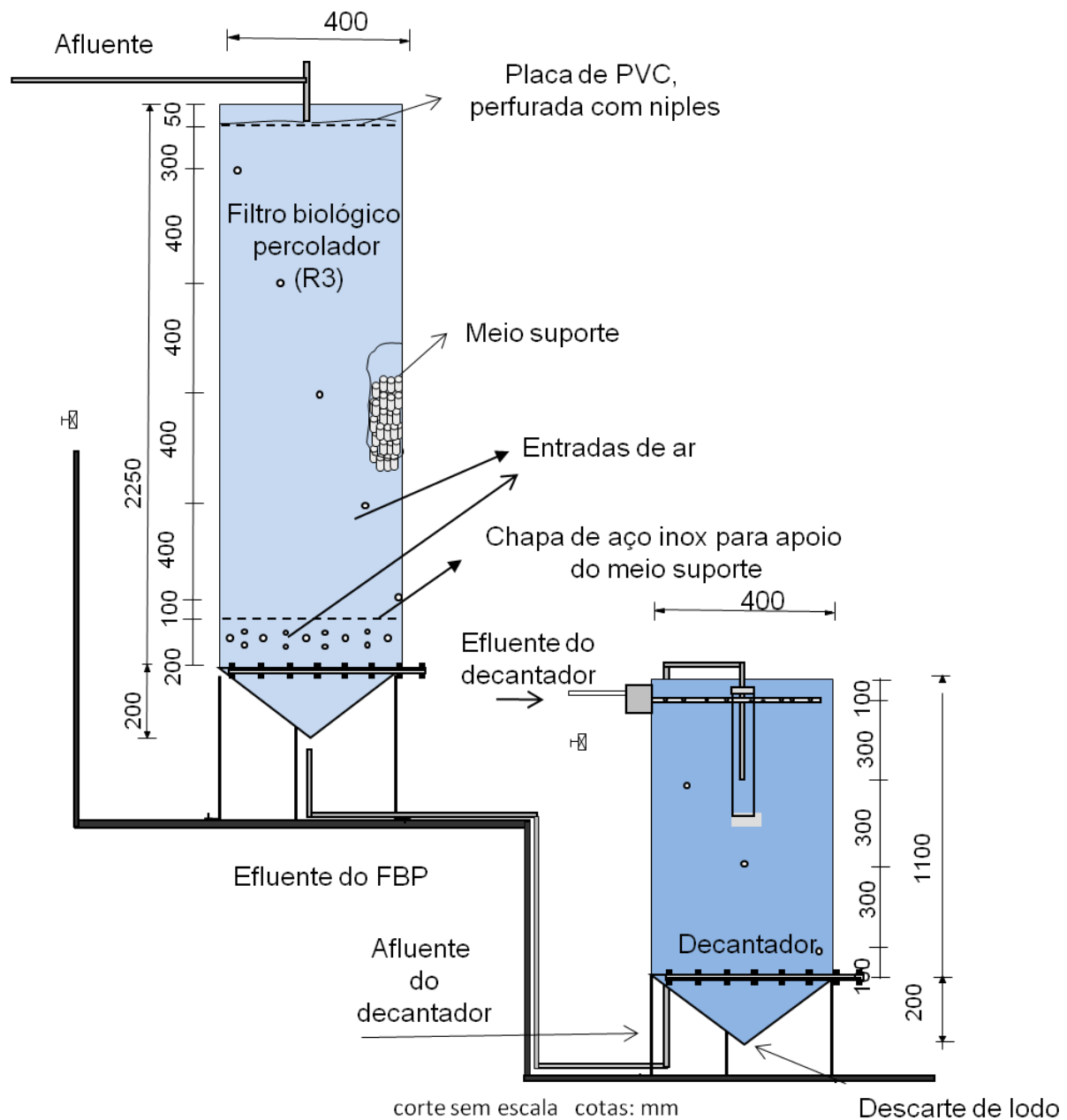


FIGURA 7. Representação esquemática das instalações experimentais do pós – tratamento do sistema de tratamento anaeróbio II, formado pelo filtro biológico percolador (R3) e decantador.

4.2.6 Pós- tratamento: Wetlands

Após o sistema de tratamento I e II foram utilizados *wetlands* construídos, para o pós-tratamento dos efluentes produzidos. O experimento com *wetlands*

ocorreu no ensaio 5 com efluentes dos reatores anaeróbios e aeróbios, com duração de 75 dias, no período de 25 de maio a 1 de agosto de 2012.

Foram construídos 16 *wetlands*, com caixas de fibra de vidro de 1,20 x 1,20 m² e profundidade de 0,80 m, preenchidas por camadas sobrepostas com 0,10 m de brita nº 2; 0,10 m de pedrisco, 0,10 m de areia média, 0,02 m de brita 1 e uma lâmina d'água de aproximadamente de 0,50 m.

A taxa de aplicação superficial (Q_s : vazão do afluente/área da caixa) foi de 25 m³(m² d)⁻¹. As plantas cultivadas foram as macrófitas *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Pistia stratiotes* L. (alface d'água). Os *wetlands* foram divididos em 4 tratamentos com quatro repetições cada, distribuídos aleatoriamente entre os *wetlands*. No primeiro e segundo tratamentos foram utilizadas as plantas de alface d'água e aguapé que recebiam o efluente do reator UASB (R2) do sistema de tratamento anaeróbio I (*Wetlands* I) e no segundo e terceiro tratamentos foram cultivados as plantas de alface d'água e aguapé que recebiam efluente final do decantador do sistema de tratamento II (*Wetlands* II).

As plantas foram dispostas aleatoriamente em quantidade que ocupasse 30 % da área útil de cada *wetland* e permaneceram por 75 dias até ocuparem aproximadamente 80% da área total das caixas (Figura 8). Após este período as plantas foram retiradas.



FIGURA 8. Wetlands, no início da implantação do experimento, com aguapé e alface d'água.

O afluente foi encaminhado dos reatores para caixas de 500 L e daí distribuído por meio de uma rede de tubulações e que entravam nos wetlands por

fluxo descendente. No fundo dos wetlands havia tubos de PVC perfurados e enrolados em manta de feltro por onde drenava o efluente até a saída (Figura 9). A manta de feltro teve a função de impedir que as tubulações entupissem com a areia.



FIGURA 9. Parte inferior das caixas com as tubulações de drenagem (saída) do efluente no fundo das caixas.

4.3 Exames e determinações

Os exames físicos e as determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos efetuados nas amostras coletadas, a frequência de realização e as fontes das metodologias utilizadas estão apresentadas na Tabela 3.

As amostras compostas dos afluentes e efluentes dos reatores foram coletadas duas vezes a cada semana.

Nos wetlands, as amostras foram coletadas duas vezes por semana. Cada amostra foi composta por alíquotas de cada 4 caixas (repetições) de cada tratamento.

As amostras de lodo dos reatores anaeróbios foram coletadas semanalmente, para a determinação de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV), as quais foram retiradas em quatro e cinco pontos de amostragem equidistantes ao longo da altura de cada um dos reatores anaeróbios, do sistema I e II, respectivamente.

A produção do biogás foi estimada pelo volume de biogás produzido diariamente, no período diurno, medindo-se o deslocamento vertical dos gasômetros e multiplicando-se pela área da seção transversal interna dos gasômetros. Após cada leitura, os gasômetros foram zerados, descarregando-se todo o gás neles armazenados. Foram realizadas análises cromatográficas para a determinação das concentrações de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) presente no biogás produzido pelos reatores anaeróbios e armazenados nos gasômetros.

TABELA 3. Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos nos afluentes, efluentes, lodo e biogás dos reatores UASB, filtro anaeróbio de fluxo ascendente, filtro biológico percolador, decantador e wetlands.

ATRIBUTO	FREQUÊNCIA	REFERÊNCIA
AFLUENTE E EFLUENTES		
pH	2x semana	(APHA,AWWA,2005)
Alcalinidade	2x semana	(APHA,AWWA,2005); JENKINS, 1983.
Ácidos voláteis	2x semana	(DILLALO & LBERTSON , 1961)
DQOtotal	2x semana	(APHA,AWWA,2005) (refluxo fechado)
DQO dissolvida	2x semana	(APHA,AWWA,2005) (refluxo fechado)
Sólidos suspensos e voláteis	2x semana	(APHA,AWWA, 2005)
Nitrogênio total	1 x semana	(APHA,AWWA, 2005) (semi-micro Kjeldahl)
Nitrogênio amoniacal	2x semana	(APHA,AWWA, 2005) (semi-micro Kjeldahl)
P-total	1 x semana	(APHA,AWWA, 2005)
K, Ca, Mg,Na,Cu, Fe, Mn, Zn	1 x semana	(APHA,AWWA,2005) (espectrofotômetro de absorção atômica)
Coliformes totais e termotolerantes	2 x ensaio	(APHA,AWWA, 2005) (tubos múltiplos)
EFLUENTE DO FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR, DECANTADOR E WETLANDS		
Nitrito e Nitrato	2 x semana	(APHA,AWWA, WPCF, 2005) espectrofotômetro UV (220 nm); Espectrofotômetro (543 nm)
Oxigênio dissolvido (OD)	2 x semana	(APHA, AWWA, WPCF, 2005) (sonda)
Coliformes totais e termotolerantes	2 x ensaio	(APHA, AWWA, WPCF, 2005) tubos múltiplos
REATORES ANAERÓBIOS		
Produção de biogás	Diária	(SANTANA e OLIVEIRA, 2005) (gasômetros)
Composição de biogás	1 x semana	(APHA, AWWA, WPCF, 2005) (cromatografia gasosa)
Sólidos totais e voláteis (ST e SV)	1 x semana	(APHA, AWWA, WPCF, 2005)

Foram registradas diariamente as temperaturas do ar nas imediações dos reatores, do afluente e dos efluentes (UASB, filtro anaeróbio, filtro biológico e decantador) em dois horários (10 h e 15 h). Essas medidas de temperatura foram realizadas utilizando-se o aparelho portátil digital, com sensor localizado na extremidade de uma haste metálica, a qual era introduzida nos pontos de amostragem. Com esse aparelho, mediu-se também a temperatura do biogás nos horários de determinações da produção, introduzindo-se a haste metálica nos gasômetros pelo orifício da válvula de saída do biogás.

Foram obtidas as temperaturas do ar diárias (mínima, média e máxima) referentes aos períodos dos ensaios do experimento, aferidas na Estação Agroclimatológica do Departamento de Ciências Exatas da FCAV/UNESP, Câmpus de Jaboticabal (UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA, 2012).

4.4 Delineamento experimental

O delineamento experimental para os sistemas de tratamento anaeróbio I e II e o pós-tratamento com filtro biológico percolador, foi o inteiramente casualizado, com cinco tratamentos (TDH de 40, 30, 20, 16 e 11 h) e com número diferente de repetições. Os valores obtidos nos exames e determinações dos atributos, descritos na Tabela 3, foram submetidos à análise de variância pelo teste F, e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. As repetições foram às amostragens no tempo.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Temperatura

5.1.1 Temperatura máxima, média e mínima do ar

Na Tabela 4 estão descritos os valores médios das temperaturas diárias máximas, médias e mínimas, registradas na Estação Agroclimatológica da UNESP, Câmpus de Jaboticabal, durante a operação dos sistemas de tratamento I e II, durante os cinco ensaios. A série histórica dos valores das temperaturas máxima, média e mínima do ar durante os cinco ensaios estão apresentadas na Figura 1A (APÊNDICE A).

TABELA 4. Valores médios das temperaturas do ar máximas, médias e mínimas observadas na Estação Agroclimatológica da UNESP, Câmpus de Jaboticabal, durante a operação dos sistemas de tratamento anaeróbio I, II e pós - tratamento, durante os cinco ensaios.

Temperatura do ar (°C)	Período	Máxima	Média	Mínima
Ensaio 1	06 a 10/2011	30,0 a	22,1 b	14,9 c
Ensaio 2	10 a 12/2011	29,2 a	22,9 ab	17,5 a
Ensaio 3	01 a 04/2012	29,9 a	23,3 a	18,4 a
Ensaio 4	02 a 06/2011	27,7 b	21,0 c	16,0 b
Ensaio 5	05 a 09/2012	26,9 b	19,0 d	14,0 c
CV (%)		10	11	17
F		23,4**	37,7**	48,8**

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna, diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$); ns - não significativo ($p > 0,05$); C V – coeficiente de variação.

Os valores das temperaturas máximas do ar observadas durante os ensaios foram semelhantes entre os ensaios 1, 2 e 3 e diferiram significativamente ($p < 0,01$) nos ensaios 4 e 5. A menor temperatura média do ar, de 19 °C, foi observada no ensaio 5, o qual ocorreu no período de maio a setembro de 2012 e diferiu dos demais ensaios. Os maiores valores de temperatura média do ar foram de 22,1 a 23,3°C nos ensaios 1, 2 e 3, e ocorreram no período de junho de 2011 a abril de 2012. As temperaturas mínimas foram semelhantes nos ensaios 1 e 5, com os

menores valores, de 14,0 °C e os maiores valores das temperaturas mínimas foram observadas nos ensaios 2 e 3, de 17,5 e 18,4°C, respectivamente ($p < 0,01$).

5.1.2 Temperatura do afluente, efluentes e do ar adjacente ao sistema de tratamento anaeróbio I.

A temperatura do afluente do sistema de tratamento anaeróbio I foi semelhante às temperaturas dos efluentes na maioria dos ensaios (Tabela 5). A temperatura dos reatores são sempre superiores à temperatura do ar, pois os reatores sofrem menores variações e precisam assegurar certa estabilidade para as arqueias. As médias variaram de 24,3 a 30°C no afluente, de 23,7 a 28,9 °C no efluente do R1 e de 23,2 a 28,2 °C no efluente do R2.

TABELA 5. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio I, com os reatores UASB (R1 e R2) e da temperatura do ar adjacente aos reatores durante os cinco ensaios.

Amostra	Ensaio					CV (%)	F
	1	2	3	4	5		
Afluente	27,3 c	29,7 ab	30,0 a	28,3 bc	24,3 d	9	54,9**
R1	26,0 b	28,4 a	28,9 a	26,8 b	23,7 c	9	45,5**
R2	25,4 c	27,8 ab	28,2 a	26,4 bc	23,2 d	9	42,5**
Ar	27,6 a	27,4 ab	25,9 ab	25,6 b	25,5 b	14	4,8**

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; CV: coeficiente de variação

5.1.3 Temperatura do afluente, efluentes e do ar adjacente ao sistema de tratamento anaeróbio II

No sistema de tratamento anaeróbio II, as temperaturas foram semelhantes às do sistema I variaram de 24,5 a 30,3 °C no afluente, de 23,8 a 29,1 °C no efluente do R1 e de 23,4 a 28,3 °C no efluente do R2 (Tabela 6).

TABELA 6. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio II, com o reator UASB e o filtro anaeróbio (R1 e R2) e da temperatura do ar adjacente aos reatores durante os cinco ensaios.

Amostra	Ensaio					CV (%)	F
	1	2	3	4	5		
Afluente	27,8 b	28,8 ab	30,3 a	28,4 b	24,5 c	10	37,09**
R1	26,4 c	28,4 ab	29,1 a	27,2 bc	23,8 d	10	42,0**
R2	24,9 c	27,4 ab	28,3 a	26,9 b	23,4 d	10	42,0**
Ar	27,4 a	27,5 a	26,0 ab	25,6 b	25,6 b	14	4,9 **

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; CV: coeficiente de variação

5.1.4 Temperatura do afluente, efluentes e ar adjacente ao pós – tratamento do sistema de tratamento anaeróbio II.

No pós - tratamento as médias de temperatura no efluente variaram de 22,4 a 28,3 no R3 e de 23,2 a 28,3°C, no decantador. A temperatura ambiente adjacente aos reatores, assim como no sistema I, foram semelhantes àqueles dos efluentes dos reatores e variaram de 25,5 a 27,6 °C. A série histórica das médias da temperatura diária dos reatores anaeróbios, aeróbio e do ar adjacente estão no Apêndice B, Figura 1B a 15 B.

TABELA 7. Valores médios das temperaturas do afluente (R2), efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e da temperatura do ar adjacente aos reatores durante os cinco ensaios.

Amostra	Ensaio					CV (%)	F
	1	2	3	4	5		
R2	24,9 c	27,4 ab	28,3 a	26,9 b	23,4 d	10	42,0**
R3	22,4 c	27,1 ab	28,3 a	25,9 b	23,3 c	10	60 **
Decantador	24,5 c	26,8 ab	28,3 a	26,1 b	23,2 d	11	37,6**
Ambiente	27,4 a	27,5 a	26, 0 ab	25,6 b	25,6 b	14	4,9 **

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; CV: coeficiente de variação

De acordo com Pereira et al.(2010) a temperatura influencia a velocidade de crescimento e consequentemente da densidade de microrganismos na biomassa anaeróbia e é fundamental para o bom desempenho dos sistemas de tratamento. A faixa ótima para o crescimento dos microrganismos anaeróbios mesofílicos, é de 25 a 35 °C. Sistemas anaeróbios operando dentro da faixa ótima de crescimento dos

microrganismos, possuem vantagens como o aumento na velocidade das reações e melhoria na biodegradabilidade dos compostos orgânicos. Neste trabalho, exceto no ensaio 5, os reatores operaram dentro da faixa ótima de temperatura para o crescimento dos microrganismos mesofílicos.

5.2 Demanda química de oxigênio (DQO)

5.2.1 Demanda química de oxigênio no sistema de tratamento anaeróbio I.

Na Tabela 8 estão apresentadas os valores médios da DQOtotal, DQO dissolvida e COV do sistema de tratamento anaeróbio I, e nas Figuras 1C a 10 C (APÊNDICE C), a série histórica dos valores de DQO total e dissolvida.

As COV aplicadas nos reatores UASB R1 e R2 foram 6,8; 4,3; 12,8; 17,1 e 13,7 g DQOtotal (L d)⁻¹ e de 6,5; 4,2; 6,6; 3,5 e 8,4 g DQOtotal (L d)⁻¹, nos ensaios 1, 2 ,3 ,4 e 5, respectivamente (Tabela 8). A maior COV aplicada no R1 foi de 17,1 gDQO total (L d)⁻¹ no ensaio 4.

Analisando a distribuição das COV aplicadas no R1 (Figura 10) observa-se que os pontos mínimos e máximos se distanciam da média, em virtude dos altos valores de coeficiente de variação da DQOtotal no afluente (Figuras 1 C a 5 C, do Apêndice).

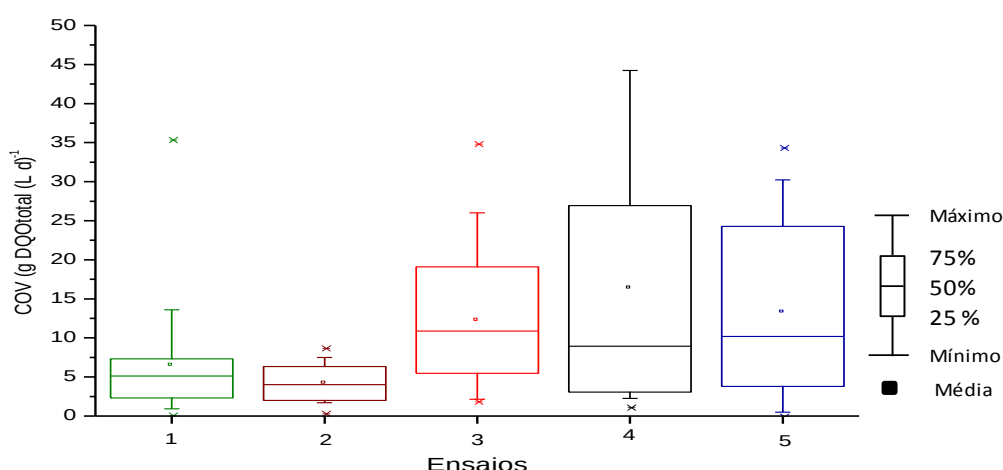


FIGURA 10. Valores médios da carga orgânica volumétrica (COV) aplicada no reator UASB (R1) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante os cinco ensaios.

Os valores de DQO_{total} do afluente, variaram de 5474 a 11335 mg.L⁻¹, em todos os ensaios. No efluente dos reatores R1 e R2, os valores de DQO_{total} variaram de 960 a 4483 mg L⁻¹ e de 778 a 1574 mg L⁻¹, respectivamente.

No afluente do sistema I, não foi observado diferenças significativas na DQO_{diss} entre os ensaios com valores compreendidos entre 538 a 1046 mg L⁻¹. No efluente do R1 e R2 os valores de DQO diss variaram de 243 a 415 mg L⁻¹ e de 196 a 397 mg L⁻¹ respectivamente e também não diferiram entre os ensaios.

Os Valores de DQO_{ss} variaram respectivamente de 4901 a 10979 mg L⁻¹ , 579 a 2572 mg L⁻¹ e de 321 a 1394 mg L⁻¹ no afluente, R1 e R2 do sistema de tratamento anaeróbio I (Tabela 8).

No que se refere à relação DQO diss/DQO total, os valores variaram de 0,05 a 0,22 no afluente, 0,15 a 0,51 no R1 e de 0,20 a 0,46 no R2.

As eficiências médias de remoção de DQO_{total}, DQO_{diss} e DQO_{ss} no reator R1 variaram de 64 a 77 %, de 38 a 56 % e de 68,8 a 79,6 % nos ensaios de 1 a 5, e não foi observado diferenças significativas entre os ensaios. Isto indica que o reator R1 pode ser operado com TDH baixo, de até 11h, e COV alta de até 17,1 g DQO_{total} (L d)⁻¹, com as menores temperaturas médias de 19 °C, sem prejuízo para a remoção de DQO_{total} e DQO_{diss}. Para o sistema R1+R2 também não houve diferenças estatísticas entre as médias de remoção de DQO total e dissolvida entre os ensaios, com eficiências máximas de 89 e 66 % respectivamente. Em relação à DQO_{ss} as médias de remoção diferem entre si com valores compreendidos entre 65,9 a 95,1 %.

Oliveira e Santana (2011) trabalharam com o sistema de tratamento anaeróbio I e obtiveram o melhor resultado de remoção de DQO total no reator R1 e sistema R1+R2 de 79 e 88 % com TDH de 28 h e COV de 24,4 g DQO_{total} (L d)⁻¹. Esses resultados foram semelhantes aos observados neste trabalho, ao aplicarem COV superiores e TDH semelhantes. Quando Oliveira e Santana (2011) diminuíram o TDH e a COV para 14 h e 15,5 g DQO_{total} (L d)⁻¹, a eficiência de remoção de DQO total diminuiu para 52 e 53 % no R1 e R1+R2 respectivamente e esses valores são inferiores aos observados neste trabalho, mesmo quando se aplicou a maior COV de 17,1 g DQO total (L d)⁻¹ e o menor TDH (11 h). Em relação à remoção de

DQOdiss os resultados de Oliveira e Santana (2011) foram superiores aos observados neste trabalho, pois obtiveram valores de 63 a 72 % para o R1 + R2.

TABELA 8. Valores médios de DQOtotal, DQOdiss e DQOss no afluente e nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no reator UASB (R1) e UASB (R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante os cinco ensaios.

Parâmetro	Amostra	Ensaio					CV	F
		1	2	3	4	5		
COV (g DQO total (L d) ⁻¹)	R1	6,8 ab	4,3 b	12,8 ab	17,1a	13,7 ab	101	3,0 *
	R2	6,5	4,2	6,6	3,5	8,4	107	1,5 ^{ns}
DQO total (mg.L ⁻¹)	Afluente	11335	5474	10705	11296	6296	103	1,3 ^{ns}
	R1	4483	2154	2188	960	1527	172	2,0 ^{ns}
	R2	1210	1574	778	1025	1238	77	1,4 ^{ns}
E ¹ (%)	R1	72	64	76	77	72	31	0,5 ^{ns}
	R2	55 ab	41 ab	66 a	39 ab	36 b	51	2,8 *
	R1+R2	85	68	89	78	79	26	1,6 ^{ns}
DQO diss (mg.L ⁻¹)	Afluente	538 ab	573 ab	282 b	842 ab	1046 a	104	2,4 ^{ns}
	R1	348	317	243	415	436	71	1,2 ^{ns}
	R2	321	196	201	397	225	95	1,4 ^{ns}
E ¹ (%)	R1	53	49	39	56	38	50	1,4 ^{ns}
	R2	36	36	40	39	50	67	0,4 ^{ns}
	R1+R2	62	66	51	60	58	39	0,4 ^{ns}
DQO ss (mg.L ⁻¹)	Afluente	10979	4901	10443	10445	6146	110	1,2 ^{ns}
	R1	2572	1837	1962	579	1319	141	1,6 ^{ns}
	R2	321 b	1394 a	634 ab	639 ab	1201 ab	98	3,7 **
E ¹ (%)	R1	73,9	68,8	77,0	79,6	79,2	29	0,4 ^{ns}
	R2	80,1	55,5	64,7	66,0	44,5	38	1,7 ^{ns}
	R1+R2	95,1 a	65,9 b	89,8 a	89,8 a	86,0 ab	21	3,0 **
DQO diss/ DQO total	Afluente	0,08	0,18	0,05	0,22	0,17	116	2,0 ^{ns}
	R1	0,20 b	0,22 b	0,15 b	0,51 a	0,29 b	69	7,1 **
	R2	0,30 ab	0,20 b	0,20 b	0,46 a	0,21 b	72	4,1 **

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; CV: Coeficiente de variação (em %).¹ Para as médias de eficiência de remoção, foram consideradas somente os valores positivos.

Os valores de remoção de DQOtotal observados neste trabalho são similares aos observados por Campos et al.(2005) que avaliaram o tratamento de resíduos da suinocultura em reatores UASB, e observaram valores de 84 % de remoção de DQOtotal, aplicando-se TDH de 30 h e COV 1,42 g DQOtotal (L d)⁻¹ e aos observados por Rodrigues et al. (2010) que também avaliaram o tratamento de águas residuárias de suinocultura em um reator UASB após decantador, observaram 85 % de remoção de DQOtotal, com aplicação de TDH de 1,7 a 4,1 d e COV de 1,1 a 17,5 g DQO (L d)⁻¹. Neste experimento obteve se valores de remoção de DQOtotal semelhantes aos trabalhos citados, com a aplicação de COV superiores e TDH

inferiores, evidenciando o bom desempenho do sistema de tratamento, nas condições propostas, com altas COV e baixo TDH.

5.2.2 Demanda química de oxigênio no sistema de tratamento anaeróbio II

As COV médias aplicadas no reator R1 do sistema II foram de 5,6; 5,2; 9,7; 11,5 e 18,7 g DQO total (L d)⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, conforme ilustrado na Figura 11.

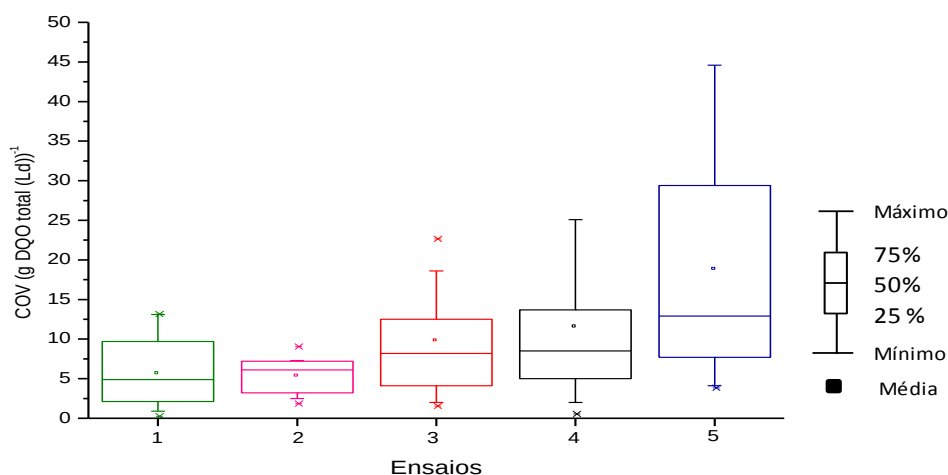


FIGURA 11. Valores médios da carga orgânica volumétrica (COV) aplicada no reator UASB (R1) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante os cinco ensaios.

Durante a digestão anaeróbia é fundamental que se aplique uma adequada carga orgânica para o bom desempenho dos microrganismos. A limitação de matéria orgânica pode provocar por exemplo, baixa produção de metano e o excesso pode resultar em total inibição da atividade da biomassa. Segundo Pereira et al. (2010), se a carga orgânica exceder a capacidade metanogênica, ocorrerá uma acumulação de ácidos voláteis que poderão se tornar tóxicos ao consórcio microbiano. Com a diminuição do consórcio microbiano e consequente falência do processo não haverá remoção da matéria orgânica e produção de biogás nos reatores anaeróbios.

Os valores de DQO_{total} no afluente do sistema II, variaram de 6596 a 10895 mg L⁻¹. No efluente do R1 e R2 os valores médios de DQO total foram de 1227 a 1846 mg L⁻¹ e de 649 a 1549 mg L⁻¹ respectivamente. Os Valores de DQO_{ss} variaram respectivamente de 6095 a 8894 mg L⁻¹, 993 a 2381 mg L⁻¹ e de 512 a 1422 mg L⁻¹ no afluente, R1 e R2 do sistema de tratamento anaeróbio I (Tabela 8).

No que se refere à relação DQO diss/DQO total, os valores variaram de 0,05 a 0,16 no afluente, 0,16 a 0,44 no R1 e de 0,26 a 0,41 no R2 (Tabela 9).

Pode se observar pelos resultados que tanto no sistema I como no sistema II, a parcela de DQO diss está em menor quantidade que a DQOss. Dessa maneira, há predominância de sólidos suspensos orgânicos nas águas residuárias. De acordo com Duda (2010), a predominância destes sólidos nas águas residuárias confirma a necessidade do tratamento anaeróbio em dois estágios, com o primeiro reator operando com menores velocidades ascensionais para facilitar a retenção da DQO suspensa na manta de lodo, visando a hidrólise ou a estabilização.

TABELA 9. Valores médios de DQOtotal, DQOdiss e DQOss no afluente e nos efluentes e suas respectivas eficiências de remoção (E) no reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.

Parâmetro	Amostra	Ensaio						
		1	2	3	4	5	CV	F
COV (g DQO total (L d) ⁻¹)	R1	5,6 c	5,2 c	9,7 bc	11,5 ab	18,7 a	93	4,8**
	R2	1,4 c	2,1 c	6,0 ab	3,6 bc	7,8 a	82	8,7**
DQO total (mg.L ⁻¹)	Afluente	9308	6596	8096	7604	10895	75	1,0 ^{ns}
	R1	1338	1416	2614	1227	1846	83	2,3 ^{ns}
	R2	717	1089	917	649	1549	92	2,2 ^{ns}
E ¹ (%)	R1	80	76	72	76	76	25	0,2 ^{ns}
	R2	38 ab	30 ab	60 a	40 ab	22 b	66	4,2 **
	R1+R2	87	80	83	84	80	20	0,4 ^{ns}
DQO diss (mg.L ⁻¹)	Afluente	473	547	212	784	1.231	141	2,1 ^{ns}
	R1	329	356	220	343	410	64	1,3 ^{ns}
	R2	325	208	151	329	267	62	2,6*
E ¹ (%)	R1	52	38	44	55	46	53	0,7 ^{ns}
	R2	45	38	46	25	35	68	0,9 ^{ns}
	R1+R2	45	55	40	49	59	48	0,9 ^{ns}
DQO ss (mg.L ⁻¹)	Afluente	8894	6095	7896	7289	6967	83	0,3 ^{ns}
	R1	993	1089	2381	968	1454	110	2,2 ^{ns}
	R2	512	898	611	428	1422	138	2,0 ^{ns}
E ¹ (%)	R1	80,2	87,9	72,3	79,4	76,1	23	1,0 ^{ns}
	R2	52,0	32,1	67,3	51,3	44,0	56	1,7 ^{ns}
	R1+R2	88,5	81,8	84,9	88,4	77,1	24	0,7 ^{ns}
DQO diss/ DQO total	Afluente	0,10	0,11	0,05	0,16	0,11	113	1,4 ^{ns}
	R1	0,31 ab	0,44 a	0,16 b	0,36 ab	0,27 ab	74	2,3 ^{ns}
	R2	0,37	0,38	0,26	0,41	0,27	61	1,4 ^{ns}

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; CV: Coeficiente de variação (em %). ¹ Para as médias de eficiência de remoção, foram consideradas somente os valores positivos.

As eficiências médias de remoção de DQOtotal no reator R1 de 72 a 80 %, não diferem entre os cinco ensaios. No reator R2 a maior média de remoção de DQOtotal de 60 % foi observada no ensaio 3 . No sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), foram observadas eficiências de remoção de DQOtotal, de até 87 %, e são semelhantes entre os cinco ensaios. As eficiências médias de remoção de DQOdiss não diferiram estatisticamente e foram no máximo 55; 46 e 59 % para o R1, R2 e R1+R2, respectivamente.

Assim como foi verificado no sistema de tratamento anaeróbio I, as COV aplicadas no reator R1, de até 18,7 g DQOtotal (L d)⁻¹ e TDH mínimo de 11 h não foram limitantes para o bom desempenho dos reatores, já que não houve diferenças estatísticas na remoção de DQO total e DQO diss entre os ensaios, com diferentes TDH, COV e temperaturas médias do ar variando de 19,0 a 23,3 °C.

Duda e Oliveira (2011) trabalharam com o sistema de tratamento anaeróbio II e obtiveram eficiências de remoção de até 97,8 %, aplicando COV de 15,5 g DQOtotal (L d)⁻¹ e TDH de 44,7 h. Os resultados foram superiores aos observados neste trabalho, aplicando COV e TDH semelhantes, porém operaram os reatores em temperaturas mais elevadas e utilizaram meio suporte diferente (bambú). Temperaturas mais elevadas podem favorecer a digestão anaeróbia e consequente remoção de DQO. O meio suporte de bambu, pode ter oferecido melhor aderência aos microrganismos, por apresentar uma superfície porosa, ao contrário daquela dos anéis de polipropileno, que apresentam superfície lisa, dificultando a colonização do microrganismos.

As eficiências médias de remoção de DQO total do sistema I, foram similares as observadas no sistema II, exceto no ensaio 2, com aplicação de COV similares e TDH inferiores. As eficiências de remoção de DQOtotal observadas nos sistemas de tratamento anaeróbio I e II com valores de até 89 %, estão acima dos valores observados por Khan et al. (2011). Estes pesquisadores reportaram que em países de clima quente, normalmente obtêm se valores de aproximadamente 70 % de remoção de DQOtotal em reatores UASB, tratando esgoto doméstico. Neste trabalho, com águas residuárias de suinocultura, foi obtido média de remoção de DQO superior ao reportado na literatura sobre esgoto doméstico.

5.2.3 Demanda química de oxigênio no pós – tratamento do sistema de tratamento anaeróbio II.

No sistema de tratamento anaeróbio II, foi adicionado o filtro biológico percolador seguido pelo decantador, com intuito de complementar a remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos, conforme descrito no capítulo material e métodos.

As maiores COV aplicadas no filtro biológico percolador (R3) de 5,3 g DQO_{total} (L d)⁻¹, foram observadas no ensaio 5. Nos ensaios 1 a 4, as COV aplicadas no R3 foram estatisticamente semelhantes e variaram de 0,65 a 1,4 g DQO_{total} (L d)⁻¹ (Tabela 10).

Os valores de DQO_{total}, DQO diss e DQOss no efluente do decantador variaram de 494 a 694 mg L⁻¹, de 121 a 330 mg L⁻¹ e de 395 a 948 mg L⁻¹ sem diferença significativa entre as médias nos cinco ensaios. A relação DQO_{diss}/DQO_{total} variou de 0,27 a 0,49 entre os ensaios, sem diferença significativa entre os ensaios.

As médias de eficiência de remoção de DQO_{total}, DQO_{diss} e DQOss no filtro biológico percolador, não apresentaram diferenças significativas entre os cinco ensaios, com valores compreendidos entre 13 a 47 %, 14 a 30 % e de 11 a 46 %.

O sistema de pós-tratamento constituído pelo filtro biológico percolador e o decantador, após os reatores anaeróbios, contribuiu para o aumento nas eficiências de remoção de DQO_{total}. Os valores de remoção de DQO total de 68,2 a 89,1 %, no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2) aumentaram para 84 a 92 % no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio. As eficiências médias de remoção de DQO dissolvida de 45,0 a 61,1 % no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2) aumentaram para valores compreendidos entre 47 e 79 %.

O incremento nas remoções de DQO total e dissolvida do sistema de tratamento anaeróbio para o pós tratamento foram no máximo 16,5 e 18,3 %. No trabalho de Duda e Oliveira (2011), o aumento eficiência da remoção de DQO total e dissolvida foi da ordem de 14,8 e 4,7 % respectivamente.

Esses resultados confirmaram que o filtro biológico percolador e o decantador, complementam a remoção de matéria orgânica remanescente dos reatores anaeróbios e proporcionam uma maior estabilidade ao sistema, como pode ser observado pelos menores coeficientes de variação de 14 e 27 % para DQO total

e DQO diss respectivamente. Ressalta-se ainda que o decantador apresenta remoção física e é provável que ocorra também remoção biológica, pois é um ambiente aeróbio, como pode ser comprovado pelos valores de OD, conforme a tabela 25.

TABELA 10. Valores médios de DQO_{total}, DQO_{diss} e DQO_{ss} no afluente e nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no filtro biológico percolador (R3), decantador (Dec) e sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), nos cinco ensaios.

Parâmetro	Amostra	Ensaio						
		1	2	3	4	5	CV	F
COV (g DQO total (L d) ⁻¹)	R3	0,65 b	1,2 b	1,2 b	1,4 b	5,3 a	115	9,9 **
	Dec	1,1b	2,0 b	1,6 b	2,8 b	9,8 a	139	7,6 **
DQO total (mg.L ⁻¹)	Afluente	717	1089	917	649	1549	92	2,2 ^{ns}
	R3	1052	1247	686 a	955	1295	73	1,4 ^{ns}
	Dec	479	587	494	694	530	79	0,5 ^{ns}
E ¹ (%)	R3	13	23	47	13	29	84	1,9 ^{ns}
	Dec	52	36	55	43	49	52	0,9 ^{ns}
	Sistema	92	86	89	84	92	13	1,1 ^{ns}
DQO diss (mg.L ⁻¹)	Afluente	325	208	151	329	267	62	2,6 *
	R3	227	266	212	329	245	64	1,0 ^{ns}
	Dec	139	195	142	330	121	69	6,9 **
E ¹ (%)	R3	29	14	23	30	24	76	0,7 ^{ns}
	Dec	45	49	53	27	44	60	0,8 ^{ns}
	Sistema	71 a	62 ab	62 ab	47 b	79 a	27	6,5 **
DQO ss (mg.L ⁻¹)	Afluente	512	898	611	428	1422	138	2,0 ^{ns}
	R3	866 ab	1142 ab	478 b	703 ab	1897 a	127	2,6 *
	Dec	395	427	445	464	948	98	1,5 ^{ns}
E ¹ (%)	R3	46	25	41	11	32	78	3,0 *
	Dec	56	46	38	62	41	55	1,0 ^{ns}
	Sistema	93	88,3	890	88	79	16	1,2 ^{ns}
DQO diss/ DQO total	Afluente	0,37	0,38	0,26	0,41	0,27	61	1,4 ^{ns}
	R3	0,31	0,37	0,40	0,33	0,22	72	1,1 ^{ns}
	Dec	0,39	0,42	0,32	0,49	0,27	67	1,3 ^{ns}

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; CV: Coeficiente de variação (em %). ¹ Para as médias de eficiência de remoção, foram consideradas somente os valores positivos.

5.3 Sólidos Suspensos Totais e Voláteis

5.3.1 Sólidos Suspensos Totais e Voláteis no sistema de tratamento anaeróbio I

No afluente do sistema I, as médias de SST e SSV variaram de 5711 a 10210 mg L⁻¹ e de 2807 a 4466 mg L⁻¹, respectivamente. No efluente do R1 os valores de SST e SSV decresceram para valores de 3265 a 912 mg L⁻¹ e 445 a 1846 mg.L⁻¹ (Tabela 11). A relação SSV/SST variou de 0,47 a 0,60 no afluente, de 0,58 a 0,61 no

R1 e de 0,49 a 0,69 no R2. A série histórica das concentrações de SST e SSV estão apresentadas no Apêndice D, Figuras 1D a 30 D.

As eficiências médias de remoção de SST no R1, R2 foram semelhantes entre si nos cinco ensaios. No sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), destaca – se o ensaio 4, com maior remoção de SST de 92 % e o ensaio 2, com a menor média de remoção de 71 % (Tabela 11). Para o SSV, no reator R1, no ensaio 4 também apresenta a maior média de remoção de 80 % e não há diferença significativa entre as eficiências médias de SSV no R1+R2.

No ensaio 4, se destaca na remoção de SST e SSV, mesmo com a maior COV aplicada de 17,1 g DQOtotal (L d)⁻¹ e o TDH de 16 h e a temperatura média de 21 °C.

Sob COV inferiores e temperaturas semelhantes, Oliveira e Santana (2011) obtiveram valores inferiores de remoção de SST e SSV. Os autores não observaram efeito da diminuição do TDH na remoção dos sólidos suspensos do afluente dos reatores anaeróbios, pois ao aplicarem COV similares de 14,8 e 15,5 g DQOtotal (L d)⁻¹ e TDH de 28 e 14 h no primeiro reator da série, os valores de remoção foram, respectivamente, de 81 e 82 % para SST e de 52 e 54 % para SSV.

TABELA 11. Valores médios de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção do R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2) nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio						
		1	2	3	4	5	CV	F
SST (mg.L ⁻¹)	Afluente	8387	5711	7662	7134	10210	104	0,4 ^{ns}
	R1	1912	3265	2367	912	2941	142	1,5 ^{ns}
	R2	1521	3026	938	801	1735	134	1,9 ^{ns}
	R1+R2	65	56	56	82	76	36	2,3 ^{ns}
E ¹ (%)	R1	65	56	56	82	76	36	2,3 ^{ns}
	R2	50	30	62	46	44	53	1,5 ^{ns}
	R1+R2	82	71	81	92	83	16	2,5 ^{**}
	R1+R2	82	71	81	92	83	16	2,5 ^{**}
SSV (mg.L ⁻¹)	Afluente	4466	3193	2807	4359	4062	107	0,3 ^{ns}
	R1	1086	1846	1553	445	1350	156	0,8 ^{ns}
	R2	851 b	1893 a	440 b	500 b	436 b	107	5,2 ^{**}
	R1+R2	71	61	44	80	76	35	3,3 [*]
E ¹ (%)	R1	71	61	44	80	76	35	3,3 [*]
	R2	44	38	67	52	62	45	1,6 ^{ns}
	R1+R2	80	64	84	91	84	21	2,1 ^{ns}
	R1+R2	80	64	84	91	84	21	2,1 ^{ns}
SSV/ SST	Afluente	0,60	0,60	0,55	0,59	0,47	47	0,6 ^{ns}
	R1	0,58	0,61	0,61	0,58	0,60	38	0,05 [*]
	R2	0,62	0,69	0,45	0,57	0,49	50	1,3 ^{ns}
	R1+R2	0,62	0,69	0,45	0,57	0,49	50	1,3 ^{ns}

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; ns-não significativo; CV: Coeficiente de variação. ¹ Para as médias de eficiência de remoção, foram consideradas somente os valores positivos.

5.3.2 Sólidos suspensos totais e voláteis no sistema de tratamento anaeróbio II

As médias das concentrações de SST no afluente variaram de 5070 a 8579 mg L^{-1} no sistema de tratamento anaeróbio II (Tabela 12). No efluente do R1 e R2, as concentrações de SST foram reduzidas para valores entre 1040 a 2734 mg L^{-1} e de 652 a 1721 mg.L^{-1} , respectivamente. Os valores de SSV variaram de 2875 a 5000 mg L^{-1} no afluente, de 512 a 1447 mg L^{-1} no efluente do R1 e de 313 a 737 mg L^{-1} no efluente do R2. A relação SSV/SST variaram de 0,48 a 0,56 no afluente, 0,47 a 0,64 no R1 e de 0,48 a 0,59 no efluente do R2.

Os valores da relação SSV/SST são semelhantes nos dois sistemas de tratamento anaeróbio. Essa relação indica a presença de sólidos orgânicos nos reatores. Quando os valores estão baixos de 0,70 indica houve degradação da fração orgânica dos sólidos promovendo estabilidade ao sistema de reatores.

Os valores de remoção de SST no R1 variaram de 56 a 82 % e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1 + R2) as médias de remoção de SST foram no máximo 86 % sem diferença entre os ensaios. Estes valores são inferiores aos do sistema de tratamento anaeróbio I (R1 + R2), que apresentou valores de até 92 %, no ensaio 4.

Para os valores de SSV no sistema de tratamento anaeróbio II (R1 + R2) as médias foram máximas 84 % e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1 + R2), de 91 %. Em relação à remoção de sólidos suspensos, o sistema I foi mais eficiente que o sistema II. Em ambos os sistemas não houve diferença significativa entre as médias dos cinco ensaios, comprovando que não houve influencia da COV, TDH e temperatura sobre as remoções de SST e SSV nos sistemas de tratamento.

Duda e Oliveira (2011) obtiveram melhores resultados no sistema II (R1+R2), aplicando COV de 26,3 g DQOtotal $(\text{L d})^{-1}$ e TDH de 12 h, com eficiência de 96 % de remoção.

TABELA 12. Valores médios de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente dos reatores no sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio						
		1	2	3	4	5	CV	F
SST (mg L ⁻¹)	Afluente	8579	6155	7166	5070	7884	78	0,9 ^{ns}
	R1	1301	2734	2645	1040	1722	120	1,5 ^{ns}
	R2	655 a	938 a	1721 a	652 a	1724 a	108	2,6 *
E ¹ (%)	R1	80 a	72 ab	56 b	82 a	76 ab	27	3,0*
	R2	31 b	55 ab	72 a	60 ab	29 b	46	4,2 **
	R1+R2	86	82	83	84	75	17	1,2 ^{ns}
SSV (mg L ⁻¹)	Afluente	4657	3164	3575	2875	5000	114	0,5 ^{ns}
	R1	527	1447	1387	512	532	113	2,5*
	R2	313	478	737	463	713	100	1,3 ^{ns}
E ¹ (%)	R1	76	70	63	79	75	27	0,9 ^{ns}
	R2	40	53	65	57	21	55	1,9 ^{ns}
	R1+R2	84	80	64	80	75	23	1,9 ^{ns}
SSV/ SST	Afluente	0,56	0,54	0,52	0,56	0,48	53	0,1 ^{ns}
	R1	0,54	0,62	0,48	0,64	0,47	44	1,1 ^{ns}
	R2	0,59	0,53	0,48	0,56	0,55	45	0,3 ^{ns}

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; ns-não significativo; CV: Coeficiente de variação (em %). ¹ Para as médias de eficiência de remoção, foram consideradas somente os valores positivos.

A redução da DQO e SSV ocorre por oxidação da matéria orgânica pelos microrganismos anaeróbios ou por sedimentação das partículas suspensas. Essa redução na concentração da matéria orgânica que diminui o potencial poluidor das águas residuárias e eliminam o odor. Segundo Vanotti et al. (2001) e Pérez-Sangrador (2012) a redução dos valores é também benéfico quando se quer operar sistemas biológicos aeróbios para remoção de nitrogênio, pois reduzindo as partículas suspensas, o oxigênio pode ser mais eficientemente usado para a conversão da amônia a nitrito e nitrato.

A Deliberação normativa COPAM/CERH (2008) de Minas Gerais estabelece limite de até 180 mg L⁻¹ de DQO e 100 mg L⁻¹ de SST para o lançamento de efluentes e a Portaria nº 154 do Estado do Ceará estabelece limites de até 200 mg L⁻¹ de DQO para o lançamento de efluentes. Embora os reatores anaeróbios não tenham produzido efluentes com concentrações que atendam às legislações ambientais descritas, no que se refere à matéria orgânica, as remoções foram relevantes, com valores de até 93% de SST, evidenciando a importância dos sistemas anaeróbios, mesmo tratando águas residuárias de suinocultura com altas concentrações de matéria orgânica.

5.3.3 Sólidos suspensos totais e voláteis no pós – tratamento do sistema de tratamento anaeróbio II.

Os valores médios das concentrações de SST e SSV no sistema de pós-tratamento estão dispostos na Tabela 13.

No filtro biológico percolador, exceto no ensaio 3, os valores das concentrações de SST e SSV foram superiores aqueles observados no afluente do R2. Esse processo foi verificado também para DQO total e ocorreu provavelmente pelo frequente desprendimento do biofilme, sob as diferentes velocidades e taxas de aplicação superficiais. Todavia, observa – se, exceto no ensaio 5, que o decantador melhorou a qualidade do efluente, permitindo concentrações finais inferiores às aquelas observadas no R3, com valores mínimos de 388 mg.L^{-1} de SST e 301 mg.L^{-1} de SSV sem diferença estatística entre ensaios. A recuperação da qualidade do efluente pelo decantador evidencia a importância deste junto ao filtro biológico percolador. Almeida et al. (2011) utilizou filtro biológico percolador para tratar esgoto doméstico pós reator UASB, sem decantador. Sendo as águas residuárias de suinocultura mais concentradas, este se torna indispensável.

Com a inclusão do filtro biológico percolador e o decantador, os valores de eficiência de remoção de SST aumentaram de 75 a 86 % do sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2) para valores de 85 a 89 % no sistema anaeróbio/aeróbio nos cinco ensaios.

O meio suporte utilizado pode ter influenciado na baixa remoção de matéria orgânica, pois com frequência ocorria o desprendimento do biofilme alterando a qualidade do efluente, com aumento de DQO e sólidos suspensos. Embora os anéis de polipropileno apresentem elevados índices de vazios e área superficial elevada, a superfície lisa pode ter dificultado a formação de biofilme e desenvolvimento dos microrganismos. Meios suporte como anéis de bambu, eletroduto corrugado e espuma, provavelmente apresentariam resultados mais relevantes devido maior porosidade destes.

TABELA 13. Valores médios de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente do filtro biológico (R3) e decantador (Dec) e eficiência de remoção no filtro biológico, decantador e sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio						CV	F
		1	2	3	4	5			
SST (mg.L ⁻¹)	R2	655 a	938 a	1721 a	652	1724	108	2,6 *	
	R3	1196 a	2155 a	1137 a	900 a	2202 a	90	2,6 *	
	Decantador	698	990	388	649	2549	107	0,9 ^{ns}	
E ¹ (%)	R3	34	14	60	44	26	69	2,0 ^{ns}	
	Decantador	49	48	50	66	60	42	1,0 ^{ns}	
	Sistema II	88	83	89	85	83	15	0,4 ^{ns}	
SSV (mg.L ⁻¹)	R2	313	478	737	463	713	100	1,3 ^{ns}	
	R3	539 b	1242	631	489	1001	76	1,6 ^{ns}	
	Dec	361	601	301	388	423	85	1,0 ^{ns}	
E ¹ (%)	R3	0	23	76	48	34	54	3,5 *	
	Dec	46	56	65	74	50	43	1,4 ^{ns}	
	Sistema II	87	87	82	81	71	22	1,2 ^{ns}	
SSV/ SST	R2	0,59	0,53	0,48	0,56	0,55	45	0,3 ^{ns}	
	R3	0,55	0,68	0,48	0,52	0,48	46	0,9 ^{ns}	
	Dec	0,60	0,63	0,52	0,66	0,50	51	0,5 ^{ns}	

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; ** significativo a 1% de probabilidade; * significativo a 5% de probabilidade; CV: Coeficiente de variação (em %). ¹ Para as médias de eficiência de remoção, foram consideradas somente os valores positivos.

Duda (2010) utilizando como meio suporte anéis de bambu, com COV de 1,2 a 6,8 g DQOtotal (L d)⁻¹ obtiveram valores superiores de 95,7 a 98,4 % e de 91,3 a 98,4 % de remoção de SST e SSV, respectivamente. Ao utilizar anéis de conduíte, com COV de 1,0 a 7,9 g DQOtotal (L d)⁻¹ os valores foram semelhantes, variando de 95,5 a 98,8 % e de 95,0 a 98,4 % de remoção de SST e SSV respectivamente. As cargas orgânicas aplicadas neste trabalho foram semelhantes ou inferiores às aplicadas por Duda (2011), porém com remoções inferiores. Como já referido, as maiores taxas de remoção obtidas por Duda (2011) pode ter sido favorecido pelos meios suportes utilizados, que facilitam a colonização dos microrganismos, além da recirculação controlada de efluente no filtro biológico percolador de até 200 %, o que não foi realizado neste trabalho.

Almeida et al. (2011) avaliaram a remoção de matéria orgânica de esgoto doméstico, em um sistema composto por UASB seguido de um filtro biológico percolador e também não observaram ganho expressivo com o uso de aparas de conduíte e anéis plásticos para a remoção de matéria orgânica, com aplicação de

baixas COV de 0,20 a 0,65 Kg DBO.m⁻³ d⁻¹ no filtro biológico percolador, com remoção de SST e DQO em torno de 70 e 80%.

Os resultados obtidos neste trabalho, assim como nos trabalhos de Duda e Oliveira (2011) e Almeida et al. (2011) evidenciam que maior parcela da matéria orgânica, DQO e SST é removida no sistema anaeróbio, e que o filtro biológico contribui apenas com o polimento final.

5.4 Produção e concentração de metano

5.4.1 Produção e teor de metano no sistema de tratamento anaeróbio I

Na Tabela 14, estão apresentados os valores médios e os coeficientes de variação (CV) da porcentagem de metano (CH₄) no biogás e das produções volumétricas e específicas de CH₄, nos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I. No Apêndice E, Figuras 1E a 4E, os valores da série histórica da produção volumétrica de metano e no Apêndice F Figuras 1F a 4F, os valores da série histórica da produção específica de metano durante os ensaios 1, 2, 3, 4, e 5.

As porcentagens de CH₄ no biogás foram de 75,1; 80,0; 77,0; 84,0 e 79,0% e de 75,0; 75,8; 77,2; 81,2; e 82,1% nos reatores R1 e R2, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. Os maiores valores de porcentagem de metano foi observado no ensaio 4 para o R1 e nos ensaios 4 e 5, para o R2.

As produções volumétricas de metano no reator R1 foram 0,299; 0,438; 0,463; 0,231 e 0,318 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. As produções volumétricas no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) foram de 0,278; 0,400; 0,419; 0,203 e 0,297 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹ nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. As cargas orgânicas aplicadas nos cinco ensaios são semelhantes entre os ensaios 1, 2, 3 e 5 e os TDH foram decrescentes do ensaio 1 a 5, porém não foram observadas diferenças estatísticas na produção volumétrica de metano do R1 e R1+R2 entre os ensaios 2 e 3, 1 e 5. Nos ensaios 2 e 3 foram observados as maiores produções volumétricas de CH₄, no R1, de 0,438 e 0,463 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹ e as maiores temperaturas médias do ar de 22,9 e 23,3 °C, respectivamente.

TABELA 14. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (cv) da percentagem de metano (CH₄) no biogás, das produções volumétricas de metano (PVM) e das produções específicas de metano (PEM) em relação à DQO adicionada e removida, nos efluentes do sistema de tratamento anaeróbio I, durante os cinco ensaios.

Reator		Ensaio					CV	F
		1	2	3	4	5		
CH ₄ (%)	R1	75,1 d	80,0 b	77,0 c	84,0 a	79,0 bc	5	54,5**
	R2	75,0 c	75,8 bc	77,2 b	81,2 a	82,1 a	5	37,7**
PVM (m ³ CH ₄ (m ³ reator d) ⁻¹)	R1	0,299 b	0,438 a	0,463 a	0,231 c	0,318 b	40	31,3**
	R2	0,187 c	0,307 ab	0,309 a	0,140 c	0,250 b	48	25,5**
	R1+R2	0,278 b	0,400 a	0,419 a	0,203 c	0,297 b	35	41,4**
PEM (m ³ CH ₄ (kg DQOtotal adicionada) ⁻¹)	R1	0,078 b	0,123 a	0,074 bc	0,035 c	0,035 c	94	11,4**
	R2	0,09 ab	0,130 a	0,097 a	0,057 bc	0,032 c	79	14,2**
	R1+R2	0,103 b	0,211 a	0,077 b	0,044 b	0,046 b	133	10,2**
PEM (m ³ CH ₄ (kg DQOtotal removida) ⁻¹)	R1	0,072 b	0,155 a	0,071 b	0,049 b	0,040 b	108	8,1**
	R2	0,136 ab	0,199 a	0,110 b	0,115 ab	0,103 b	75	2,7*
	R1+R2	0,115 ab	0,158 a	0,087 abc	0,069 bc	0,043 c	117	4,6**

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; NS -não significativo; CV: Coeficiente de variação (em %)

A produção específica de metano adicionada e removida no R1, variaram de 0,035 a 0,123 m³CH₄ (kg DQOtotal adicionada)⁻¹ e de 0,040 a 0,155 m³CH₄ (kg DQOtotal removida)⁻¹, respectivamente. A produção específica de metano removida para o sistema de tratamento (R1+R2) variaram de 0,043 a 0,158 m³CH₄ (kg DQOtotal removida)⁻¹. A maior produção específica de CH₄, de 0,158 m³ CH₄ (Kg DQO total removida) foi observado no ensaio 2, com temperatura média do ar de 22,9 °C.

5.4.2 Produção e teor de metano no sistema de tratamento anaeróbio II

Na Tabela 15, estão apresentados os valores médios e os coeficientes de variação (CV) da porcentagem de metano (CH₄) no biogás e das produções volumétricas e específicas de CH₄, nos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante os cinco ensaios.

Os valores médios do percentual de CH₄ no biogás no R1 e R2 foram de 75,8; 81,1; 76,0; 81,8 e 78,5% e de 79,2; 81,2; 79,1; 86,2; e 80,0 %, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. No R1 os maiores valores médios do percentual de CH₄ no biogás, de 81,1 e 81,8 % foram obtidos nos ensaios 2 e 4, com a menor e maior COV, de 6,0 e 24,1 g DQO_{total} (L d)⁻¹. Segundo Song et al. (2010) reatores anaeróbios de alta taxa tratando águas residuárias de suinocultura produzem biogás com boa qualidade se o teor de metano estiver entre 70 a 80%, semelhantes aos detectados neste trabalho, tanto no sistema I quanto no sistema II.

Os valores médios da produção volumétrica de metano no R1 foram 0,258; 0,680; 0,508; 0,582 e 0,542 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹ nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. No R2 as produções volumétricas de metano foram de 0,121; 0,306; 0,269; 0,274 e 0,290 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹, durante os ensaios 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente, e não diferiram estatisticamente entre si. Para o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2), as produções volumétricas médias de metano foram 0,205; 0,535; 0,448; 0,464 e 0,444 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹, nos ensaios 1,2,3,4 e 5, respectivamente.

No R1 e R1 + R2, com o TDH mais alto de 40 h foi observado a menor média de produção volumétrica de metano, sem diferença significativa entre os demais ensaios. Para os TDH mais baixos de 20, 16 e 11 h, foi observado valores de produção volumétrica de CH₄ semelhantes entre si. Nos ensaios de 1 a 4 a COV foi semelhante e no ensaio 5, com a maior COV e o menor TDH, se esperava maior produção de metano, porém não foi observado.

Esse pressuposto está de acordo com GROVER et al. (1999), que atribuíram o aumento gradual da produção de biogás, com as maiores COV aplicadas e menores TDH, pois nestas condições há maior disponibilidade de substrato para a conversão em metano.

Urbinati e Oliveira (2013) avaliaram o desempenho de reatores UASB em dois estágios sob diferentes TDH e COV, tratando águas residuárias de suinocultura, e também não observaram relação entre TDH e produção de metano, porém, observaram o aumento para 0,812 Nm³ CH₄ (m³ d)⁻¹, no primeiro reator com a aplicação de COV mais elevada de 20,7 kg DQO (m³ d)⁻¹.

A produção volumétrica de metano no sistema de tratamento anaeróbio II foi superior àqueles observados no sistema de tratamento anaeróbio I.

As produções específicas de metano em relação à DQO adicionada e removida, no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) foram de 0,088; 0,172; 0,078; 0,123 e 0,073 m³CH₄ (kg DQO_{total} adicionada)⁻¹ e de 0,086; 0,149; 0,090; 0,109 e 0,056 m³CH₄ (kg DQO_{total} removida)⁻¹, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5.

Esses valores são semelhantes àqueles encontrados por Cangani (2011) tratando águas residuárias de suinocultura em reatores UASB em dois estágios, com TDH de 12,6 a 20,8 h e COV de 8,36 a 12,86 g DQO (L d)⁻¹, e observou valores médios de produção específica de metano de 0,046 a 0,105 m³ CH₄ (kg DQO adicionada)⁻¹ e de 0,108 a 0,124 m³ CH₄ (kg DQO removida)⁻¹.

Urbinati (2011), também avaliou o tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores UASB em dois estágios, com TDH mais elevados de 42 a 72 h e COV semelhantes às aplicadas neste trabalho de 6,9 a 12,7 gDQO (L d)⁻¹ e obteve médias da produção específica de metano no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) de 0,103 a 0,139 m³ CH₄ (kg DQO adicionada)⁻¹, de 0,055 a 0,070 Nm³ CH₄ (kg DQO removida)⁻¹.

Nos sistemas de tratamento I e II (R1+R2) a taxa de conversão máxima de DQO removida foi de 45 e 42 % respectivamente. Esses valores de conversão são resultados relevantes, uma vez que devido às perdas de metano para a atmosfera e com o efluente, se espera uma produção de 20 a 50 % do valor teórico de 0,35 a 0,40 Nm³ CH₄ (kg DQO removida)⁻¹ reportado por Song et al. (2010) e Chernicharo (2007).

TABELA 15. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c v) da percentagem de metano (CH₄) no biogás, das produções diárias e volumétricas de CH₄ e das produções específicas de CH₄ em relação à DQO adicionada e removida, nos efluentes do sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio						
		1	2	3	4	5	CV	F
CH ₄ (%)	R1	75,8 c	81,1 ab	76,0 c	81,8 a	78,5 bc	8	14,8**
	R2	79,2 c	81,2 b	79,1 c	86,2 a	80,0 bc	6	31,0**
PVM (m ³ CH ₄ (m ³ reator d) ⁻¹)	R1	0,258 c	0,680 a	0,508 b	0,582 ab	0,542 b	45	24,9**
	R2	0,121 b	0,306 a	0,269 a	0,274 a	0,290 a	57	15,7**
	R1+R2	0,205 b	0,535 a	0,488 a	0,464 a	0,444 a	41	29,9**
PEM (m ³ CH ₄ (kg DQOtotal adicionada) ⁻¹)	R1	0,068 bc	0,153 a	0,066 bc	0,112 ab	0,056 c	95	6,7**
	R2	0,147 a	0,146 a	0,079 a	0,144 a	0,086 a	93	3,6*
	R1+R2	0,088 b	0,172 a	0,078 b	0,123 ab	0,073 b	81	5,9**
PEM (m ³ CH ₄ (kg DQOtotal removida) ⁻¹)	R1	0,081 bc	0,162 a	0,074 bc	0,119 ab	0,061c	86	5,9**
	R2	0,164 a	0,230 c	0,113 a	0,108 a	0,174 a	62	2,8*
	R1+R2	0,086 ab	0,149 a	0,090 ab	0,109 a	0,056 b	76	5,0**

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade;CV: Coeficiente de Variação (em %).

5.5 Ácidos voláteis, pH e alcalinidade

5.5.1 Ácidos voláteis, pH e alcalinidade no sistema de tratamento anaeróbio I

Na Tabela 16, estão os valores de ácidos voláteis, pH e alcalinidade no sistema de tratamento anaeróbio I e na Figura 1G a 15 G (APÊNDICE G), os dados da série histórica. Os ácidos voláteis totais (AVT) diminuíram do afluente para os efluentes, evidenciando que está ocorrendo o consumo deste e a consequente conversão a metano. No afluente os valores médios de AVT variaram de 489 a 897 mg L⁻¹. Nos efluentes do R1 e R2 não houve diferença significativa entre os valores médios de AVT, com valores mínimos de 302 e 279 mg L⁻¹, respectivamente.

Os valores das concentrações de AVT nos efluentes estão dentro da faixa considerada adequada ao bom funcionamento dos reatores anaeróbios, que é na faixa 50 e 500 mg L⁻¹, recomendadas por Girardi (2005).

Altas concentrações de ácidos voláteis podem reduzir o pH, diminuir o tamponamento, afetar a eficiência de fermentação e inibir a atividade e crescimento dos organismos metanogênicos (PULLAMMANAPPALLIL et al. 2001; WANG et al.,

2009). De acordo com Pereira et al., (2010) os ácidos graxos voláteis são tóxicos para as arqueias metanogênicas somente em sua forma não ionizada, em um pH inferior a 6,0.

Os valores de pH foram altos nos afluentes e variaram de 7,1 a 7,6. Os valores médios de pH observados nos efluentes do R1 e R2 variaram de 7,5 a 7,8 e de 7,7 a 7,8, respectivamente. A taxa de crescimento das arqueias metanogênicas é reduzida com o pH abaixo de 6,6 devido ao acúmulo de ácidos graxos e acima de 8,0 pode desintegrar os grânulos microbianos e falir o processo (KIM et al., 2003; YU e FANG, 2002; CHERNICHARO, 2007). Em particular, a inibição por ácidos graxos voláteis ocorre por questões termodinâmicas, pela consequente redução do pH do meio, e também pela toxicidade direta dos ácidos, que na forma protonada tem maior facilidade de atravessar a membrana plasmática das células.

Os valores de alcalinidade total (AT) variaram de 2124 a 3314 mg L⁻¹ no afluente e de 2251 a 3388 mg L⁻¹ no efluente do R1 e de 2314 a 3160 no efluente do R2. Nos ensaios 2, 3 e 5, as concentrações de AT aumentaram do afluente para o efluente do reator R1, o que não se observou nos demais ensaios.

A alcalinidade parcial (AP) reflete melhor o desempenho dos reatores pois é devido à produção de bicarbonatos, gerado a partir da decomposição da matéria orgânica, indicando que o reator está desempenhando sua função, degradando a matéria orgânica carbonácea e operando em condições ideais. Os valores de AP aumentaram do afluente para os efluentes em todos os ensaios. A alcalinidade intermediária (AI) que é devido aos ácidos voláteis, foi reduzida do afluente para os efluentes.

Os valores de alcalinidade nos afluentes foram altos, principalmente nos ensaios 1 e 2. Nos ensaio 4 e 5, os valores de alcalinidade foram menores em virtude da temperatura média mais baixa, fator que limita o crescimento e consequentemente a atividade dos microrganismos, reduzindo a capacidade de degradação da matéria orgânica. Mesmo com os valores menores nos ensaios 4 e 5, a alcalinidade nos afluentes dos reatores foi suficiente para promover o tamponamento do sistema. Corroborando com nossas afirmações, Sánchez et al. (2005) avaliaram o tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores UASB e detectaram alcalinidade na faixa de 1390 a 1990 mg CaCO₃ L⁻¹, e afirmam

que é suficiente para prevenir a queda do pH. Segundo Jun (2009), o incremento de alcalinidade tem efeito positivo na estabilização do reator anaeróbio, acelera a remoção de poluentes, melhora o poder tampão e mitiga a inibição da metanogênese.

TABELA 16. Valores médios de ácidos voláteis (AVT), pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) nos reatores UASB (R1) e UASB (R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante os cinco ensaios.

Amostra		Ensaio					CV (%)	F
		1	2	3	4	5		
AVT (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)	Afluente	630 ab	805 ab	897 a	489 b	662 ab	44	3,4*
	R1	369	480	414	302	344	56	1,0 ^{ns}
	R2	317	348	279	309	297	59	0,1 ^{ns}
pH	Afluente	7,3 ab	7,6 a	7,4 ab	7,1 b	7,1 b	4	4,5**
	R1	7,6	7,7	7,8	7,6	7,5	4	2,0 ^{ns}
	R2	7,6 ab	7,7 ab	7,8 a	7,6 ab	7,5 b	3	3,0*
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	3189 a	3314 a	2713 ab	2455 ab	2124 b	33	4,6**
	R1	3127 ab	3388 a	2756 ab	2362 b	2251 b	34	4,0**
	R2	2894 ab	3160 a	2652 ab	2154 b	2314 ab	35	3,0*
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	2410 a	2376 a	1812 ab	1473 b	1343 b	35	9,1**
	R1	2547 a	2688 a	2235 ab	1954 ab	1757 b	34	4,0**
	R2	2430	2428	2183	1916	1739	37	2,3 ^{ns}
AI (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	779	938	901	982	780	63	0,4 ^{ns}
	R1	579	708	441	407	582	57	2,2 ^{ns}
	R2	540 a	528 a	372 a	347 a	575 a	57	2,6*

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; ns-não significativo; CV: coeficiente de variação (em %).

Nos efluentes do R1 e R2, apenas no ensaio 5, os valores da relação AI/AP foram superiores a 0,3 o que evidencia que o sistema de tamponamento do sistema de reatores foi devido principalmente aos bicarbonatos, uma vez que os valores da alcalinidade parcial foram superiores aqueles da alcalinidade intermediária. A relação entre alcalinidade intermediária e parcial (AI/AP), superior a 0,3 indica instabilidade do sistema, conforme Ripley et al. (1986). Na Figura 12 está apresentado os valores de AP, AI e a relação AI/AP.

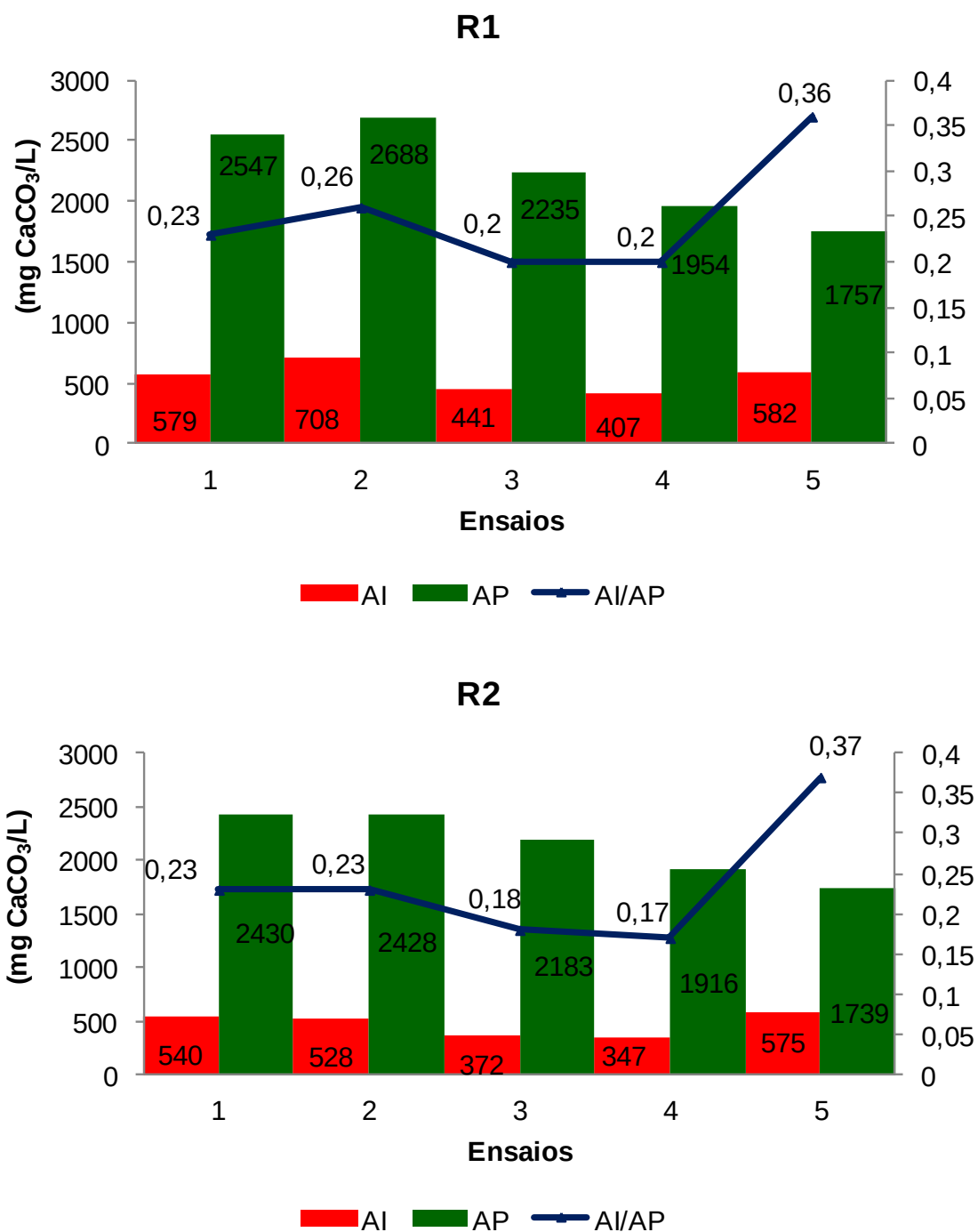


FIGURA 12. Valores médios de alcalinidade intermediária (AI), alcalinidade parcial (AP) e da relação AI/AP nos reatores UASB (R1) e UASB (R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante os ensaios 1 a 5.

5.5.2 Ácidos voláteis, pH e Alcalinidade no sistema de tratamento anaeróbio II

Na Tabela 17, estão apresentados os valores de ácidos voláteis, pH e alcalinidade no sistema de tratamento anaeróbio II. Os valores das concentrações

de ácidos voláteis, no afluente variaram de 494 a 802 mg L⁻¹, e diminuíram no efluente dos reatores. No R1 e R2 do sistema II, não há diferença entre os cinco ensaios com valores mínimos de 264 e 261 mg L⁻¹ respectivamente. Assim como no sistema I, não houve acúmulo de AVT, permanecendo dentro da faixa, considerada adequada.

Segundo Wang et al. (2009) com o acúmulo de ácidos voláteis no reator, o pH diminui, tornando inadequado ao crescimento das metanogênicas. Por conseguinte, a atividade das metanogênicas é reprimida e a produção de metano decresce.

No sistema II, os valores médios do pH do afluente variaram de 7,1 a 7,5. Os valores médios de pH observados no efluente do R1 e R2 foram 7,5 a 7,8, nos cinco ensaios. Assim como no sistema I, no sistema II, os valores de pH permaneceram dentro da faixa considerada adequada para a atividade das arqueias metanogênicas, nos reatores R1 e R2.

Os valores de alcalinidade total se assemelham àqueles observados no sistema I, com valores no afluente que variaram de 2172 a 3592 mg CaCO₃ L⁻¹. A alcalinidade parcial nos efluentes do R1 e R2 foi superior aos observados no afluente. Os valores de AP variaram de 1467 a 2480 mg CaCO₃ L⁻¹; de 1620 a 2766 mg CaCO₃ L⁻¹; de 1678 a 2822 mg CaCO₃ L⁻¹ no afluente, R1 e R2, respectivamente. A alcalinidade intermediária (AI) diminuiu do afluente para os efluentes dos reatores anaeróbios. Os valores observados foram de 746 a 1112 mg CaCO₃ L⁻¹; de 388 a 653 mg CaCO₃ L⁻¹ e de 335 a 647 mg CaCO₃ L⁻¹ no afluente, R1 e R2, respectivamente.

Os valores da relação AI/AP no sistema II estão apresentados na Figura 13. No R1, ensaio 5, a média de AI/AP foi mais elevada e difere dos ensaios 2, 3 e 4, mas é semelhante ao ensaio 1 que não difere dos demais. No R2, não há diferença entre os cinco ensaios, todos com valor mínimo de 0,15. Dessa maneira, pode-se afirmar a relação AI/AP nos reatores R1 e R2 estão na faixa que indica boa estabilidade dos reatores. Esses resultados, assim como no sistema I, indicam ainda que o tamponamento gerado nos reatores foi principalmente em virtude dos bicarbonatos, oriundos da alcalinidade parcial.

TABELA 17. Valores médios de ácidos voláteis (AVT), pH e alcalinidade total (AT), nos reatores UASB (R1) e UASB (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante os cinco ensaios.

	Amostra	Ensaio					CV	F
		1	2	3	4	5		
AVT (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)	Afluente	504 b	802 ab	867 a	494 b	600 ab	45	4,1 ^{**}
	R1	405	352	417	264	417	55	1,4 ^{ns}
	R2	344	327	303	261	330	61	0,4 ^{ns}
pH	Afluente	7,4 ab	7,5 a	7,5 a	7,4 ab	7,1 b	4	3,5 [*]
	R1	7,6 ab	7,7 ab	7,8 a	7,6 ab	7,5 b	3	2,8 [*]
	R2	7,7 a	7,7 a	7,8 a	7,7 a	7,7 a	4	5,3 ^{**}
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	3085 ab	3592 a	2806 ab	2472 b	2172 b	44	3,9 ^{**}
	R1	3023 ab	3354 a	2707 ab	2258 b	2273 b	33	4,1 ^{**}
	R2	2979 ab	3436 a	2669 ab	2263 b	2325 b	33	4,1 ^{**}
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	2322 ab	2480 a	1907 abc	1676 bc	1467 c	37	5,1 ^{**}
	R1	2472 a	2766 a	2318 ab	1783 bc	1620 c	32	7,3 ^{**}
	R2	2494 ab	2822 a	2334 abc	1841 bc	1678 c	32	6,6 ^{**}
Al (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	817	1112	898	795	746	64	0,8 ^{ns}
	R1	551	588	388	410	653	61	2,1 ^{ns}
	R2	485	614	335	421	647	69	2,1 ^{ns}

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; NS-não significativo; CV: coeficiente de variação (em %).

Domingues (2009) admite valores maiores para a relação Al/AP desde que as outras condições sejam atendidas e Chernicharo (2007) considera que devido às particularidade de cada água residuária, mesmo para relações Al/AP superiores a 0,3, alguns reatores não demonstram distúrbios. Santos e Oliveira (2011) obtiveram valores da relação Al/AP de até 0,6 em reatores anaeróbios horizontais e não verificaram distúrbios no processo de digestão anaeróbia, com resultados satisfatórios na remoção de matéria orgânica e produção de metano.

Considerando os parâmetros de monitoramento, alcalinidade, pH e ácidos voláteis, os reatores dos sistemas de tratamento anaeróbio I e II, foram operados dentro de condições adequadas de funcionamento, possibilitando ao sistema boa eficiência na remoção de matéria orgânica e produção de metano

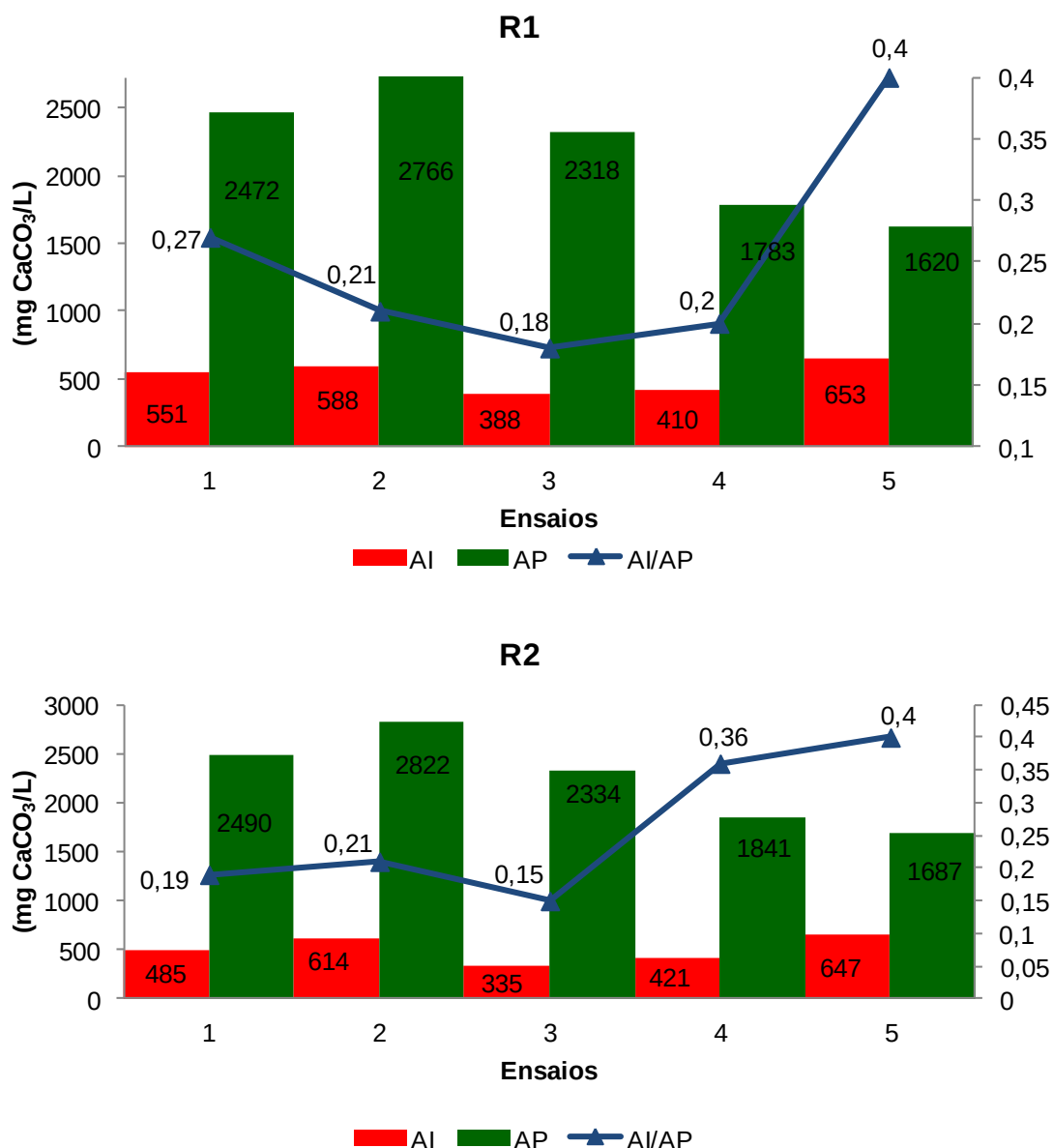


FIGURA 13 Valores médios de alcalinidade intermediária (AI), alcalinidade parcial (AP) e da relação AI/AP nos reatores UASB (R1) e filtro anaeróbico (R2) do sistema de tratamento anaeróbico II, durante os ensaios 1 a 5.

5.5.3 Ácidos voláteis, pH e alcalinidade no sistema de pós tratamento

Como pode ser observado na Tabela 18, no R3 e decantador, os valores médios de ácidos voláteis variaram de 186 a 259 mg L⁻¹ e de 171 a 259 mg L⁻¹, respectivamente. Os valores de pH aumentaram para valores que variaram de 7,94 a 8,43 e de 7,95 a 8,48, no R3 e decantador, respectivamente. No filtro biológico percolador (R3) e decantador os valores de alcalinidade total diminuíram para

valores que variaram de 1419 a 2798 mg CaCO₃ L⁻¹ e 1112 a 2517 mg CaCO₃ L⁻¹, respectivamente.

TABELA 18. Valores médios de ácidos voláteis (AVT), pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador e decantador, durante os cinco ensaios.

Amostra		Ensaio					CV (%)	F
		1	2	3	4	5		
AVT (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)	R2	344	327	303	261	330	61	0,4 ^{ns}
	R3	288	238	220	238	288	72	0,2 ^{ns}
	Dec	254	270	189	273	187	70	0,5 ^{ns}
pH	R2	7,75 a	7,78 a	7,86 a	7,74 a	7,73 b	4	5,3 ^{**}
	R3	8,36 a	8,35 ab	8,35 ab	8,24 ab	7,95 b	4	3,9 ^{**}
	Dec	8,37 a	8,36 a	8,43 a	8,14 ab	7,95b	3	6,3 ^{**}
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	R2	2979 ab	3436 a	2669 ab	2263 b	2325 b	33	4,1 ^{**}
	R3	2345	502	1832	2001	2266	45	0,9 ^{ns}
	Dec	2559	2751	1849	1919	2055	35	3,0 ^{ns}
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	R2	2494 ab	2822 a	2334 abc	1841 bc	1687 c	32	6,6 ^{**}
	R3	1955	2051	1603	1609	1420	39	2,0 ^{ns}
	Dec	2170 a	2200 a	1609 a	1628 a	1522 a	33	3,7 ^{**}
AI (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	R2	485	614	335	421	647	69	2,1 ^{ns}
	R3	389	451	229	391	846	146	1,7 ^{ns}
	Dec	411 a	551 a	240 a	290 a	532 a	67	3,8 ^{**}

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; ** significativo a 1% de probabilidade; * significativo a 5% de probabilidade; ns-não significativo; CV: coeficiente de variação (em %).

A redução da alcalinidade no R3 ocorreu em virtude do consumo para a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito, em decorrência da adição de íons H⁺ que são liberados durante a nitrificação. Akker (2011) observou que a alcalinidade e a remoção da amônia teve correlação com o declínio do pH, devido à produção do íon H⁺, durante a oxidação da amônia e o pH decresceu 0,18 unidades para cada 1 mg/L de amônia oxidada. Neste trabalho ao contrário, o pH aumentou, a despeito da nitrificação e redução da alcalinidade.

A alcalinidade parcial assim como a alcalinidade total, foram inferiores no efluente do R3 e do decantador. Os valores da relação AI/AP variaram de 0,13 a 0,35 no R3 e de 0,14 a 0,33 no decantador sem diferença estatística entre os ensaios, conforme a Figura 14.

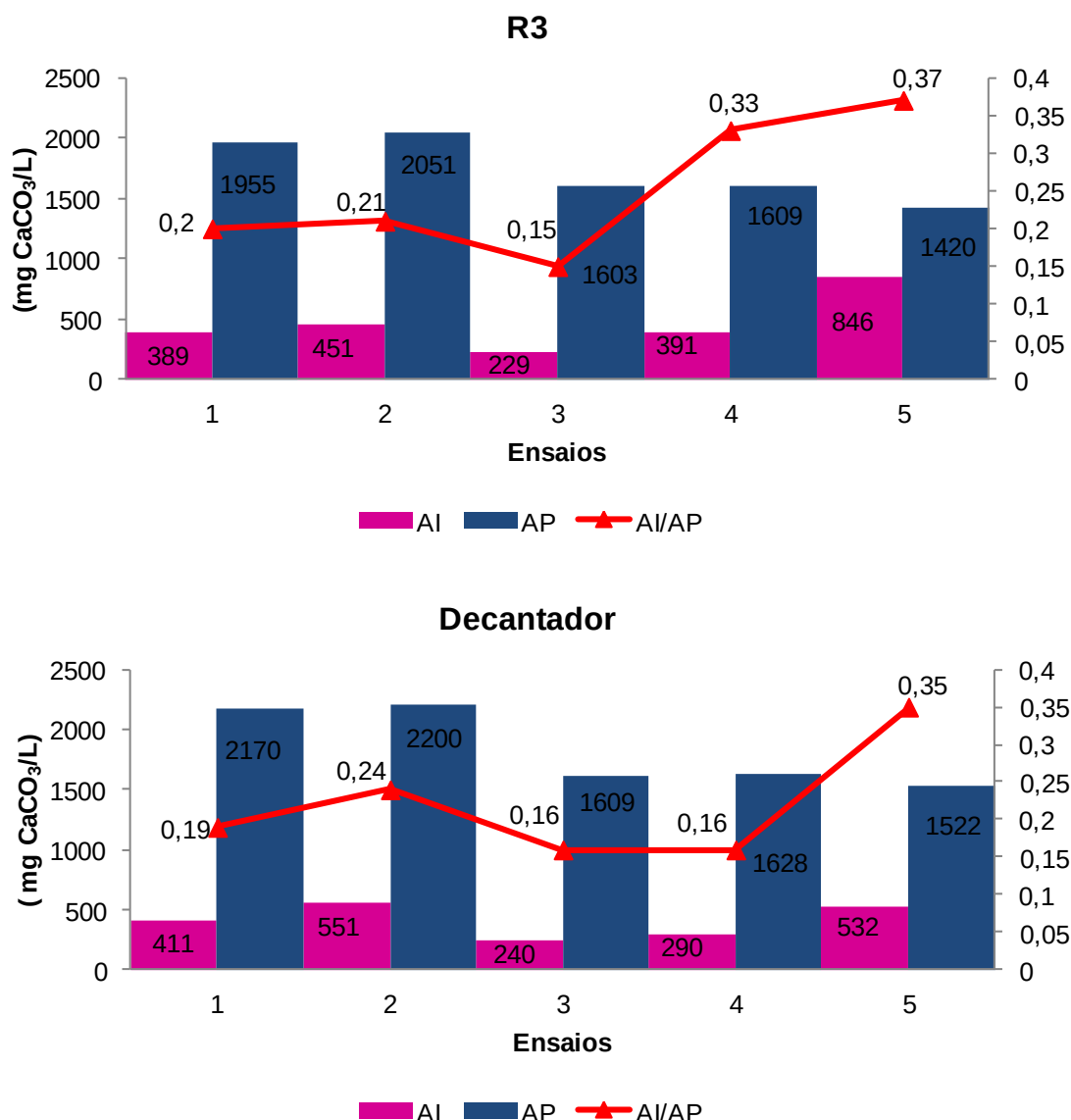


FIGURA 14 Valores médios de alcalinidade intermediária (AI), alcalinidade parcial (AP) e da relação AI/AP no filtro biológico percolador (R3) e decantador durante os cinco ensaios.

5.6 Fósforo total (P-total)

5.6.1 P-total no sistema de tratamento anaeróbio I

Na Tabela 19, estão apresentados os valores médios das concentrações de P-total no afluente e nos efluentes, e os valores médios de eficiência de remoção obtidos nos reatores UASB (R1 e R2), e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante os cinco ensaios e a série histórica das concentrações de P-total, no Apêndice H, Figuras 1H a 6H.

As concentrações de P-total no afluente, R1 e R2 variaram respectivamente, de 703 a 1016 mg.L⁻¹, de 319 a 553 mg L⁻¹ e de 289 a 531 mg L⁻¹ nos ensaios de 1 a 4, sem diferença estatística entre eles (p<0,01). O ensaio 5, que difere dos demais (p<0,01), foi observada a maior média de concentração de P-total, com valores de 3192, 1016 e 767 mg.L⁻¹ no afluente, R1 e R2, respectivamente.

As eficiências de remoção de P-total foram de 30 a 63 % no R1, 9 a 19 % no R2, sem diferença significativa e de 30 a 70 % no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2).

TABELA 19. Valores médios da concentração de fósforo (P – total) no afluente, efluentes UASB 1 e UASB 2 (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I, nos cinco ensaios.

Parâmetro	Amostra	Ensaio					CV	F
		1	2	3	4	5		
P-total (mg L ⁻¹)	Afluente	957 b	703 b	1.016 b	949 b	3.192 a	52	23,5 **
	R1	411 b	553 b	508 b	319 b	1.016 a	62	7,4 **
	R2	375 bc	531 ab	411 bc	289 c	767 a	63	12,1 **
E (%)	R1	48 ab	30 b	44 b	52 ab	63 a	49	2,4**
	R2	9	19	19	16	15	145	0,4 ^{ns}
	R1+R2	53 ab	30 b	54 ab	58 ab	70 a	40	3,9 **

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; CV: Coeficiente de variação (em %).

5.6.2 P-total no sistema de tratamento anaeróbio II

Na Tabela 20 estão apresentados os valores médios das concentrações de P-total no afluente e nos efluentes, e valores médios de eficiência de remoção obtidos nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante os cinco ensaios.

As concentrações de P-total no afluente, R1 e R2 do sistema II, variaram respectivamente de 582 a 961mg L⁻¹, de 264 a 550 mg L⁻¹ e de 235 a 431 mg L⁻¹ nos ensaios de 1 a 5. No R1 e R2, nos ensaios 3 e 5, que diferem entre si, forma observadas as maiores e menores médias de concentração de P-total, respectivamente.

Quanto à eficiência de remoção de P-total, no R1, não se observou diferença entre os ensaios, com média de 45,2 %. No R2, os ensaios 3 e 4 diferem entre si, pois no ensaio 3 foi observada a menor remoção de P-total, de 4% e no ensaio 4 foi

observada a maior remoção de P-total, de 31 %. No sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), não houve diferença na remoção de P-total entre os ensaios.

TABELA 20. Valores médios da concentração de fósforo total (P – total) no afluente, efluentes UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1 e R2), nos cinco ensaios.

Amostras		Ensaio						
		1	2	3	4	5	CV	F
P-total (mg L ⁻¹)	Afluente	730	824	961	862	582	51	1,4 ^{ns}
	R1	395 ab	410 ab	550 a	373 ab	264 b	55	2,5 ^{ns}
	R2	279 ab	310 ab	431 a	268 ab	235 b	50	2,8 *
	R1+R2	43	38	39	52	54	48	1,2 ^{ns}
E (%)	R1	22 ab	24 ab	4 b	31 a	11 ab	109	3,2 *
	R2	54	49	49	64	59	39	0,9 ^{ns}
	R1+R2							

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; NS -não significativo; CV: Coeficiente de variação (em %).

Comparando os dois sistemas de tratamento anaeróbio, observa-se que sob as mesmas condições, o sistema I, apresentou maiores concentrações de P-total, no afluente, porém as médias de eficiência de remoção são bem próximas, com valores máximos de 70 e 64 % no sistema I e II, respectivamente. Embora os reatores anaeróbios não tenham como objetivo principal, remover nutrientes, observa-se que houve importante contribuição na remoção do fósforo, facilitando o pós tratamento, que se destina principalmente à remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos. Nos sistemas anaeróbios, os nutrientes podem ser removidos por sedimentação e precipitação no lodo, além de uma parcela que pode ser assimilada pelos microrganismos.

Pereira-Ramires (2003) obtiveram valores de remoção bem inferiores aos obtidos neste trabalho, de apenas 20 %, tratando águas residuárias de suinocultura em um reator UASB seguido de filtro anaeróbio. As COV de 0,4 a 1,0 g DQO (L d)⁻¹ e o TDH de 8,5 h, também foram inferiores às deste trabalho. As cargas orgânicas mais baixas poderiam ter proporcionado uma remoção maior, porém pode ter sido prejudicada pelo TDH baixo. Os autores atribuíram a remoção à incorporação do P-total à biomassa e deposição de sais de fosfato no reator. Com valores semelhantes aos obtidos neste trabalho, Duda e Oliveira (2011) obtiveram eficiência de remoção da ordem de 68 %, e atribuíram as maiores eficiências de remoção de P-total no

reator UASB à retenção de sólidos no lodo do reator e à possibilidade de remoção por precipitação do fósforo.

5.6.3 P-total no sistema de pós - tratamento

Na Tabela 21, estão apresentados os valores médios das concentrações de P-total no afluente (R2) e nos efluentes do filtro biológico percolador (R3) e decantador (Dec), e valores médios de eficiência de remoção obtidos no R3, Dec e sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+Dec), durante os cinco ensaios.

No sistema de pós - tratamento, os valores médios das concentrações de P-total diminuíram de 235 a 431 mg L⁻¹ no afluente (R2) para valores de 170 a 257 mg L⁻¹ no R3 e de 98 a 181 mg L⁻¹ no efluente final do decantador.

As eficiências médias de remoção de P-total no R3 foram de até 45 % no ensaio 1 e de 12 % no ensaio 5, diferindo dos demais ensaios. No decantador foram observadas eficiências médias de remoção de P-total superiores, de 18 a 53 %, sem diferença estatística entre os 5 ensaios. No sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio, as médias foram superiores a 80 % nos ensaios 1, 2, 3 e 4, sem diferença entre os ensaios e no ensaio 5, observou – se a menor média de eficiência de remoção de P-total, de 66 %.

TABELA 21. Valores médios da concentração de fósforo (P – total) no afluente (R2), efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador (Dec) e eficiências de remoção de no R3, Dec e sistema anaeróbio e aeróbio (R1+R2+R3+Dec) nos cinco ensaios.

Parâmetro	Amostra	Ensaio					CV	F
		1	2	3	4	5		
P-total mg L ⁻¹	R2	279 ab	310 ab	431 a	268 ab	235 b	50	2,8*
	R3	176 a	170 a	257 a	174 a	227 a	63	1,0 ^{NS}
	Dec	124 a	106 a	98 a	126 a	181 a	56	2,2 ^{NS}
	R3	45 a	44 ab	40 ab	36 ab	12 b	78	2,9 *
E (%)	Dec	53 a	44 a	44 a	20 a	18 a	138	1,2 ^{NS}
	Sistema	80 a	84 a	86 a	85 a	66 b	15	4,9 **

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; NS -não significativo; CV: Coeficiente de variação (em %).

Neste trabalho com a aplicação de COV de 5,2 a 18,7 g DQO (L d)⁻¹, foi obtido valores de eficiência de remoção de P-total bem próximos aos obtidos por Duda e Oliveira (2011), que alcançaram remoções médias de 71 a 84%, neste

mesmo sistema de pós tratamento. O fósforo é um nutriente que representa o grau de trofia em um corpo d'água. Neste trabalho, as concentrações do afluente estão classificadas como hipereutrofico e após o tratamento anaeróbio e aeróbio o efluente final apresenta concentrações de um ambiente eutrófico, podendo atribuir ao sistema, relevante contribuição na mitigação e consequente redução na poluição que pode ser causada por fósforo.

5.7 Nitrogênio total (NT), nitrogênio Kjeldahl (NK) e nitrogênio amoniacal (N-am)

5.7.1 Nitrogênio Kjeldahl (NK) e nitrogênio amoniacal (N-am) no sistema de tratamento anaeróbio I

Na Tabela 22 estão descritos os valores médios das concentrações de nitrogênio Kjeldahl (NK) e nitrogênio amoniacal (N-am) no afluente e efluentes e respectivos valores médios de eficiência de remoção no sistema I. No Apêndice I, Figuras 1I a 6I, estão apresentadas a série histórica das concentrações de NK nos sistemas de tratamento anaeróbio e pós tratamento. No afluente do sistema I, os valores médios de NK variaram de 647 a 1549 mg L⁻¹, de 534 a 934 mg L⁻¹ no efluente do R1 e de 512 a 822 mg L⁻¹ no efluente do R2.

As eficiências médias de remoção de NK no R1 não diferiram estatisticamente entre os ensaios 1, 3 e 4, com as médias mais elevadas de 54,9 % e no ensaio 5, que diferiu destes, foi observada a menor média de remoção, de 12 %, com o menor TDH. As eficiências de remoção de NK no R2 não diferiram entre os ensaios, e variaram de 7,4 a 41,1%. No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) as eficiências de remoção de NK variaram de 20,1 a 57,9 %. A maior média de eficiência de remoção de NK foi obtida no ensaio 1, com o maior TDH aplicado e a menor no ensaio 5, com menor TDH aplicado.

No trabalho realizado por Oliveira e Santana (2011) também houve decréscimo na eficiência de remoção de NK de 63% para 21% no R1 + R2, em consequência da diminuição do TDH de 39 h para 20 h.

Eficiências de remoção de NK inferiores, foram obtidas por Rodrigues et al. (2009) em águas residuárias de suinocultura, em um sistema composto por decantador e UASB com as médias de 19,3 e -9,8 % respectivamente.

Nos sistema anaeróbios, o nitrogênio pode ser removido por sedimentação do nitrogênio orgânico e pela assimilação dos microrganismos acumulados no lodo, já que nas condições de pH dos reatores não há volatilização da amônia. Dessa maneira, quando diminui o TDH, a velocidade do fluxo aumenta, favorecendo o arraste de lodo, o que dificulta o processo de sedimentação, assim como foi observado neste trabalho e confirmado com o trabalho de Oliveira e Santana (2011).

As concentrações de N- am no afluente variaram de 406 a 620 mg L⁻¹. Devido à degradação dos compostos nitrogenados, que ocorre nos reatores anaeróbios, em que os N-org é transformado em N – am os valores destes aumentaram nos efluentes R1 e R2 para valores compreendidos entre 412 a 670 mg L⁻¹ e 416 a 686 mg L⁻¹, respectivamente.

TABELA 22. Valores médios da concentração de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N- am) no afluente e efluentes dos reatores UASB 1 e UASB 2 (R1 e R2) e eficiência de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio						
		1	2	3	4	5	CV	F
NK (mg L ⁻¹)	Afluente	1549 a	1212 ab	1026 ab	866 b	647 b	46	5,4 ^{**}
	R1	693 ab	934 a	624 ab	534 b	586 ab	39	2,9 [*]
	R2	642	822	636	512	551	40	1,9 ^{ns}
E (%)	R1	54,9 a	35,1 ab	46,7 a	39,7 a	12,0 b	51	7,7 ^{**}
	R2	27,5	41,1	22,8	16,5	7,4	115	1,8 ^{ns}
	R1+R2	57,9 a	43,2 ab	35,1 ab	40,8 ab	20,1 b	48	5,1 ^{**}
N – am (mg L ⁻¹)	Afluente	592 a	620 a	536 ab	406 ab	376 b	40	4,7 ^{**}
	R1	592	670	524	468	412	39	3,3 [*]
	R2	560	686	428	416	427	45	3,4 [*]

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; ns -não significativo; CV: Coeficiente de variação (em %).

5.7.2 Nitrogênio Kjeldahl (NK) e nitrogênio amoniacal (N-am) no sistema de tratamento anaeróbio II.

As concentrações de NK no afluente do sistema II foram de 599 a 1350 mg L⁻¹ nos cinco ensaios. No R1 os valores variaram de 554 a 776 mg L⁻¹, e no R2 variaram de 461 a 948 mg L⁻¹. No ensaio 3, houve aumento na concentração de NK do R1 para o R2. Isso pode ter ocorrido devido a arraste de lodo para o efluente, alterando a concentração final. Todavia não se observa este efeito sobre a média de eficiência de remoção de NK, pois este ensaio não difere dos outros ensaios no R1+R2.

As eficiências de remoção de NK no R1 não diferem entre os cinco ensaios com valores de 21,5 a 46,9 %. No R2 as médias de eficiências de remoção de NK não diferem e no sistema de tratamento (R1+R2) as médias variam de 27,8 a 55,2 % nos ensaios 1 e 5, as quais diferem entre si ($p < 0,01$). Assim como se observou no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), no ensaio 5, com redução do TDH, houve também redução da eficiência de remoção de NK.

As eficiências de remoção máximas nos sistemas de tratamento anaeróbio I e II foram semelhantes, de 57,9 e 55,2 % respectivamente, que se assemelham também aos valores de eficiência de remoção de NK, obtidos por Duda e Oliveira (2011) no sistema II, os quais foram de 52 a 65 %.

As concentrações de N- am no afluente foram de 303 a 641 mg L⁻¹ nos ensaios 1 a 5. No R1 as médias aumentaram para valores de 345 a 709 mg L⁻¹ e no R2 para 327 a 700 mg L⁻¹, entre os cinco ensaios.

TABELA 23. Valores médios da concentração de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N- am) no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiência de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio						
		1	2	3	4	5	CV	F
NK (mg L ⁻¹)	Afluente	1219 ab	1350 a	1265 a	705 ab	599 b	53	4,5 **
	R1	707	776	735	576	554	36	1,6 ^{ns}
	R2	641 ab	948 a	604 ab	461 b	501 b	44	4,1 **
E (%)	R1	38 a	42 a	46 a	26 a	21 a	54	2,8 *
	R2	13	20	22	22	11	107	0,6 ^{ns}
	R1+R2	45 ab	40 ab	55 a	37 ab	27 b	45	2,8 *
N- am (mg L ⁻¹)	Afluente	585 a	641 a	509 ab	430 bc	303 c	30	11,9 **
	R1	591 ab	709 a	508 b	453 bc	345 c	30	10,3 **
	R2	571 ab	700 a	508 b	442 bc	327 c	31	10,8 **

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; NS -não significativo; CV: Coeficiente de variação (em %)

Pelos resultados obtidos para remoção de NK, observou-se que os reatores anaeróbios no sistema I, e no sistema II apresentaram bom desempenho e que os microrganismos estão degradando a matéria orgânica carbonácea e nitrogenada. Para que a remoção do nitrogênio amoniacal gerado no sistema anaeróbio ocorra é importante a instalação de um sistema de pós tratamento, que seja capaz de remover ou diminuir as concentrações de nitrogênio do efluente final.

5.7.3 Nitrogênio total (NT) nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am) Nitrito (N-NO₂), nitrato (N-NO₃) e OD no pós – tratamento.

As médias da concentração de NK reduziram de 461 a 948 mg L⁻¹ no afluente para valores médios de 439 a 837 mg L⁻¹ no efluente do R3 e de 300 a 753 mg L⁻¹ no efluente do decantador. As eficiências de remoção de NK foram de 11,5 a 31,7 %, de 13,1 a 40,3 % e 42,2 a 62,2 % no R3, decantador no sistema anaeróbio/aeróbio.

TABELA 24. Valores médios da concentração de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N- am) no afluente (R2) e efluentes do filtro biológico percolador (R3) e decantador (Dec) e eficiências de remoção do R3, decantador e sistema anaeróbio/aeróbio, nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio					CV	F
		1	2	3	4	5		
NK (mg L ⁻¹)	R2	641 ab	948 a	604 ab	461 b	501 b	44	4,1 **
	R3	665 ab	837 a	446 b	451 b	439 b	47	4,0 **
	Dec	555 ab	753 a	458 bc	300 b	397 bc	35	8,1 **
E (%)	R3	18,3	22,6	31,7	11,5	19,6	80	1,3 ^{ns}
	Dec	25,0 ab	25,5 ab	13,1 b	40,3 a	14,2 b	71	3,5 *
	Sistema	52	53	62	62	42	28	2,8 ^{ns}
N – am (mg L ⁻¹)	R2	571 ab	700 a	508 b	442 bc	327 c	31	10,8 **
	R3	469 a	559 a	370 ab	406 ab	279 b	39	5,6 **
	Dec	462 a	494 a	373 ab	383 ab	264 b	46	3,5 *
E (%)	R3	20,0 ab	21,0 ab	28,0 a	11,4 b	26,0 a	65	3,4 *
	Dec	10,2	-	13,6	5,9	13,8	82	1,7 ^{ns}
	R3+Dec	18,0 ab	24,0 ab	31,5 a	11,3 b	24,7 a	54	5,8 **

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; NS -não significativo; CV: Coeficiente de variação (em %).

Em relação ao N- am as médias que no afluente do R3 variaram de 327 a 700 mg L⁻¹, diminuíram para valores compreendidos entre 279 a 559 mg L⁻¹ no efluente do R3 e de 264 a 494 mg L⁻¹, no efluente dodecantador. Essas reduções promoveram remoção de 11,4 a 28,1 e de 11,3 a 31,5 % no R3 e R3+Dec, respectivamente, entre os cinco ensaios.

No trabalho de Duda (2010) os valores de remoção de N-amoniacal variaram de 23 a 48 % e de 26 a 48% no R3 e R3 + Dec., respectivamente. Esses valores estão abaixo do que era esperado para um sistema com pós tratamento, que tem dentre outras, a função de remover nitrogênio, pela nitrificação.

A eficiência de remoção de N-am, pela nitrificação, pode ser afetada por vários fatores como quantidade de matéria orgânica aplicada, OD (Oxigênio Dissolvido) disponível, alcalinidade disponível, concentração de N- am, pH e temperatura.

Na Figura 15, observa-se a correlação entre a eficiência de remoção de N-am e a COV aplicada no R3 durante os cinco ensaios. Observa-se que o valor da correlação é próximo a zero ($R= 0,114$). Com base nesse valor não seria possível correlacionar a remoção de N – am com a COV aplicada. Apesar disso acredita-se que a carga orgânica pode sim influenciar na nitrificação, pois quanto mais elevada, maior será a relação C:N. Além disso é possível que mesmo sendo um ambiente aeróbio, dentro do filtro biológico percolador pode se formar microambientes anaeróbios e anóxicos, que impede que a nitrificação ocorra e que possa predominar microrganismos heterotróficos.

Akker (2011) concorda que o aumento na carga de matéria orgânica no filtro biológico suprime a nitrificação. Essa supressão tem sido atribuído ao rápido crescimento de microrganismos heterotróficos os quais aumentam com a disponibilidade do substrato (carbono orgânico) disponível e subsequente competição com os microrganismos nitrificantes de crescimento mais lento.

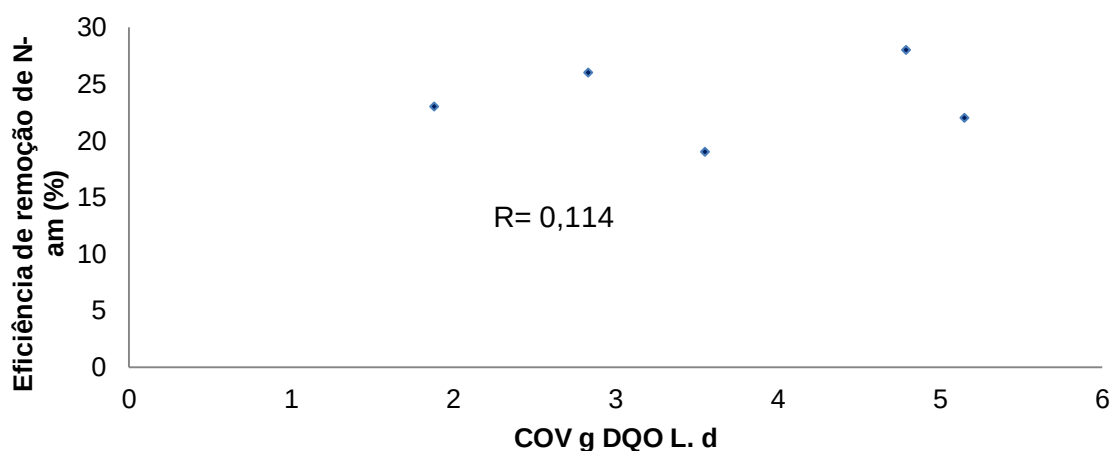


FIGURA 15 Correlação (R) entre eficiência de remoção de N – am e carga orgânica aplicada

Segundo Metcalf e Eddy (2003), quando se aplica COV de aproximadamente $0,08$ e $0,22 \text{ g DBO (L d)}^{-1}$, espera-se que haja uma remoção próxima a 90 e 50 % de N-am. Observa-se que os valores de COV mencionados por Metcalf e Eddy (2003) são inferiores aos aplicados e consequentemente as eficiências de remoção, superiores aos valores obtidos neste trabalho.

Na Figura 16, observa-se a correlação entre a eficiência de remoção de N-am e as concentrações de N-am aplicadas no R3 durante os ensaios 1, 2, 3, 4 e 5. O coeficiente de correlação ($R=0,663$), indica que a taxa de eficiência de remoção de N-am é diretamente proporcional à taxa de N-am aplicada ao reator.

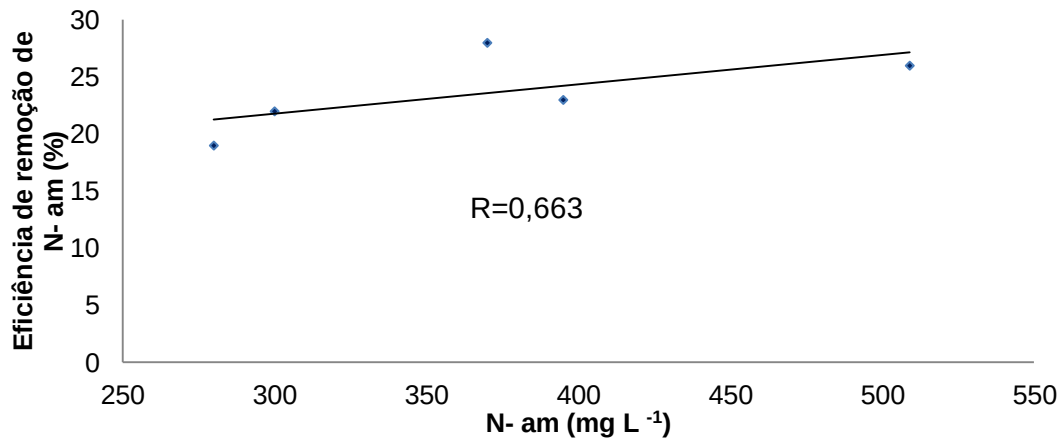


FIGURA 16. Correlação (R) entre eficiência de remoção de N – am e carga de N – am aplicada

Na Figura 17, observa-se a correlação entre a eficiência de remoção de N-am e os valores de pH no R3 durante os cinco ensaios. De todos os parâmetros, o pH é o que apresentou maior valor ($R=0,828$), indicando que tem uma relação direta com a eficiência de remoção de N-am. Os valores de pH encontrados de 7,9 a 8,5, se analisados isoladamente, não seriam fator limitante à nitrificação, pois estão dentro da faixa considerada ótima para o crescimento das nitrificantes que é de 7,5 a 8,6, segundo Metcalf e Eddy (2003).

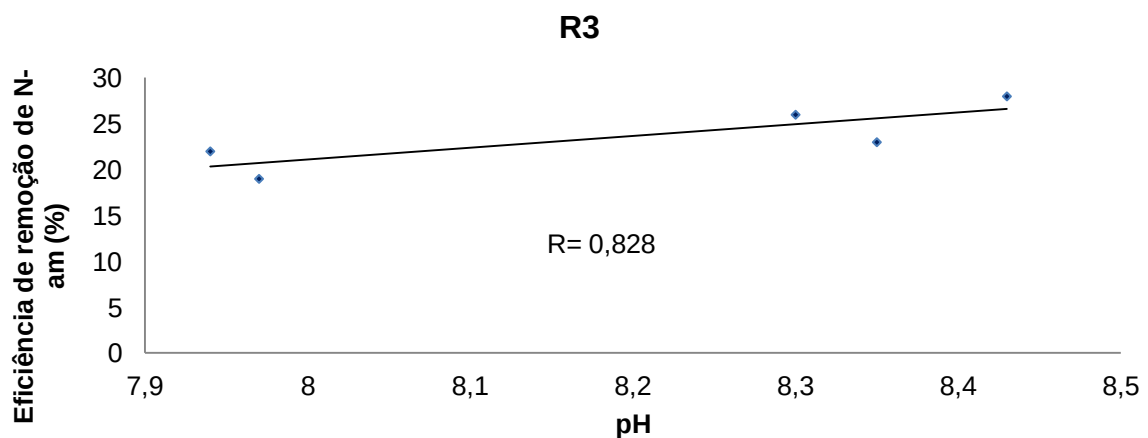


FIGURA 17. Correlação (R) entre eficiência de remoção de N – am e pH

Os resultados detectados neste trabalho, foram semelhantes aos de Akker (2011) em termos de valores de pH de 7,7 a 8,4, porém estes autores afirmam que não houve relação significativa entre a nitrificação e o pH do afluente. Silva Filho (2009) avaliou o efeito do pH sob o crescimento das bactérias nitrificantes e observou que a faixa onde se desenvolvem melhor é de 8,0 a 9,0, sendo prejudicial com valores abaixo de 5,0 e acima de 10.

Na figura 18, observa-se a correlação entre a eficiência de remoção de N-am e a concentração de alcalinidade total disponível no afluente durante os cinco ensaios. A correlação entre a concentração de alcalinidade e a remoção de amônia foi positiva ($R = 0,658$), indicando que a remoção desta pode ser favorecida em função daquela. De acordo com Metcalf e Eddy (2003) é necessário $7,4 \text{ mg L}^{-1}$ de alcalinidade total (como CaCO_3) para cada 1 mg L^{-1} de amônia oxidada. No afluente do filtro biológico percolador a AT disponível era de 2979, 3436, 2669, 2263 e 2325 mg L^{-1} nos cinco ensaios enquanto para oxidar todo o N-am disponível seria necessário 4225, 5180, 3759, 3270 e 2419 mg L^{-1} de AT.

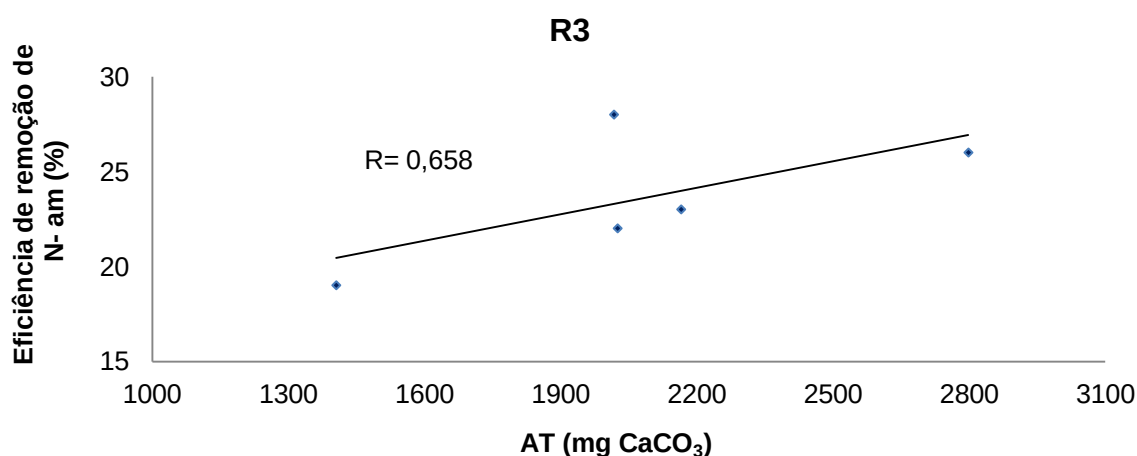


FIGURA 18. Correlação (R) entre eficiência de remoção de N – am e concentração de alcalinidade total (AT)

Os valores das concentrações de OD, estiveram compreendidos entre 4,0 e $5,6 \text{ mg L}^{-1}$ e esses valores são suficientes para garantir que o processo de nitrificação ocorra, porém os resultados de remoção, foram inferiores aos esperados. Segundo Ferreira (2009) as remoções de N – am podem ser obtidas com níveis de

O.D. da ordem de 2,0 a 4,0 mg O₂/L, desde que exista uma população ótima de bactérias nitrificadoras.

Akker (2011) considera que a presença de bactérias heterotróficas no biofilme, os quais possuem alta taxa de respiração, inibem a população de nitrificantes e restringe ou impede a difusão do OD, fundamental aos nitrificantes, resultando em baixas taxas de oxidação de N- am. Essa afirmação faz sentido, se considerarmos o que foi exposto anteriormente, que a carga orgânica aplicada no filtro biológico percolador foi alta, fato que favorece o desenvolvimento de organismos heterotróficos sobre os nitrificantes.

Observa-se na Tabela 25, os valores de NT no R3 variaram de 470 a 1070 e de 409 a 869 mg L⁻¹ no decantador. As médias de remoção de NT foram de até 25, 33 e 59 % no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio respectivamente.

Em relação ao nitrito, as maiores concentrações no efluente R3 e decantador foram observadas no ensaio 2, com concentrações de 96 e 85 mg L⁻¹, respectivamente (Tabela 25). Nos demais ensaios não houve diferença entre as concentrações de nitrito. Os valores de nitrato também foram superiores no ensaio 2, com médias de 68 e 55 mg L⁻¹ e as menores concentrações de 8 e 9 mg L⁻¹, foram observadas no ensaio 3, para o R3 e decantador, respectivamente. Os valores das concentrações de nitrito foram superiores às de nitrato em todos os ensaios, exceto no ensaio 4, indicando que houve acúmulo de nitrito no R3.

Os valores de oxigênio dissolvido foi de até 5,7 e 4,1 mg L⁻¹, no R3 e decantador, respectivamente.

Medeiros (2011) também observou concentrações mais elevadas de nitrito em relação à concentração de nitrato em filtro biológico percolador utilizado no pós-tratamento de efluente de um reator UASB, tratando esgoto doméstico. O filtro biológico percolador utilizava anéis plásticos como meio suporte. Segundo Ferreira (2000) essa condição ocorre quando as bactérias nitrificadoras estão em aclimação ou durante sua inoculação.

TABELA 25. Médias de nitrogênio total (NT), nitrito (N-NO₂), nitrato (N-NO₃) e oxigênio dissolvido (OD) nos efluentes do R3 e decantador e eficiência de remoção de NT no R3, decantador e do sistema de pós - tratamento, nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio					CV	F
		1	2	3	4	5		
NT mg L ⁻¹	R3	781 ab	1070 a	470 b	517 b	548 b	43	6,6 ^{**}
	Decantador	616 ab	869 a	484 b	409 b	494 b	33	6,8 ^{**}
E (%)	R3	3,5	24	25	25	13	114	0,6 ^{ns}
	Decantador	24	33	14	30	10	73	2,8 [*]
	Sistema	46 ab	46 ab	59 a	49 ab	29 b	34	4,3 ^{**}
N- NO ₂ mg L ⁻¹	R3	63 bc	96 a	19 c	57 bc	69 b	59	31,0 ^{**}
	Decantador	40 bc	85 a	21 c	49 bc	66 b	34	13,8 ^{**}
N- NO ₃ mg L ⁻¹	R3	27 c	68 a	8 d	60 a	12 cd	35	42 ^{**}
	Decantador	20 c	55a	9 c	55 a	10 c	41	34,4 ^{**}
OD mg L ⁻¹	R3	5,2 ab	4,2 b	5,2 ab	4,8 ab	5,7 a	22	4,2 ^{**}
	Decantador	3,6 a	2,9 a	4,1 a	3,3 a	3,0 a	33	2,2 ^{ns}

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; NS -não significativo; CV: Coeficiente de variação

5.8 Sólidos Totais e voláteis no lodo

5.8.1 Sólidos totais (ST) e Sólidos voláteis (SV) na manta do lodo do Reator UASB 1 (R1) e UASB 2 (R2) do sistema de tratamento anaeróbio I

Os valores médios das concentrações de ST e SV na manta do lodo do reator UASB 1 (R1) estão descritos na Tabela 26. Na base do reator UASB 1 (R1) no ponto D1, os valores de ST e SV variaram de 79,3 a 97,8 g L⁻¹ e de 45 a 53,6 g L⁻¹, respectivamente, sem diferenças significativas. Nos pontos de coleta de lodo (D2, D3 e D4), houve semelhança estatística entre os ensaios 1, 4 e 5 e entre os ensaios 2 e 3.

Observa se que os valores de sólidos totais e voláteis (ST e SV) do lodo diminuiram da base (D1) para o topo (D4) do reator. Campos et al. (2005) explicam que o perfil dos sólidos (lodo) no reator varia de muito denso com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação, que se situam próximas ao fundo, denominado leito de lodo, até um lodo mais disperso e leve, próximo ao topo do reator conhecido como manta de lodo.

TABELA 26. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (cv), do lodo da manta do reator 1 (R1), do sistema de tratamento anaeróbio I, nos cinco ensaios.

Ensaio	Distância da base do reator (mm)							
	D1 0		D2 400		D3 800		D4 1200	
	ST	SV	ST	SV	ST	SV	ST	SV
g L ⁻¹								
1	95,5 a	52,4 a	35,8 a	26,2 a	25,2 a	18,1 a	21,8 a	14,9 a
2	97,8 a	53,6 a	14,3 b	10,5 b	10,21 b	7,1 b	11,1 b	7,7 a
3	79,3 a	45,5 a	13,9 b	10,5 b	11,3 b	8,33 b	10,8 b	7,9 a
4	95,4 a	53,8 a	35,6 a	27,6 a	26,0 a	17,8 a	21,8 a	7,9 a
5	80,3 a	47,5 a	31,5 a	23,3 a	24,7 a	18,4 a	21,7 a	15,6 a
CV (%)	37	42	32	34	32	39	27	40
F	0,72 ns	0,31 ns	14,8**	13,1**	13,3**	9,3**	13,6**	0,89 ns

Médias seguidas de letras iguais na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; ns -não significativo; CV: Coeficiente de variação.

Conforme descrito na Tabela 27, as médias de ST e SV no UASB 2 (R2), foram de 60,6 a 94,3 g L⁻¹ e de 38,5 a 60,5 g L⁻¹, na base do reator (D1); de 37,6 a 67,1 g L⁻¹ e de 29,2 a 52,5 g L⁻¹ no ponto D2; de 12,4 a 66,9 g L⁻¹ e de 9,0 a 56,5 g L⁻¹ no D3 e de 9,0 a 35,9 g L⁻¹ e de 6,1 a 29,5 g L⁻¹ no D4, respectivamente. Pode se observar ainda que as concentrações de ST e SV não apresentaram diferença significativa entre os ensaios, nas quatro pontos de coleta do reator, exceto no D3, que houve diferença entre os ensaios 3 e 4, com a menor e maior média, de 12,4 e 66,9 g L⁻¹ de ST, respectivamente.

TABELA 27. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (cv), do lodo da manta do reator 2 (R2), Sistema de tratamento anaeróbio I, nos cinco ensaios

Distância (D) da base do reator (mm)								
Ensaio	D1		D2		D3		D4	
	0		400		800		1200	
	ST	SV	ST	SV	ST	SV	ST	SV
g L^{-1}								
1	79,2	50,74	54,5	40,4	43,0 ab	31,4	20,5	14,1
2	94,3	53,1	56,2	39,6	34,1 ab	25,2	16,5	11,9
3	90,8	60,5	37,6	29,2	12,4 b	9,0	9,0	6,1
4	74,6	52,1	67,1	52,5	66,9 a	56,5	35,9	29,5
5	60,6	38,5	42,7	31,9	20,0 ab	14,4	13,0	9,2
CV (%)	41	46	61	79	114	142	128	165
Teste F	1,7 ns	1,2 ns	1,6 ns	1,1ns	3,0*	2,5 ns	2,0 ns	1,6 ns

Médias seguidas de letras iguais na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.,** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; ns -não significativo; CV: Coeficiente de variação.

Os valores da relação SV/ST nos reatores UASB (R1 e R2), estão apresentados na Figura 19. No reator UASB 1 (R1) os valores de SV/ST variaram de 0,55 a 0,59 no ponto de coleta de lodo D1; de 0,73 a 0,74 no D2; de 0,67 a 0,74 no D3 e de 0,69 a 0,71 no D4. No reator UASB 2 (R2) os valores foram de 0,58 a 0,72 no D1; de 0,70 a 0,74 no D2; de 0,7 a 0,78 no D3 e de 0,66 a 0,77 no D4.

As altas relações SV/ST no lodo dos reatores UASB R1e R2, nas distâncias D2, D3 e D4 evidenciam a presença de matéria orgânica no lodo.

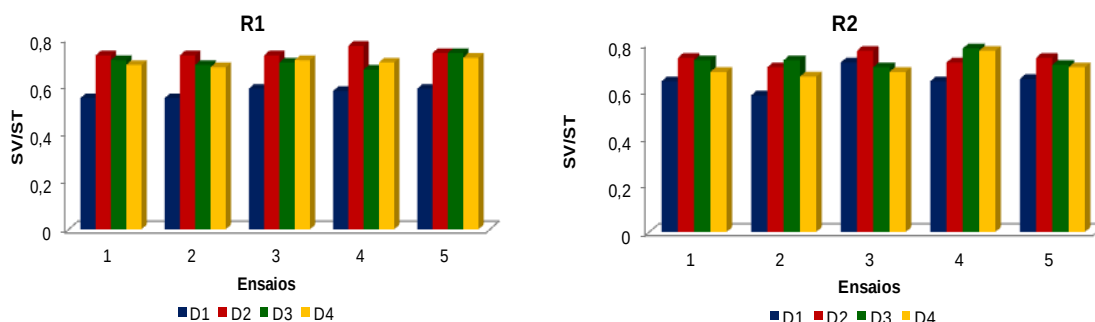


FIGURA 19. Valores médios da relação SV/ST da manta do lodo dos reatores UASB 1 e UASB 2 (R1 e R2), do Sistema de tratamento anaeróbio I, nos cinco ensaios.

5.8.2 Taxa de carregamento de lodo (TCL) e tempo de retenção de sólidos (TRS) nos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I

Observa-se na tabela 28, no sistema de tratamento anaeróbio I, os valores de TCL no R1 foram de 0,80; 0,40; 0,84; 1,53 e 1,09 gDQO (g SV d)⁻¹ nos ensaios 1 a 5. Esses valores diminuiram no R2 para 0,48; 0,25; 0,29; 0,12 e 0,08 gDQO (g SV d)⁻¹ nos ensaios 1 a 5.

TABELA 28. Valores médios da taxa de carregamento de lodo (TCL) e tempo de retenção de sólidos (TRS) e os respectivos coeficientes de variação (cv), dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, nos cinco ensaios.

Reator	Atributo	Ensaio					CV %	Teste F
		1	2	3	4	5		
R1	TCL	0,80	0,40	0,84	1,53	1,09	108	1,3 ^{ns}
	TRS	40	13	17	42	15	116	1,8 ^{ns}
R2	TCL	0,48	0,25	0,29	0,12	0,08	147	1,9 ^{ns}
	TRS	43 a	11 a	22 a	94 a	14 a	147	2,8 [*]

c. v. – coeficiente de variação (em %); TRS- tempo de retenção de sólidos (d); TCL- taxa de carregamento orgânico no lodo ((gDQO (g SVd)⁻¹); Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05).

De acordo com Chernicharo (2007) as taxas de carregamento orgânico no lodo podem atingir valores de até 2,0 gDQO total (g SV d)⁻¹. Os resultados obtidos neste trabalho foram inferiores ao valor sugerido por Chernicharo (2007).

Os valores de TRS foram de 40, 13, 17, 42 e 15 d no R1 e de 43, 11, 22, 94 e 14 d, no R2, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. Anteriormente neste sistema de tratamento anaeróbio I, Santana (2008) observou valores inferiores, de 10 a 16 d e de 8 a 40 d, com TDH de 28 e 14 h, respectivamente, no primeiro reator UASB e de 9 a 10 d e de 4 a 34 d com TDH de 11 e 6 h, respectivamente no segundo reator UASB da série.

5.8.3 Sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) na manta do lodo do Reator UASB 1 (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II

Na tabela 29, observa-se que nos pontos de coleta de lodo D1 e D2, não houve diferença entre os ensaios, para os valores de ST e SV. No ponto de coleta de lodo D3, nos ensaios 3 e 4, foram observadas as menores médias de ST e SV, de 21,1 g L⁻¹ e 69,7 g L⁻¹, respectivamente.

TABELA 29. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (CV), do lodo da manta do reator 1 (R1), do sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.

Distância (D) da base do reator (mm)										
D1		D2		D3		D4		D5		
0		400		790		1180		1570		
Ensaio	ST	SV	ST	SV	ST	SV	ST	SV	ST	SV
g L ⁻¹										
1	71,8	44,7	49,5	35,0	36,1 ab	24,4	24,8 b	16,6 b	18,6 b	11,8 ab
2	120,0	58,5	59,6	44,6	26,7 ab	19,7	13,8 b	9,3 b	14,1 b	9,55 ab
3	105,6	58,6	57,4	43,3	21,1 b	15,5	12,5 b	8,7 b	12,5 b	8,7 b
4	94,0	69,4	73,9	60,9	69,7 a	57,1	56,1 a	44,9 a	55,0 a	45,3 a
5	90,0	48,5	55,7	40,5	31,8 ab	23,2	17,0 b	12,5 b	16,6 b	12,3 ab
CV (%)	48	70	70	92	91	122	71	97	121	163
Teste F	1,8 ns	0,8 ns	0,65 ns	0,74ns	3,4*	2,6*	10,8**	7,3**	4,3**	3,2*

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** p<0,01 (Significativo a 1% de probabilidade); * p<0,05 (Significativo a 5% de probabilidade); ns: p>0,05 (não significativo no nível de 5% de probabilidade).

No ponto D4, no ensaio 4 foram observadas as maiores médias de ST, de 56,1 g L⁻¹, e os demais ensaios não diferem entre si, com médias de 12,5 a 24,8 g L⁻¹ para os valores de ST e de 8,7 a 44,9 g L⁻¹ para os valores de SV.

Os valores médios de ST no filtro anaeróbio (R2) não diferiu significativamente nos pontos D1, D2 e D3 (Tabela 30). Os valores de ST nos pontos D1, D2 e D3 variaram de 47,9 a 87,1 g L⁻¹; de 48,4 a 68,5 g L⁻¹ e de 31,0 a 44,4 g L⁻¹, respectivamente, nos ensaios 1 a 5. No ponto D4, nos ensaios 1 e 3 foram semelhantes entre si, com valores de ST de 40,5 e 34,7 g L⁻¹, respectivamente. No ponto de coleta de lodo D5, os valores de ST diferiram entre si (p<0,01) com valores que variaram de 23,3 a 38,9 g L⁻¹, entre os ensaios.

Nos valores de SV no filtro anaeróbio (R2) não foram observadas diferenças significativas entre os cinco ensaios. Os valores observados no D1, D2, D3, D4 e D5 foram de 31,8 a 48,9 g L⁻¹; de 31,5 a 43,4 g L⁻¹; de 22,6 a 28,4 g L⁻¹ no D3; de 20,6 a 25,1 g L⁻¹ no D4 e de 16,7 a 25,6 g L⁻¹ no D5, respectivamente, nos ensaios 1 a 5.

TABELA 30. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (cv), do lodo do filtro anaeróbio (R2), sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.

Distância (D) da base do reator (mm)										
	D1		D2		D3		D4		D5	
	0		380		660		940		1220	
Ensaio	ST	SV	ST	SV	ST	SV	ST	SV	ST	SV
g L ⁻¹										
1	55,1	32,9	48,4	31,5	44,4	28,4	40,5 a	25,1	38,9 a	25,6
2	87,1	48,9	60,8	42,5	31,0	22,6	28,3 b	20,6	23,3 b	16,7
3	84,1	47,1	60,6	41,5	37,5	26,6	34,7 ab	24,1	30,4 ab	21,9
4	57,2	45,6	68,5	37,7	38,1	23,8	30,9 b	23,4	24,8 b	17,9
5	47,9	31,8	63,8	43,4	39,3	26,0	31,5 b	22,4	29,0 ab	20,6
CV (%)	58	86	49	48	29	32	19	25	33	36
Teste F	2,3 ns	0,64 ns	0,94 ns	0,92 ns	1,9 ns	0,85 ns	6,7 **	0,86 ns	4,6 **	2,6 *

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** p<0,01 (Significativo a 1% de probabilidade); *: p<0,05 (Significativo a 5% de probabilidade); ns: p>0,05 (não significativo no nível de 5% de probabilidade).

Os valores da relação SV/ST no reator UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), estão apresentados na Figura 20. No reator UASB (R1) os valores variaram de 0,54 a 0,63 no ponto D1; de 0,72 a 0,75 no D2; de 0,67 a 0,75 no D3; de 0,65 a 0,74 no D4 e de 0,62 a 0,74 no D5. No filtro anaeróbio (R2) os valores foram de 0,56 a 0,71 no D1; 0,59 a 0,68 no D2; 0,66 a 0,72 no D3; 0,62 a 0,74 no D4 e de 0,66 a 0,71 no D5.

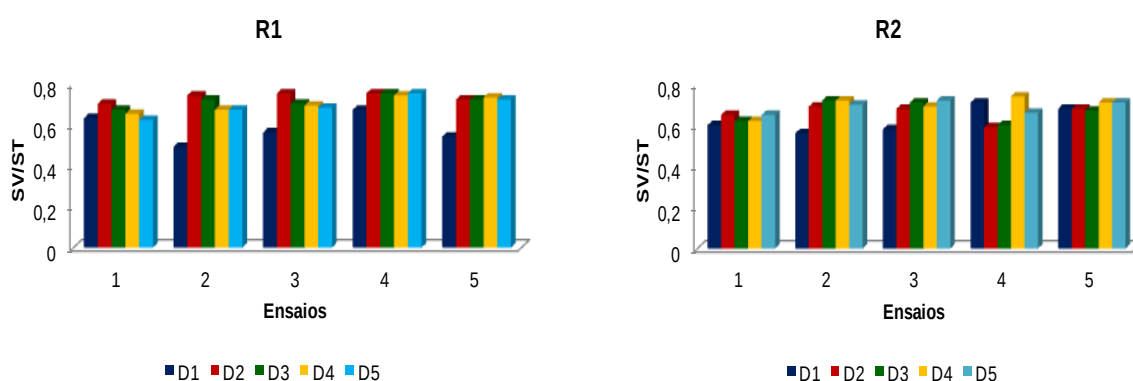


FIGURA 20. Valores médios da relação SV/ST do lodo do UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), do sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.

Quando o valor da relação SV/ST, é superiores a 0,7 indica que o lodo ainda não está estabilizado. De acordo com a Resolução CONAMA nº 375 (2006) para fins

de utilização agrícola, o lodo de esgoto ou produto derivado será considerado estável se a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais for inferior a 0,70.

No sistema I e II, os valores da relação SV/ST no ponto D1 foram inferiores a 0,70, indicando que o lodo estava estabilizado, de acordo com a Resolução do CONAMA nº 375. Portanto, para fins de utilização agrícola, em relação a matéria orgânica, o descarte de lodo dos reatores do sistema I e II deve ser realizado no ponto D1.

5.8.4 Taxa de carregamento de lodo (TCL) e Tempo de retenção de sólidos (TRS) nos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II

Os valores da TCL no R1 e R2 foram de 0,36; 0,34; 0,65; 0,38 e 1,18 g DQO (g SV d)⁻¹ e de 0,07; 0,10; 0,25; 0,49 e 0,33 gDQO (g SV d)⁻¹ nos ensaios 1,2,3,4, e 5, respectivamente. Esses resultados foram inferiores ao resultado obtido no sistema tratamento anaeróbio I. Neste sistema, anteriormente avaliado por Duda (2010) foram obtidos valores de 0,94 a 1,96 gDQO (g SV d)⁻¹, tratando águas residuárias de suinocultura com reator UASB seguido de filtro anaeróbio.

TABELA 31. Valores médios da taxa de carregamento de lodo (TCL) e tempo de retenção de sólidos (TRS) e os respectivos coeficientes de variação (cv), do reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, nos cinco ensaios.

Reator	Atributo	Ensaio					CV %	Teste F
		1	2	3	4	5		
R1	TCL	0,36	0,34	0,65	0,38	1,18	84	5,1 **
	TRS	84 a	33 b	19 b	53 ab	22 b	55	10,3 **
R2	TCL	0,07	0,10	0,25	0,49	0,33	142	1,0 ^{ns}
	TRS	88	46	48	44	14	129	1,7 ^{ns}

c. v. – coeficiente de variação; TRS- tempo de retenção de sólidos (d); TCL- taxa de carregamento orgânico no lodo (gDQO (g SVd)⁻¹); Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade

Os valores de TRS foram de 84, 33, 19, 53 e 22 d no R1 e de 88, 46, 48, 44 e 14 d no R2, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. Observa – se que os valores de TRS no sistema II são superiores àqueles do sistema I, pois no sistema II pode ter ocorrido acúmulo de biomassa nos interstícios do filtro anaeróbio e favorecido o tempo de retenção de sólidos. Um dos fatores que diferenciam os reatores anaeróbios de alta taxa dos reatores anaeróbios convencionais são os mecanismos de retenção de biomassa, que garante maior TRS, consequentemente, maior tempo de permanência dos microrganismos dentro do reator, aumentando a

eficiência de remoção dos poluentes. Dessa maneira, os reatores podem ser operados com baixo tempo de detenção hidráulica (TDH) e altos tempos de retenção de sólidos (TRS) e ainda com o benefício de construir reatores com menor volume. Duda (2010) obteve valores de 35 a 148 d no reator UASB e de 19,5 a 83 d no filtro anaeróbio, com TDH de 12 a 24 h utilizando anéis de bambu, como meio suporte no filtro anaeróbio.

5.9. Cálcio, potássio, magnésio e sódio

5.9.1 Cálcio, potássio, magnésio e sódio no sistema de tratamento anaeróbio I

Na tabela 32, estão descritos os valores médios das concentrações de cálcio, potássio, magnésio e sódio, as médias das eficiências de remoção com os respectivos coeficientes de variação no sistema de tratamento anaeróbio I.

As concentrações de cálcio no afluente variaram de 45 a 185 mg L⁻¹, de 25 a 180 mg L⁻¹ no R1 e de 20 a 130 mg L⁻¹ no R2, nos ensaios 1 a 5. As eficiências máximas de remoção de cálcio no R1, no R2 e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) foram de 39, 51 e 55 % respectivamente, sem diferenças significativas entre ensaios.

Santana (2009) observou que a remoção de cálcio apresentou um comportamento semelhante aos SST, indicando que os mecanismos de remoção podem ser similares, como a interceptação, adsorção, precipitação e sedimentação na manta do lodo. Segundo Oliveira (1997) grânulos anaeróbios formados em condições de maiores concentrações de cálcio sedimentam-se 3 a 4 vezes mais rápido do que aqueles formados em baixas concentrações.

Os valores médios das concentrações de potássio variaram de 100 a 270 mg L⁻¹ no afluente, de 90 a 270 mg L⁻¹ no efluente do R1 e de 90 a 260 mg L⁻¹ no efluente do R2. As remoções de potássio no R1, R2 e R1+R2, foram de 30, 20 e 35 %, respectivamente, sem diferença entre os cinco ensaios.

As concentrações de magnésio no afluente, R1 e R2 variaram respectivamente, de 10 a 90 mg L⁻¹; de 10 a 55 mg L⁻¹ e de 5 a 55 mg L⁻¹ nos cinco ensaios. As eficiências médias de remoção de magnésio foram de 47 %, no R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) variaram de 23 a 49 %, nos cinco ensaios.

Os valores médios das concentrações de sódio no afluente, R1 e R2 foram de até 104; 100 e 100 mg L⁻¹, respectivamente. As máximas eficiências de remoção de sódio no R1, R2 e (R1+R2) foram de 31, 20 e 34 %, respectivamente. As eficiências de remoção de Na e K são baixas o que pode ser atribuído à alta solubilidade destes nutrientes prejudicando sua retenção no lodo.

TABELA 32. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E) dos reatores R1 e R2 e do sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio					CV	F
		1	2	3	4	5		
Ca mg L ⁻¹	Afluente	120ab	135 ab	185 a	45 b	180 a	71	5,8 **
	R1	70 b	135 c	75 b	25 a	180 c	70	4,2 **
	R2	50 b	130 c	60 b	20 a	65 b	58	11,9**
E (%)	R1	39 a	20 a	36 a	31 a	27 a	95	0,4 ^{ns}
	R2	27 a	19 a	15 a	23 a	51 a	107	1,3 ^{ns}
	R1+R2	45 a	27 a	41 a	35 a	55 a	73	0,9 ^{ns}
K mg L ⁻¹	Afluente	100 bc	225 ab	110 bc	135 bc	270 a	57	5,8 **
	R1	95 b	210 ab	90 b	100 b	270 a	64	7,1 **
	R2	90 b	160 ab	90 b	90 b	260 a	59	5,7 **
E (%)	R1	16 a	13 a	16 a	30 a	9 a	110	1,1 ^{ns}
	R2	13 a	20 a	8 a	18 a	12 a	163	0,3 ^{ns}
	R1+R2	22 a	19 a	17 a	35 a	16 a	120	0,7 ^{ns}
Mg mg L ⁻¹	Afluente	30 b	90 ab	50 ab	10 c	60 a	48	12,0 **
	R1	25 b	55 a	35 b	10 c	25 b	33	30,5 **
	R2	20 c	55 a	35 b	5 d	25 bc	34	39,6 **
E (%)	R1	22 ab	3 b	24 ab	15 b	47 a	101	3,7 *
	R2	20 a	5 a	12 a	23 a	5 a	162	0,8 ^{ns}
	R1+R2	34 a	0 b	21 ab	28 ab	49 a	105	2,6 *
Na mg L ⁻¹	Afluente	61 b	104 a	78 ab	53 b	89 a	32	10,4 **
	R1	60 b	100 a	80 ab	34 b	81 ab	26	21,9 **
	R2	48 b	100 a	74 ab	34 b	72 ab	46	6,6 **
E (%)	R1	5 b	7 b	5 b	31 a	18 ab	107	6,5 **
	R2	20 a	2 a	17 a	13 a	10 a	175	0,6 ^{ns}
	R1+R2	22 a	6 a	14 a	34 a	26 a	108	1,7 ^{ns}

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** p<0,01 (Significativo a 1% de probabilidade); *: p<0,05 (Significativo a 5% de probabilidade); ns: não significativo

5.9.2 Cálcio, potássio, magnésio e sódio no sistema de tratamento anaeróbio II

Conforme descrito na Tabela 33, no sistema de tratamento anaeróbio II, as concentrações de cálcio no afluente foram de 270 a 535 mg L⁻¹. No efluente do R1 e R2 os valores médios variaram de 130 a 300 mg L⁻¹ e de 70 a 300 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de cálcio no R1 foram mais altas nos ensaios 1, 2 e 5, de 39 a 46%, sem diferença significativa. No R2 as médias não

diferiram entre os ensaios 1, 2, 3 e 5. No sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2) a remoção foi máxima no ensaio 3, de 78 % e não diferiu dos ensaios 2 e 5.

As concentrações de magnésio no afluente variaram de 90 a 180 mg L⁻¹ sem diferença entre os ensaios. No R1 e R2, os valores variaram, respectivamente, de 50 a 95 mg L⁻¹ e de 50 a 70 mg L⁻¹, nos cinco ensaios. Para as eficiências médias de remoção de magnésio no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II, não houve diferença entre os cinco ensaios, com valores de 22 a 46 %; de 4 e 20 % e de 24 a 48 %, respectivamente.

Duda (2010) encontrou valores de remoção de Ca e Mg de 57 a 71 % e 42 a 59 % respectivamente e relacionou as maiores eficiências com o maior TRS, o que pode ter favorecido o processo de sedimentação destes nutrientes.

Os valores médios das concentrações de potássio no afluente variaram de 100 a 320 mg L⁻¹ nos ensaios 1 a 5. No efluente do R1 e R2 as variações foram de 90 a 305 mg L⁻¹ e de 75 a 290 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de potássio no R1 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) foram mais altas no ensaio 1, de 41 e 56 % e difere dos demais ensaios. No efluente R2 não houve diferença entre as médias de remoção nos cinco ensaios.

As concentrações de magnésio no afluente variaram de 90 a 180 mg L⁻¹ sem diferença entre os ensaios. No R1 e R2, os valores variaram, respectivamente, de 50 a 95 mg L⁻¹ e de 50 a 70 mg L⁻¹, nos cinco ensaios. Para as eficiências médias de remoção de magnésio no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II, não houve diferença entre os cinco ensaios, com valores de 22 a 46 %; de 4 e 20 % e de 24 a 48 %, respectivamente.

Os valores médios das concentrações de sódio no afluente foram de 53 a 109 mg L⁻¹. No efluente do R1 os valores de sódio variaram de 36 a 99 mg L⁻¹ e de 46 a 80 mg L⁻¹, respectivamente, nos cinco ensaios. As eficiências médias de remoção de sódio no R1, foram maiores no ensaio 4, de 33 %. Nos ensaios 1, 2, 3 e 5 as eficiências médias de remoção de Na foram de 4 a 11% e não diferiram estatisticamente. No R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), as médias de remoção não diferem com valores de 5 a 31 % e de 4 a 34 % respectivamente.

Santos (2011) avaliou um sistema para o tratamento de águas residuárias da suinocultura em reatores anaeróbios compartimentado com TDH que variou de 5,2 a

13,6 h e COV de 8,6 a 93,0 g DQO (L d)⁻¹ e observaram valores Ca, K, Mg e Na no afluente e efluente de 459 a 760 mg L⁻¹ e de 139 a 300 mg L⁻¹, de 174 a 342 mg L⁻¹ e de 80 a 142 mg L⁻¹, de 36 a 54 mg L⁻¹ e de 12 a 32 mg L⁻¹ e de 54 a 89 mg L⁻¹ e 28 a 65 mg L⁻¹ de sódio, respectivamente.

TABELA 33. Valores médios e coeficientes de variação (cv em %) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E) dos reatores R1 e R2 e do sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2) nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio					CV	F
		1	2	3	4	5		
Ca mg L ⁻¹	Afluente	270 a	400 a	330 a	300 a	535 a	86	1,10 ^{ns}
	R1	135 ab	215 a	130 a	300 b	240 a	91	19,6 ^{**}
	R2	125 a	150 a	70 a	300 b	220 a	72	35,8 ^{**}
E (%)	R1	39 a	40 a	57 a	0 b	46 a	77	9,0 ^{**}
	R2	9 a	24 a	39 a	0 b	9 a	128	15,7 ^{**}
	R1+R2	41 b	53 ab	78 a	0 c	49 ab	61	16,0 ^{**}
K mg L ⁻¹	Afluente	320 a	215 b	100 b	315 a	215 b	62	17,5 ^{**}
	R1	175 b	175 b	90 b	305 a	180 b	89	18,5 ^{**}
	R2	120 b	185 b	60 b	290 a	180 b	90	20,0 ^{**}
E (%)	R1	41 a	15 b	8 b	33 b	17 b	61	15,6 ^{**}
	R2	20 a	6 a	26 a	26 a	0 a	121	1,9 ^{ns}
	R1+R2	56 a	18 b	30 b	39 b	17 b	64	8,6 ^{**}
Mg mg L ⁻¹	Afluente	105 a	110 a	91 a	110 a	193 a	53	2,2 ^{ns}
	R1	50 b	79 ab	75 ab	62 b	96 a	29	5,1 ^{**}
	R2	50 b	64 ab	70 ab	54 b	86 a	29	4,4 ^{**}
E (%)	R1	46 a	29 a	22 a	34 a	35 a	58	1,7 ^{ns}
	R2	10 a	20 a	18 a	4 a	10 a	156	1,4 ^{ns}
	R1+R2	48 a	36 a	24 a	42 a	38 a	58	1,2 ^{ns}
Na mg L ⁻¹	Afluente	65 b	109 a	78 ab	53 b	78 ab	36	5,8 [*]
	R1	61 b	99 a	78 ab	36 c	78 ab	27	19,0 ^{**}
	R2	56 ab	80 ab	77 ab	46 b	77 ab	47	3,3 [*]
E (%)	R1	10 b	11 b	4 b	33 a	10 b	91	6,4 ^{**}
	R2	7 c	21 b	31 a	25 b	5 c	12	162,7 ^{**}
	R1+R2	15 a	26 a	14 a	34 a	4 a	113	2,06 ^{ns}

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** p<0,01 (Significativo a 1% de probabilidade); *: p<0,05 (Significativo a 5% de probabilidade); ns: não significativo.

5.9.3 Cálcio, potássio, magnésio e sódio no sistema de pós - tratamento

Os valores médios das concentrações de cálcio, potássio, magnésio e sódio, as médias das eficiências de remoção e os respectivos coeficientes de variação no pós - tratamento estão apresentados na tabela 34. Para o R3 e o decantador as concentrações de cálcio foram de 55 a 290 mg L⁻¹ e de 10,5 a 280 mg L⁻¹, respectivamente, com o maior valor médio no ensaio 4, diferindo significativamente

dos demais ($p < 0,05$). As eficiências de remoção de cálcio no R3, decantador e sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio foram de 4 a 31 %, de 5 a 10 % de 38 a 95 %, respectivamente.

Os valores médios das concentrações de potássio no efluente do R3 e decantador foram de 60 a 250 mg L^{-1} e de 55 a 180 mg L^{-1} , respectivamente. As eficiências médias de remoção de potássio no R3 e decantador foram de 2 a 15 % e de 13 a 65 %, respectivamente, sem diferença entre os ensaios 1, 2, 3, e 4. No ensaio 5 não houve remoção de potássio no R3 e decantador. No sistema anaeróbio/aeróbio as maiores médias de remoção de potássio, de 45 e 77%, foram observadas nos ensaios 1 e 4, que foram semelhantes entre si e diferente dos demais ensaios.

As concentrações de magnésio no efluente do R3 e decantador variaram 29,5 a 81 mg L^{-1} e de 25 a 58 mg L^{-1} , respectivamente, nos cinco ensaios. As eficiências médias de remoção de magnésio variaram no R3, de 2 a 43%, com a maior média no ensaio 1. No decantador as médias de remoção de magnésio variaram de 7 a 54 %, com a maior média no ensaio 5. No sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio as eficiências médias de remoção de magnésio variaram de 38 a 75% nos cinco ensaios.

Os valores médios das concentrações de sódio no efluente do R3 e decantador foram de 45 a 80 mg L^{-1} e de 44 a 80 mg L^{-1} , respectivamente. As eficiências médias de remoção de sódio no R3, decantador e sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio variaram respectivamente de 6 a 19 %, de 0,9 a 21 % e de 11 a 26 %, respectivamente, nos cinco ensaios sem diferenças significativas ($p > 0,05$).

TABELA 34. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), do afluente e efluente, e eficiências de remoção (E) do reator R3, decantador e sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio					CV	F
		1	2	3	4	5		
Ca mg L ⁻¹	Afluente	125 a	150 a	70 a	300 b	220 a	72	35,8 ^{**}
	R3	105 a	130 a	55 a	290 b	155 a	80	19,7 ^{**}
	Dec	80 a	100 a	10 a	280 a	155 a	167	1,8 ^{ns}
E (%)	R3	31 a	10 b	29 a	5 b	4 b	76	8,7 ^{**}
	Dec	10 a	9 a	7 a	5 a	9 a	70	1,7 ^{ns}
	Sistema	57 ab	49 b	95 a	38 b	63 ab	51	4,4 ^{**}
K mg L ⁻¹	Afluente	120 b	185 b	60 b	290 a	180 b	90	20,0 ^{**}
	R3	120 a	185 a	60 a	250 a	150 a	205	3,2 ^{**}
	Dec	80 a	150 a	55 a	100 a	180 a	72	1,8 ^{ns}
E (%)	R3	8 b	3 b	2 b	15 a	0 b	97	19,6 ^{**}
	Dec	38 ab	24 bc	13 bc	65 a	0 c	69	8,8 ^{**}
	Sistema	45 a	29 b	17 b	77 a	17 b	33	31,3 ^{**}
Mg mg L ⁻¹	Afluente	52 b	64 ab	70 ab	54 b	86 a	29	4,4 ^{**}
	R3	29,5 a	61 a	60 a	52 a	81 a	38	8,1 ^{**}
	Dec	25 c	45 ab	36 bc	49 a	58 a	22	19,9 ^{**}
E (%)	R3	43 a	19 b	24 ab	2 b	7 b	85	9,9 ^{**}
	Dec	7,0 e	20 d	30 c	42 b	54 a	15	174,6 ^{**}
	Sistema	75 a	52 ab	54 ab	38 b	56 ab	37	5,68 ^{**}
Na mg L ⁻¹	Afluente	56,2 ab	80,4 ab	77,42 ab	46,07 b	77,5 ab	47	3,3 [*]
	R3	47,5 b	80,0 a	72,1 ab	45,7 b	76,9 a	40	6,9 ^{**}
	Dec	47,0 b	80,0 a	57,4 b	44,9 b	76,8 ab	31	5,0 ^{**}
E (%)	R3	19 a	6 a	10 a	18 a	9 a	181	0,4 ^{ns}
	Dec	0,97 a	12 a	21 a	12 a	13 a	176	1,7 ^{ns}
	Sistema	19 a	26 a	20 a	16 a	11 a	126	0,17 ^{ns}

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** p<0,01 (Significativo a 1% de probabilidade); *: p<0,05 (Significativo a 5% de probabilidade); ns: não significativo.

5.10 Manganês, ferro, cobre e zinco

5.10.1 Manganês, ferro, cobre e zinco no sistema de tratamento anaeróbio I

No sistema I, as concentrações de manganês diminuíram do afluente para o efluente do R1 e R2 e foram de 2,2 a 8,7 mg L⁻¹, de 0,7 a 4,4 mg L⁻¹, e de 0,5 a 4,4 mg L⁻¹, respectivamente. Os valores médios de manganês diferiram significativamente entre os cinco ensaios, com as menores médias no ensaio 4 e as maiores no ensaio 3, no afluente, R1 e R2. As eficiências de remoção de manganês no R1, no R2 e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) foram de 37 a 73 %, 5 a 29 % e de 32 a 69 %, respectivamente, sem diferença significativa entre os ensaios.

Os valores médios das concentrações de ferro no afluente variaram de 0,9 a 69,2 mg L⁻¹ com diferença entre os ensaios (p<0,01). No efluente do R1, as

variações das concentrações de Fe foram de 0,3 a 24,0 mg L⁻¹, nos cinco ensaios, com diferença significativa ($p < 0,01$). No efluente do R2 os valores de Fe variaram de 0,3 a 21,1 mg L⁻¹, diferindo significativamente entre ensaios ($p < 0,05$). As eficiências de remoção de ferro no R1 e R2 foram de 47 a 84 % e de 13 a 53 %, respectivamente e não houve diferença significativa ($p < 0,01$) entre os ensaios. No sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2) houve diferença entre os ensaios ($p < 0,01$), com a maior média, de 84% no ensaio 4 e a menor média no ensaio 2, de 33%.

Nas concentrações de cobre no afluente, R1 e R2 não foi observado diferença entre os cinco ensaios, com valores máximos de 2,0; 1,6 e 1,4 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências médias de remoção de cobre no R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2) foram de até 40, 50 e 75%, respectivamente, nos cinco ensaios.

Os valores médios das concentrações de zinco no afluente, R1 e R2 não diferiram entre os ensaios e foram de 10 a 14 mg L⁻¹, 1,5 a 5 mg L⁻¹ e de 0,5 a 1,7 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de zinco no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) também não diferiram entre os cinco ensaios, com valores médios de até 85, 70 e 87 %, respectivamente.

O Cu e o Zn compõem as rações, suplementos e medicamentos oferecidos aos suínos. O Cu e o Zn quando absorvidos pelas plantas não devem exceder à sua necessidade nutricional, caso contrário podem provocar fitotoxicidade. Também podem percolar com água da chuva e atingir as águas subterrâneas e superficiais. Quando entram na cadeia alimentar humana acumulam no organismo e pode provocar doenças.

TABELA 35. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e das eficiências de remoção (E) nos reatores UASB (R1 e R2) e no sistema de tratamento I (R1+ R2), nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio					CV	F
		1	2	3	4	5		
Mn mg L ⁻¹	Afluente	4,2 ab	6,1 ab	8,7 a	2,2 b	6,8 ab	72	5,1**
	R1	2,2 b	4,1 a	4,4 a	0,7 c	0,9 c	57	15,1**
	R2	1,6 b	4,0 a	4,4 a	0,5 b	0,9 b	59	17,3**
E (%)	R1	44 a	37 a	39 a	52 a	73 a	58	1,5 ^{ns}
	R2	29 a	5 a	17 a	24 a	14 a	110	1,4 ^{ns}
	R1+R2	59 a	32 a	35 a	60 a	69 a	52	2,4 ^{ns}
Fe mg L ⁻¹	Afluente	39 ab	33 bc	69 a	19 bc	0,9 c	70	8,2**
	R1	24 a	23 a	21 a	4,0 b	0,3 b	126	7,2**
	R2	12 ab	21 b	20 b	1,6 a	0,3 a	102	4,5**
E (%)	R1	84 a	47 a	55 a	69 a	62 a	43	2,4 ^{ns}
	R2	21 a	13 a	18 a	53 a	22 a	104	3,1*
	R1+R2	69 ab	33 b	56 ab	84 a	63 ab	44	3,9**
Cu mg L ⁻¹	Afluente	1,5 a	1,6 a	1,7 a	1,5 a	2,0 a	45	0,1 ^{ns}
	R1	0,9 a	1,0 a	1,1 a	0,8 a	1,6 a	51	1,1 ^{ns}
	R2	0,7 a	0,9 a	0,8 a	0,7 a	1,4 a	48	1,3 ^{ns}
E (%)	R1	40	30	20	16	25	34	1,8 ^{ns}
	R2	50	60	55	77	45	41	0,98 ^{ns}
	R1+R2	75	80	75	80	76	36	1,5 ^{ns}
Zn mg L ⁻¹	Afluente	10 a	13 a	12 a	14 a	13	55	1,1 ^{ns}
	R1	1,5 a	2 a	1,7 a	1,8 a	5	39	1,3 ^{ns}
	R2	0,9 a	1 a	0,7 a	0,5 a	1,7	41	1,2 ^{ns}
E (%)	R1	85	80	80	82	79	40	1,0 ^{ns}
	R2	70	60	70	75	72	36	0,9 ^{ns}
	R1+R2	95	90	85	80	80	41	1,1 ^{ns}

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** p<0,01 (Significativo a 1% de probabilidade); *: p<0,05 (Significativo a 5% de probabilidade); ns: não significativo

5.10.2 Manganês, ferro, cobre e zinco no sistema de tratamento anaeróbio II

As concentrações de manganês no afluente, efluente do R1 e R2 variaram de 1,3 a 7,8 mg L⁻¹ de 0,5 a 3,8 mg L⁻¹ e de 0,5 a 3,0 mg L⁻¹, respectivamente, diferindo significativamente entre os ensaios (p>0,01) (Tabela 36). As eficiências médias de remoção de manganês variaram no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), respectivamente, de 16 a 75%, de 7 a 55%, e de 20 a 69 %, com diferenças significativas entre os ensaios cinco ensaios (p>0,01).

Os valores médios das concentrações de ferro no afluente, efluente do R1 e R2 variaram de 2,3 a 62,2 mg L⁻¹; de 0,34 a 26,5 mg L⁻¹ e de 0,2 a 10,7 mg L⁻¹, respectivamente, diferindo significativamente entre os cinco ensaios (p<0,01). As eficiências de remoção de ferro no R1 e R2 não diferiram entre os ensaios, com valores máximos de 79 e 55 %, respectivamente. As eficiências de remoção de ferro

no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) variaram de 59 a 88%, nos cinco ensaios, diferindo significativamente ($p < 0,05$).

As concentrações de cobre no afluente, R1 e R2 foram semelhantes entre os cinco ensaios. Não houve diferença entre os ensaios, e foram observadas eficiências de remoção máxima de Cu de 75, 18 e 80 % no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), respectivamente.

TABELA 36. Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e das eficiências de remoção (E) nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+ R2) nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio					CV	F
		1	2	3	4	5		
Mn mg L ⁻¹	Afluente	4,8 ab	7,3 ab	7,8 a	3,0 ab	1,3 b	78	3,6 *
	R	1,4 b	3,8 a	3,8 ab	0,5 b	1,7 ab	65	11,8 **
	R2	1,4 b	2,8 a	3,0 a	0,5 c	1,2 bc	47	16,4 **
	E (%)							
	R1	54 ab	38 ab	47 ab	75 a	16 b	53	4,6 **
	R2	7 e	21 d	31 c	44 b	55 a	12	278 **
	R1+R2	52 ab	46 ab	51 ab	69 a	20 b	58	2,4 ^{ns}
Fe mg L ⁻¹	Afluente	39 ab	41,1 ab	62,2 a	19,1 b	2,3 b	93	3,7 *
	R1	83 bc	16,7 ab	26,5 a	2,9 c	0,34 b	89	11,5 **
	R2	6,9 a	10,1 a	10,7 a	1,7 b	0,2 b	69	11,0 **
	E (%)							
	R1	62 a	50 a	53 a	79 a	68 a	47	1,5 ^{ns}
	R2	11 a	27 a	55 a	33 a	10 a	103	3,8 **
	R1+R2	59 b	59 b	78 ab	88 a	69 ab	37	2,5 *
Cu mg L ⁻¹	Afluente	1,9	2,0	1,8	1,9	2,1	5	1,1 ^{ns}
	R1	1,0	1,9	1,2	1,0	1,9	11	0,9 ^{ns}
	R2	0,9	1,0	1,0	0,8	1,1	7	0,9 ^{ns}
	E (%)							
	R1	70	75	68	70	67	34	1,1 ^{ns}
	R2	10	15	12	17	18	36	1,5 ^{ns}
	R1+R2	75	80	75	80	80	29	1,9 ^{ns}
Zn mg L ⁻¹	Afluente	12,0	13,0	11,0	13,0	14	10	0,9 ^{ns}
	R1	2,0	1,8	2,0	2,1	3,0	8	1,0 ^{ns}
	R2	0,8	0,9	1,0	0,9	1,0	6	1,1 ^{ns}
	E (%)							
	R1	77	80	71	75	69	21	1,3 ^{ns}
	R2	20	11	15	10	21	25	1,4 ^{ns}
	R1+R2	95	90	85	80	82	24	1,1 ^{ns}

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** $p < 0,01$ (Significativo a 1% de probabilidade); * $p < 0,05$ (Significativo a 5% de probabilidade); ns: não significativo.

Os valores médios das concentrações de zinco no afluente, efluente do R1 e R2 foram de 11 a 14 mg L⁻¹, de 1,8 a 3,0 mg L⁻¹ e de 0,8 e 1,0 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e não diferiram significativamente ($p > 0,05$). As máximas eficiências de remoção de zinco no R1, R2 e sistema de tratamento

anaeróbio II (R1+R2) foram de 80, 21 e 95 % e não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os ensaios.

As concentrações de Cu e Zn nos efluentes finais dos reatores anaeróbios do sistema I e II, atendem aos valores determinados pela Resolução CONAMA 430 (2011) e ao Decreto 8.468 (1976) do estado de São Paulo, que estabelecem limites de até 1,0 e 5,0 mg L⁻¹, de Cu e Zn, respectivamente, para o lançamento de efluentes em corpos d'água. Portanto, para o Cu e Zn não haveria necessidade do pós-tratamento para atender a legislação brasileira.

5.10.3 Manganês, ferro, cobre e zinco no sistema de pós – tratamento.

As concentrações de manganês no efluente do R3 e decantador variaram de 0,4 a 2,8 mg L⁻¹ e de 0,4 a 2,6 8 mg L⁻¹, respectivamente, nos cinco ensaios, diferindo significativamente ($p < 0,05$) (Tabela 37). Não houve diferença significativa nas remoções de Mn, e os valores observados foram de até 18, 35 e 68 %, no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio.

As concentrações de ferro no efluente do R3 e decantador e as médias de eficiência de remoção no R3 e no decantador foram similares.

Os valores médios das concentrações de cobre no efluente do R3 e do decantador não diferiram entre os cinco ensaios, com valores de 0,7 a 0,9 mg L⁻¹ e de 0,5 a 0,7 mg L⁻¹, nos cinco ensaios. As eficiências médias de remoção de cobre no R3, decantador e sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio foram de 18 a 27 %, de 11 a 20 % e de 82 a 87 %, respectivamente, sem diferenças significativas entre os cinco ensaios ($p < 0,05$).

Os valores médios das concentrações de zinco no efluente do R3 e do decantador não diferiram entre os cinco ensaios, com valores variando de 0,8 a 0,9 mg L⁻¹ e de 0,5 a 0,7 mg L⁻¹, respectivamente, nos cinco ensaios. As eficiências médias de remoção de zinco variaram de 0 a 28 %, de 23 a 28 % e de 88 a 97% no R3, decantador e sistema de tratamento combinado anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), respectivamente, sem diferença significativa entre os cinco ensaios.

Os valores de Cu e Zn obtidos no efluente do sistema de pós-tratamento são semelhantes aos encontrados por Suzuki et al., (2010), que avaliaram a

concentração e a remoção de Cobre e zinco em águas residuárias de suinocultura tratadas em um sistema de lodos ativados. No afluente e no efluente final foram observadas concentrações de cobre de 4,7 e 0,52 mg L⁻¹, respectivamente. As concentrações de zinco foram de 12,0 e 0,31 mg L⁻¹ no afluente e efluente final, respectivamente. A eficiência global observada por Suzuki et al., (2010) foi de 96 e 95 % para cobre e zinco, respectivamente.

TABELA 37. Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e das eficiências de remoção (E) no reator R3, decantador e sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio, nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio					CV	F
		1	2	3	4	5		
Mn mg L ⁻¹	Afluente	1,4 b	2,8 a	3,0 a	0,5 c	1,2 bc	47	16,4 **
	R3	1,3 ab	2,8 b	2,5 b	0,4 a	1,1 ab	70	8,5 **
	Dec	1,0 bc	2,6 a	2,1 ab	0,4 c	0,5 c	61	7,3 **
E (%)	R3	18	0	18	10	3	173	1,3 ns
	Dec	31	35	22	31	59	97	1,0 ns
	Sistema	68	52	61	58	35	54	1,1 ns
Fe mg L ⁻¹	Afluente	6,9 a	10,1 a	10,7 a	1,7 b	0,2 b	69	11,0 **
	R3	6,8 a	9,3 a	10,0 a	1,7 b	0,2 b	72	10,1 **
	Dec	6,0 a	8,0 a	8,5 a	1,4 b	0,2 b	67	9,4 **
E (%)	R3	5	16	11	0	0	80	1,1 ns
	Dec	21 a	26 a	28 a	25 a	0 b	109	3,3 **
	Sistema	72 b	79 b	82 ab	90 a	69 ab	39	3,5 *
Cu mg L ⁻¹	Afluente	0,9	1,0	1,0	0,8	1,1	7	0,9 ns
	R3	0,7	0,8	0,9	0,7	0,9	9	1,0 ns
	Dec	0,6	0,6	0,7	0,5	0,6	7	1,2 ns
E (%)	R3	25	21	27	18	25	23	1,8 ns
	Dec	18	20	17	15	11	19	0,98 ns
	Sistema	80	87	82	87	86	29	1,5 ns
Zn mg L ⁻¹	Afluente	0,8	0,9	1,0	0,9	1,0	6	1,1 ns
	R3	0,8	0,8	0,9	0,8	0,9	7	1,3 ns
	Dec	0,5	0,6	0,6	0,5	0,7	6	1,2 ns
E (%)	R3	0	15	20	25	28	72	1,0 ns
	Dec	23	24	28	26	27	11	0,9 ns
	Sistema	97	93	91	88	89	95	1,1 ns

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** p<0,01 (Significativo a 1% de probabilidade); *: p<0,05 (Significativo a 5% de probabilidade); ns: não significativo

5.11. Macro e micronutrientes no lodo dos reatores anaeróbios.

As altas remoções dos macronutrientes nos reatores podem ter ocorrido por precipitação e retenção no lodo dos reatores anaeróbios. Oliveira (1997) afirma que pode haver por exemplo formação de vivianita (Fe₃PO₄.8H₂O), estrovita (MgNH₄PO₄) como resultado da precipitação de N, P, Fe e Mg presentes nas águas residuárias da suinocultura. Em relação aos metais, como o Fe, Cu e Zn, Pamukoglu e Kargi (2009) relatam que a remoção nas águas residuárias ocorre por biossorção em

microrganismos. Acheampong et al. (2013) complementa que o sequestro dos metais das soluções aquosas por bioissorção envolve uma ou mais combinações de mecanismos como microprecipitação, complexação e troca iônica. Posteriormente estes elementos são acumulados no lodo anaeróbio. Evidências de que esses fenômenos possam ter ocorrido dentro dos reatores é a alta concentração dos nutrientes nos lodos dos reatores anaeróbios, como pode ser observado nas tabelas 1 J a 6 J, Apêndice I.

No sistema de tratamento anaeróbio I, no lodo do reator UASB (R1) os valores das concentrações de N, P e K variaram, respectivamente de 43.120 a 74.200 mg (kg base seca)⁻¹, de 34.433 a 100.591 mg (kg base seca)⁻¹ e de 115 a 1500 mg (kg base seca)⁻¹. No reator UASB (R2) os valores de N, P e K foram de 34.400 a 69.720 mg (kg base seca)⁻¹, de 34.413 a 98.990 mg (kg base seca)⁻¹ e de 80 a 1550 mg (kg base seca)⁻¹, respectivamente.

No sistema de tratamento anaeróbio II, no reator UASB (R1) as concentrações de N, P e K variaram de 15.000 a 75.320 mg (kg base seca)⁻¹, de 42.644 a 99.556 mg (kg base seca)⁻¹ e de 105 a 1850 mg (kg base seca)⁻¹, respectivamente. No filtro anaeróbio (R2) os valores de N, P e K foram de 21.000 a 103.090 mg (kg base seca)⁻¹, de 34.414 a 98.049 mg (kg base seca)⁻¹ e de 105 a 2025 mg (kg base seca)⁻¹, respectivamente.

Os demais macronutrientes, Ca, Mg e Na, no sistema de tratamento anaeróbio I e II foram semelhantes e variaram de 755 a 20170 mg (kg base seca)⁻¹; de 100 a 930 mg (kg base seca)⁻¹ e de 124,0 a 705,9 mg (kg base seca)⁻¹, respectivamente, nos primeiros reatores da série. Nos segundos reatores dos sistemas os valores de Ca, Mg e Na se assemelham e variaram, respectivamente de 665 a 38900 mg (kg base seca)⁻¹; de 80 a 3575 mg (kg base seca)⁻¹ e de 120,0 a 665,0 mg (kg base seca)⁻¹.

A quantidade dos nutrientes nas águas residuárias da suinocultura está relacionada ao tipo de alimentação e à idade dos animais. A variedade e a proporção dos nutrientes contidos na ração variam em função da idade. Por exemplo, os suínos, na fase de lactação necessitam de uma maior quantidade de Ca, Na e P na alimentação do que aqueles nas fases de gestação e terminação. No trabalho realizado por Duda (2010) os valores de P, K, Ca e Mg foram os nutrientes

encontrados em concentrações mais elevadas, no reator UASB e filtro anaeróbio, tratando águas residuárias de suinocultura. Os valores encontrados foram, respectivamente, de 588 a 21.017 mg (kg base seca)⁻¹, 661 a 37.644 mg (kg base seca)⁻¹, 7.583 a 109.055 mg (kg base seca)⁻¹ e de 976 a 22.229 mg (kg base seca)⁻¹ de P, K, Ca e Mg, respectivamente.

Em relação aos micronutrientes, foram avaliados Cu, Zn, Fe e Mn, os quais apresentaram valores semelhantes nos sistemas de tratamento anaeróbio I e II. Nos primeiros reatores da série os valores dos micronutrientes variaram de 69,4 a 623,8 mg (kg base seca)⁻¹; 27,2 a 1.020 mg (kg base seca)⁻¹; 369,4 a 2.462 mg (kg base seca)⁻¹ e de 24 a 545 mg (kg base seca)⁻¹, respectivamente. No segundo reator dos sistemas I e II, os valores das concentrações dos micronutrientes foram de 135,0 a 620,0 mg (kg base seca)⁻¹; de 50,0 a 970 mg (kg base seca)⁻¹; de 428,3 a 2.110,0 mg (kg base seca)⁻¹ e de 50,0 a 345,0 mg (kg base seca)⁻¹, respectivamente.

A Resolução CONAMA 375/2006 define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário. Para Cu e Zn os valores máximos são de 1500 e 2800 mg (kg base seca)⁻¹. As concentrações de Cu e Zn observados no lodo dos reatores anaeróbios estão abaixo da concentração limite estabelecidos pela referida resolução.

Os micronutrientes, Cu e o Zn são adicionados à alimentação dos suínos como promotor de crescimento e no controle de diarreia. A presença destes no lodo e efluentes da suinocultura ocorre em função da sua adição na ração. Vivan et al., (2010) detectaram concentrações de Cu e Zn de 28 e 75 mg L⁻¹ em lodo de biodigestores tratando águas residuárias de suinocultura e remoção no biodigestor seguido de lagoa de maturação, da ordem de 98,7 e 99,4%, respectivamente. A justificativa dos autores, para os altos valores de remoção, se deve, provavelmente, a uma reação entre espécies reduzidas de enxofre (Ex: H₂S) produzido na digestão anaeróbia e aos compostos cobre e zinco, formando sulfeto de cobre e sulfeto de zinco, altamente insolúveis, que são precipitados e acumulados no lodo.

5.12 Coliformes totais e termotolerantes

5.12.1 Coliformes totais e termotolerantes no sistema de tratamento anaeróbio I

Os valores médios dos números de coliformes totais no afluente foram $4,3 \times 10^7$, $4,4 \times 10^7$, $4,4 \times 10^7$, $4,3 \times 10^7$ e $2,4 \times 10^7$ NMP 100 mL⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente (Tabela 38). No efluente do reator UASB (R1), os valores diminuíram para $2,9 \times 10^6$; $4,4 \times 10^6$; $4,6 \times 10^6$; $2,9 \times 10^6$ e $2,1 \times 10^7$ NMP 100 mL⁻¹ nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. E no efluente final do reator UASB (R2), os valores foram de $2,1 \times 10^5$; $2,6 \times 10^5$; $3,0 \times 10^5$; 2×10^5 e $1,7 \times 10^7$ NMP 100 mL⁻¹ nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente.

TABELA 38. Valores médios da concentração de coliformes totais e coliformes termotolerantes no afluente e efluente do UASB 1 (R1) e UASB 2 (R2) e eficiência de remoção no R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio				
		1	2	3	4	5
Coliformes totais NMP/ 100 mL	Afluente	$4,3 \times 10^7$	$4,4 \times 10^7$	$4,4 \times 10^7$	$4,3 \times 10^7$	$2,4 \times 10^8$
	R1	$2,9 \times 10^6$	$4,40 \times 10^6$	$4,6 \times 10^6$	$2,9 \times 10^6$	$2,1 \times 10^7$
	R2	$2,1 \times 10^5$	$2,6 \times 10^5$	$3,0 \times 10^5$	$2,1 \times 10^5$	$1,7 \times 10^7$
E (%)	R1	93,25	92,27	92,08	93,25	91,25
	R2	92,75	92,39	87,37	92,75	19,05
	R1+R2	99,50	99,40	99,00	99,50	92,92
Coliformes termotolerantes NMP/ 100 mL	Afluente	$4,3 \times 10^7$	$4,3 \times 10^7$	$4,0 \times 10^7$	$4,3 \times 10^7$	$2,1 \times 10^8$
	R1	$2,9 \times 10^6$	$3,3 \times 10^6$	$1,50 \times 10^6$	$2,8 \times 10^6$	$1,7 \times 10^7$
	R2	$1,9 \times 10^5$	$2,2 \times 10^5$	$2,4 \times 10^5$	$1,9 \times 10^5$	$1,2 \times 10^7$
E (%)	R1	93,26	89,25	89,36	93,48	91,90
	R2	93,45	94,76	93,48	93,20	29,41
	R1+R2	99,56	99,44	99,31	99,56	94,29

As eficiências médias de remoção de coliformes totais no R1, R2 e sistema de tratamento (R1+R2) foram de 93,25; 92,27; 92,08; 93,25 e 91,25 %, de 92,75; 92,39; 87,37; 92,08; 93,25 e de 99,50%; 99,40%; 99,0%; 99,50 e 92,92% nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente.

Os valores de coliformes termotolerantes foram semelhantes ou muito próximos aos obtidos para coliformes totais, conforme descrito na Tabela 38.

Observa-se pelos resultados que os menores valores de eficiência de remoção de coliformes totais e termotolerantes foi obtido no ensaio 5, onde se aplicou o menor TDH, a maior COV e onde houve as mais baixas temperaturas.

Santana e Oliveira (2011) encontraram valores semelhantes de remoção de coliformes termotolerantes neste mesmo sistema anaeróbio. Os valores médios de coliformes termotolerantes no afluente observados por Santana e Oliveira (2011) foram de $1,5 \times 10^7$ a $4,3 \times 10^8$ NMP/100 mL, reduzindo nos efluentes do R1 e R2, para valores mínimos de $4,3 \times 10^6$ e $2,4 \times 10^6$ NMP/100 mL, respectivamente.

5.12.2 Coliformes totais e termotolerantes no sistema de tratamento anaeróbio II

Os valores médios dos números de coliformes totais no afluente foram de $2,9 \times 10^7$; $4,2 \times 10^7$; $1,4 \times 10^7$; $9,3 \times 10^7$ e $2,2 \times 10^8$ NMP/100 mL nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. No efluente do UASB (R1) esses valores diminuíram para $7,5 \times 10^6$; $6,8 \times 10^6$; $2,2 \times 10^6$; $9,6 \times 10^6$ e $3,7 \times 10^7$ MNP/100 mL, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. No efluente do filtro anaeróbio (R2) os valores foram $2,3 \times 10^6$; $4,4 \times 10^6$; $6,2 \times 10^5$; $1,2 \times 10^5$ e $1,7 \times 10^7$ MNP/100 mL, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente.

As eficiências de remoção de coliformes totais no reator UASB (R1) foram de 74,12; 84,00; 83,53; 89,78 e 83,18 % nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente. No filtro anaeróbio (R2) a remoção foi de 69,33, 93,53, 71,82, 98,73 e de 54,05%, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) foram observadas eficiências de remoção de coliformes totais de 96,08; 84,55; 94,03; 99,80 e 91,18%, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente.

TABELA 39. Valores médios da concentração de coliformes totais e coliformes termotolerantes no afluente e efluente do UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) e eficiência de remoção no R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio				
		1	2	3	4	5
Coliformes totais NMP/100 mL	Afluente	$2,9 \times 10^7$	$4,2 \times 10^7$	$1,4 \times 10^7$	$9,3 \times 10^7$	$2,2 \times 10^8$
	R1	$7,5 \times 10^6$	$6,8 \times 10^6$	$2,2 \times 10^6$	$9,6 \times 10^6$	$3,7 \times 10^7$
	R2	$2,3 \times 10^6$	$4,4 \times 10^5$	$6,2 \times 10^5$	$1,2 \times 10^5$	$1,7 \times 10^7$
E (%)	R1	74,12	84,00	83,53	89,78	83,18
	R2	69,33	93,53	71,82	98,73	54,05
	R1+R2	96,08	84,55	94,03	99,80	91,18
Coliformes termotolerantes NMP/100 mL	Afluente	$2,9 \times 10^7$	$4,0 \times 10^7$	$1,4 \times 10^7$	$9,3 \times 10^7$	$2,4 \times 10^8$
	R2	$6,4 \times 10^6$	$5,4 \times 10^6$	$4,4 \times 10^7$	$9,3 \times 10^6$	$4,0 \times 10^7$
	R1+R2	$1,4 \times 10^6$	$4,3 \times 10^5$	$4,6 \times 10^5$	$9,1 \times 10^4$	$2,0 \times 10^7$
E (%)	R1	77,93	86,66	69,62	90,00	84,00
	R2	78,12	90,38	89,55	99,02	50,00
	R1+R2	98,57	88,72	92,55	99,90	89,00

Rodrigues et al., (2010) obtiveram resultados semelhantes de coliformes termotolerantes no efluente de reator UASB com a aplicação COV de 1,1 a 17,5 g DQO (L d)⁻¹, precedido por um decantador tratando águas residuárias de suinocultura. No afluente do sistema, efluente do decantador e do reator UASB foram observados valores de coliformes termotolerantes de 5×10^7 ; 2×10^6 e 4×10^4 NMP/100 mL, com redução de 0,95 e 1,24 unidades logarítmicas, respectivamente.

5.12.3 Coliformes totais e termotolerantes no sistema de pós - tratamento

No afluente (R2) os valores de coliformes totais foram de $1,4 \times 10^6$; $4,3 \times 10^5$; $4,3 \times 10^5$; $1,2 \times 10^5$ e $2,0 \times 10^7$ NMP (100 mL)⁻¹ e diminuiram para $2,0 \times 10^4$; $4,8 \times 10^4$; $4,8 \times 10^4$; $6,0 \times 10^4$ e $2,2 \times 10^6$ NMP (100 mL)⁻¹ no efluente do R3 e para $2,0 \times 10^4$; $4,0 \times 10^4$; $2, \times 10^4$; $1,2 \times 10^6$ NMP (100 mL)⁻¹ no efluente do decantador, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente .

No filtro biológico percolador foi observado a redução de coliformes totais de 96,08; 84,55; 94,03; 50,0 e 91,18 % no R3 e de 73,33; 32,25; 18,92; 0,0 e 20 % no decantador, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente. No sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio foram observadas eficiências de 99,91; 99,98; 99,78; 99,93 e 99,45 % de remoção de coliformes totais nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente.

As concentrações de coliformes termotolerantes e as eficiências de remoção foram semelhantes ou idênticas às encontradas para os coliformes totais (Tabela 40).

TABELA 40. Valores médios da concentração de coliformes totais e coliformes termotolerantes no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador (Dec) e eficiência de remoção de coliformes totais e termotolerantes nos efluentes do filtro biológico percolador, decantador e sistema anaeróbio/aeróbio nos cinco ensaios.

Amostra		Ensaio				
		1	2	3	4	5
Coliformes totais NMP/ 100 mL	R2	$1,4 \times 10^6$	$4,3 \times 10^5$	$4,3 \times 10^5$	$1,2 \times 10^6$	$2,0 \times 10^7$
	R3	$2,0 \times 10^4$	$4,8 \times 10^4$	$4,8 \times 10^4$	$6,0 \times 10^4$	$2,2 \times 10^6$
	Dec	$2,0 \times 10^4$	$4,0 \times 10^4$	$4,0 \times 10^4$	$6,0 \times 10^4$	$1,2 \times 10^6$
E (%)	R3	96,08	84,55	94,03	50,00	91,18
	Dec	73,33	32,35	18,92	0	20,00
	Sistema	99,91	99,89	99,78	99,93	99,45
Coliformes termotolerantes NMP / 100 m.L ⁻¹	R2	$1,4 \times 10^6$	$4,3 \times 10^5$	$4,6 \times 10^5$	$9,1 \times 10^4$	$2,0 \times 10^7$
	R3	$2,0 \times 10^4$	$4,8 \times 10^4$	$3,4 \times 10^5$	$6,0 \times 10^4$	$2,2 \times 10^6$
	DEC	$2,0 \times 10^4$	$4,0 \times 10^4$	$2,9 \times 10^4$	$6,0 \times 10^4$	$1,2 \times 10^6$
E (%)	R3	98,57	88,72	92,55	34,06	89,00
	Dec	0	17,53	14,71	0	45,50
	Sistema	99,93	99,90	99,80	99,93	99,52

No efluente do sistema de pós tratamento os valores de coliformes termotolerantes foram de acima 10^4 NMP / 100 mL. Efluentes com essa concentração de coliformes podem ser aplicados no solo com culturas, podendo reduzir significativamente ou suprimir os coliformes termotolerantes. Isto pode ser comprovado nos experimentos conduzidos por Urbinati (2011) e Cangani (2011) que avaliaram o tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas de tratamento anaeróbio e anaeróbio/aeróbio, para posterior uso no cultivo de milho e sorgo. Os valores de coliformes termotolerantes no efluente de dois UASB em série foi da ordem de grandeza de 10^5 a 10^6 NMP/100 mL e no sistema composto por dois reatores UASB seguido por RSB, os valores mínimos observados foram da ordem de 10^4 NMP/100 mL. Os autores afirmam que um período de 45 a 60 dias foi suficiente para a redução ou supressão dos patógenos no solo, contribuindo para a diminuição dos riscos de exposição dos trabalhadores, além de garantir grãos livres de contaminação na colheita.

5.13 Comparação da eficiência de remoção dos principais atributos, entre os sistemas de tratamento anaeróbio I e II (R1+R2)

Observa-se na Tabela 41, que o sistema de tratamento anaeróbio I, apresentou vantagens da ordem de 2,3; 4,0; 7,4; 6,2, 9,3 e 4,8 % na remoção de DQO total, DQO diss, SST, SSV, P-total e NK, respectivamente, em relação ao sistema de tratamento anaeróbio II.

No sistema de tratamento anaeróbio II, eficiências de remoção de coliformes totais e termotolerantes e a produção volumétrica de metano foram 3,0; 4,0 e 27,6 % superiores ao sistema I.,

Para o Cu e Zn as eficiências de remoção foram idênticas nos dois sistemas de tratamento anaeróbio

TABELA 41. Eficiência de remoção de DQO total, DQO diss, SST, SSV, P-total, NK, coliformes totais e termotolerantes e produção de metano nos sistemas de tratamento anaeróbio I e II entre os cinco ensaios.

Atributo	Sistema de tratamento anaeróbio	
Eficiência de remoção (%)	Sistema I	Sistema II
DQO total	68 a 89	80 a 87
DQO diss	51 a 66	40 a 59
SST	71 a 92	75 a 86
SSV	64 a 91	64 a 84
P-total	30 a 70	49 a 64
NK	20 a 58	27 a 55
Cu	75 a 80	75 a 80
Zn	80 a 95	80 a 95
Produção de metano		
PVM $(\text{m}^3 \text{CH}_4(\text{m}^3 \text{reator d})^{-1})$	0,278 a 0,419	0,205 a 0,535
PEM $(\text{m}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQOtotal removida})^{-1})$	0,043 a 0,158	0,056 a 0,149

O sistema de tratamento anaeróbio I apresentou vantagens em relação ao sistema de tratamento anaeróbio II, na maioria dos atributos avaliados, com exceção da remoção de coliformes e da produção volumétrica de metano. Essas vantagens

são discretas, porém se tornam maiores se considerarmos os custos com meio suporte que é dispensado nos sistemas apenas com reatores UASB. Deve ser considerado ainda a mão de obra extra de colocar, retirar o meio suporte do interior do reator, além do destino final que será dado ao material usado como meio suporte, quando este não for mais utilizado.

5.14 Sistemas de *wetlands*

5.14.1 pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido nos *wetlands*

Os valores de pH do afluente para o efluente do *wetland* I com alface d'água diminuiu de 7,54 para 7,37 e no *wetland* I com aguapé diminuiu para 7,41. Os valores médios de pH nos *wetlands* II com alface e com aguapé também diminuíram do afluente para os respectivos efluentes.

Os valores médios de alcalinidade total foram de 2314, 530 e 455 mg L⁻¹ no afluente e efluentes dos *wetlands* I com alface d'água e aguapé, respectivamente e de 2055, 457 e 417 mg L⁻¹ no afluente e efluentes dos *wetlands* II com alface d'água e aguapé, respectivamente. Os valores diminuíram do afluente para os efluentes dos *wetlands*, pois a alcalinidade é necessária para que ocorra a nitrificação e provavelmente foi consumida neste processo.

Os valores médios de oxigênio dissolvido (OD) foram de 0,0, 2,89 e 2,22 mg L⁻¹ no afluente e efluentes dos *wetlands* I com alface d'água e aguapé e de 3,08, 2,66 e 2,60 mg L⁻¹ no afluente e efluentes dos *wetlands* II com alface d'água e aguapé, respectivamente. O valor de OD aumentou no efluente dos *wetlands* I, pois era oriundo de reator anaeróbio. O afluente dos *wetlands* II, oriundo de filtro biológico percolador e decantador, continham OD, e ocorreu a redução, provavelmente devido ao processo de nitrificação. Costa et al. (2003) avaliaram em *wetlands* esgoto sanitário sem tratamento prévio e observaram que o valor de OD aumentou de 0,0 para 0,32 mg L⁻¹ em tanques com vegetação (*typha* spp) e de 0,0 para 0,28 mg L⁻¹ em *wetlands* sem vegetação.

TABELA 42. Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de pH, alcalinidade total (AT) e oxigênio dissolvido (OD) no afluente e efluentes do *wetland* I e *wetland* II.

	<i>wetland</i> I			<i>wetland</i> II		
	Afluente	Alface	Aguapé	Afluente	Alface	Aguapé
pH	7,54	7,37	7,41	7,95	7,29	7,27
c.v.	3	4	3	5	4	4
AT	2314	530	455	2055	457	417
c.v.	42	56	59	47	46	29
OD	-	2,89	2,22	3,08	2,66	2,60
c.v.	-	19	26	31	39	29

AT – mg CaCO₃/L; OD – mg O₂/L

5.14.2 Demanda química de oxigênio nos sistemas *wetlands*

Os valores médios de DQO_{total} observado no afluente e efluentes dos *wetlands* I com alface d' água e aguapé, foram de 1238, 118 e 108 mg L⁻¹, respectivamente (Tabela 42). No afluente e efluentes dos *wetlands* II, os valores de DQO_{total} foram de 530, 178 e 156 mg L⁻¹, com alface d' água e aguapé, respectivamente. Os valores DQO_{total}, atendem à Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008, que estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes de até 180 mg/L ou tratamento com eficiência de redução de DQO de no mínimo 55%, para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais e tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 70% para os demais sistemas. O efluente dos *wetlands* também atendem a legislação do estado do Ceará, em que a SEMACE por meio da Portaria N°154, de 22 de Julho de 2002, estabelece para as indústrias ou qualquer fonte poluidora um padrão de lançamento de até 200 mg L⁻¹ de DQO_{total}.

Os valores de DQO diss foram de 225, 41, 32 mg L⁻¹ e de 121, 54 e 44 mg L⁻¹, no afluente e efluentes dos *wetlands* I e *wetlands* II com alface d' água e aguapé, respectivamente. Os valores de DQO_{ss} foram de 1013, 77 e 77 mg L⁻¹ e de 409, 125 e 112 mg L⁻¹ no afluente e efluentes dos *wetlands* I e *wetlands* II com alface d' água e aguapé, respectivamente

TABELA 43. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de DQO_{total}, DQO dissolvida (DQO_{diss}) e DQO suspensa (DQO_{ss}) no afluente e efluentes do *wetland* I e *wetland* II.

		<i>wetland</i> I			<i>wetland</i> II		
		Afluente	Alface	Aguapé	Afluente	Alface	Aguapé
DQO _{total}	mg L ⁻¹	1238	118	108	530	178	156
	CV	27	60	77	62	68	78
DQO _{diss}	mg L ⁻¹	225	41	32	121	54	44
	CV	59	86	109	74	94	92
DQO _{ss}	mg L ⁻¹	1013	77	77	409	125	112
	CV	35	46	53	70	62	72

Os valores de DQO total, assim como dos outros atributos avaliados nos *wetlands* não foram influenciados pela precipitação, uma vez que esta foi ausente na maioria dos dias que transcorreram o experimento. Nos raros dias que houve precipitação esta foi baixa e/ou não foi realizado análise de DQO, pois eram realizadas apenas duas vezes por semana.

Os menores valores de DQO total não coincide com os maiores valores de evaporação e evapotranspiração. A evaporação e evapotranspiração não sofreram grandes variações, provavelmente influenciado pela temperatura, que também não sofreu grandes variações durante o período do experimento. A temperatura média do ar foi em média 19,1 °C no período do experimento.

Não há como fazer uma relação entre os dados meteorológicos e o comportamento dos *wetlands*. Por essa razão, o experimento com *wetlands* deveria ser realizado por um período mais longo, em períodos de diferentes índices de precipitação e diferentes condições de temperatura, afim de verificar a influência destes parâmetros no comportamento dos *wetlands*. Os dados de precipitação, evaporação, evapotranspiração e temperatura, observadas na estação agroclimatológica da UNESP estão no apêndice K e a série histórica de DQO total e SST nos *wetlands* I e II estão no Apêndice L.

As médias das eficiências de remoção de DQO_{total}, DQO_{diss} e DQO_{ss} nos *wetlands* I, foram 86, 72 e 85 % respectivamente, com alface d'água e de 89, 83 e 89 % respectivamente, com aguapé. Nos *wetlands* II, As médias da eficiência de remoção de DQO_{total}, DQO_{diss} e DQO_{ss} foram 72, 78 e 71% respectivamente, com alface d'água e de 77, 80 e 73 % respectivamente, com aguapé (FIGURA 21).

Tavares (2008) obteve altas remoções de DQO, de 94 %, porém o afluente possuía concentrações de 400 a 1000 mg L⁻¹, e os *wetlands* eram cultivados com lemnáceas e tratavam efluentes terciário de suinocultura.

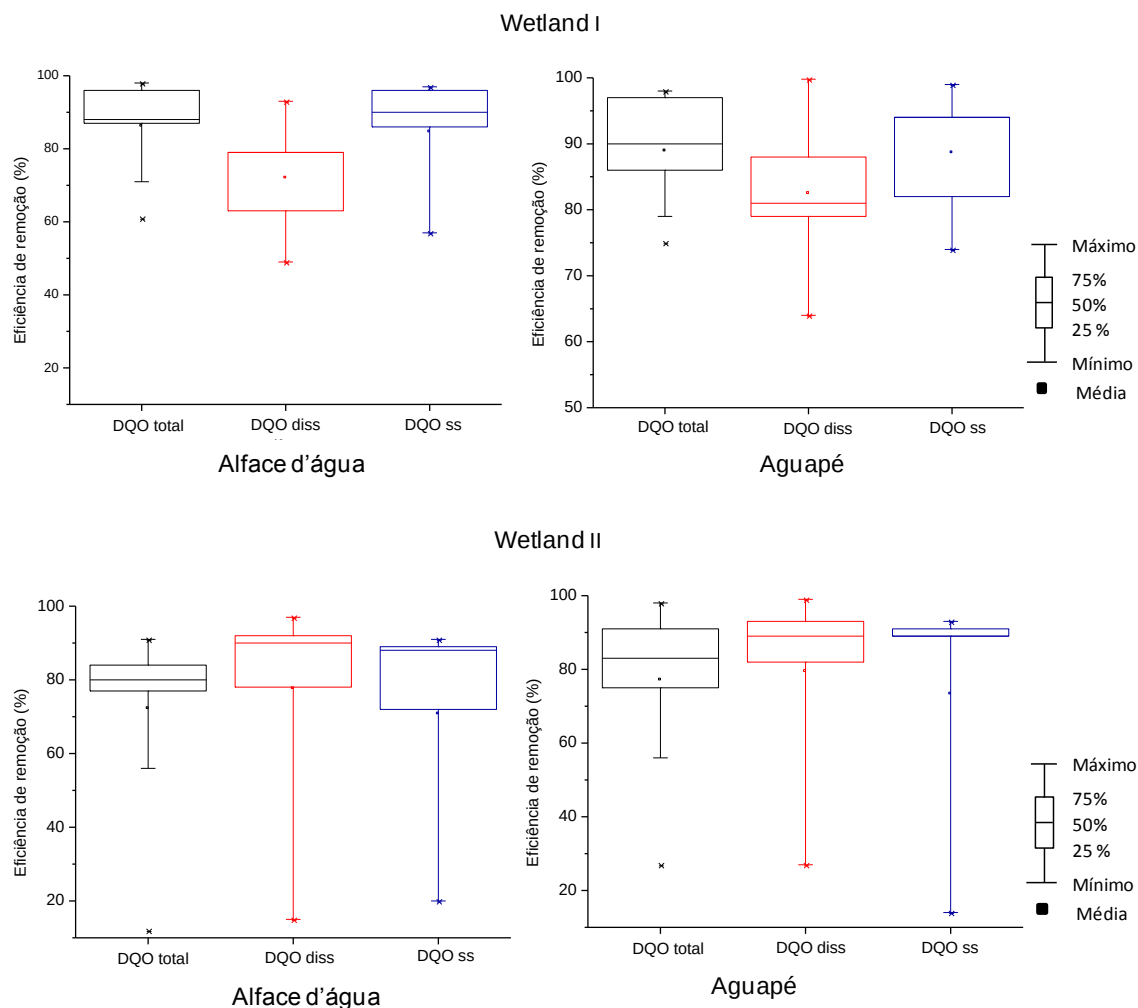


FIGURA 21. Eficiência de remoção de DQO total, DQO dissolvida (DQO diss) e DQO suspensa (DQO ss) nos efluentes dos *wetlands* I e II.

5.14.3 Sólidos Suspensos nos sistemas *wetlands*

Os valores de SST no afluente e efluentes dos *wetlands* I e II, com alfaca d'água e aguapé foram de 1735, 93 e 88 mg L⁻¹ e 960, 55 e 87 mg L⁻¹, respectivamente. Os valores de SSV no afluente e efluentes dos *wetlands* I e II, com alfaca d'água e aguapé foram de 436, 31 e 35 mg L⁻¹ e de 472, 23 e 36 mg L⁻¹, respectivamente.

Os efluentes dos *wetlands* em termos de sólidos suspensos, apresentam boa qualidade para reúso e lançamento em corpos d'água, pois atendem à Deliberação

normativa conjunta do Estado de Minas Gerais (COPAM/CERH, 2008) que estipulam valores de até 100 mg L⁻¹ de SST para o lançamento de efluentes.

TABELA 44. Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) no afluente e efluentes dos *wetlands* I e *wetlands* II.

		<i>wetland</i> I			<i>wetland</i> II		
		Afluente	Alface	Aguapé	Afluente	Alface	Aguapé
SST	mg L ⁻¹	1735	93	88	960	55	87
	CV	84	86	102	39	134	82
SSV	mg L ⁻¹	436	31	35	472	23	36
	CV	105	61	76	73	117	134
SSF	mg L ⁻¹	1299	56	35	488	29	41
	CV	120	104	120	91	116	79

A eficiência de remoção de SST, SSV e SSF apresentaram valores mínimos e máximos de 79 e 99 %, de 81 e 88 % e de 71 e 91 % nos *wetlands* I com alface d'água e de 77 e 99 %, de 90 e 94 % e de 67 e 98 % nos *wetlands* I com aguapé, respectivamente. Nos *wetlands* II os valores mínimos e máximos de SST, SSV e SSF foram 47 e 94 %, de 87 e 95 %, de 85 e 99 % nos *wetlands* II com alface dá água e de 47 e 99 %, 84 e 98 % e de 57 e 99 % no *wetland* II com aguapé, respectivamente, conforme a Figura 22.

As altas taxas de remoção de matéria orgânica obtidas nos sistemas *wetlands* se devem provavelmente aos processos de sedimentação e filtração pela camada de meio suporte formado pela areia e brita. Segundo Matos et al. (2010), os *wetlands* favorecem a separação de SST por aprisionamento físico e adsorção por meio de biofilmes aderidos ao meio suporte e raízes desenvolvidas nesse ambiente. Além disso, esses sistemas são eficientes em função da baixa velocidade de escoamento e da grande área específica do meio suporte, o que favorece a sedimentação e filtração.

Chen et al. (2010) também obtiveram bons resultados de remoção de sólidos suspensos, de 90 e 94 %, em águas residuárias de suinocultura, tratadas em *wetlands* cultivados com *Eichhornia crassipes* (aguapé)

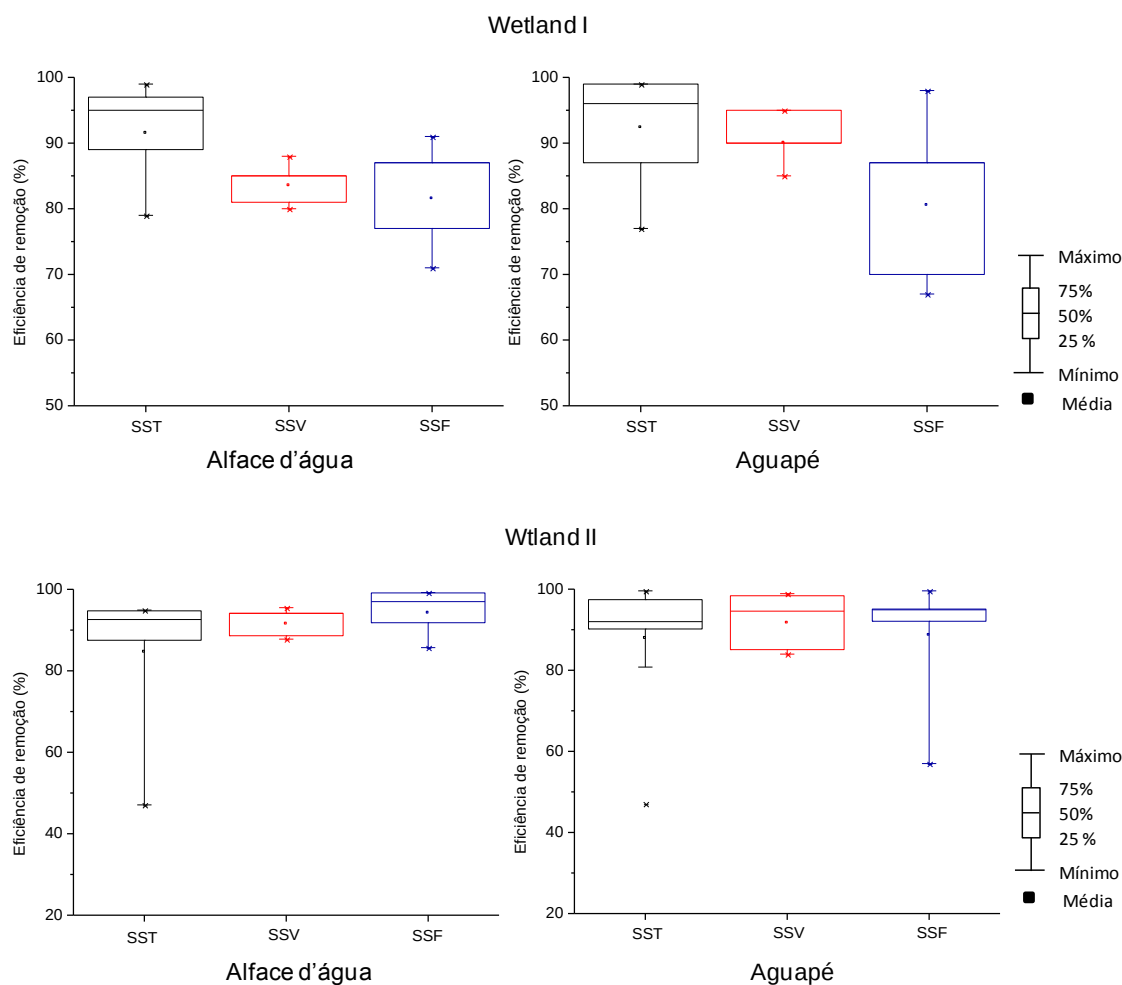


FIGURA 22. Eficiência de remoção de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) no efluente dos *wetlands* II

5.14.4 Nitrogênio kjedhal , nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato nos sistemas *wetlands*

Os valores médios das concentrações de NK foram de 551, 77 e 69 mg L⁻¹ no afluente e efluentes nos *wetlands* I com alface d'água e aguapé e de 397, 73 e 64 mg L⁻¹ no afluente e efluentes nos *wetlands* II com alface d'água e aguapé, respectivamente. Os valores médios das concentrações de N - am foram de 427, 83 e 67 mg L⁻¹ no afluente e efluentes nos *wetlands* I com alface d'água e aguapé e de 264, 65 e 59 mg L⁻¹ no afluente e efluentes nos *wetlands* II com alface d'água e aguapé, respectivamente (Tabela 44).

Os valores médios de nitrito foram de 10,5 e 10,1 mg L⁻¹ nos efluentes dos *wetlands* I com alface d'água e aguapé e de 66, 7,8 e 10,3 mg L⁻¹ no afluente e

efluentes nos *wetlands* II com alface d' água e aguapé, respectivamente. Os valores médios das concentrações de nitrato foram de 6,0 mg L⁻¹ nos efluentes dos *wetlands* I com alface d' água e aguapé e de 11,0; 6,0; e 7,0 mg L⁻¹ no afluente e efluentes nos *wetlands* II com alface d' água e aguapé, respectivamente.

TABELA 45. Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de nitrogênio kjedhal (NK), nitrogênio amoniacal (N-am), nitrito e nitrato no afluente e efluentes do *wetland* I e *wetland* II.

		<i>wetland</i> I			<i>wetland</i> II		
		Afluente	Alface	Aguapé	Afluente	Alface	Aguapé
NK	mg L ⁻¹	551	77	69	397	73	64
	CV	37	35	27	37	36	25
N – am	mg L ⁻¹	427	83	67	264	65	59
	CV	5	71	74	53	48	39
Nitrito	mg L ⁻¹	-	10,5	10,1	66	7,8	10,3
	CV	-	74	44	75	61	55
Nitrato	mg L ⁻¹	-	6,0	6,0	10,0	6,0	7,0
	CV	-	7	39	65	8	56

Caris et al. (2008) testaram o potencial de biorremediação de águas residuárias da suinocultura por *Lemna minuta* sob o efeito de diferentes taxas de nitrogênio amoniacal, que variaram de 21,0 a 84,2 mg L⁻¹. Os valores das concentrações de nitrito aumentaram de 0,01 para 0,03 mg L⁻¹ e de 0,02 para 0,16 mg L⁻¹, ocasionando um incremento de 200 a 700 % de nitrito no sistema. Os valores das concentrações de nitrato aumentaram de 0,06 para 0,08 mg L⁻¹ e de 0,12 para 0,38 mg L⁻¹, ocasionando um incremento de 33 a 216 % de nitrato ao sistema.

A eficiência de remoção de NK foram de no mínimo e máximo de 72 e 94 %, 75 e 94 %, nos efluentes dos *wetlands* I com alface d' água e aguapé de 57 e 91 %, 64 e 91 %, nos *wetlands* II com alface d' água e aguapé, respectivamente (Figura 23). A eficiência de remoção de N - am foram no mínimo e máximo de 57 e 96 %, 54 e 96 % nos efluentes dos *wetlands* I com alface d' água e aguapé e de 57 e 92 %, 58 e 92 % nos *wetlands* II, com alface e aguapé, respectivamente.

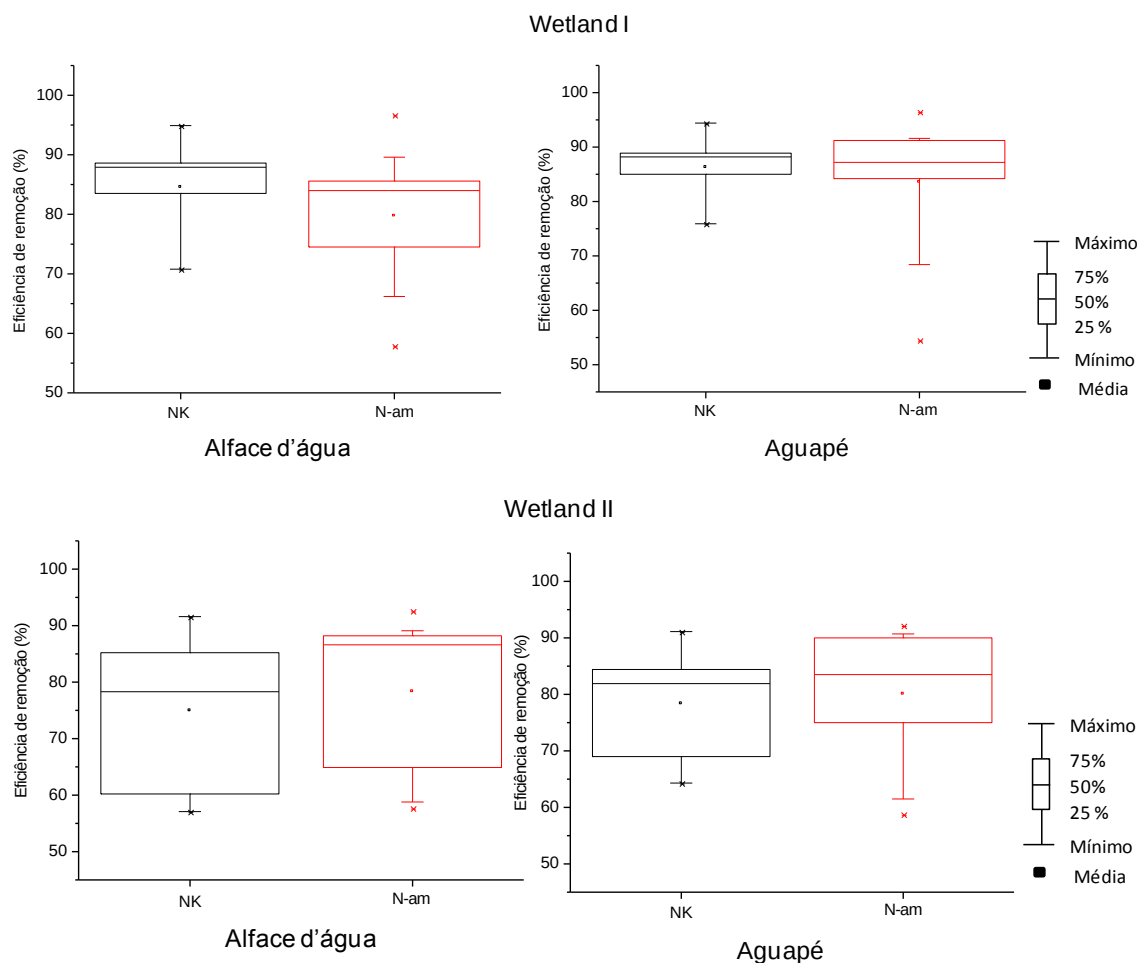


FIGURA 23. Eficiência de remoção de nitrogênio kjedhal (NK) e nitrogênio amoniacal (N- am) nos efluentes dos *wetlands* I e II.

Peng et al. (2012) avaliaram a performance de *wetlands* tratando águas residuárias de suinocultura com altas cargas orgânicas, utilizando *Phragmites australis* e *Acorus calamus* Linn, e observaram eficiência de remoção de N - am de até 99 %. Segundo os autores a remoção de N – am por nitrificação foi alta com temperatura mais elevada, de 20 a 25 °C.

5.14.5 Fósforo, Ca, K, Mg e Na nos sistemas *wetlands*

Os valores médios das concentrações de P – total foram de 767, 60 e 27 mg L⁻¹ no afluente e efluentes nos *wetlands* I com alfaca d'água e aguapé e de 181, 37 e 39 mg L⁻¹ no afluente e efluentes nos *wetlands* II com alfaca d'água e aguapé, respectivamente.

Os valores médios das concentrações Ca, Mg, K e Na no afluente dos *wetlands* I e II foram de 65 e 155 mg L⁻¹, de 25 e 55 mg L⁻¹, de 260 e 180 mg L⁻¹ e de 72 e 76 mg L⁻¹, respectivamente.

Nos efluentes dos *wetlands* I e II, com alface d'água e aguapé foram observadas concentrações Ca e Mg de 50 e 15 mg L⁻¹, respectivamente.

Os valores médios das concentrações de K foram de 65 e 45 mg L⁻¹ e de 70 e 85 mg L⁻¹ no efluentes dos *wetlands* I e II, com alface e aguapé. Os valores médios das concentrações de Na foram de 27 e 26 mg L⁻¹ e de 27 e 27 mg L⁻¹ no afluente e efluentes nos *wetlands* I e II, respectivamente.

TABELA 46. Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de fósforo (P-total), cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na), no afluente e efluentes do *wetland* I e *wetland* II.

		<i>wetland</i> I			<i>wetland</i> II		
		Afluente	Alface	Aguapé	Afluente	Alface	Aguapé
P-total	mg L ⁻¹	767,1	60,0	27,3	181,0	37,2	39,8
	CV	20	59	107	29	131	123
Ca	mg L ⁻¹	65,0	50,0	50,0	155,0	50,0	50
	CV	58	68	38	167	109	80
Mg	mg L ⁻¹	25	15	15	55	15	15
	CV	34	62	40	22	101	71
K	mg L ⁻¹	260	65	45	180	70	85
	CV	59	48	42	72	65	88
Na	mg L ⁻¹	72,1	27,3	26,2	76,8	27,1	27,9
	CV	46	37	31	31	77	41

Conforme observa-se na Figura 24, os valores mínimos e máximos de eficiência de remoção de P- total foram 80 e 85 % e 70 e 76 % nos efluentes dos *wetlands* I e de 86 e 98 % e 94 e 99 % nos *wetlands* II com alface d'água e aguapé, respectivamente. Esses altos índices de remoção de fósforo nos *wetlands*, podem ter ocorrido devido aos processos físicos de precipitação e sedimentação. As plantas também participam da remoção de fósforo, pela incorporação deste nutriente à biomassa, porém neste trabalho a influência das plantas foi insignificante, pois tiveram baixa produtividade, pois o ensaio foi realizado no período de inverno.

Outros autores também observaram altas taxas de remoção de fósforo em águas residuárias de suinocultura, por meio de sistemas *wetlands*, como Chen et al (2010) que utilizaram *E. crassipes* e conseguiram até 89 % de eficiência. Peng et al. (2012) tratando águas residuárias de suinocultura com altas cargas orgânicas,

utilizando *Phragmites australis* e *Acorus calamus* Linn, observaram eficiência de remoção de fósforo de 97 a 99 %, respectivamente. Segundo Peng et al. (2012) a remoção do fósforo se dá principalmente por coprecipitação com Ca e Mg.

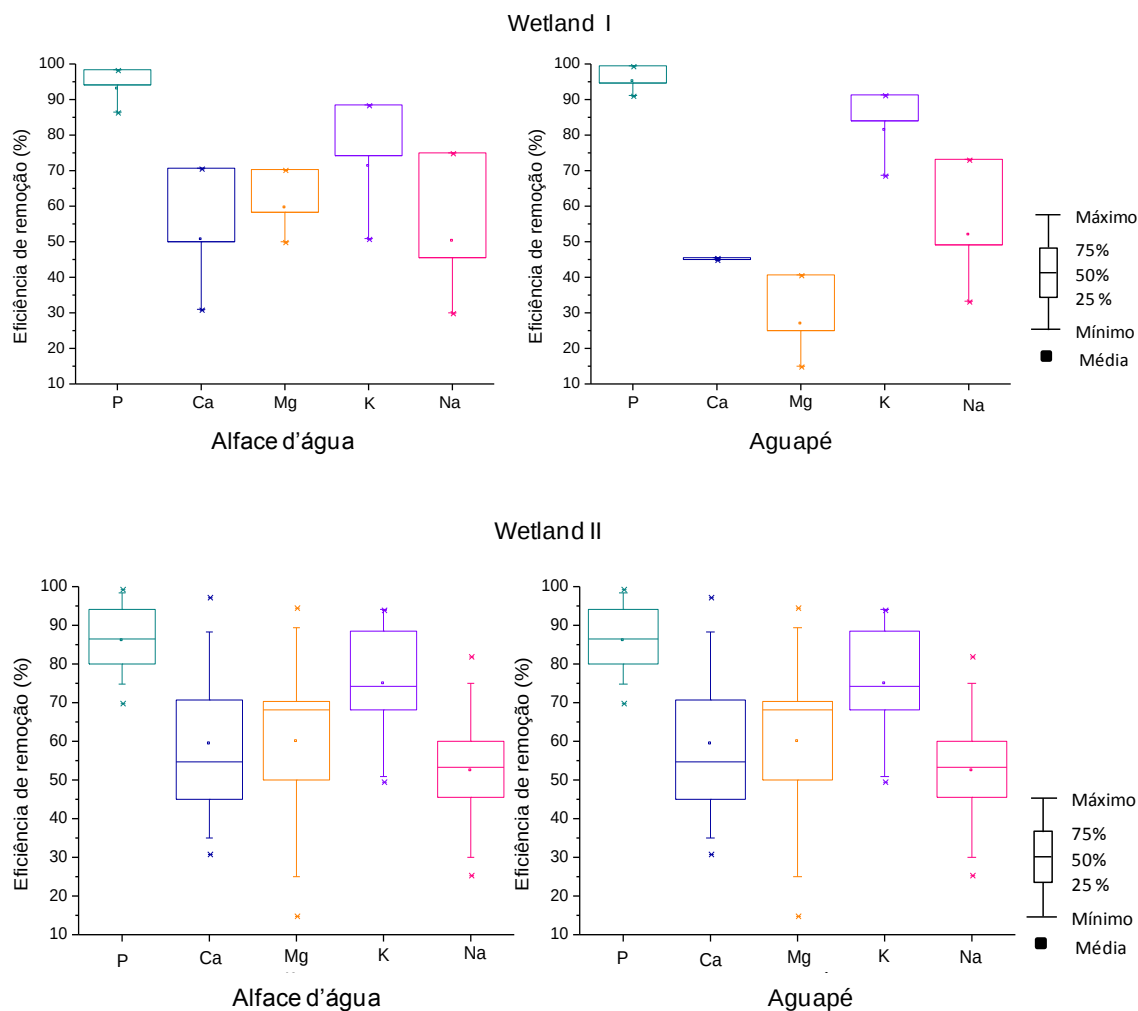


FIGURA 24. Eficiência de remoção de fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na), nos efluentes dos *wetlands* I e II.

Os valores mínimos e máximos das remoções de Ca foram de 35 e 88 %, 54 e 97 % nos efluentes dos *wetlands* I e de 60 e 91 %, 64 e 91 % nos *wetlands* II com alface d'água e aguapé, respectivamente.

As eficiências de remoção mínimas e máximas de Mn foram de 51 e 89 %, 68 e 94 % nos efluentes dos *wetlands* I e de 50 e 70 %, 15 e 40 % nos *wetlands* II com alface d'água e aguapé, respectivamente.

Para o K, observou-se valores mínimos e máximos de remoções da ordem de 49 e 94 %, 63 e 94 % nos efluentes dos *wetlands* I e de 50 e 88 %, 68 e 91 % nos *wetlands* II com alface d'água e aguapé, respectivamente.

Para o Na observou-se valores mínimos e máximos de eficiência de remoção de 25 e 82 %, 46 e 60 % nos efluentes dos *wetlands* I e de 30 e 75 %, 49 e 73 % nos *wetlands* II, com alface d'água e aguapé, respectivamente.

Matos et al. (2010) obtiveram baixas eficiências de remoção de Na de águas residuárias de suinocultura da ordem de 18 a 28 % em wetland com as plantas *Typha latifolia* L. Segundo os autores, a baixa eficiência de Na ocorreu em virtude das altas concentrações em águas residuárias de suinocultura (25 e 50 mg L⁻¹), à grande solubilidade, à baixa absorção pelas plantas e à pequena associação do cátion com o material orgânico.

5.14.6 Mg, Fe, Cu e Zn nos sistemas *wetlands*

Na Tabela 46, estão descritos os valores das concentrações dos micronutrientes encontrados nos afluentes e efluentes dos *wetlands* I e II.

Os valores médios das concentrações de Mn, Fe, Cu e Zn no afluente dos *wetlands* I e II foram de 0,9 e 0,5 mg L⁻¹, de 0,3 e 0,2 mg L⁻¹, de 1,4 e 2,1 mg L⁻¹ e de 1,7 e 0,7 mg L⁻¹, respectivamente. No efluente dos *wetlands* I e II foram observadas concentrações de Mn, Fe, Cu e Zn inferiores a 0,7; 0,2; 1,0 e 0,6 mg L⁻¹.

TABELA 47. Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu) e zinco (Zn), no afluente e efluentes dos *wetlands* I e *wetland* II.

		<i>wetland</i> I			<i>wetland</i> II		
		Afluente	Alface	Aguapé	Afluente	Alface	Aguapé
Mn	mg L ⁻¹	0,9	0,4	0,7	0,5	0,5	0,4
	CV	59	58	49	61	100	71
Fe	mg L ⁻¹	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1
	CV	102	34	8		26	43
Cu	mg L ⁻¹	1,4	0,9	0,9	2,1	0,8	1,0
	CV	48	24	24		81	82
Zn	mg L ⁻¹	1,7	0,5	0,5	0,7	0,6	0,5
	CV	41	15	15		31	28

As concentrações de Fe, Cu, Zn e Mn no efluente dos *wetlands* atenderam à resolução CONAMA n° 430 de 2011, à Deliberação normativa conjunta COPAM (2008) e à Portaria 154 (SEMACE 2002) que firmam valores idênticos em seus

documentos de até 15,0; 1,0; e 5,0 e 1,0 mg L⁻¹, respectivamente, como condições para lançamento de efluentes.

Os valores mínimos e máximos de eficiência de remoção de Mn foram 10 e 90 %, 10 e 79 % nos efluentes dos *wetlands* I e de 10 e 77 %, 21 e 88 % nos *wetlands* II, com alface e aguapé, respectivamente.

Os valores mínimos e máximos das remoções de Fe foram de 92 e 98 %, 93 e 98 % nos efluentes dos *wetlands* I e de 88 e 98 %, 95 e 97 % nos *wetlands* II, com alface d'água e aguapé, respectivamente.

As eficiências médias de remoção do Cu foi no mínimo e máximo de 10 e 74 %, nos efluentes dos *wetlands* I e de 33 e 80 %, 33 e 88 % nos *wetlands* II, com alface d'água e aguapé, respectivamente (Figura 25).

Para o Zn, foram observados valores mínimos e máximos de remoções da ordem de 10 e 28 %, de 10 e 57 % nos efluentes dos *wetlands* I e de 10 e 98 % nos *wetlands* II com alface d'água e aguapé, respectivamente.

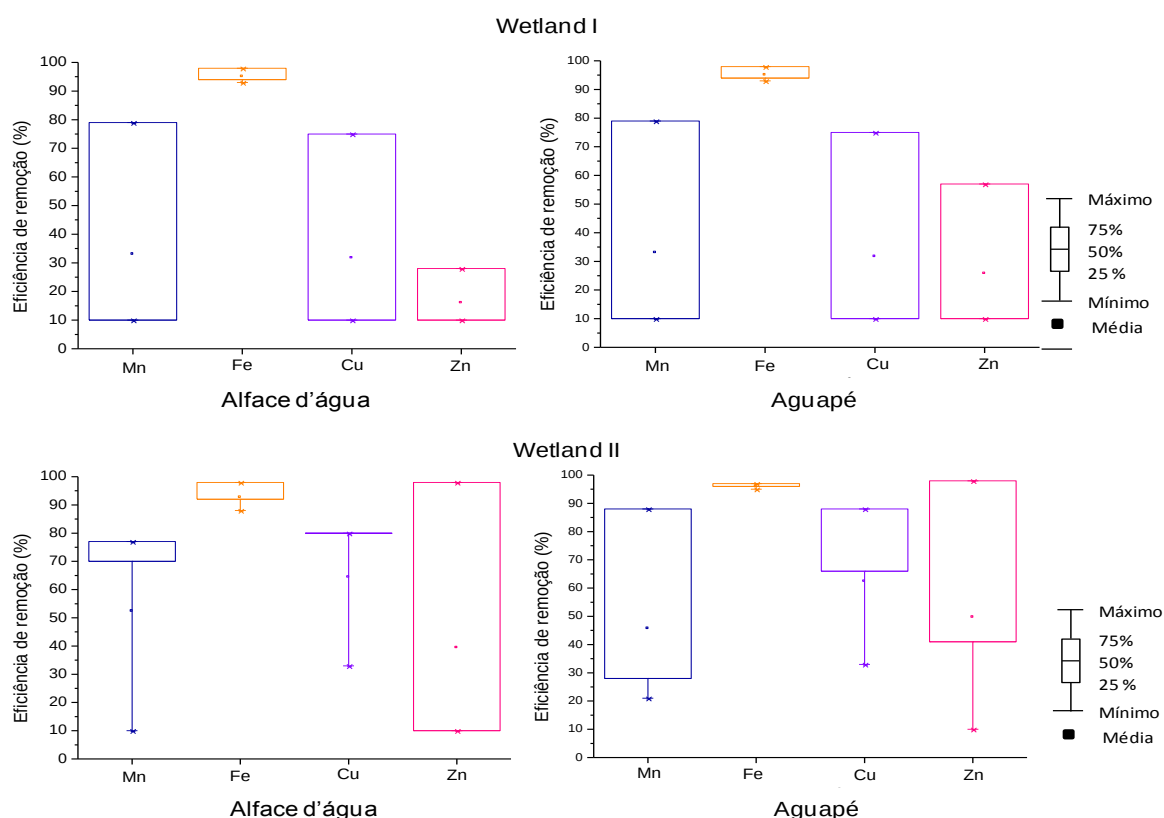


FIGURA 25. Eficiência de remoção de manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu) e zinco (Zn), nos efluentes dos *wetlands* I e II.

Matos et al. (2010) avaliaram também as eficiências de remoção de Cu e Zn de águas residuárias de suinocultura por meio de *wetlands*, obtendo valores de 81, 61, 90, 19 e 17% e de 93, 95, 88, 98, e 97 em sistemas com *typha latifolia* L., *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb., *Cynodon dactylon*, com as três plantas juntas e um sistema sem plantas, respectivamente. Yeh et al (2009) investigaram *wetlands* na remoção de metais em águas de rios contaminadas por dejetos de suínos utilizando as plantas *Typha latifolia* e *Phragmites australis*. As concentrações médias de cobre foram 0,064 mg L⁻¹ no afluente e 0,013; 0,011 e 0,011 mg L⁻¹, resultando em eficiências de remoção de 80, 83 e 83 % nos sistemas com controle, *typha* sp e *Phragmites* sp respectivamente.

5.14.7 Coliformes totais e termotolerantes nos *wetlands*

Os valores médios das concentrações de coliformes totais foram de $1,7 \times 10^7$; $4,6 \times 10^4$ e de $1,1 \times 10^5$ NMP/100 mL no afluente e efluentes nos *wetlands* I, com alface d'água e aguapé e de $1,2 \times 10^6$; $0,6 \times 10^2$ e $0,36 \times 10^3$ NMP/100 mL no afluente e efluentes nos *wetlands* II com alface d'água e aguapé, respectivamente. Os valores médios de coliformes termotolerantes foram de $1,2 \times 10^7$; $0,91 \times 10^3$ e 24×10^3 NMP/100 mL no afluente e efluentes nos *wetlands* I com alface d'água e aguapé e de $1,7 \times 10^6$; $0,31 \times 10^2$ e $0,36 \times 10^3$ NMP/100 mL no afluente e efluentes nos *wetlands* II com alface d'água e aguapé, respectivamente, conforme Tabela 47.

TABELA 48. Valores médios e coeficientes de variação (CV em %) das concentrações de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes dos *wetland* I e *wetland* II

	<i>wetland</i> I			<i>wetland</i> II		
	Afluente	Alface	Aguapé	Afluente	Alface	Aguapé
C. totais	$1,7 \times 10^7$	$4,6 \times 10^3$	$1,1 \times 10^5$	$1,2 \times 10^6$	$0,6 \times 10^2$	$0,36 \times 10^3$
CV	34	33	35	35	39	40
C.termotolerantes	$1,2 \times 10^7$	$0,91 \times 10^3$	$2,4 \times 10^4$	$1,7 \times 10^6$	$0,3 \times 10^2$	$0,36 \times 10^3$
CV	32	36	41	40	41	35

Valores de C. totais e termotolerantes expressos em NMP/100 mL; CV: (%)

A remoção foram de 99,73 a 99,99 de coliformes totais e de 99,80 a 99,99 de termotolerantes, nos *wetlands* I e II, respectivamente (figura 26).

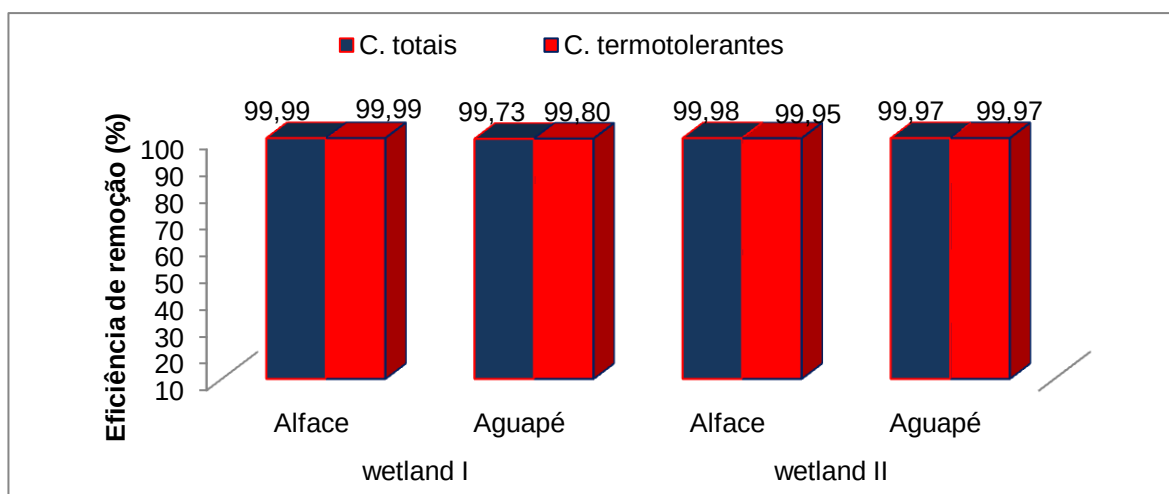


FIGURA 26. Eficiência de remoção (%) de coliformes totais (C.totais) e coliformes termotolerantes (C. termotolerantes) nos efluentes dos *wetlands* I e II.

Segundo a Resolução nº 357/2005 do CONAMA, águas doces são aquelas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰ ou 500 mg L⁻¹ de sólidos dissolvidos totais. O efluente final produzido nos *wetlands*, apresentaram concentrações de sólidos inferiores aos da referida resolução. As legislações federais e estaduais de lançamento de efluentes, não contemplam valores máximos de indicadores de contaminação microbológica, mesmo sendo os patógenos os atributos mais limitantes para o reúso de águas residuárias tratadas. Conforme as Resoluções nº 274/2000 e 357/2005 do CONAMA, em termos de coliformes, os efluentes dos *wetlands* I e II com aguapé, podem ser comparados, às águas doces de classe 3. Os corpos d'água enquadrados nesta classe, destinam-se à dessedentação de animais, recreação de contato secundário, pesca amadora e irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras. No *wetland* II com alface d'água, cuja concentração foi de aproximadamente 10², o efluente teve valores máximos inferiores aos de água doce de classe 2, que se destina à recreação de contato primário, proteção das comunidades aquáticas, irrigação de plantas frutíferas e de parques e jardins, campos de esporte e lazer, à aquicultura e à atividade de pesca. Portanto, o efluente dos *wetlands*, em termos de coliformes, é comparável ao de uma água doce classe 2 ou 3, o que evidencia a eficiência do processo de tratamento adotado.

De acordo com as diretrizes da Organização Mundial da Saúde WHO (2006), para reúso de águas residuárias e excretas, os efluentes dos *wetlands*, no que se

refere à concentração de coliformes, poderiam ser usados para a irrigação irrestrita, de culturas que partes comestíveis sejam ingeridas cruas, desde que não se desenvolvam rentes ao solo, e que sejam empregados sistemas de irrigação localizada (irrigação por gotejamento), ou então, permitindo a irrigação restrita, de culturas que partes comestíveis não sejam ingeridas cruas, e cujo manejo seja altamente mecanizado.

Os sistemas *wetlands* são opções de baixo custo que utilizam materiais diversos e muitas vezes acessíveis e disponíveis nas comunidades e empresas. Estes sistemas podem ser recomendados para os Estados do Norte e Nordeste, por exemplo, que carecem de tratamento de esgotos e que dispõem de grandes áreas. Nestes estados, o solo é predominantemente arenoso de forma que a biomassa vegetal utilizada nos *wetlands* pode ser incorporada ao solo, como adubo. Poderá ser também utilizada como ração para animais e há perspectivas de transformar macrófitas como aguapé e alface d'água em etanol, como já está sendo desenvolvido em escala de bancada no nosso laboratório.

6. VI. CONCLUSÕES

Os sistemas de tratamentos anaeróbios em dois estágios I e II tratando águas residuárias de suinocultura foram eficientes na remoção de DQO total, SST, SSV, Cu e Zn com valores máximos de 89, 92, 91, 80 e 95 % respectivamente.

Os sistemas de tratamentos anaeróbios em dois estágios I e II contribuem de maneira significativa na remoção de P-total, NK e coliformes termotolerantes com valores máximos de 70, 58 e 99,8 %, respectivamente.

As produções específicas de metano obtidas nos conjuntos de reatores dos sistemas de tratamento anaeróbios I e II, com valores máximos de 0,149 e 0,158 m^3CH_4 (kg DQO total removida)⁻¹ respectivamente são consideradas satisfatórias, a despeito das perdas que podem ocorrer nos sistemas.

O lodo do leito dos reatores é considerado estável e pode ser utilizado na agricultura.

O sistema de tratamento anaeróbio I apresentou vantagens de 2,3; 6,2; 9,3 e 4,8 % em relação aos parâmetros DQO, SSV, P-total e NK, respectivamente, e o sistema II, 27,6 % em relação à produção volumétrica de metano.

Os diferentes TDH e COV aplicados nos reatores UASB do primeiro estágio não provocaram diferenças nas eficiências de remoção de DQO total, DQO dissolvida, NTK, P-total, Cu e Zn.

A maior parcela da matéria orgânica e nutrientes é removida no reator UASB do primeiro estágio, porém o segundo reator, contribuiu para melhorar a qualidade do efluente, a produção de metano e a estabilidade dos sistemas de tratamento.

O filtro biológico percolador e decantador após os reatores UASB e filtro anaeróbio não apresentaram vantagem expressiva na remoção de DQO, sólidos suspensos, NK e coliformes, porém contribuiu na remoção de P-total, proporcionando ao sistema anaeróbio/aeróbio eficiência de 86 %.

O decantador à jusante do filtro biológico percolador é indispensável ao sistema, pois recupera a qualidade do efluente devido à retenção do lodo desprendido do biofilme.

Os *wetlands* podem ser instalados como pós-tratamento de reatores anaeróbios e anaeróbio/aeróbio, aumentando a remoção de DQO, sólidos

suspensos, NK, P-total, metais e coliformes.

7. RECOMENDAÇÕES

Melhorar a recirculação do lodo do decantador para o primeiro reator da série.

Aplicar carga orgânica volumétrica mais baixa nos *wetlands*, por meio de diluição dos afluentes anaeróbio e aeróbio ou adotar TDH mais alto e realizar o experimento em condições de temperaturas mais elevadas para proporcionar melhor desenvolvimento e crescimento das plantas.

Realizar o experimento sob diferentes condições de precipitação, evaporação, evapotranspiração e temperatura afim de verificar a influência destes parâmetros no comportamento e desempenho dos *wetlands*.

Operar os *wetlands* por tempo mais prolongado.

Viabilizar o uso e destino das plantas e da areia que compuseram os *wetlands*

REFERÊNCIAS

ABBASSI – GUENDOUZ, A.; BROCKMAN, D.; TRABLY, E.; DUMAS, C.; DELGENES, J. P.; STEYER, J. P.; ESCUDIÉ, R. Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. **Bioresource Technology**, Barking, v. 111, p. 55 – 61, 2012.

ABREU NETO, M.; OLIVEIRA, R. A. de. Remoção de matéria orgânica, de nutrientes e de coliformes no processo anaeróbico em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.29, n.1, p.148-161, 2009.

ABREU, E. F. **Estudo da diversidade microbiana metanogênica em reatores UASB tratando esgoto sanitário**. 2007.105 f Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Belo Horizonte, 2007.

ACHEAMPONG, M.A.; PAKSHIRAJAN, K.; ANNACHHATRE, A.P.; LENS, P. N.L. Removal of Cu(II) by biosorption onto coconut shell in fixed-bed column systems. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v.19, p.841–848, 2003

AKKER, B. V.D.; HOLMES, M.; CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J. Application of high rate nitrifying trickling filters for potable water treatment. **Water Research**, London, v. 42, n.17, p. 4514 – 4524, 2008.

AKKER, B. V.D.; HOLMES, M.; PEARCE, P.; CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J. Structure of nitrifying biofilms in a high-rate trickling filter designed for potable water pre-treatment. **Water Research**, London, v. 45, n.11, p. 3489 – 3498, 2011.

ALMEIDA, R. A; ALMEIDA, N. A. M. Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais. **Revista Eletrônica de Enfermagem**, Goiânia, v. 7, n. 3, p. 308 - 318, 2005.

ALMEIDA, P.G.S.; OLIVEIRA, S.C.; CHERNICHARO, C.A.L. Operação de filtros biológicos percoladores pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.16, n.3, p. 271-280, 2011.

ALMSTRAND, R.; LYDMARK, P.; SÖRENSSON, F.; HERMANSSON, M. Nitrification potential and population dynamics of nitrifying bacterial biofilms in response to controlled shifts of ammonium concentrations in wastewater trickling filters. **Bioresource Technology**, Barking, v. 102, n.17, p. 7685–7691, 2011.

ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; LUCAS FILHO, M. Filtros anaeróbios com fluxo ascendente e fluxo descendente. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**: coletânea de trabalhos técnicos. Belo Horizonte: RIMA/ABES, 2001. v.2, p. 185-192. Projeto PROSAB

APHA-AWWA-WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, (21st ed.), American Public Health Association, Washington, DC (2005).

BEDA, J. N. **Determinação do decaimento bacteriano em wetlands (alagado construído)**. 2011. Dissertação. 50 f. (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal do Rio Grande no Norte. Natal, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. **Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras**. Brasília, BR, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de águas e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Brasília, BR, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. **Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências**. Brasília, BR, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**. Brasília, BR, 2011. 09 p.

BUSATO, R. **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator UASB: estudo de caso da ETE Imbituva**. 2004. 214 f. Dissertação. (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, B. T.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas de reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.14, n.3, p. 421–430, 2009.

CANGANI, M. T. **Tratamento anaeróbio-aeróbio de águas residuárias de suinocultura e reúso na produção de milho para silagem**. 2011. 253 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2011.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G.; COSTA; C. C. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no

tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.30, n.1, p.140-147, 2005.

CAMPOS, L. E. F.; PETTER, C. O.; KAUTZMANN, R. M. Filtro anaeróbio: uso de resíduos de construção como material suporte. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v.2, n.1, p. 5 - 13, 2008.

CARIS, M. E.; ANDRADE, A. S. P. DE; PHILIPPI, L. S. Determinação do potencial de biorremediação de nutrientes e bioindicação de águas residuárias da suinocultura por macrófitas flutuantes (*Lemna minuta*) – efeito de altas taxas de nitrogênio amoniacal. **Evidência**, Joaçaba, v.8, n.1, p. 85-102, 2008.

CASSINI, S. T.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDREOLI, C. V.; FRANÇA, M.; BORGES, E. S. M.; GONÇALVES, R. F. Hidrólise e atividade anaeróbia em lodos. In CASSINI, S. T. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás**. Rede Cooperativa de Pesquisas – PROSAB. Vitória, 204 p., 2003.

CHAGAS, R.C.; MATOS, A.T.; CECON, P.R.; LO MONACO, P.A.V.; ZAPAROLLI, B.R. Remoção de coliformes em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo (*Heimerocallis fava*). **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.20, n.2, p.142-150, 2012.

CHANDRA, R.; TAKEUCHI, H.; HASEGAWA, T. Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: review in context to second generation of biofuel production. **Renewable and Sustainable Energy**, Indore, v. 16, n.3, p. 1462 – 1476, 2012.

CHEN, Y.; CHENG, J.J.; CREAMER, K.S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**, Barking, v. 99, n.10, p. 4044 -4064, 2008.

CHEN, X.; CHEN, X.; WAN, X.; WENG, B.; HUANG, Q. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) waste as an adsorbent for phosphorus removal from swine wastewater. **Bioresource Technology**, Barking, v. 101, n.23, p. 9025 – 9030, 2010.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico em águas residuárias**. 3.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 359 p, 2007,v.5.

CHONG, S.; SEN, T.; KAYAALP, A.; ANG, H.M. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment: a State-of-the art review. **Water Research**, London, v.46, p. 3434 - 3470, 2012.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O. DE; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M.L. F. Eficiência de wetlands construídos com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colílagos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.3,n.1, 2003

DACANAL, M.; BEAL, L. L. Filtro anaeróbio associado à membrana de microfiltração tratando lixiviado de aterro sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.15 n.1, p.11-18, 2010

Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. **O CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM**, O CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS – CERH-MG.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 33, n. 4, p. 356-365, 1961.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Boletim Informativo de Pesquisa—Embrapa Suínos e Aves e Extensão—EMATER/RS, ANO 10, BIPERS no 14, 2002

DOMINGUES, L.M.; SECO, E. L. V. ABDUL NOUR, E. A. Partida de um sistema combinado filtro anaeróbio - biofiltro aerado submerso tratando esgoto sanitário. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2009, Recife - PE. **Anais...** Recife - PE: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2009.

DUDA, R. M. **Desempenho de sistema composto por reatores anaeróbios em série seguido de filtro biológico percolador no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2010. 241 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2010.

DUDA, R. M. OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.16, n.1, p. 91-100, 2011.

ESCUDIE´, R.; CRESSON, R.; DELGENE`S, J. P.; BERNET, N. Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: An overview of 15 years of research. **Water Research**, London, v. 45, n. 1, p.1 – 10, 2011.

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. de. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n.1, p. 243 - 256, 2006.

FERNANDES, M. C. C. **Contaminação da Barrinha de Esmotiz/lagoas de paramos por metais pesados: efeitos bioquímicos e histológicos em *Liza saliens***. 2007. 152 f. Tese (Doutorado em Ciências do ambiente). Universidade de Trás os Montes e Alto Douro. Vila Real, 2007.

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA

SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000.

FERREIRA, F. L. A.; AMARAL, L. do; LUCAS JUNIOR, J. de. Desempenho do Reator de Fluxo Ascendente com Leito de Lodo (UASB) na redução do poder poluente de águas residuárias de suinocultura. **Holos Environmental**, Rio Claro, v. 1, n. 2, p. 228-237, 2001.

GIRARD, M.; NIKIEMA, J.; BRZEZINSKI, R.; BUELNA, G.; HEITZ, M. A review of the environmental pollution originating from the piggery industry and of the available mitigation technologies: towards the simultaneous biofiltration of swine slurry and methane. **Canadian Journal of Civil Engineering**, Canadá, v.36, n.12, p.1946–1957, 2009.

GONÇALVES, R. F. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: **Pós - Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**, PROSAB, Belo Horizonte, 2001, p.171-271.

GONÇALVES, R. G.; PALMEIRA, E. M. Suinocultura brasileira. *Revista Acadêmica de economia*, n.71, 2006.

GROVER, R.; MARWAHA, S. S.; KENNEDY, J. F. Studies on the use of an anaerobic baffled reactor for the continuous anaerobic digestion of pulp and paper mill black liquors. **Process Biochemistry**, Oxford, v.34, n.6-7, p. 653-657, 1999.

HALALSHEH, M.; SAWAJNEH, Z.; Zu, M.; ZEEMAN, G.; LIER, J.; FAYYAD, M.; LETTINGA, G. Treatment of strong domestic sewage in a 96 m³ UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stage versus single-stage reactor. **Bioresource Technology**, Barking, v.96, n.1, p. 577 - 585, 2005.

JENKINS, S. R.; MORGAN, J. M.; SAWYER, C. L. Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration . **Journal Water Pollution Control Federal**, Alexandria, v. 55, n. 5, p. 448-453, 1983.

JORDÃO, E. P.; ÁVILA, R. O.; JÚNIOR, I. V.; AZEVEDO, P. S. Desempenho de filtros anaeróbios segundo diferentes meios suporte e alturas de percolação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003, p.22-32.

KASSAB, G.; HALALSHEH, M.; KLAPWIJK, A.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J.B. Sequential anaerobic–aerobic treatment for domestic wastewater – A review. **Bioresource Technology**, Barking, v. 101, n. 10, p. 3299-3310, 2010.

KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V. K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v.55, p. 1232– 1251, 2011.

KIM, M.; GOMEZ, C. Y.; AHN, Y.; SPEECE, R. E. Hydrolysis and acidogenesis of particulate organic material in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion. **Environmental Technology**, v.24,n.9, p.1183-1190, 2003

KIM, B.U.; WON, C.H.; RIM, J.M. Combined UASB reactor and DAF/BF/anoxic/aerobic process for the removal of high-concentration organic matter and nutrients from slurry-type swine waste. **Water Science and Technology**, London, v.49, n.5, p. 199 – 205, 2004.

KIM,W.; LEE, S.; SHIN, S. G.; LEE, C.; HWANG, K.; HWANG, S. Methanogenic community shift in anaerobic batch digesters treating swine wastewater. **Water Research**, London, v.44, n.17, p. 4900 - 4907, 2010.

KORNAROS, M.; LYBERATOS, G. Biological treatment of wastewaters from a dye manufacturing company using a trickling filter. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 136, n.1, p. 95 - 102, 2006.

KRONVANG, B., LAUBEL, A., LARSEN, S.E., ANDERSEN, H.E., DJURHUUS, J. Buffer zones as a sink for sediment and phosphorus between the field and stream: Danish field experiences. **Water Science and Technology**, London v.51, n.3, p. 55 – 62, 2005.

KUCZMAN, O.; GOMES, S. D.; , TAVARES, M. H. F.; TORRES, D. G. B.; ALCÂNTARA, M. S. Produção específica de biogás a partir de manipueira em reator de fase única. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.1, p.143-149, 2011.

LATIF, M. A. ; GHUFRAN, R.; WAHID, Z. A.; AHMAD, A. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. **Water Research**, London, v. 45, n.16, p. 4683 – 4699, 2011.

LEE, C.Y.; LEE,C.C.; LEE,F.Y.; TSENG,S.K.; LIAO,C.J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. **Bioresource Technology**, Barking, v. 92, n.2, p. 173 - 179, 2004.

LEITÃO, R. C.; HANDEL, A. C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review. **Bioresource Technology**, Barking, v. 97, n.9, p. 1105-1118, 2006.

LEKANG, O. I.; KLEPPE, H. Efficiency of nitrification in trickling filters. **Aquacultural Engineering**, Essex, v. 21, n.3, p. 181–199, 2000.

LEMES, J. V. B.; SCHIRMEN, W. N.; CALDEIRA, M. W.; KAICKA, T. V.; ABEL, O.; BARBARA, R. R. Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural. **Revista Acadêmica de Ciências Agrárias e Ambiental**, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 169-179, 2008.

LETTINGA, G. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. **Antonie van Leeuwenhoek**, Dordrecht .v.67, n.1, p.3-28, 1995.

MARCATO, S. M.; LIMA, G. J. M. M. Efeito da restrição alimentar como redutor do poder poluente dos dejetos suínos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.34, n.3, p.855-863, 2005.

Marengoni, N. G.; Klosowski, E. S.; OLIVEIRA, K. P.; CHAMBO, A. P. S., GONÇALVES JÚNIOR, A. C. Bioacumulação de metais pesados e nutrientes no mexilhão dourado do reservatório da usina hidrelétrica de itaipu binacional. **Química Nova**, São Paulo, v. 36, n. 3, p.359-363, 2013.

MATOS, A.T. **Tratamento de resíduos agroindustriais**. CURSO SOBRE TRATAMENTO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS. Fundação Estadual do Meio Ambiente. Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental - Universidade Federal de Viçosa, 10p, 2005.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de suinocultura. **Ambi – água**, Taubaté, v.5, n.2, p. 119- 132, 2010.

MEDEIROS, M. **Pós tratamento de lagoa facultativa fotossintética em filtros biológicos percoladores visando remoção de nitrogênio amoniacal**. 2011.132 f Dissertação. (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

MEERS, E.; ROUSSEAU, D.P.L.; LESAGE, E.; DEMEERSSEMAN, E.; TACK, F.M.G.. Physico-chemical P removal from the liquid fraction of pig manure as an intermediary step in manure processing. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht v.169, n.1-4, p. 317 -330, 2006.

METCALF & EDDY. Inc. Wastewater Engineering treatment disposal and reuse. 4. ed., New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.

NOGUEIRA, C. C. P.; SILVA, I. J.O. Aplicação de águas residuárias de suinocultura na irrigação. **Thesis**, São Paulo, v. 6, p. 18 - 29, 2006.

O'GEEN, A. T.; BUDD, R.; GAN, J.; MAYNARD, J. J.; PARIKH, S. J.; DAHLGREN, R. A. Mitigating nonpoint source pollution in agriculture with constructed and restored wetlands. **Advances in Agronomy**, Maryland Heights v. 108, p. 1-76, 2010.

OLIVEIRA, R. A. de.; VAZOLLER, R. F.; FORESTI, E. Sludge bed characteristics of UASB reactors: growth, activity, microbial structure and chemical composition of granules. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ANAEROBIC DIGESTION, 8., 1997, Sendai. Proceedings. Sendai: IAWQ, 1997. p. 524-531.

OLIVEIRA, R. A. de, FORESTI, E. Balanço de massa de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.24, n.3, p. 807-820, 2004.

OLIVEIRA, R. A. de; SANTANA, A. M. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.1, p.178-192, 2011.

PASSIG, F. H.; BLUNDI, C. E. Filtro anaeróbio de fluxo ascendente: uma nova concepção. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997, p. 273 – 282.

PENG, J.; SONG, Y.; LIU, Z.; GAO, H.; YU, H. Performance of a novel circular-flow corridor wetland toward the treatment of simulated high-strength swine wastewater. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 49, p.1 - 9, 2012.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Avaliação do desempenho de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes de suinocultura. **Ambi-água**, Taubaté, v.5, n.1, p.79 a 88, 2010.

PEREIRA-RAMIREZ, O; QUADRO, M, S; ANTUNES, R, M; KOETZ, P, R; Influencia da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluente de suinocultura. **Revista Brasileira de. Agrobiência**, Pelotas, v. 10, n. 1, p. 103-110, 2004.

PÉREZ-SANGRADOR, M. P.; LEÓN-CÓFRECES, M. C.; ACÍTORES-BENAVENTE, M.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Solids and nutrient removal from flushed swine manure using polyacrylamides. **Journal of Environmental Management**, London, v. 93, n.1, p.67 – 70, 2012.

PICANÇO, A. P.; VALLERO, M. V. G.; GIANOTTI, E. P. et al. Influence of porosity and composition of supports on the methanogenic biofilm characteristics developed in a fixed bed anaerobic reactor. **Water Science and Technology**, London, v.44, n. 4, p. 197-204, 2001.

PORTARIA Nº 151/2002 de 25 de novembro de 2002. SEMACE. Secretaria do Meio Ambiente do Ceará. **Dispõe sobre normas técnicas e administrativas necessárias à execução e acompanhamento do automonitoramento de efluentes líquidos industriais**. Fortaleza 25 de novembro de 2002.

PULLAMMANAPPALLIL, P. C.; CHYNOWETH, D. P.; LIBERATOS, G.; SVORONOS, S. A. Stable performance of anaerobic digestion in the presence of high concentration of propionic acid. **Bioresource Technology**, Baking, n.78, n.2, p. 165 - 169, 2001.

RAMIRES, R. D. A. **Produção de metano e remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios tratando águas**

residuárias de suinocultura. 2005. 136 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2005

RAMOS, N. F. S. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulica-cinética.** 2011. 241 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

RIAÑO, B.; MOLINUEVO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M.C. Potential for methane production from anaerobic co-digestion of swine manure with winery wastewater. **Bioresource Technology**, Baking, v.102, n.5, p.4131-6, 2011.

RODRIGUES, L.S., SILVA, I.J., SANTOS, R.L.H., GOULART, D.B., OLIVEIRA, P.R., VON SPERLING, M.; FONTES, D.O. Avaliação de desempenho de lagoa de polimento para pós-tratamento de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 61, n.6, p. 1428-1433, 2009.

RODRIGUES, L.S.; SILVA, I.; ZOCRATO, M.C.O.; PAPA,D.N.; VON SPERLING, M. OLIVEIRA,P.R. Avaliação do desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.1, p.94-100, 2010.

SANCHEZ, E R.; BORJA, A.; TRAVIESO, A. L.; MARTIN, A.; COLMENAREJO M.F. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. **Bioresource Technology**, Baking,v.96, n.3, p. 335 a 344, 2005.

SANTANA, A. M. de; OLIVEIRA, R. A. de. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.3, p.817-830, 2005.

SANTOS, M.P. **Influência da temperatura na eficiência de tratamento de efluentes em reatores UASB.** 2010. 34 f.Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2010.

SANTOS, A. C.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.4, p.781-794, 2011.

SANTOS, S. C. 2011. 231f. **Sistema de tratamento anaeróbio, aeróbio e anóxico para águas residuárias de suinocultura: remoção de matéria orgânica, de nutrientes e de coliformes.** Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária). - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2011.

SÃO PAULO (SP). Decreto Estadual. Dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Decreto Estadual nº 8.468 de 8 de setembro de 1976, São Paulo.

SCHOENHALS, M.; FRARE, M. L.; SARMENTO, L. A. V.. Análise do desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo no tratamento de efluentes da suinocultura. **Engenharia Ambiental - Pesquisa e Tecnologia**, Espírito Santo do Pinhal, v. 4, n.1, p. 005-023, 2007.

SILVA FILHO, H. A. **Nitrificação em sistemas de lodo ativado**. 2009.135 f. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

SYLVESTRE, S. H. Z.; OLIVEIRA, R. A.; HOPPE, E. G. L. Removal of total coliforms, thermotolerant coliforms and helminth eggs in swine production wastewater treated in anaerobic and aerobic reactors. **International Journal of Microbiology** (in press).

SINGH, S.P.; PRERNA, P. Review of recent advances in anaerobic packed-bed biogas reactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Oxford v.13,n.6-7, p.1569 – 1575, 2009.

SONG, M.; SHIN, S. G.; HWANG, S. Methanogenic population dynamics assessed by real-time quantitative PCR in sludge granule in upflow anaerobic sludge blanket treating swine wastewater. **Bioresource Technology**, Baking,v.101, suplemento 1, p.23-28, 2010.

SOUZA, C. V. **Análise ambiental e energética do tratamento de dejetos líquidos de suínos**. 2009. 47 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2009.

STOODLEY, P.; SAUER, K.; DAVIES, D. G.; COSTERTON, J. W. Biofilms as complex differentiated communities. **Anual Review of Microbiology**, Palo Alto, v. 56, p. 186-209, 2002.

SUZUKI, K.; WAKI, M.; YASUDA, T.; FUKUMOTO, Y.; KURODA, K.; SAKAI, T.; SUZUKI, N.; SUZUKI, R.; Matsuba, K. Distribution of phosphorus, copper and zinc in activated sludge treatment process of swine wastewater. **Bioresource Technology**, Baking, v.101, n.23, p. 9399 – 9404, 2010.

TAVARES F. DE A.; RODRIGUES, J. B. R.; BELLI FILHO, P.; LOBO-RECIO, M. A.; LAPOLI, F.R. Desempenho da *Lemna valdiviana* no tratamento de efluentes suinícolas. **Biotemas**, Florianópolis, v. 21, n. 1, p. 17-27, 2008.

TEKERLEKOPOULOU, A. G., VAYENAS, D. V. Ammonia, iron and manganese removal from potable water using trickling filters. **Desalination**, Amsterdam, v.210, n.1-3, p. 225 - 235, 2007.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; GUIMARÃES, J.R. CRUZ, L. M. O.; NAKAMURA, M.S. Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.16, n.1, p.11-16, 2011.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Departamento de Ciências Exatas. Estação Agroclimatológica. Disponível em <www.fcav.unesp.br/estacao> Acesso em setembro de 2012.

URBINATI, E. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores UASB e em batelada com fase aeróbia, em série, e reúso na produção de milho e sorgo**. 2011. 290 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2011.

URBINATI, E.; DUDA, R.M.; OLIVEIRA, R. A. Performance of UASB reactors in two stages under different HRT and OLR treating residual Waters of swine farming. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.33, n.2, p.367-378, 2013.

VAN HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente**, Epgraf, Campina Grande, 240 p., 1995.

VANOTTI, M. B.; RICE, J. M.; HUNT, P. G.; HUMENIK, F.J.; ELLISON, A. Q.; BAIRD, C.A.; MILLNER, P.; SZOGI, A. A. Evaluation of polymer solids separation, nitrification and denitrification, and soluble phosphorus removal system for treating swine manure. In: **Proceedings of the International Symposium Addressing Animal Production and Environmental**, p.809 – 812,. North Carolina State University, Research Triangle Park, 2001.

VÁZQUEZ, M. A.; DE LA VARGA, D.; PLANA, R.; SOTO, M. Vertical flow constructed wetland treating high strength wastewater from swine slurry composting. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v.50, p.37-43, 2013.

VICZNEVSKI, I. S.; SILVA, C.G. Tratamento biológico de esgoto com zona de raízes experiência da Prefeitura Municipal de Joinville. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003, p.22-32.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.3, p.320-325, 2010.

WANG,Y.; ZHANG, Y.; WANG, J.; MENG, L. Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria. **Biomassa and Bioenergy**, Oxford, v.33, n.5, p. 848-853, 2009.

WHO. WORLD HEALTH **Organization. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater - policy and regulatory aspects.** Geneva, 2006. v.1, 100 p.

YANG, G., ANDERSON, G.K. Effects of wastewater composition on stability of UASB reactor. **Journal of Environmental Engineering**, Reston v. 119, n.5, p. 958–977, 1993.

YEH, T.Y.; CHOU, C.C.; PAN,C.T. Heavy metal removal within pilot-scale constructed wetlands receiving river water contaminated by confined swine operations. **Desalination**, Amsterdam, v. 249, n.1, p. 368–373, 2009.

YU, H. Q.; FANG, H. H. P. Acidogenesis of dairy wastewater at various pH levels. **Water Science and Technology**, London, v.45, n.10, p.201- 206, 2002.

APÊNDICES

APÊNDICE A
SÉRIE HISTÓRICA DA TEMPERATURA CLIMATOLÓGICA

A .1 Série histórica da temperatura climatológica observada durante os cinco ensaios.

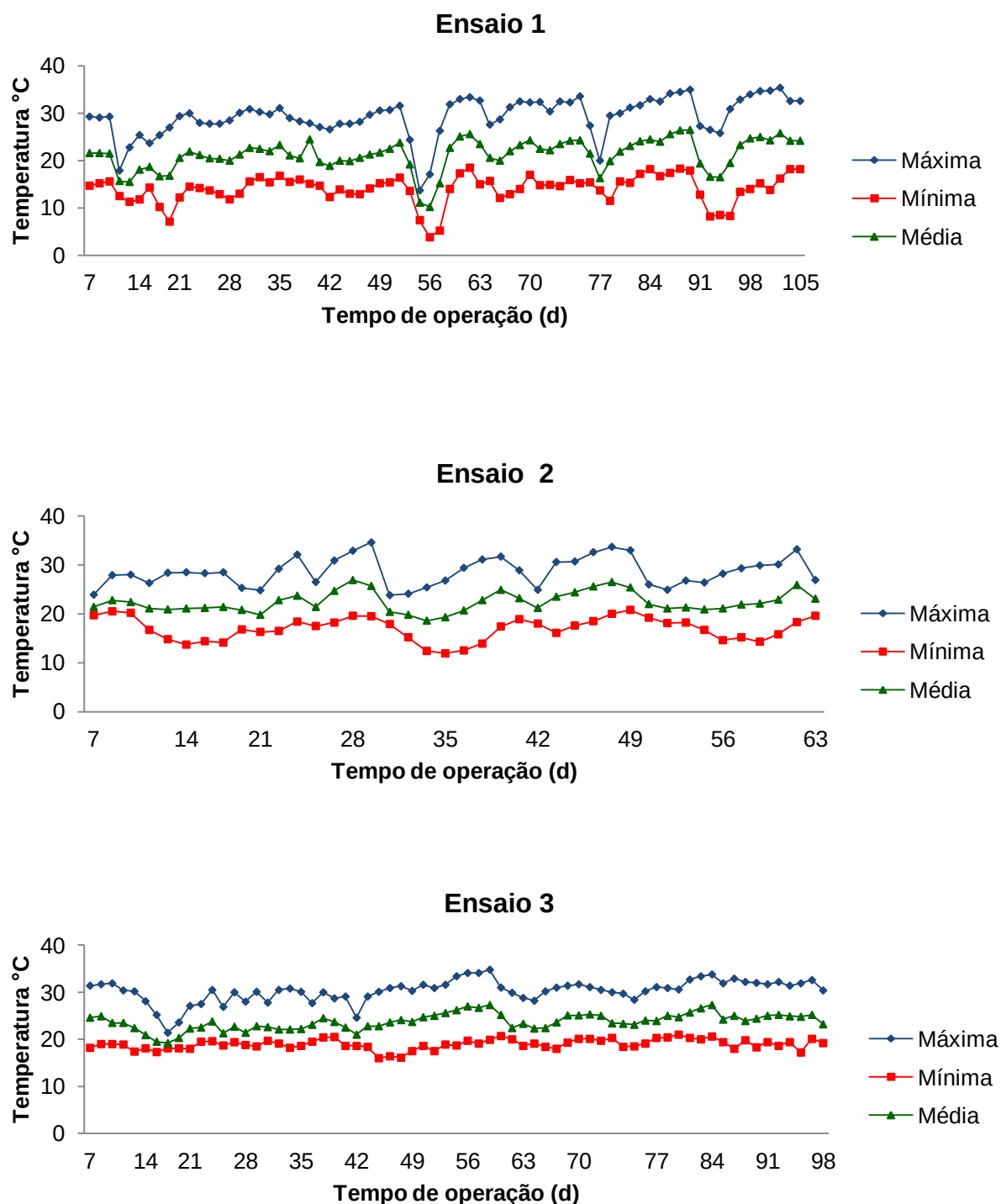


FIGURA 1A. Valores das temperaturas máximas, médias e mínimas do ar observadas na Estação Agroclimatológica, durante os ensaios 1, 2 e 3.

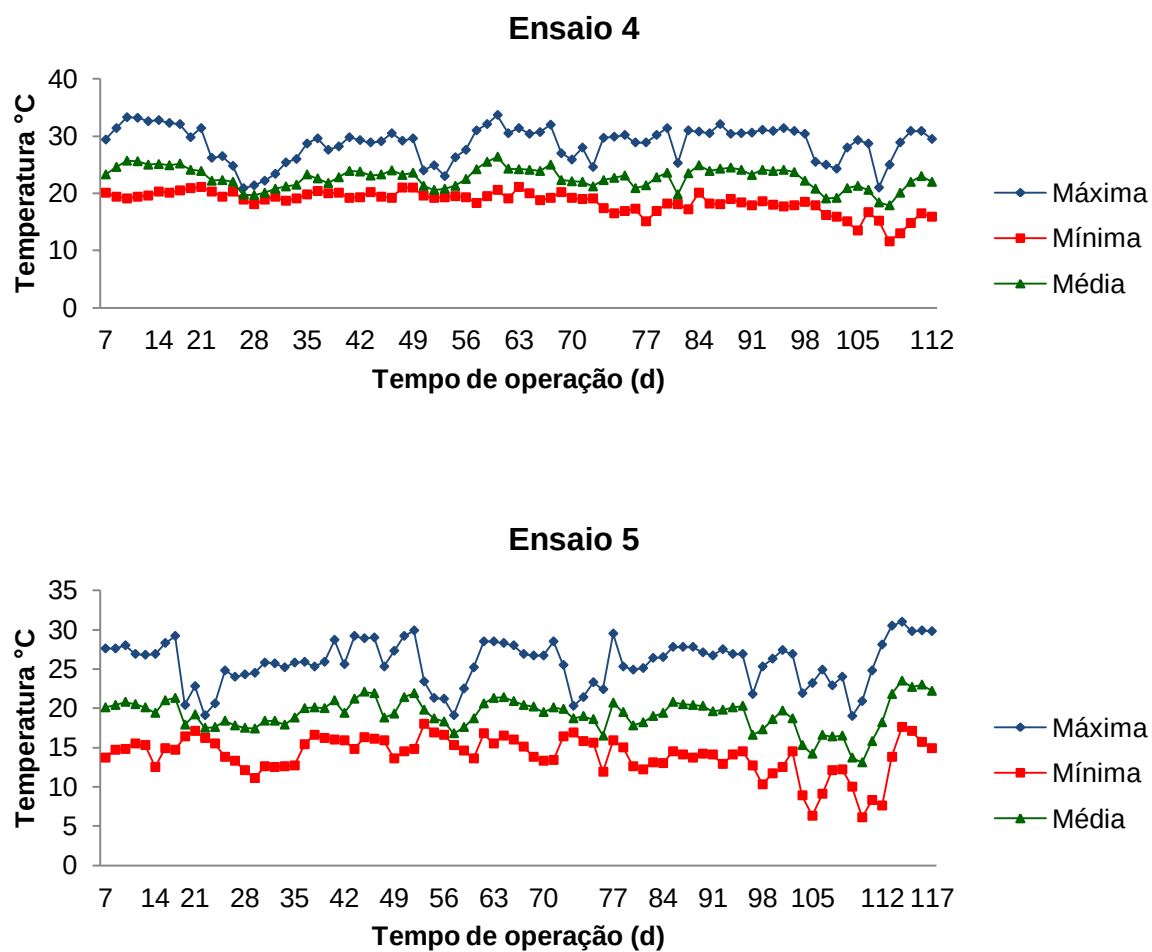


FIGURA 2A. Valores das temperaturas máximas, médias e mínimas do ar observadas na Estação Agroclimatológica, durante os ensaios 4 e 5.

APÊNDICE B

SÉRIE HISTÓRICA DA TEMPERATURA DOS AFLUENTES E DOS EFLUENTES DOS REATORES

B.1 Série histórica das temperaturas do afluente e dos efluentes dos reatores do sistema I

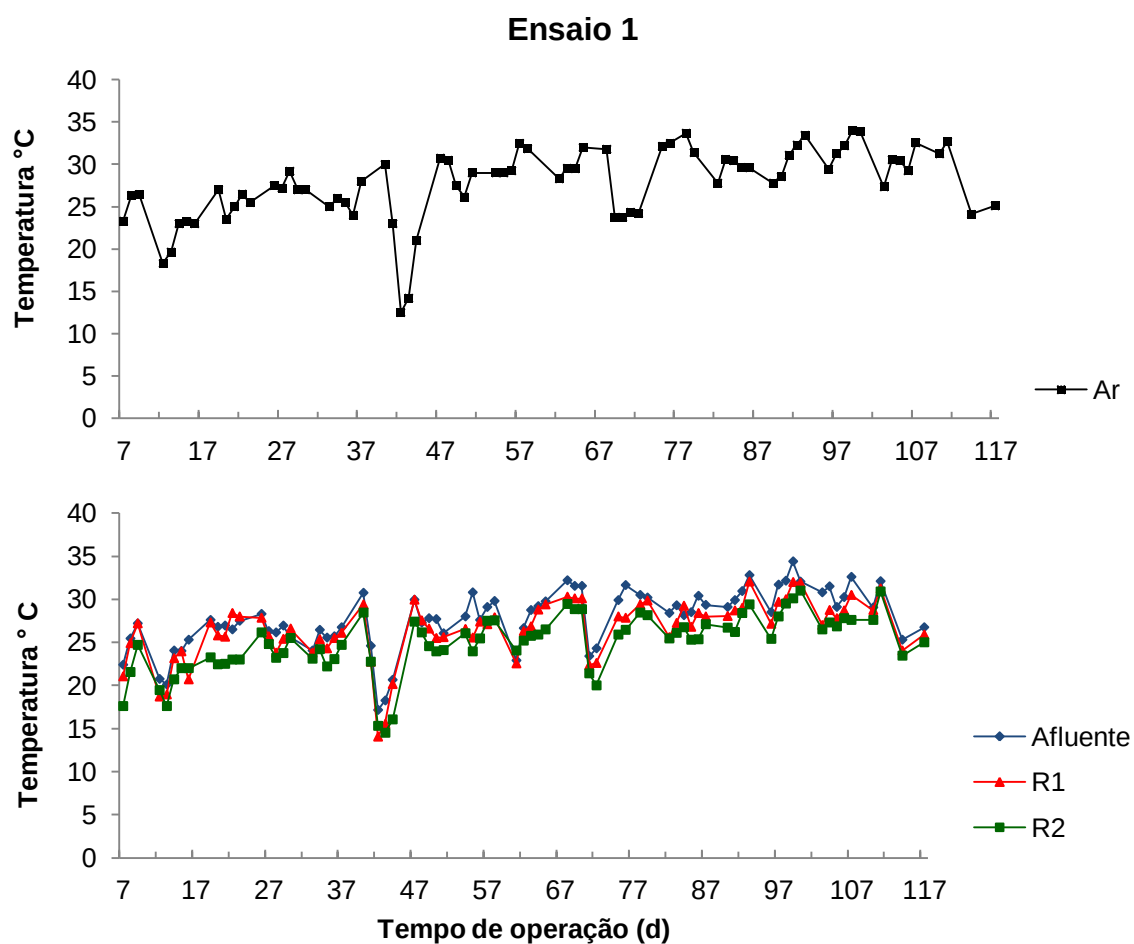


FIGURA 1B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, e da temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 1.

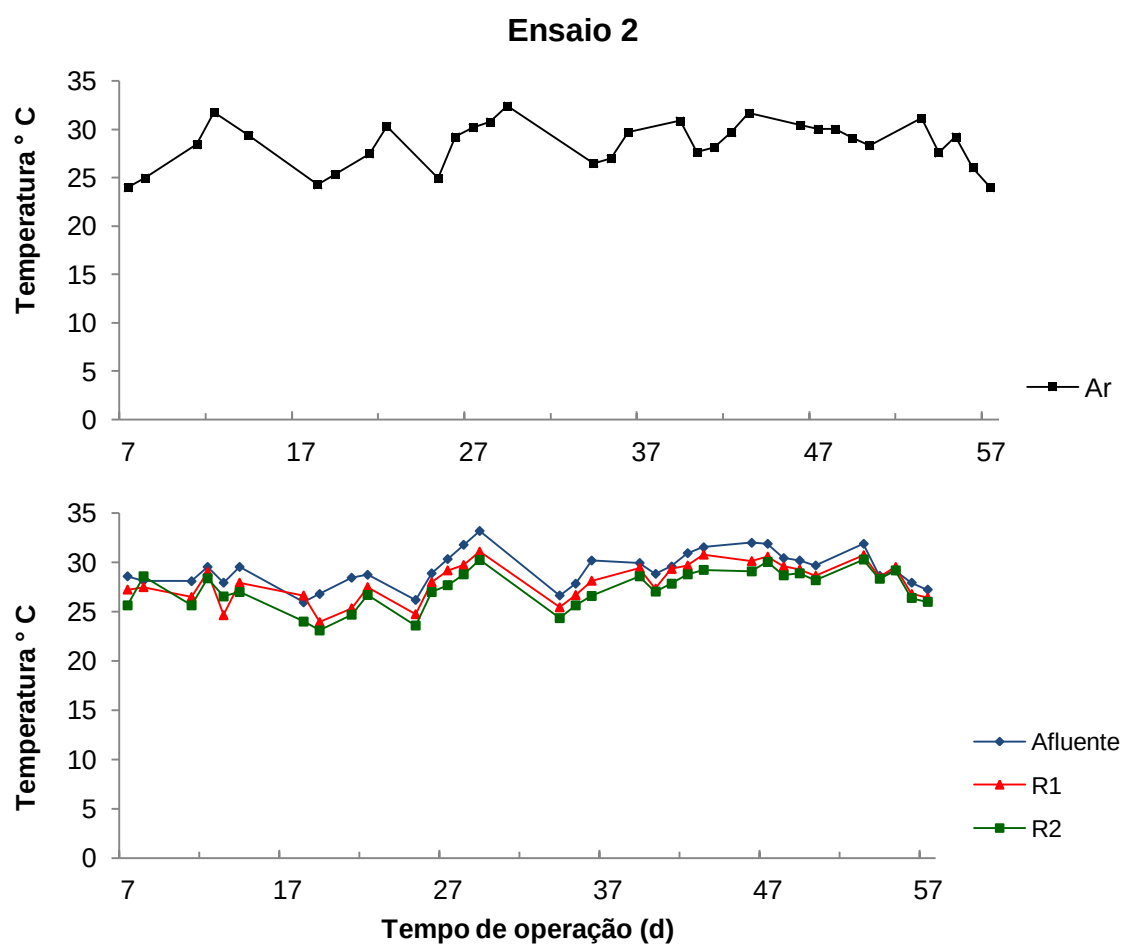


FIGURA 2B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, e da temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 2.

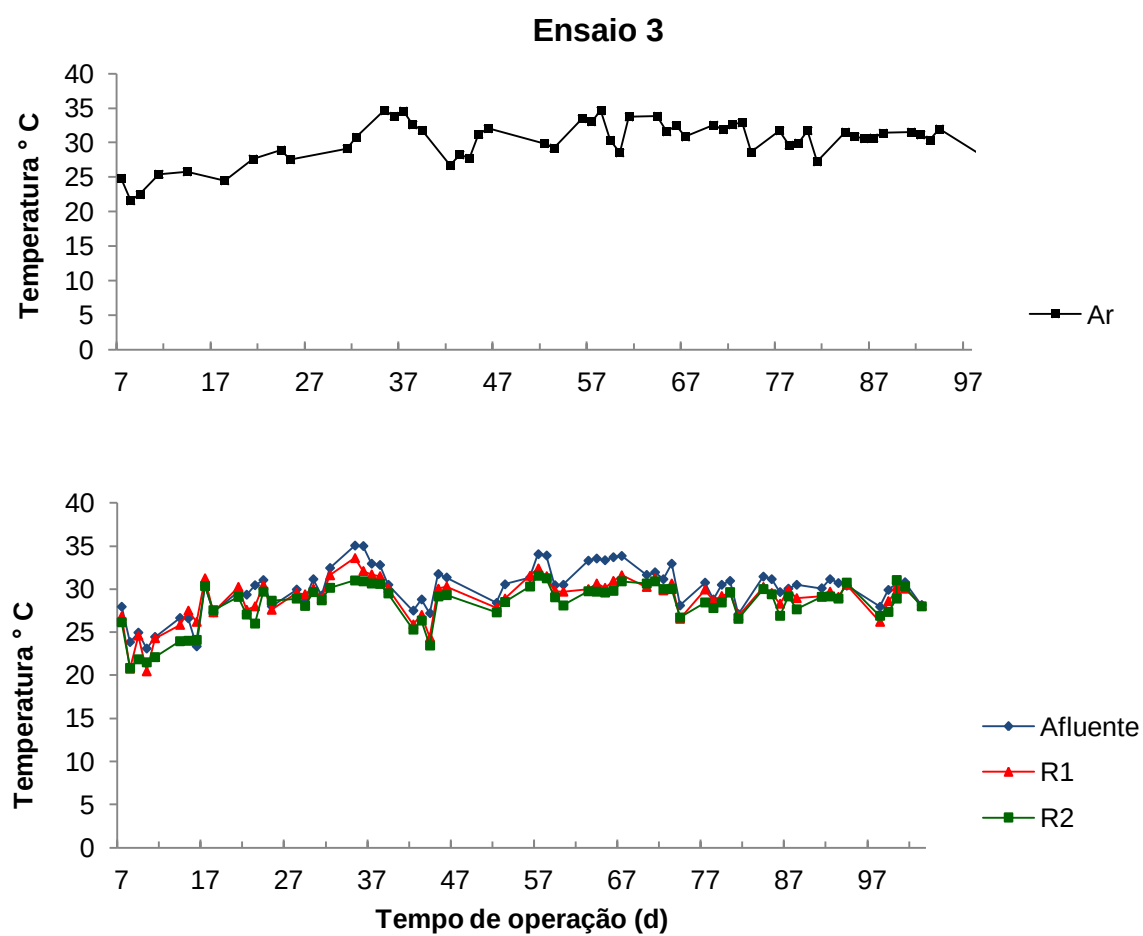


FIGURA 3B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, e da temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 3.

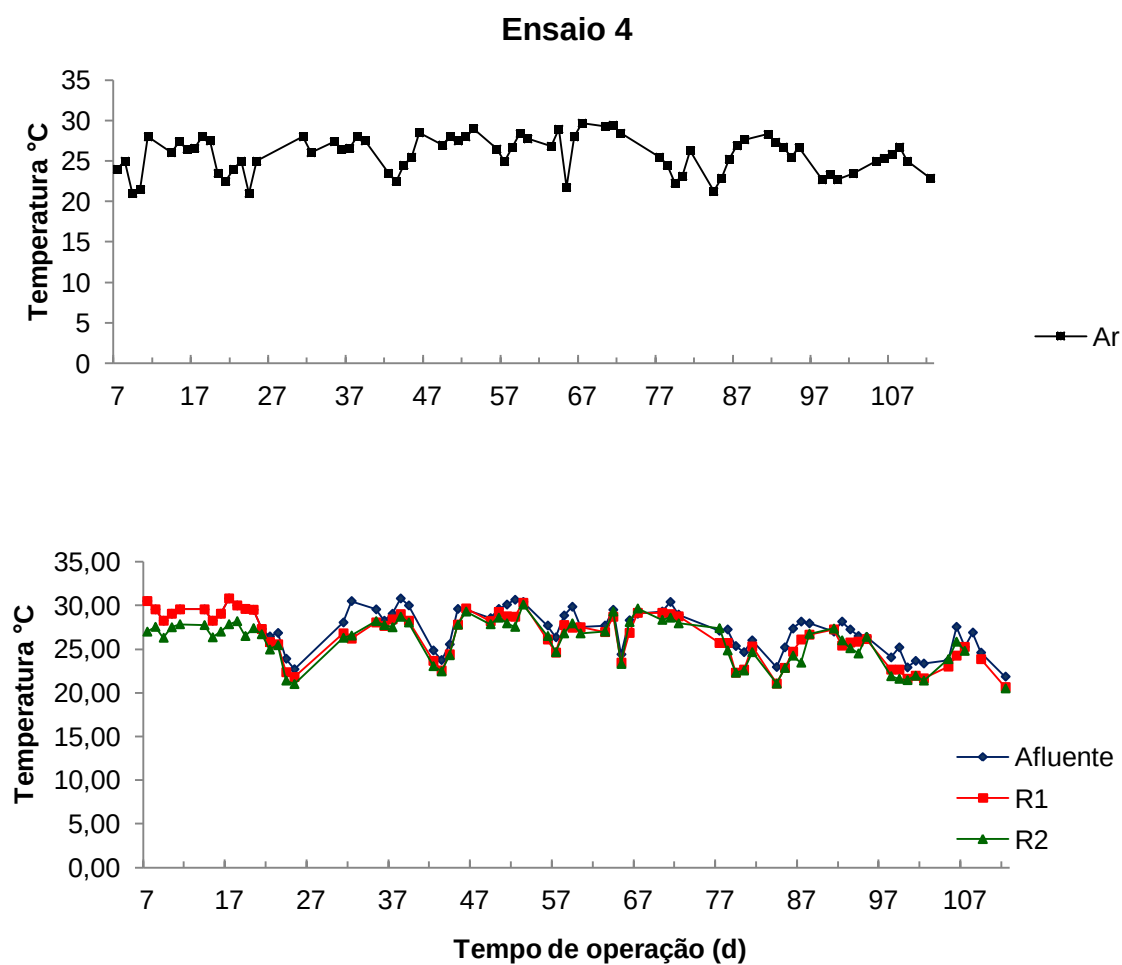


FIGURA 4B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, e da temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 4.

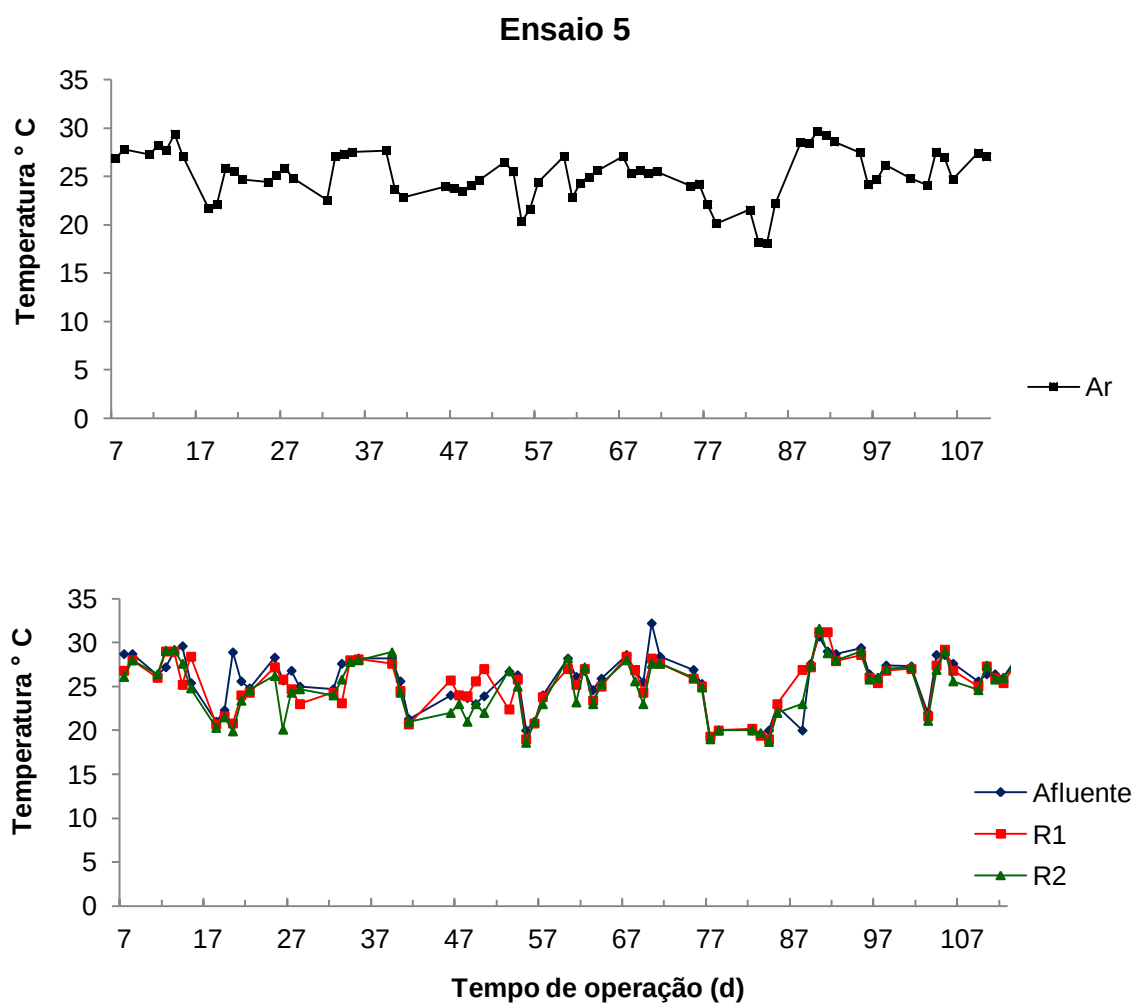


FIGURA 5B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, e da temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 5.

B.2 Série histórica das temperaturas do afluente e dos efluentes dos reatores do sistema II

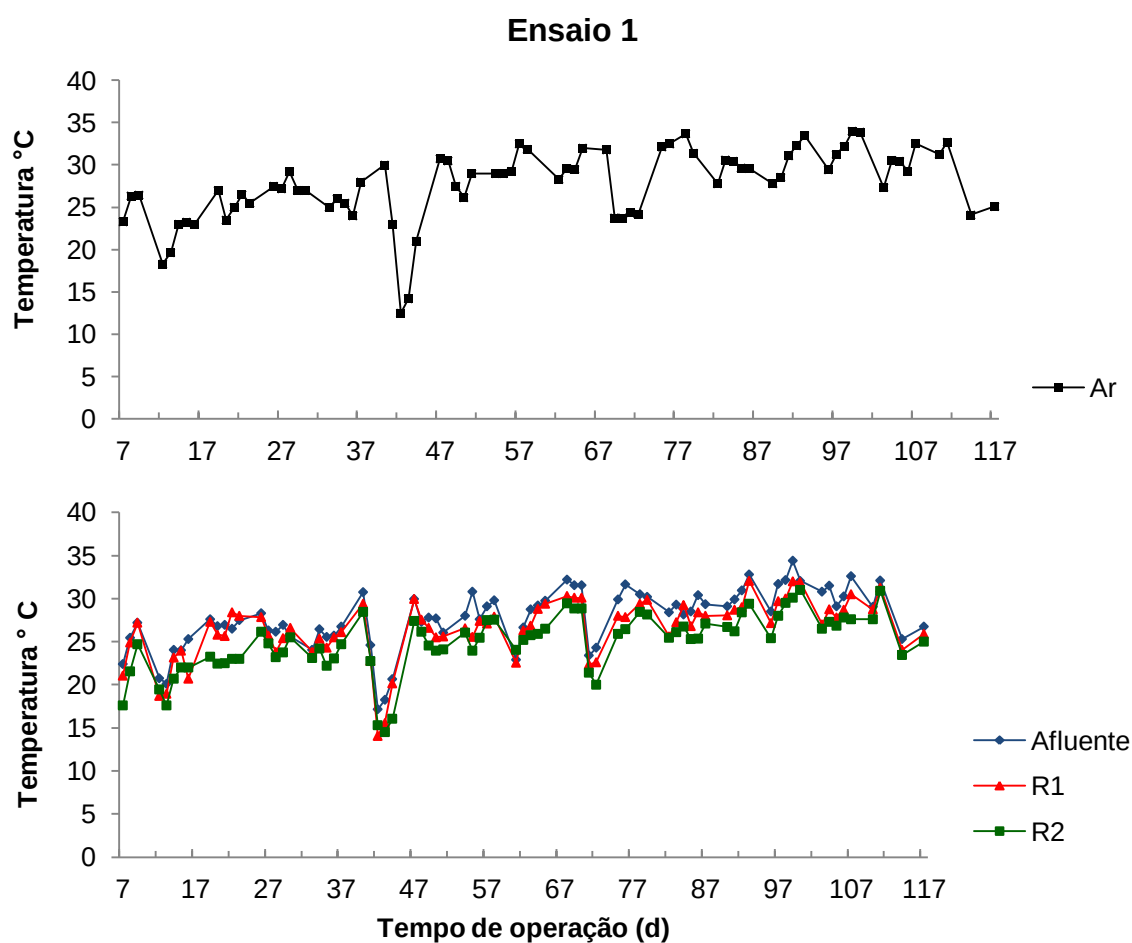


FIGURA 6B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 1.

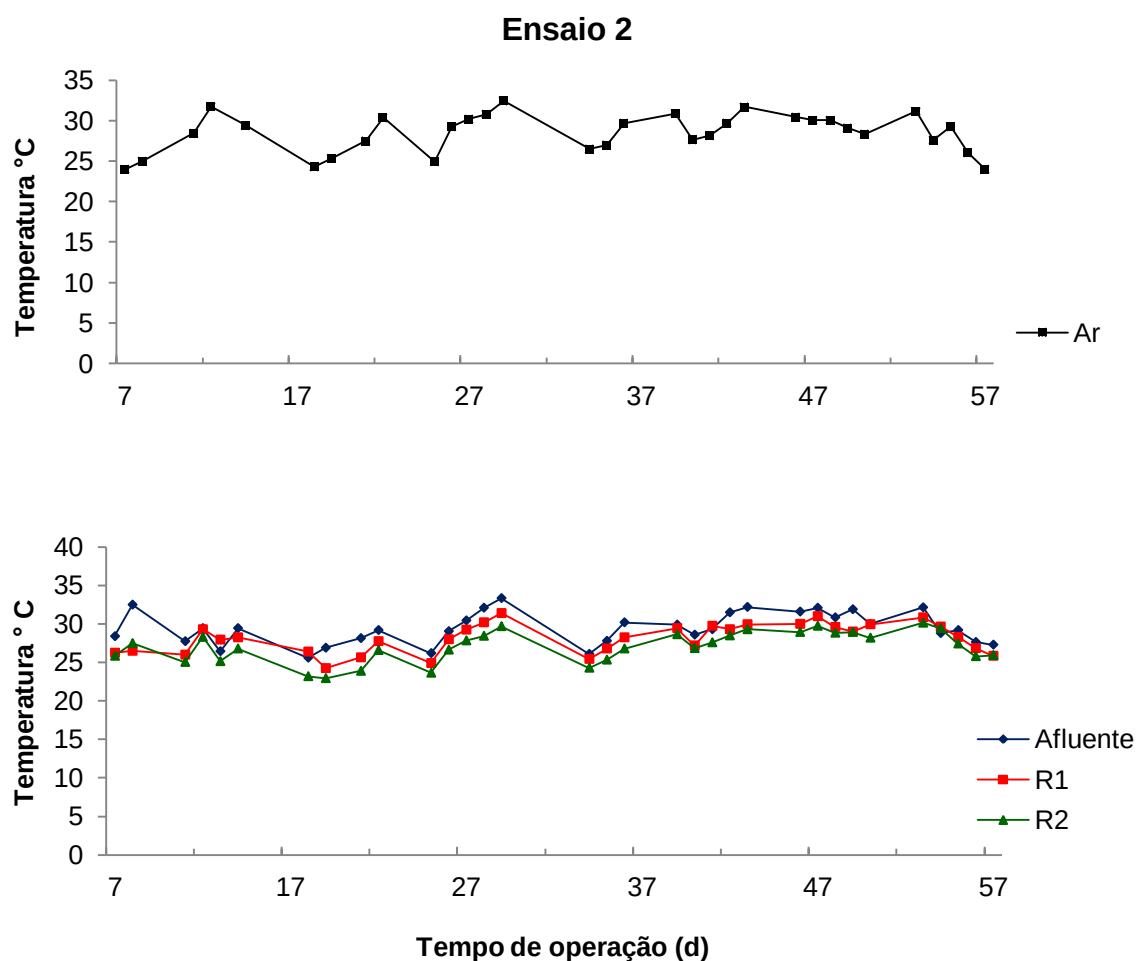


FIGURA 7B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, e da temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 2.

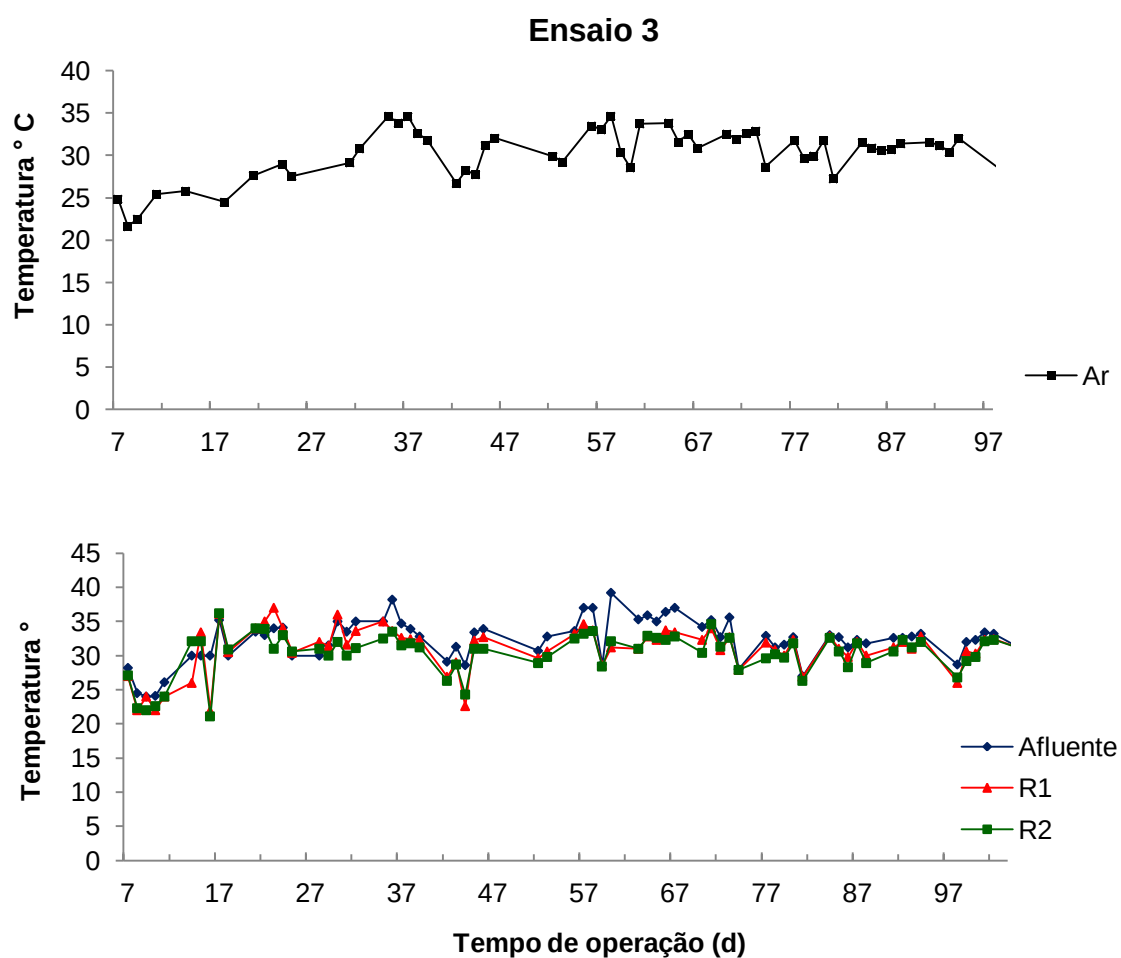


FIGURA 8B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, e da temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 3.

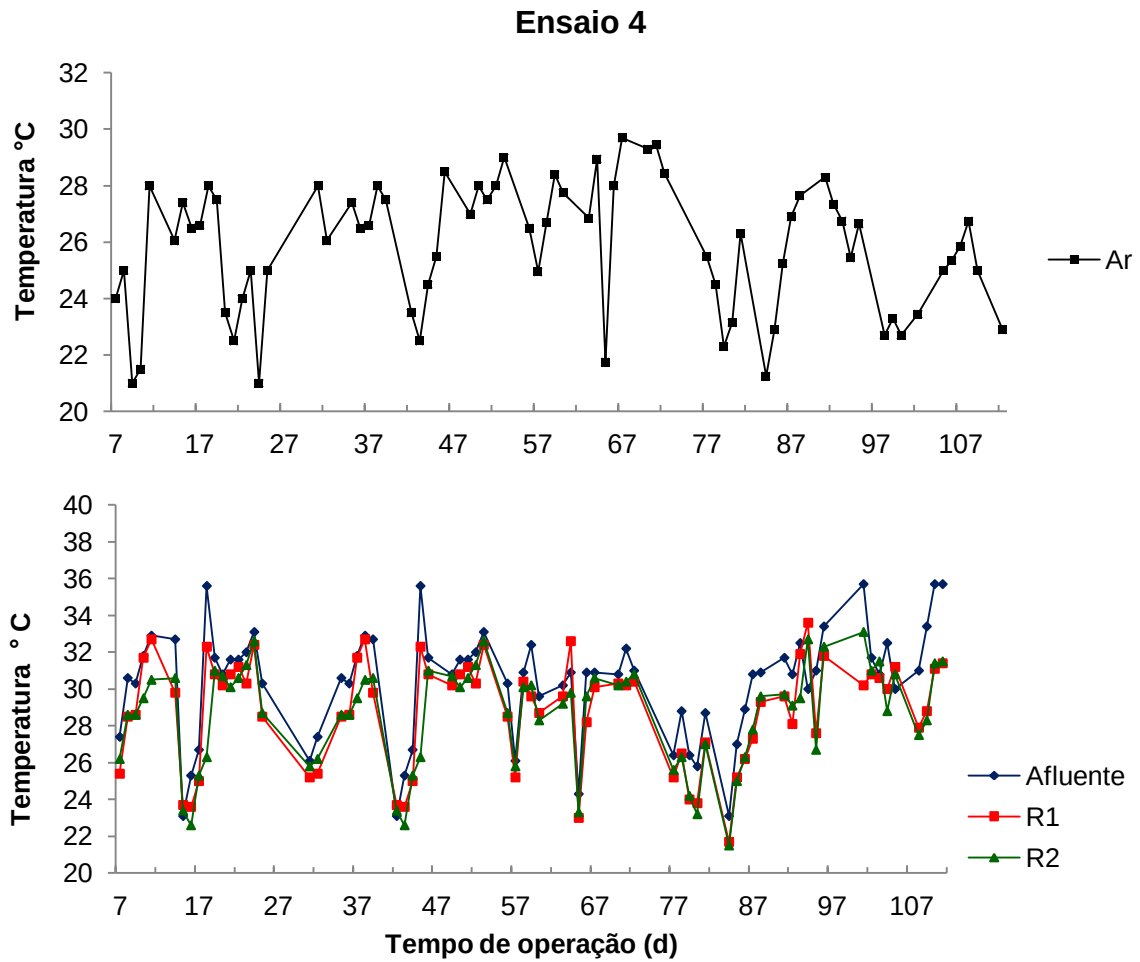


FIGURA 9B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, e da temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 4.

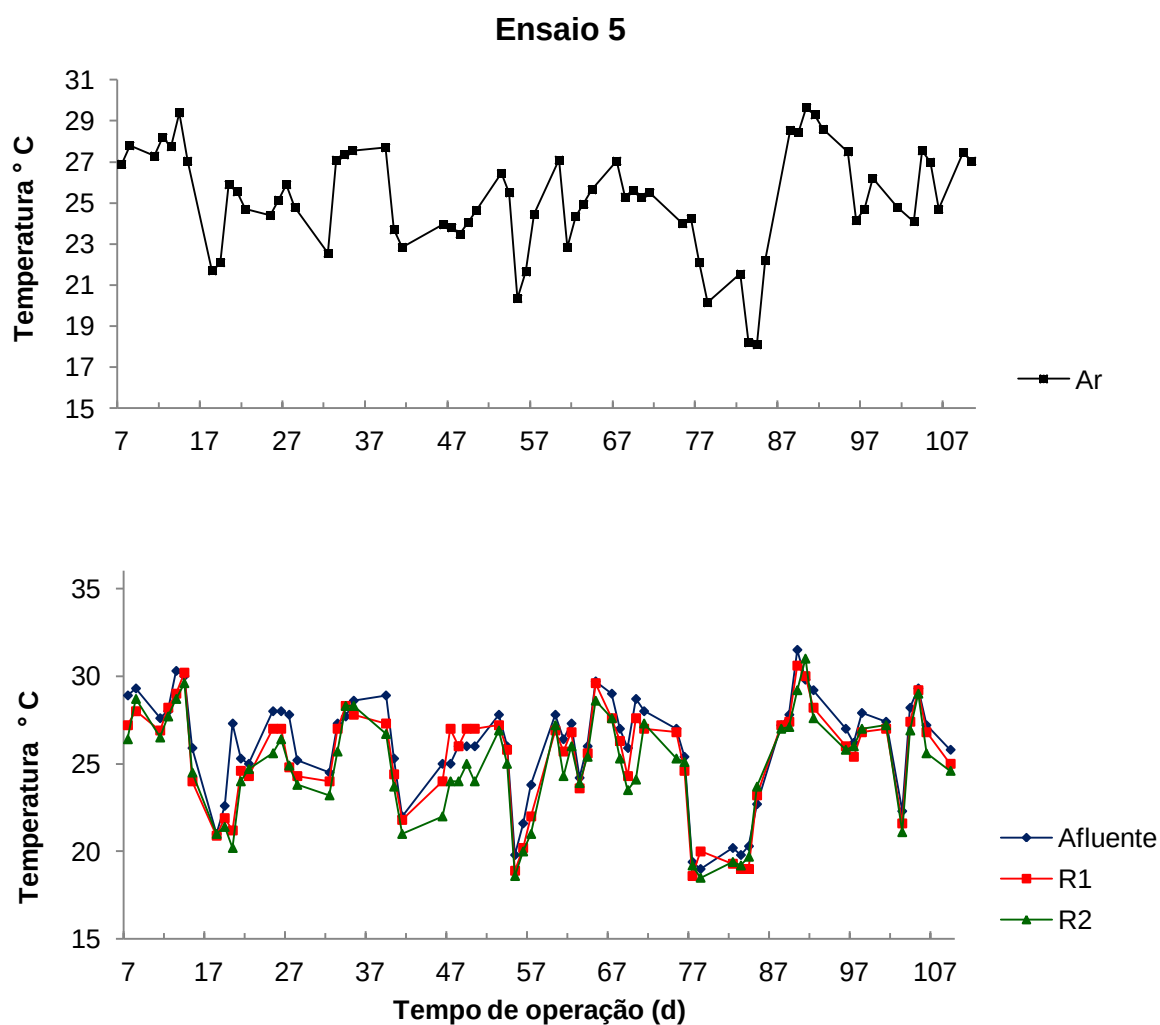


FIGURA10B. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbico (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbico II, e da temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 5.

B.3 Série histórica da temperatura do afluente e dos efluentes do pós tratamento

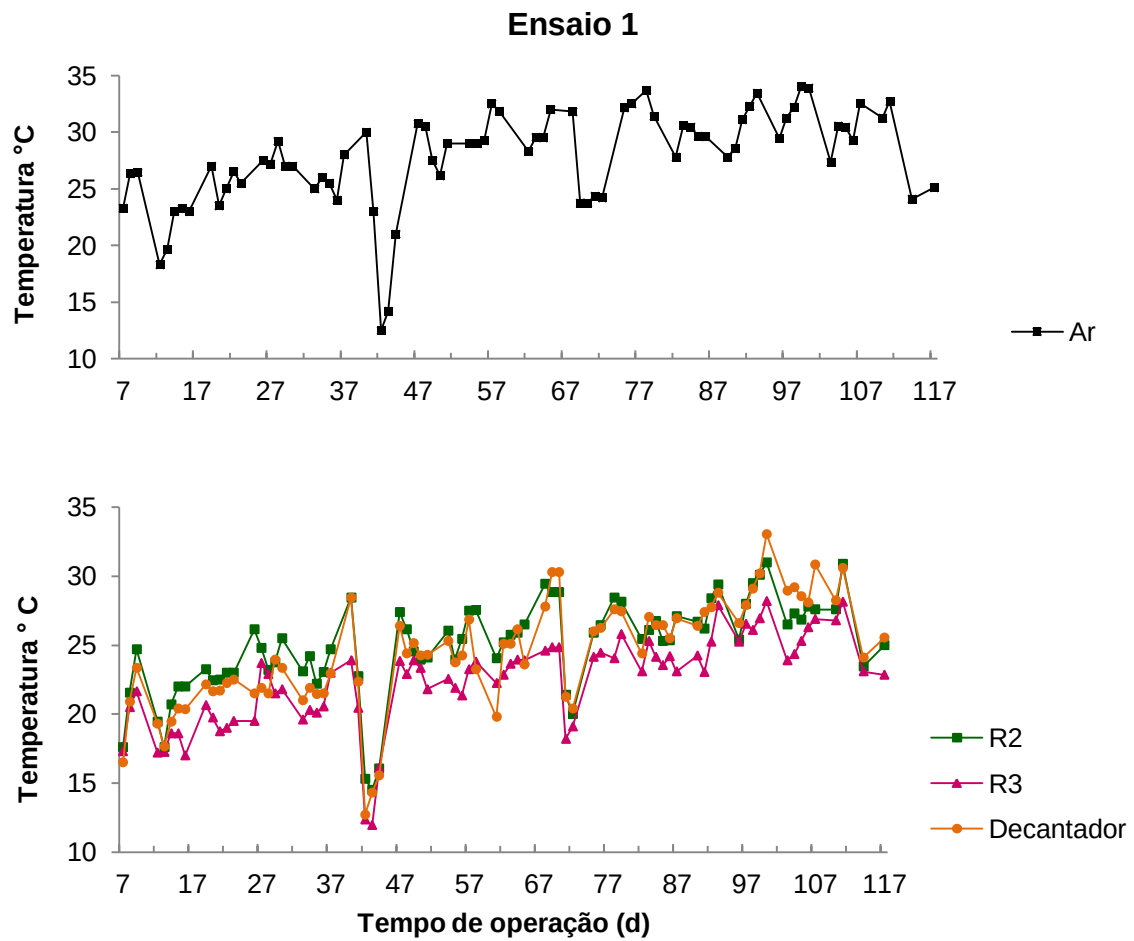


FIGURA 11B. Valores da temperatura no afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador, e da temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 1.

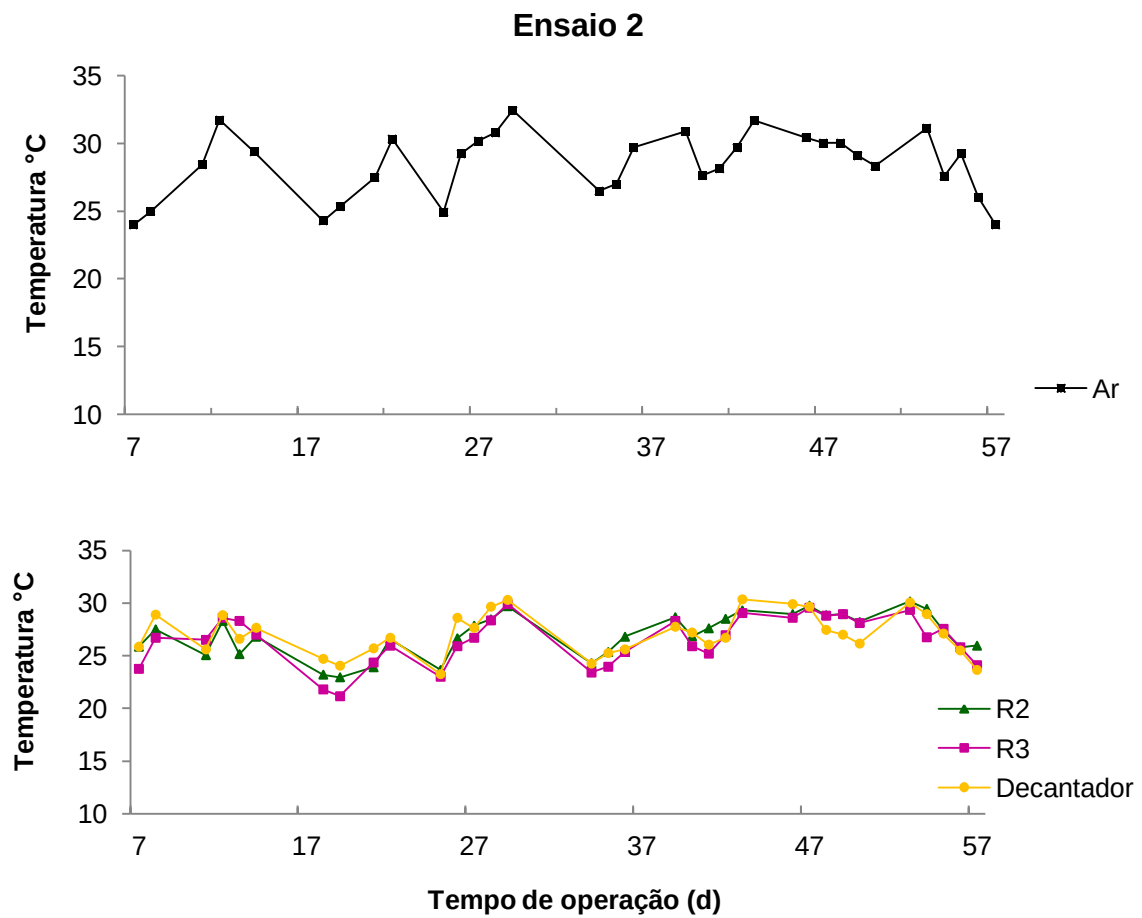


FIGURA 12B. Valores da temperatura no afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e da temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 2.

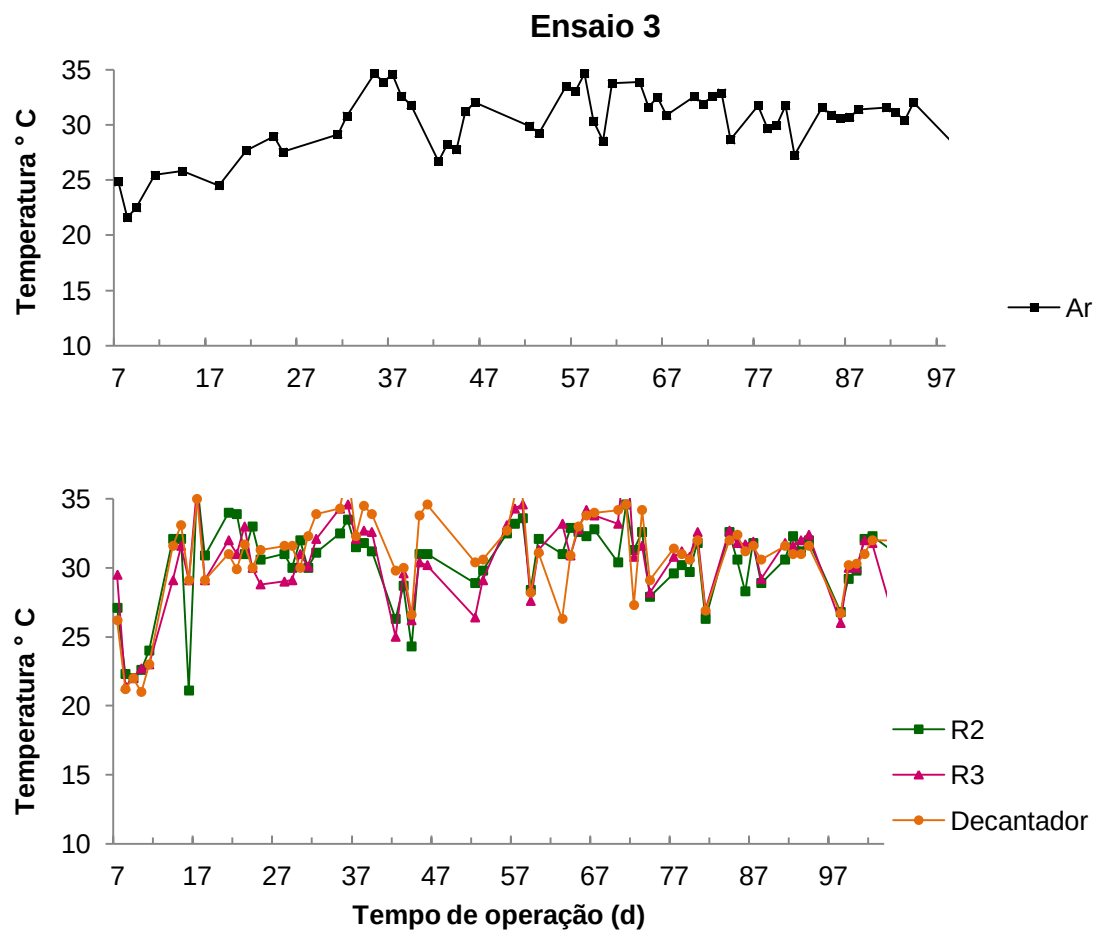


FIGURA 13B. Valores da temperatura no afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 3.

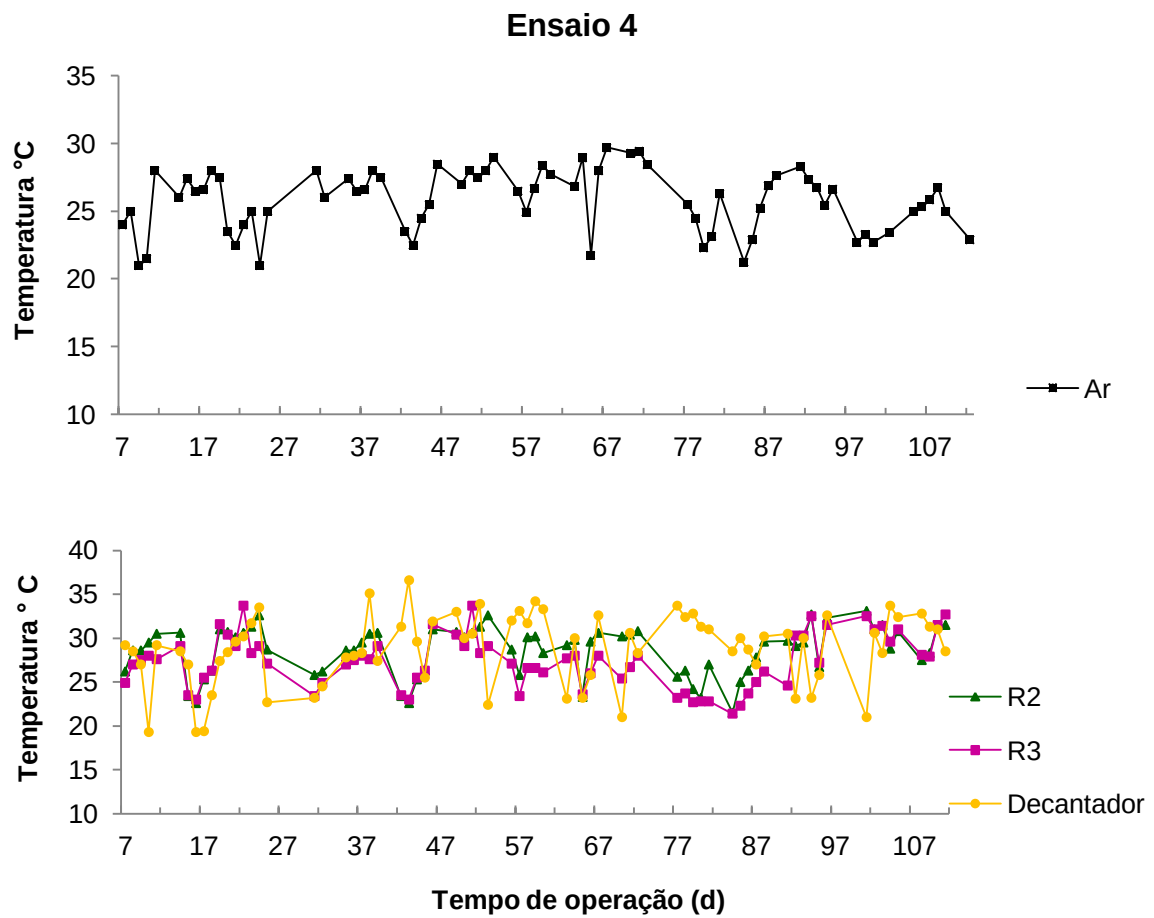


FIGURA 14 B. Valores da temperatura no afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e da temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 4.

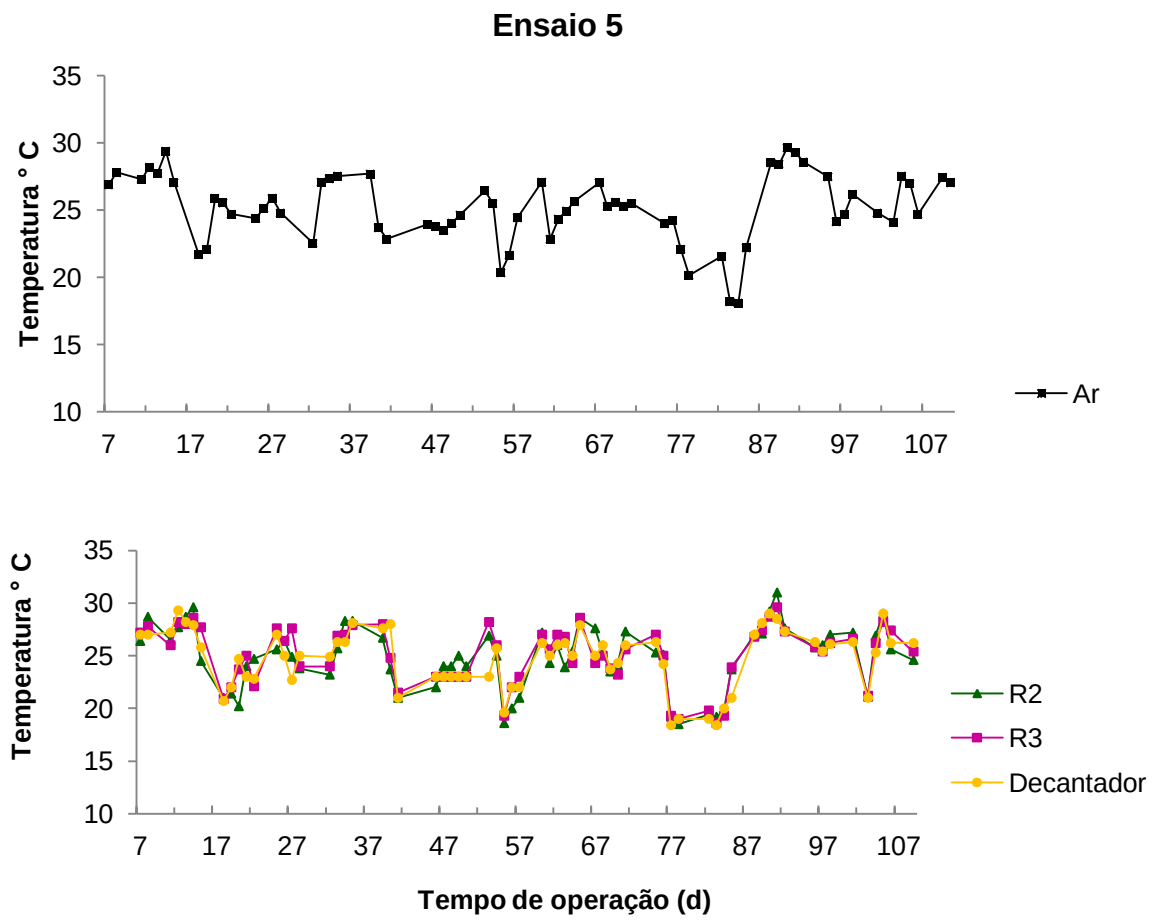


FIGURA 15 B. Valores da temperatura no afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e da temperatura do ar adjacente aos reatores, obtidas durante o ensaio 5.

APÊNDICE C
SÉRIE HISTÓRICA DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

C.1 Série histórica da Demanda Química de Oxigênio no sistema I

C.1.1 DQO total

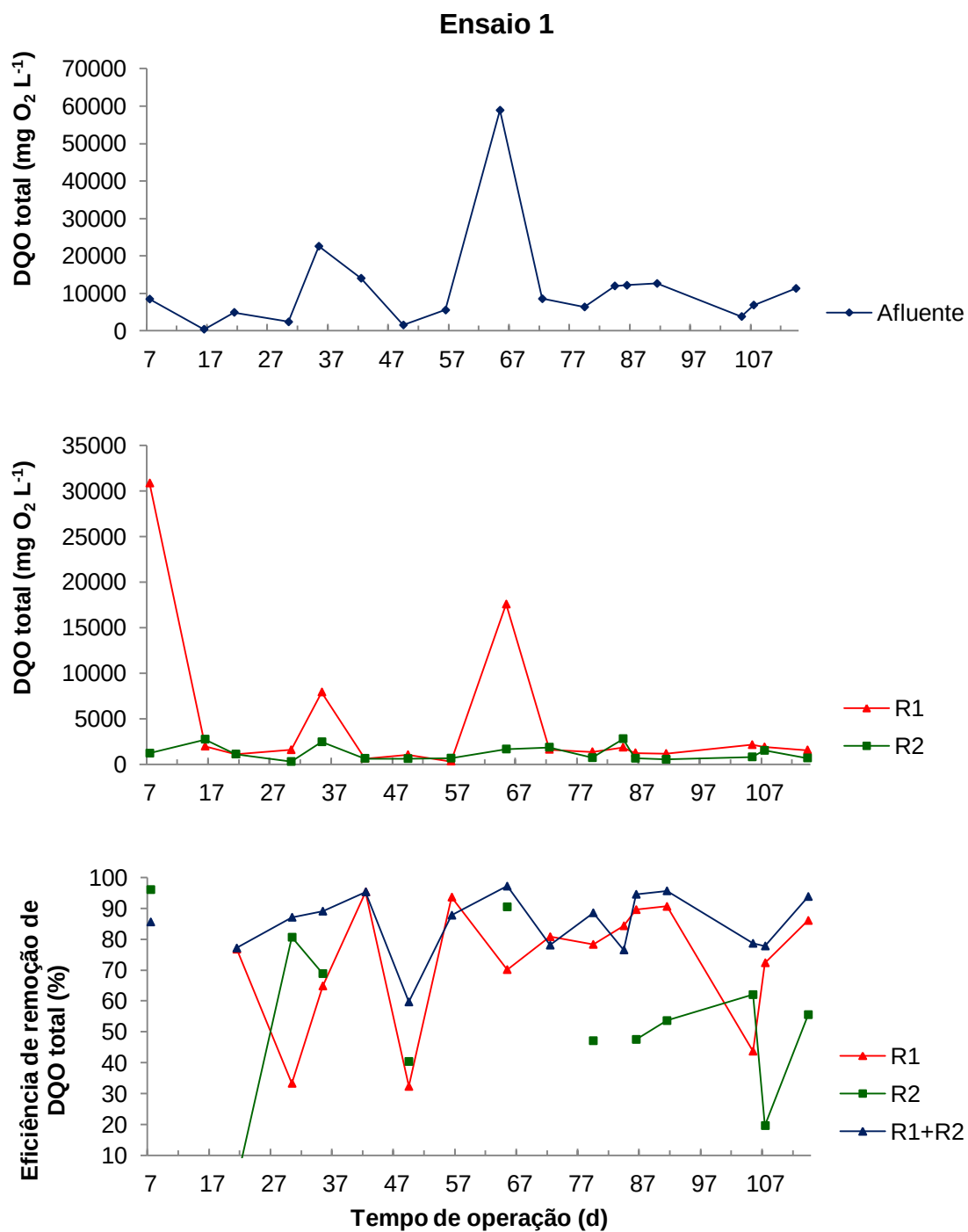


FIGURA 1C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1e R2), e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 1.

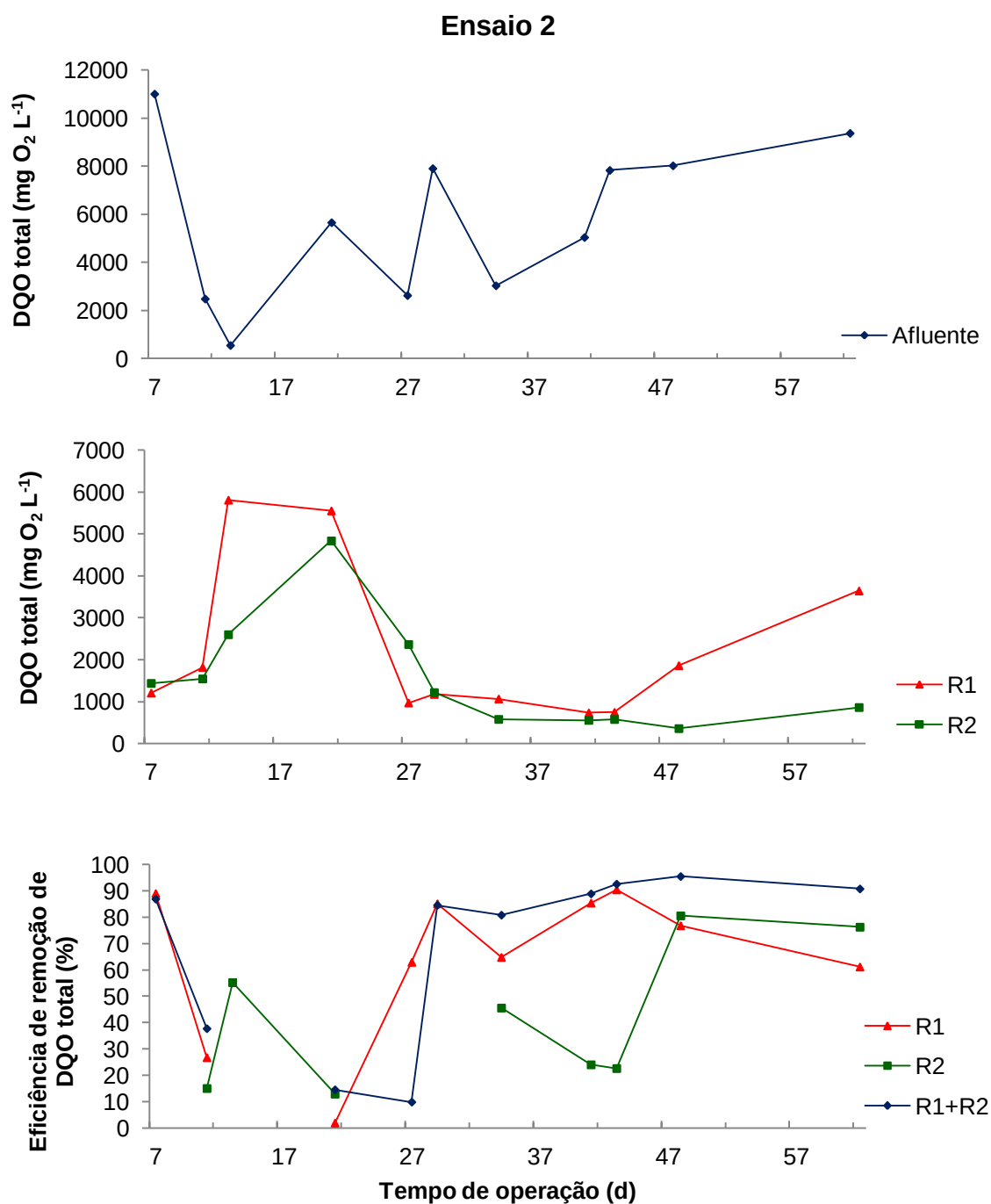


FIGURA 2C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 2.

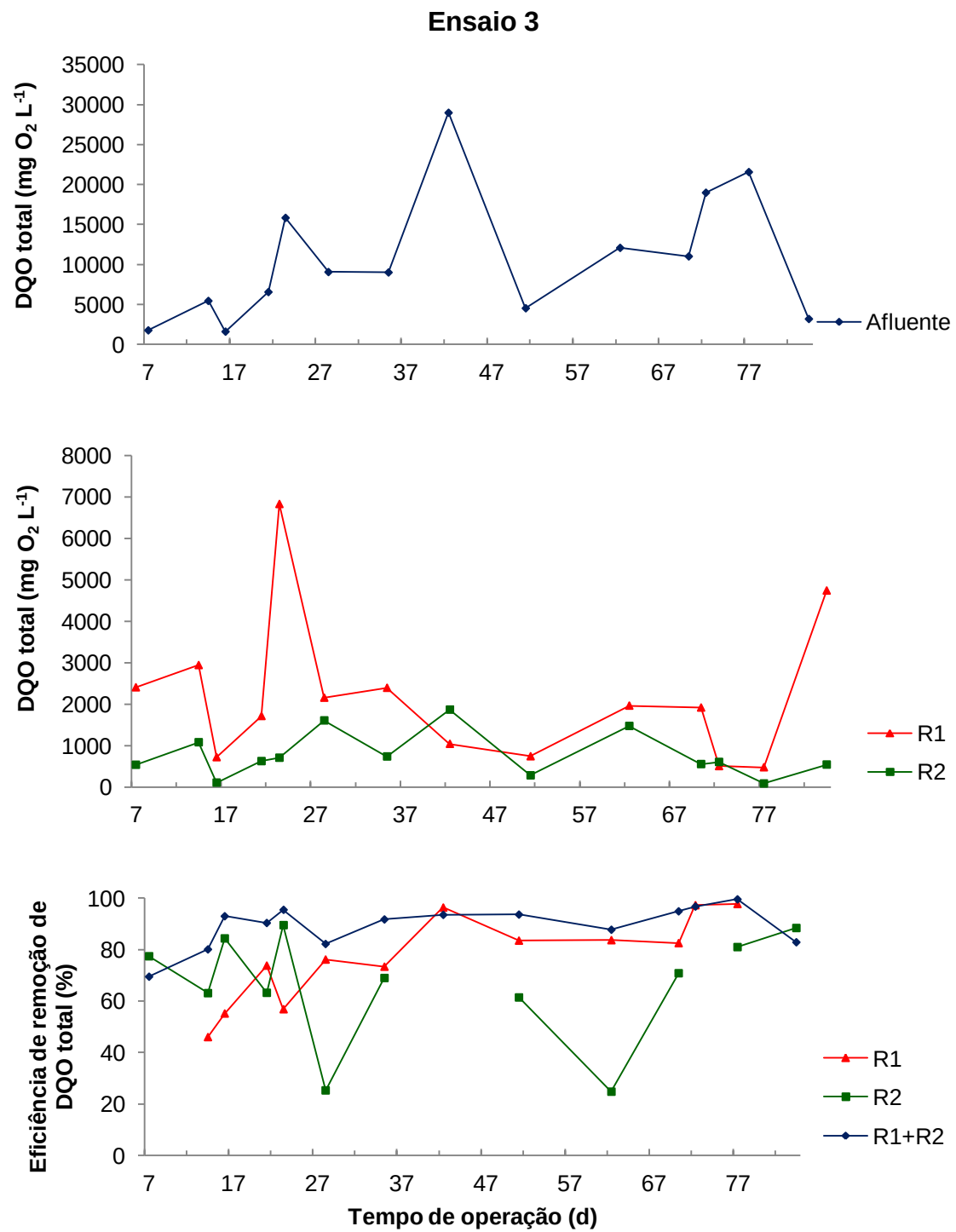


FIGURA 3C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 3.

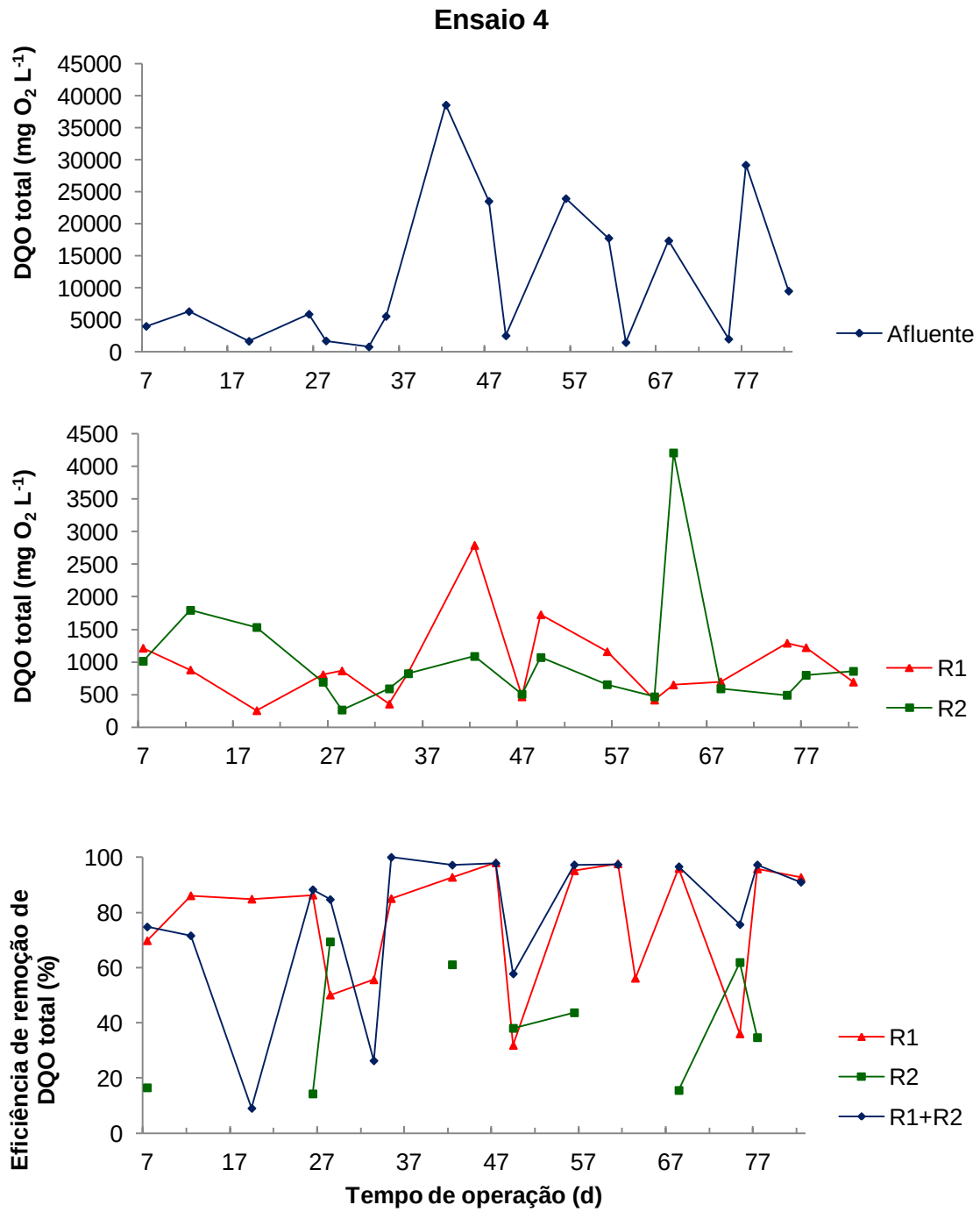


FIGURA 4C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 4.

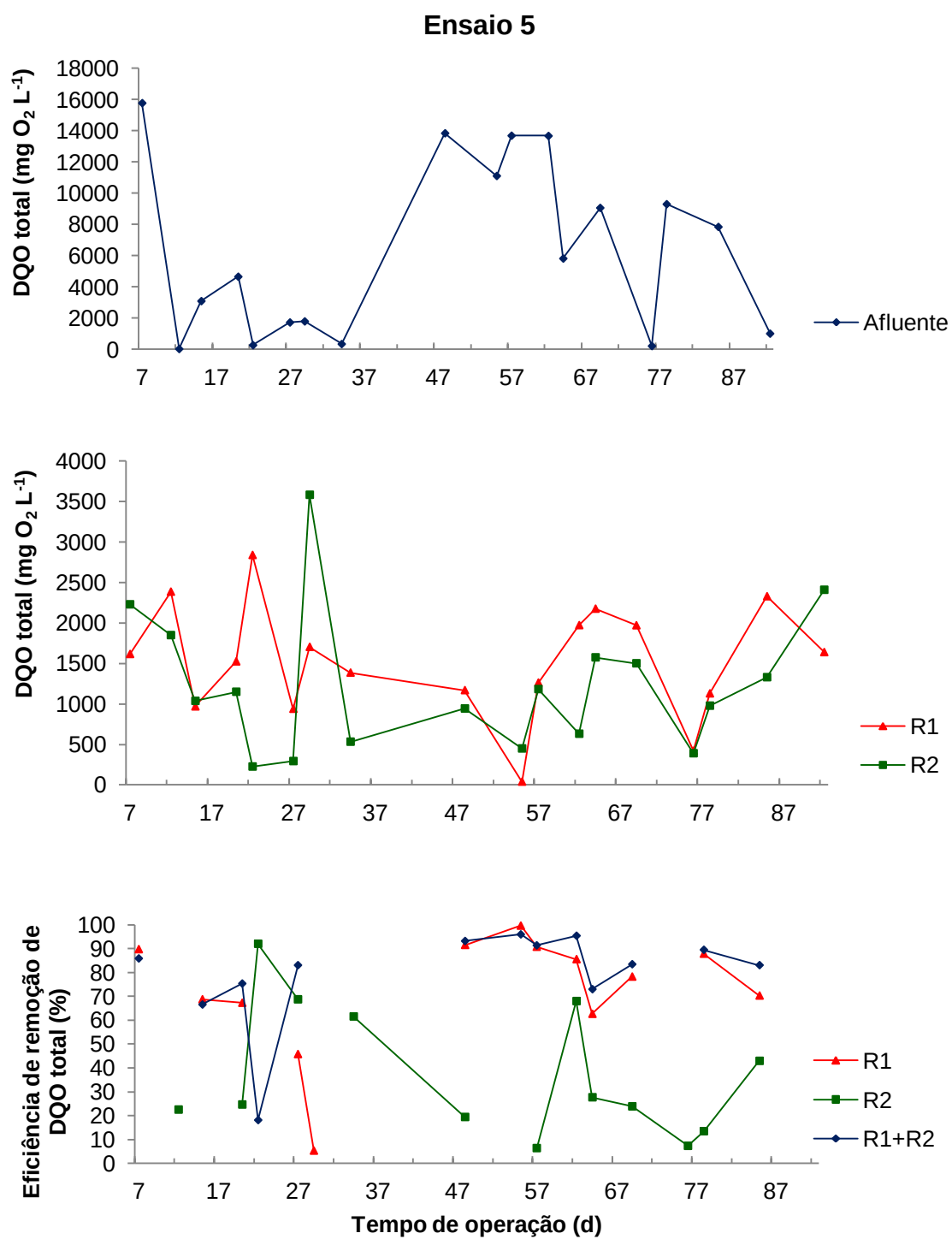


FIGURA 5C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico I (R1+R2), durante o ensaio 5.

C.1.2 DQO dissolvida

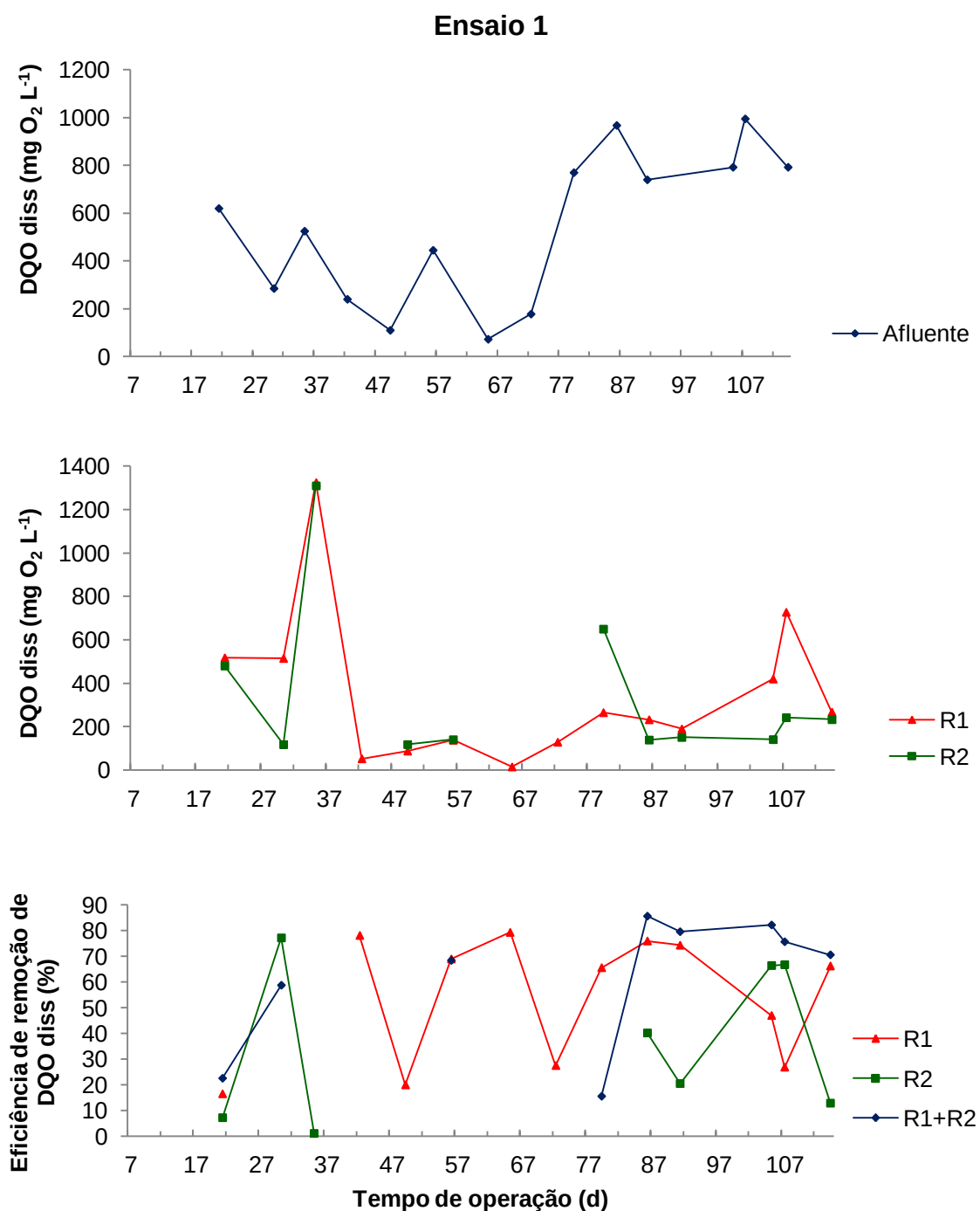


FIGURA 6C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 1.

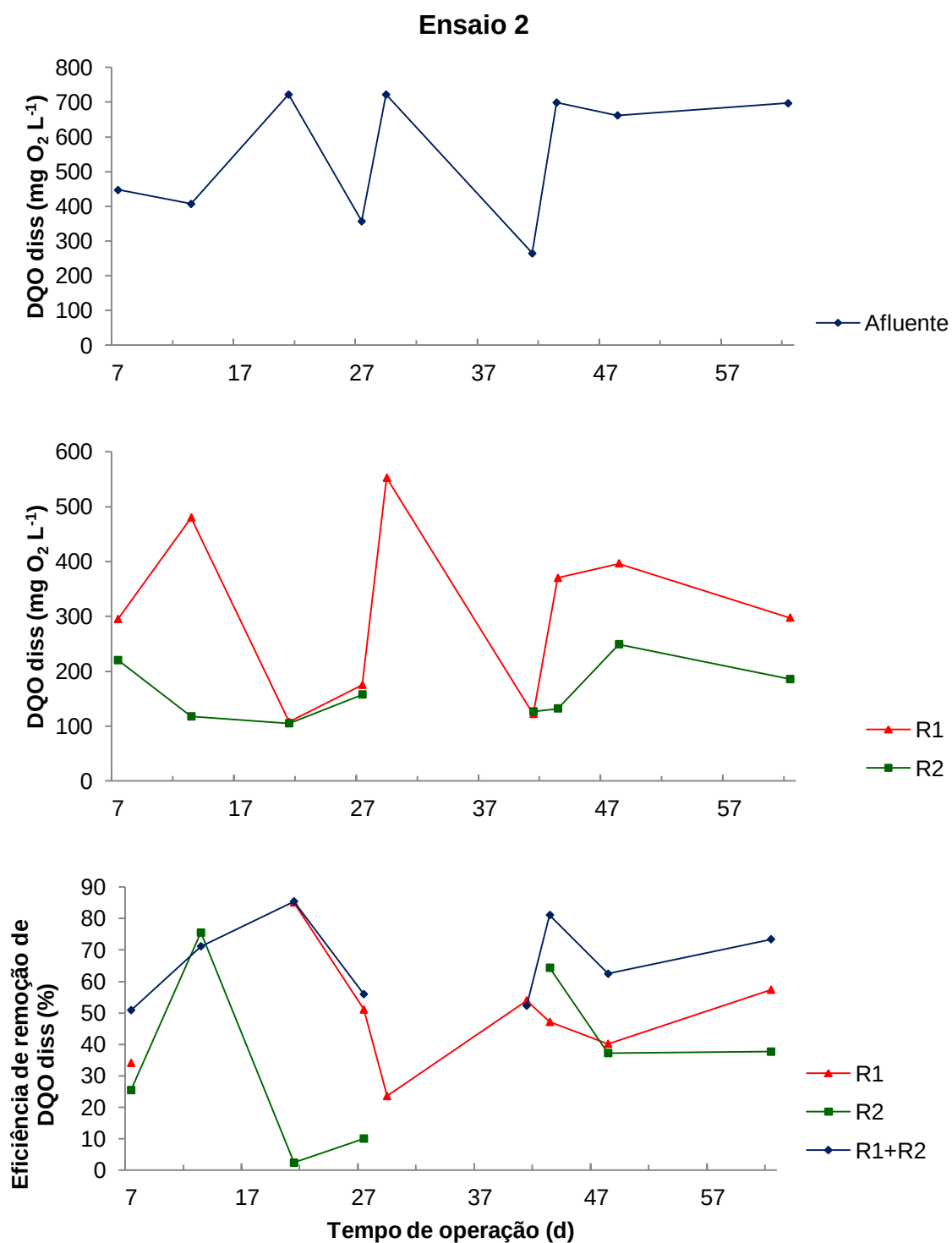


FIGURA 7C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 2

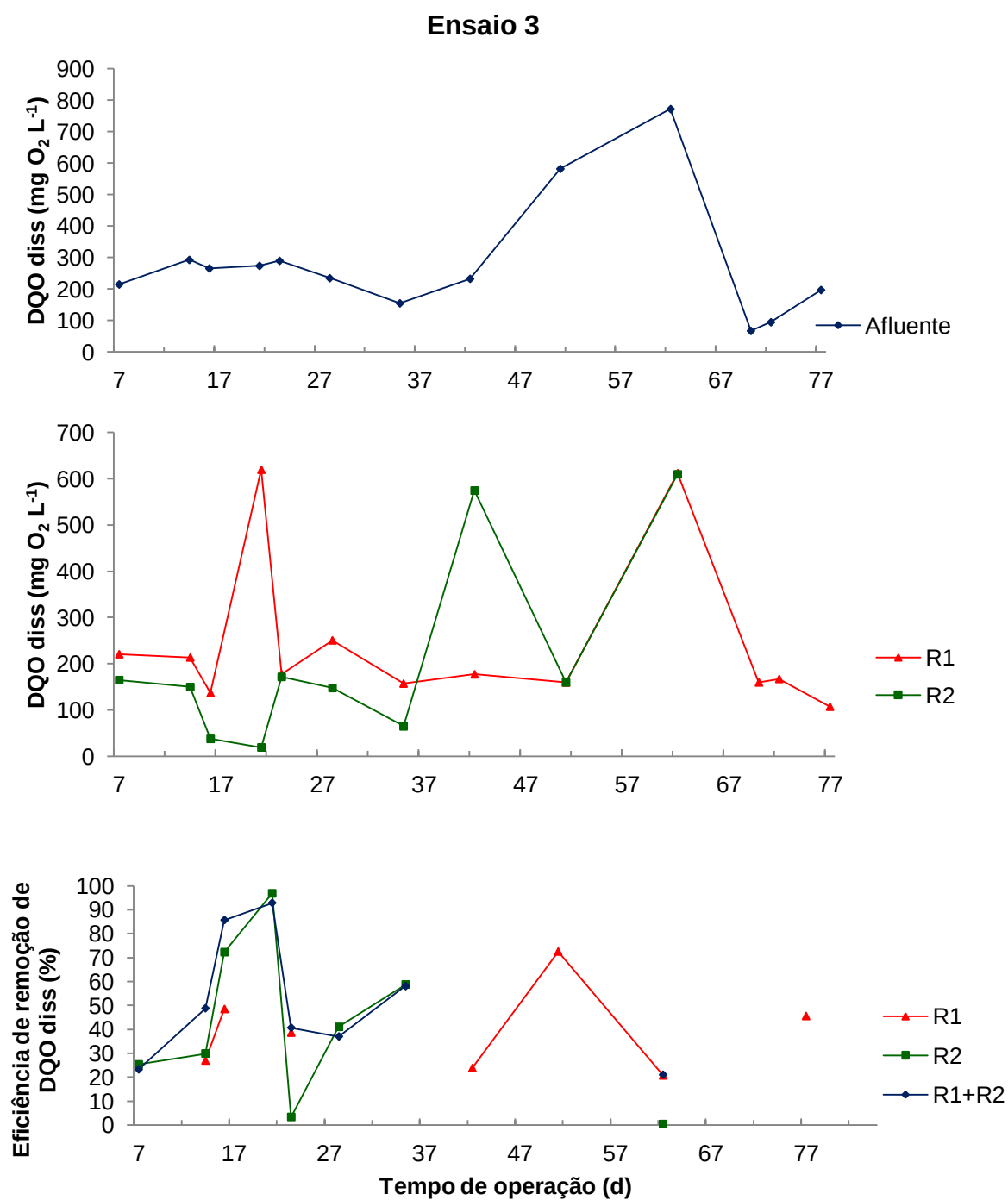


FIGURA 8C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 3.

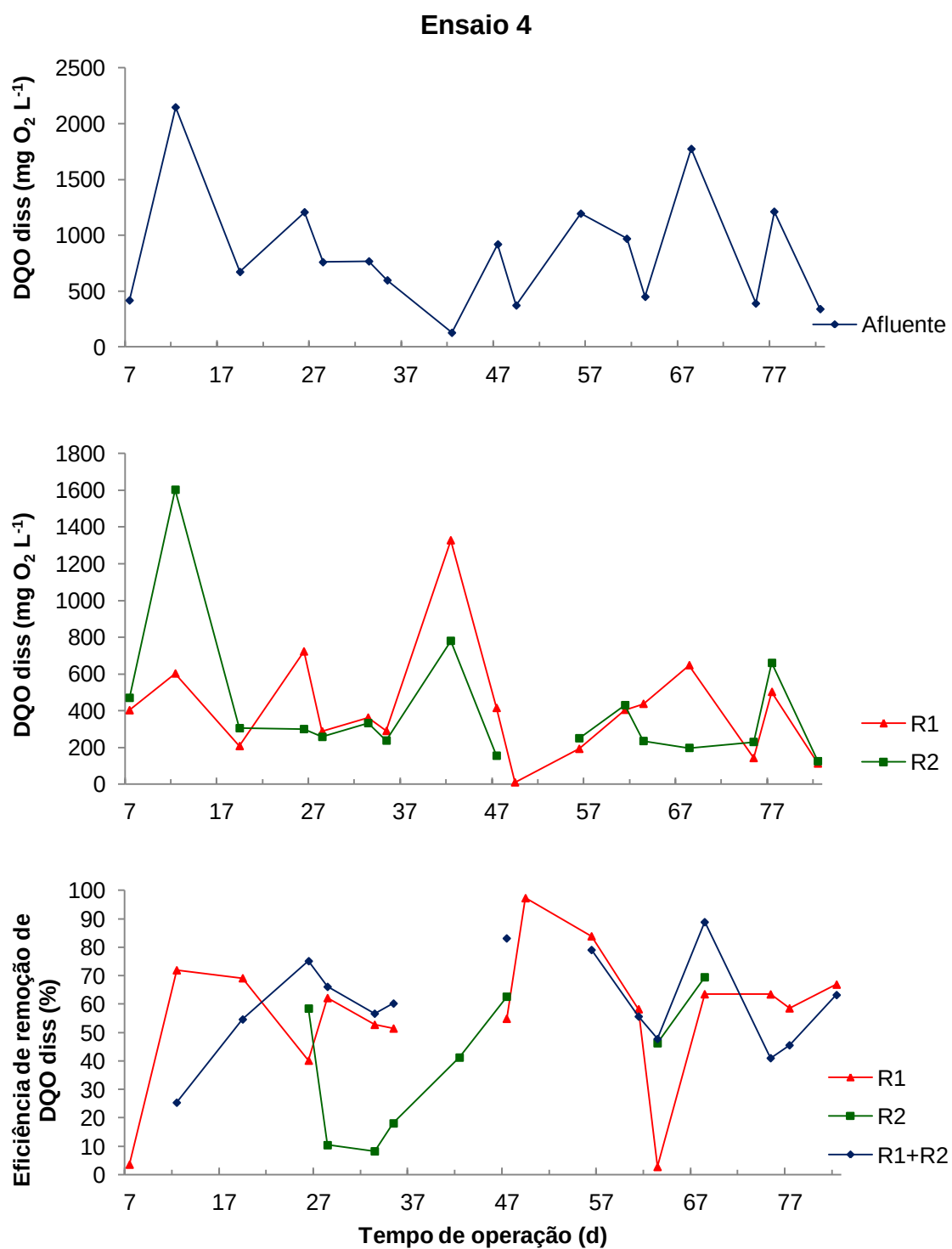


FIGURA 9C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico I (R1+R2), durante o ensaio 4

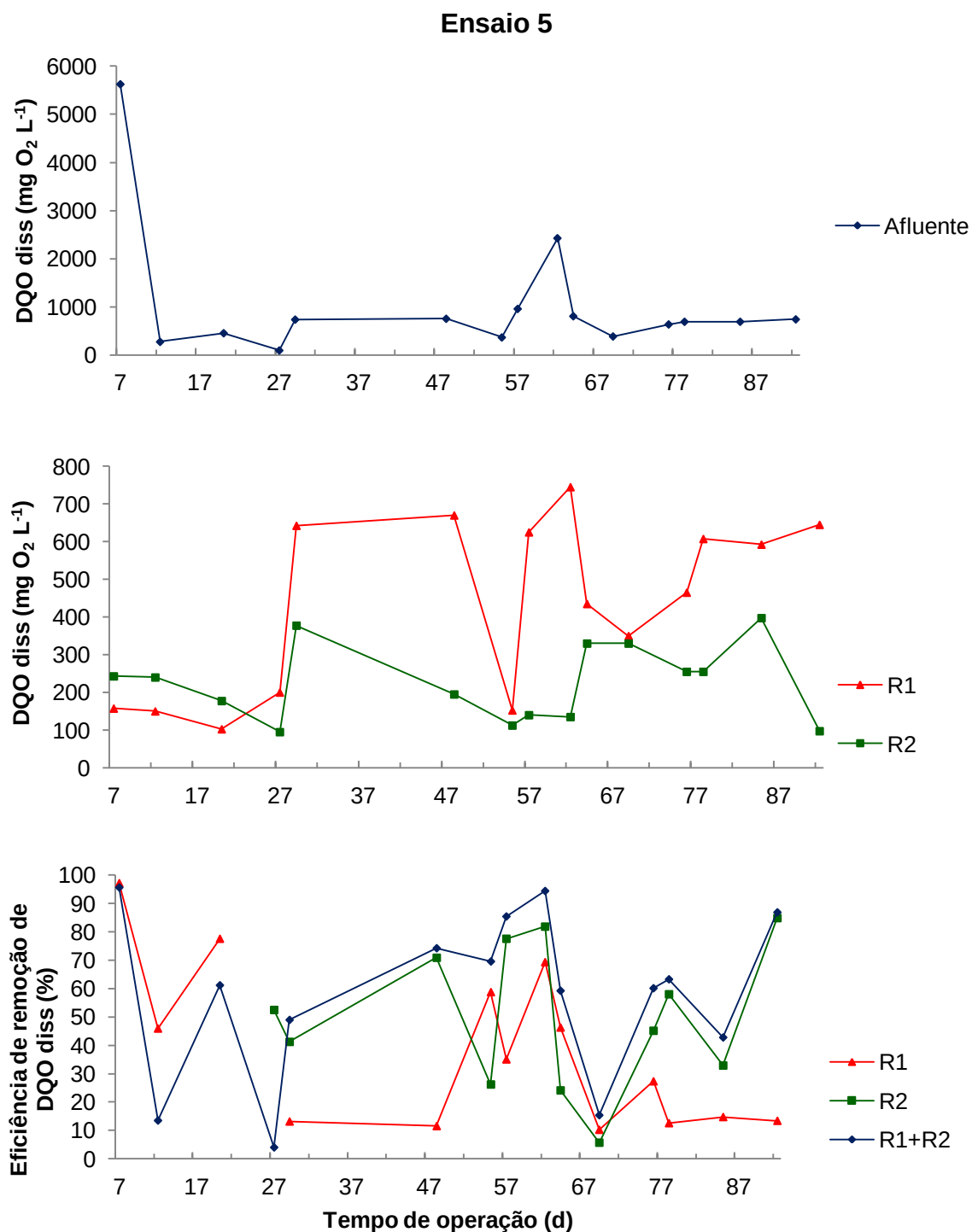


FIGURA 10 C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 5.

C.2 Série histórica da Demanda Química de Oxigênio no sistema II

C.2.1 DQO total

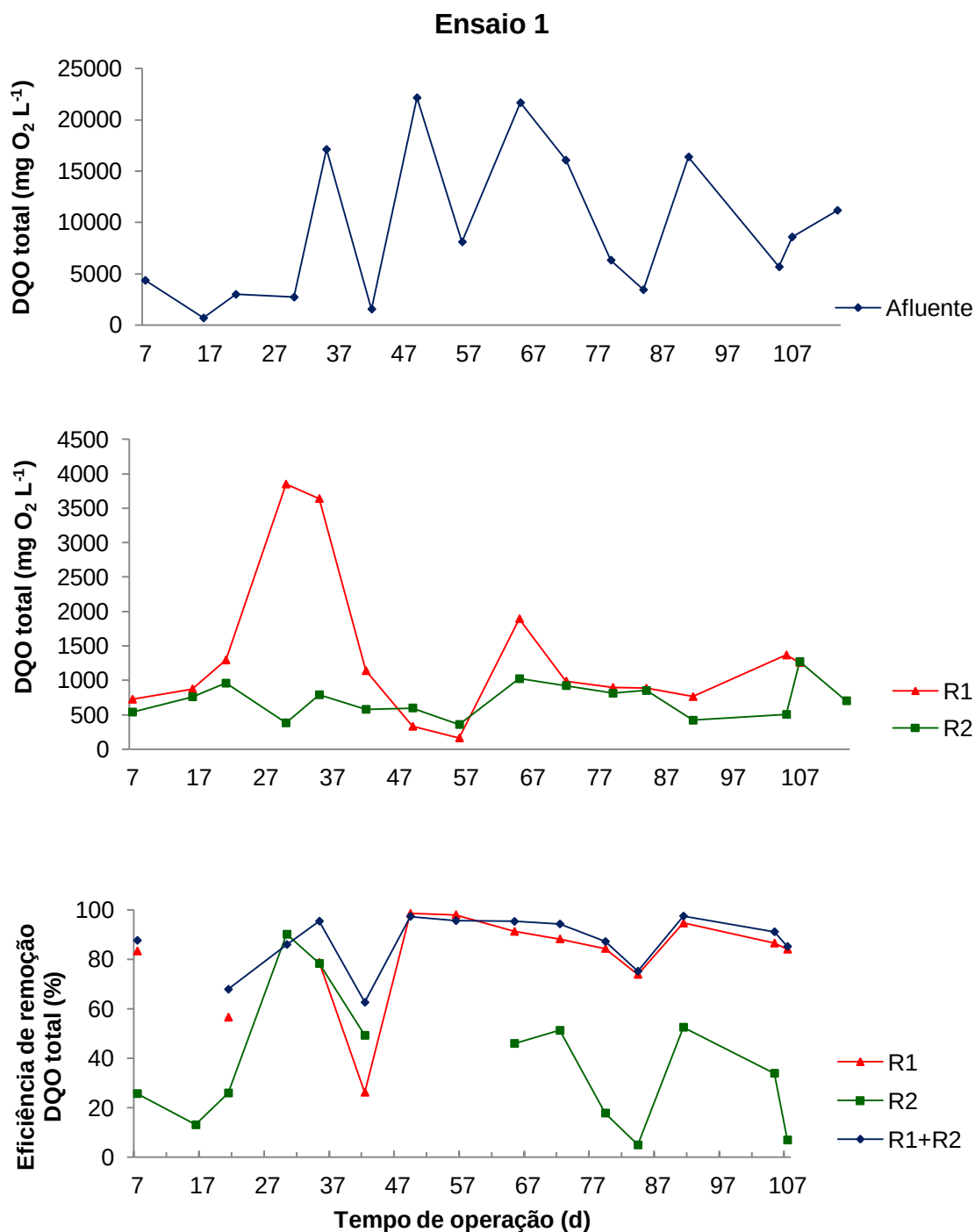


FIGURA 11C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB, filtro anaeróbico (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico II (R1+R2) durante o ensaio 1.

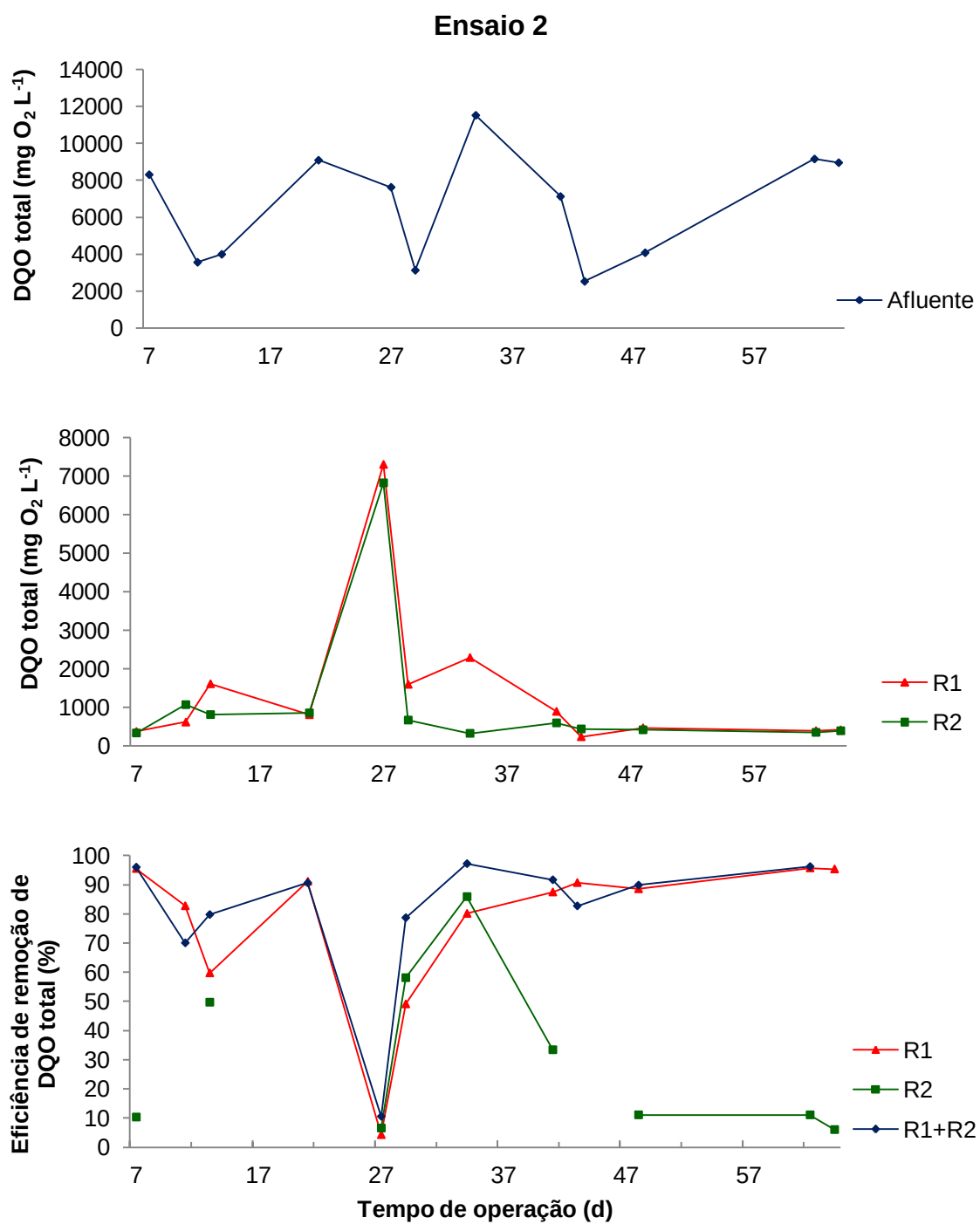


FIGURA 12C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB, filtro anaeróbico (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico II (R1+R2) durante o ensaio 2.

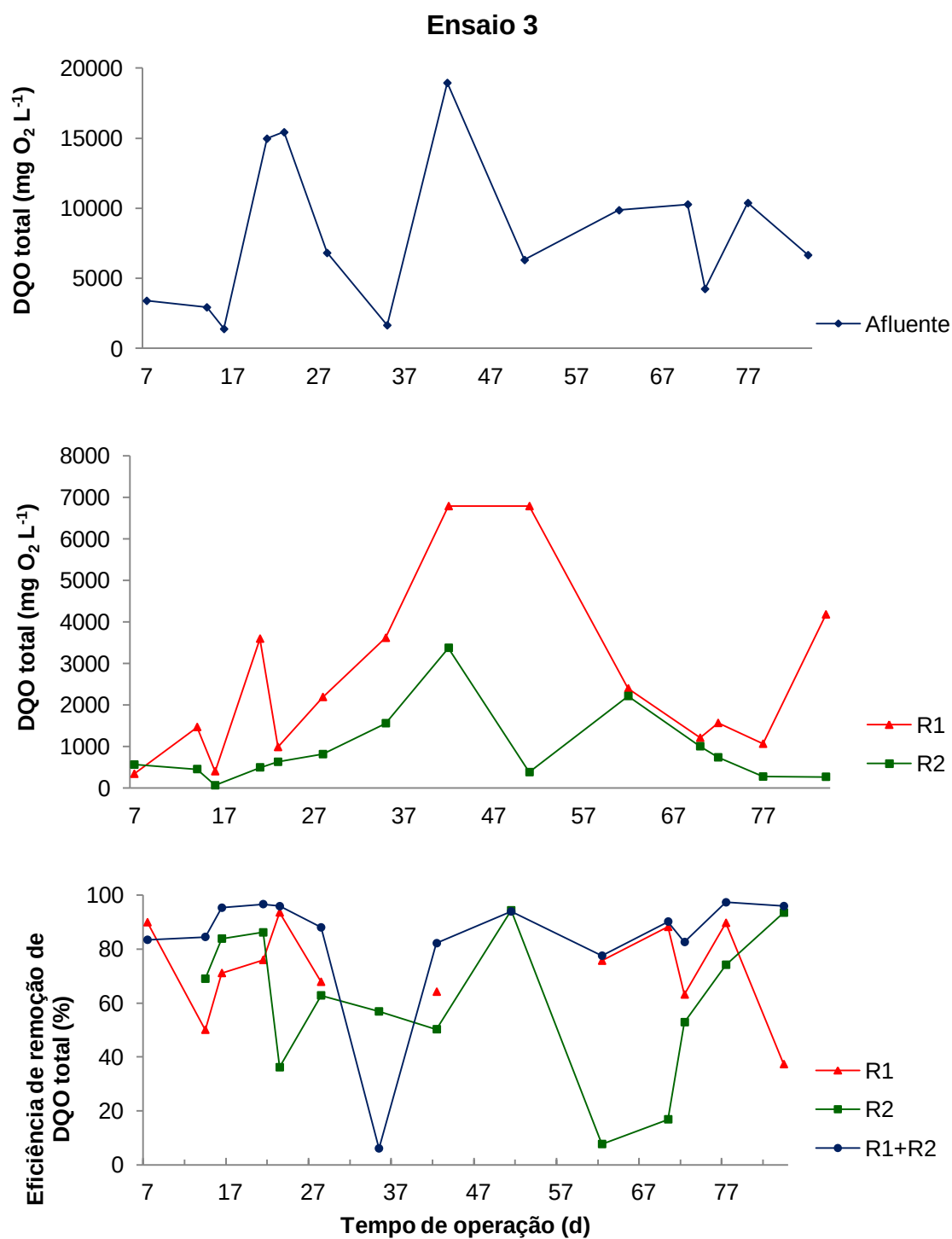


FIGURA 13C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB, filtro anaeróbico (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico II (R1+R2) durante o ensaio 3.

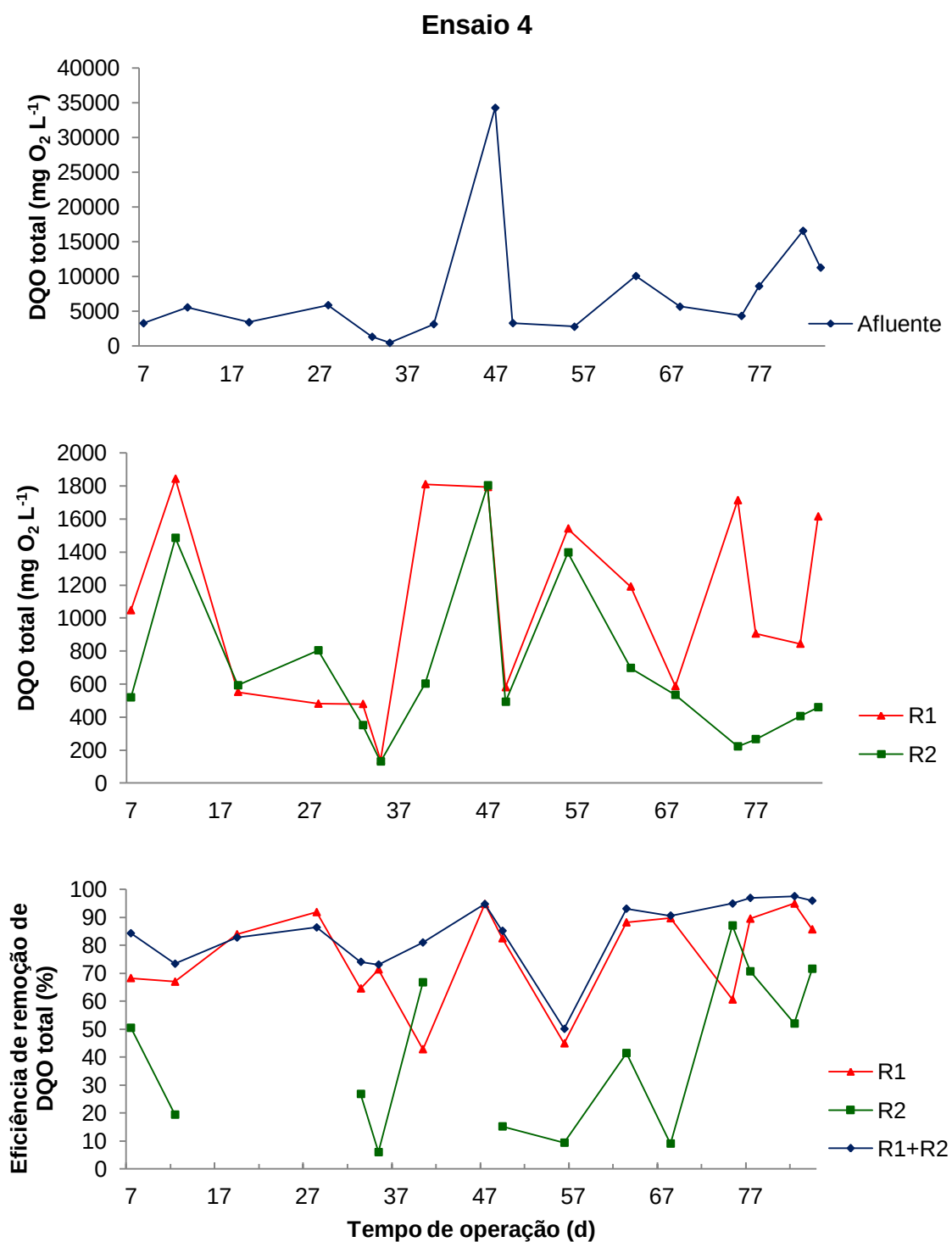


FIGURA 14C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB, filtro anaeróbico (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico II (R1+R2) durante o ensaio 4.

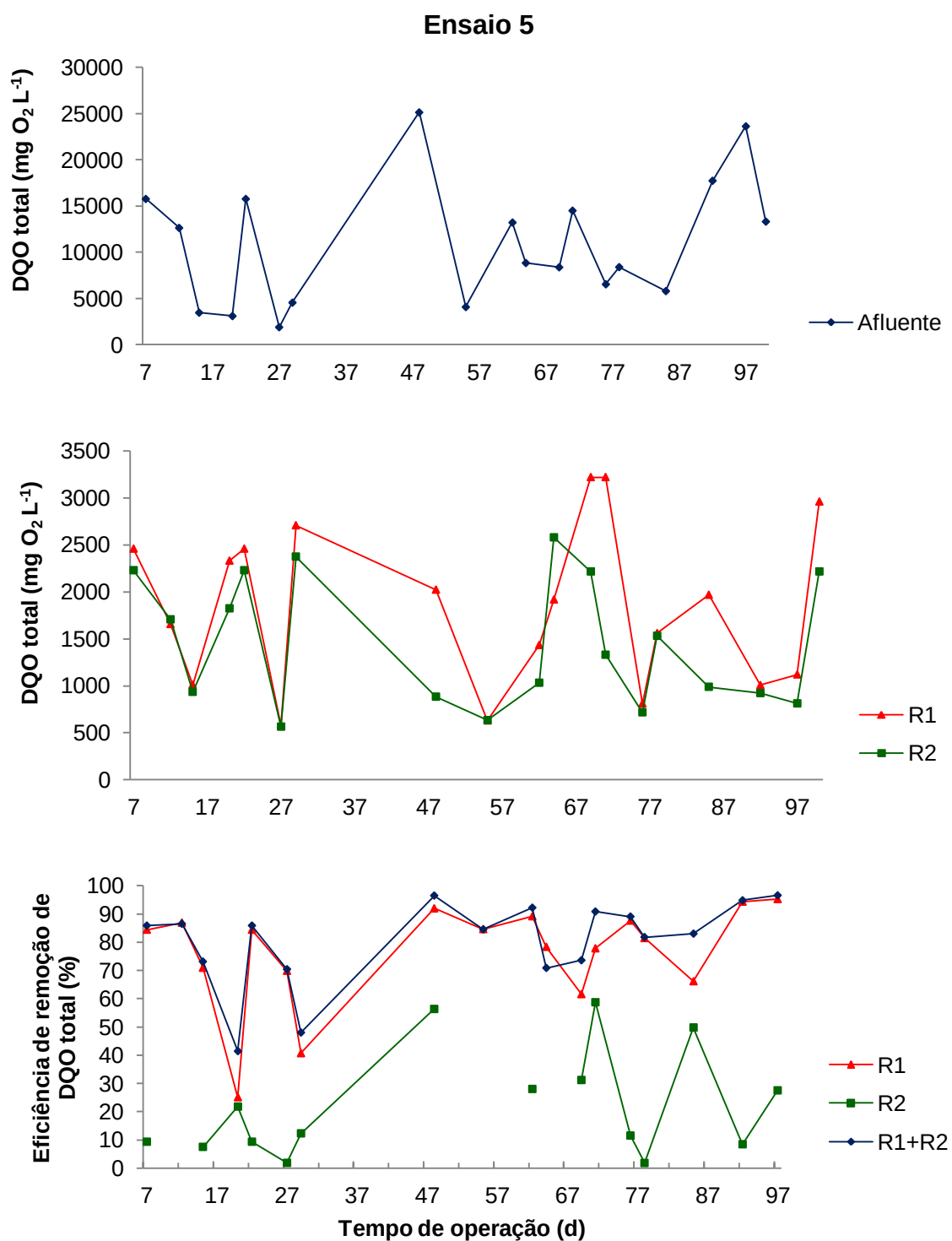


FIGURA 15C. Valores da DQO total do afluente e efluentes dos reatores UASB, filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO total no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2) durante o ensaio 5.

C.2.2 DQO dissolvida

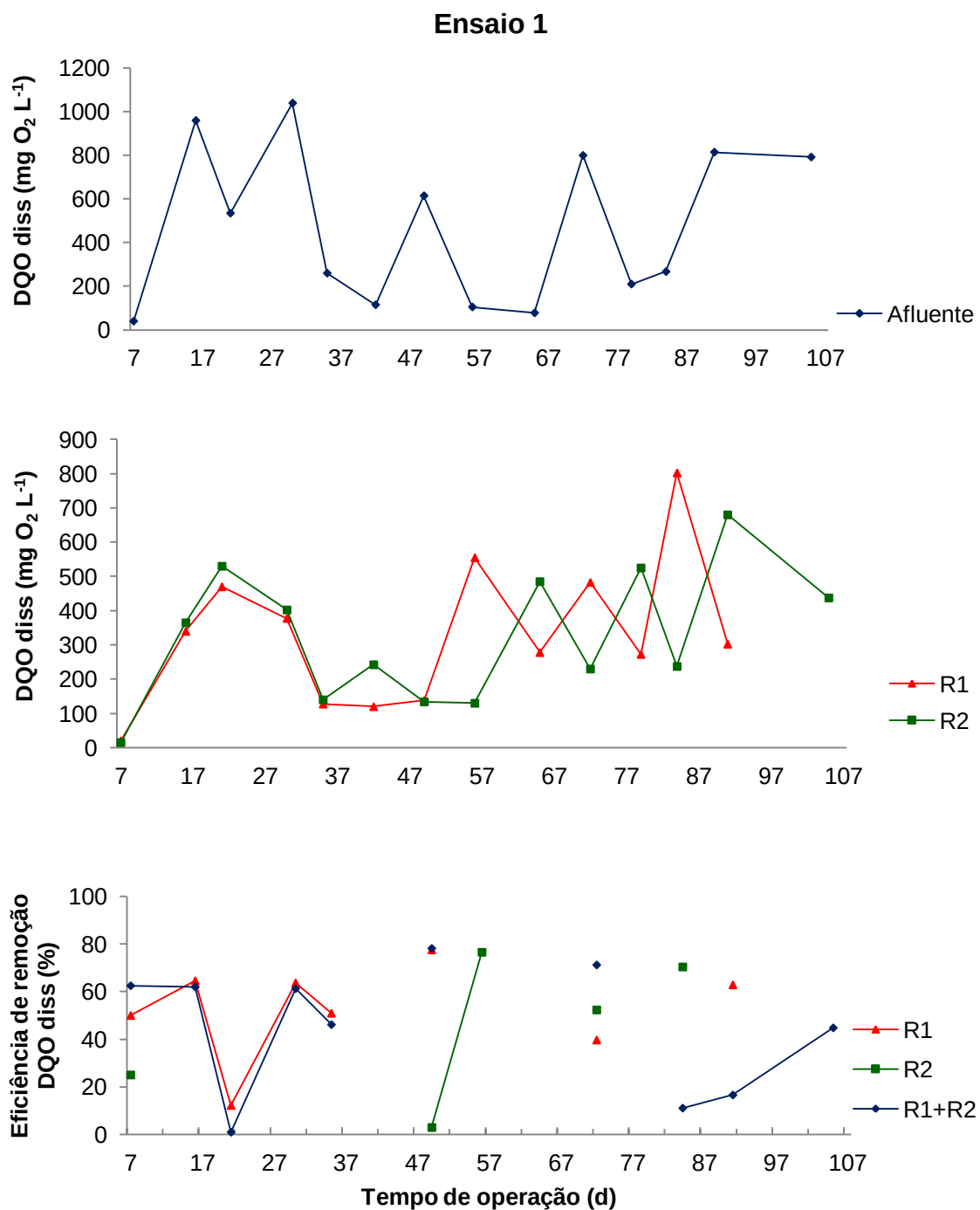


FIGURA 16C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbico (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO dissolvida no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico II (R1+R2), durante o ensaio 1.

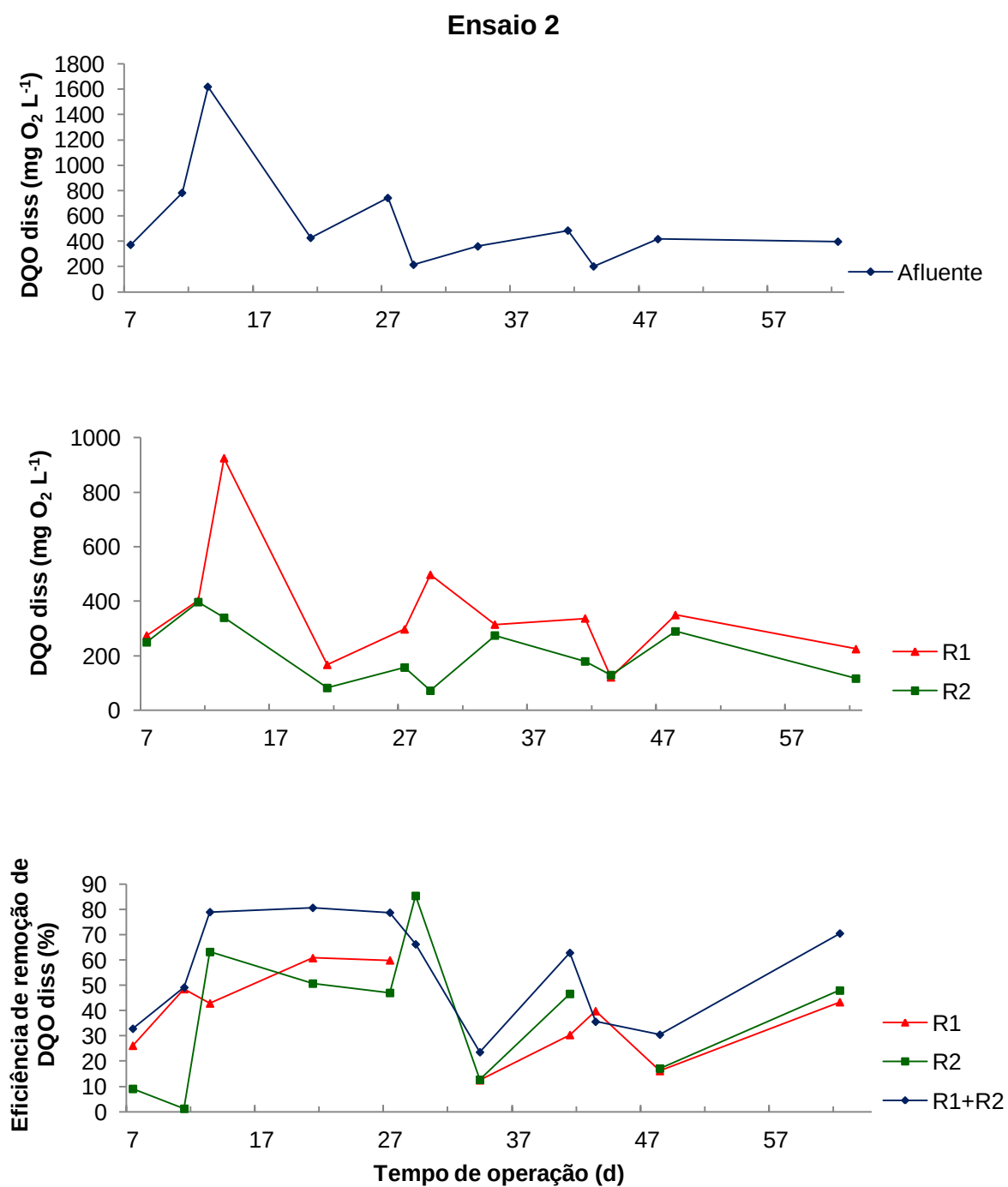


FIGURA 17C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbico (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO dissolvida no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico II (R1+R2), durante o ensaio 2

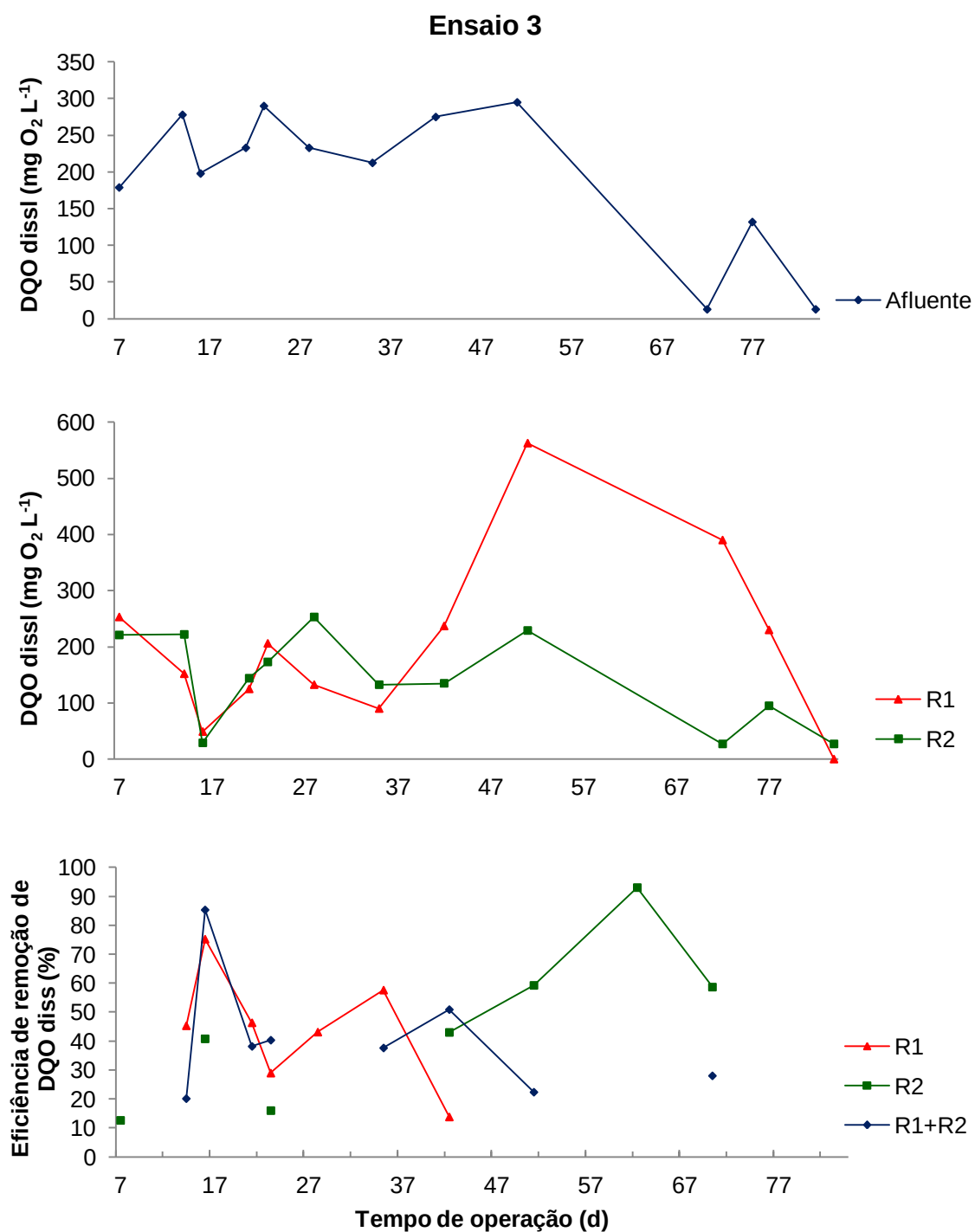


FIGURA 18C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO dissolvida no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 3.

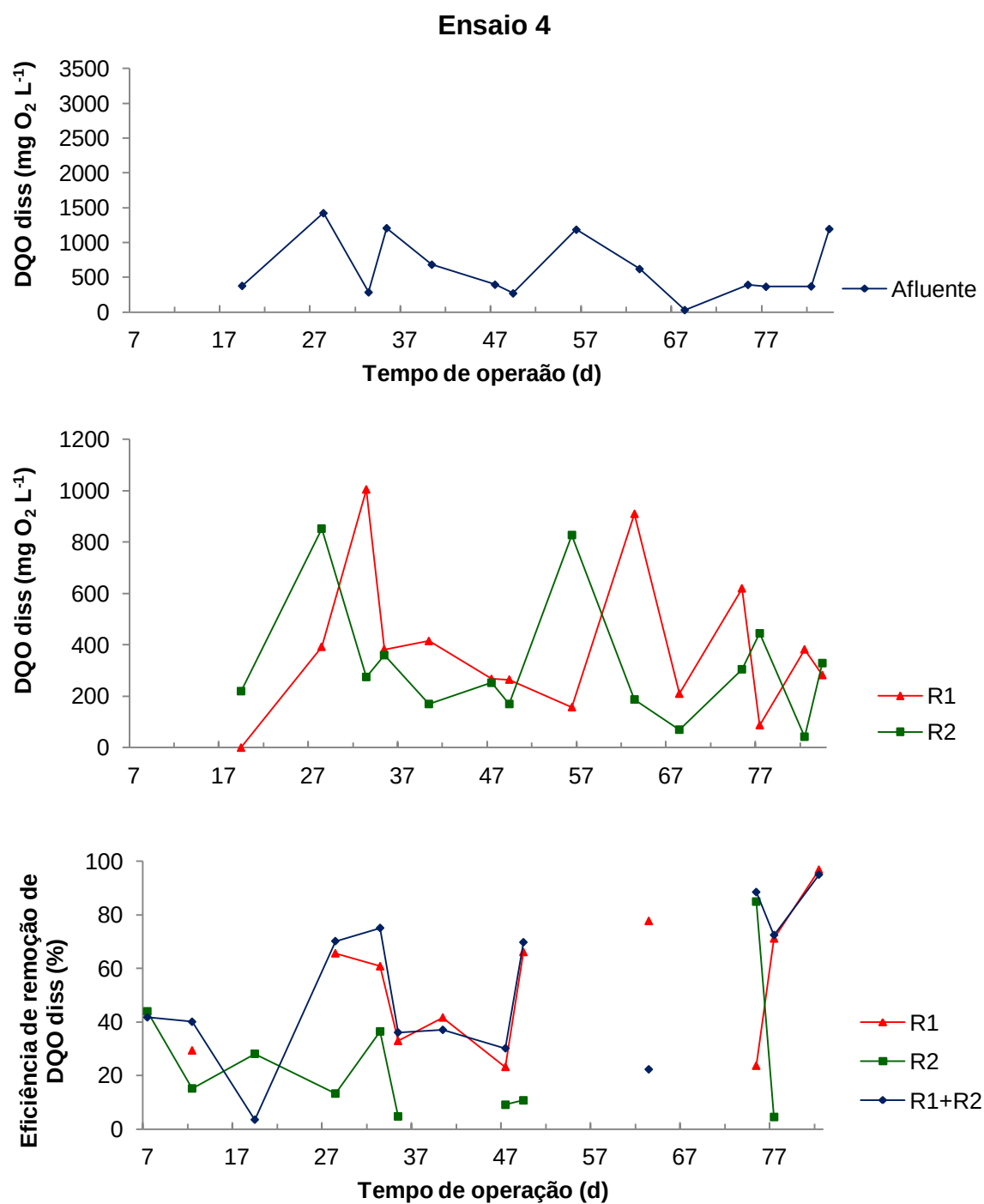


FIGURA 19C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de QO dissolvida no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 4.

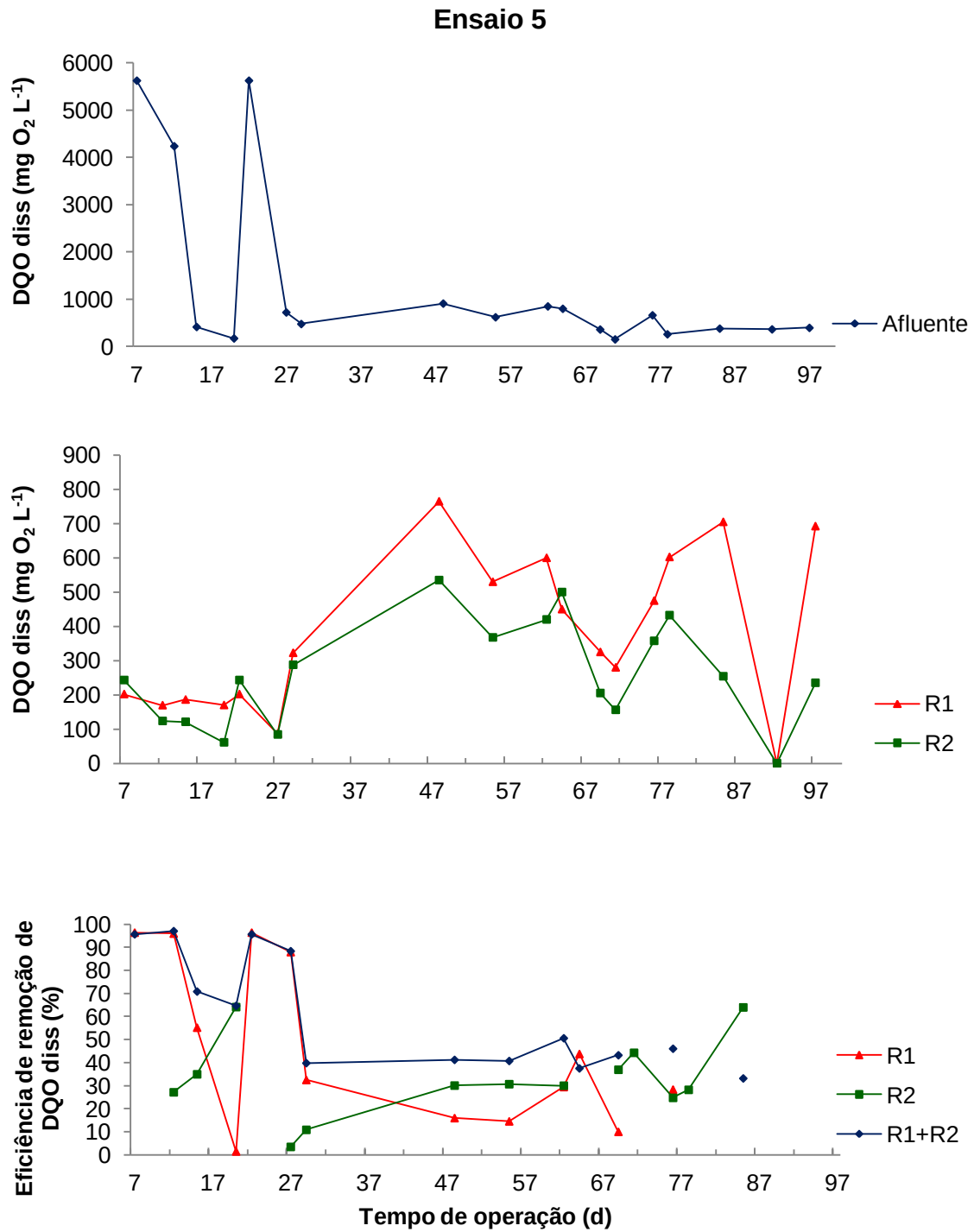


FIGURA 20 C. Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbico (R1 e R2) e eficiências de remoção de DQO dissolvida no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico II (R1+R2), durante o ensaio 5.

C.3 Série histórica da Demanda Química de Oxigênio no sistema de pós tratamento

D.3.1 DQO total

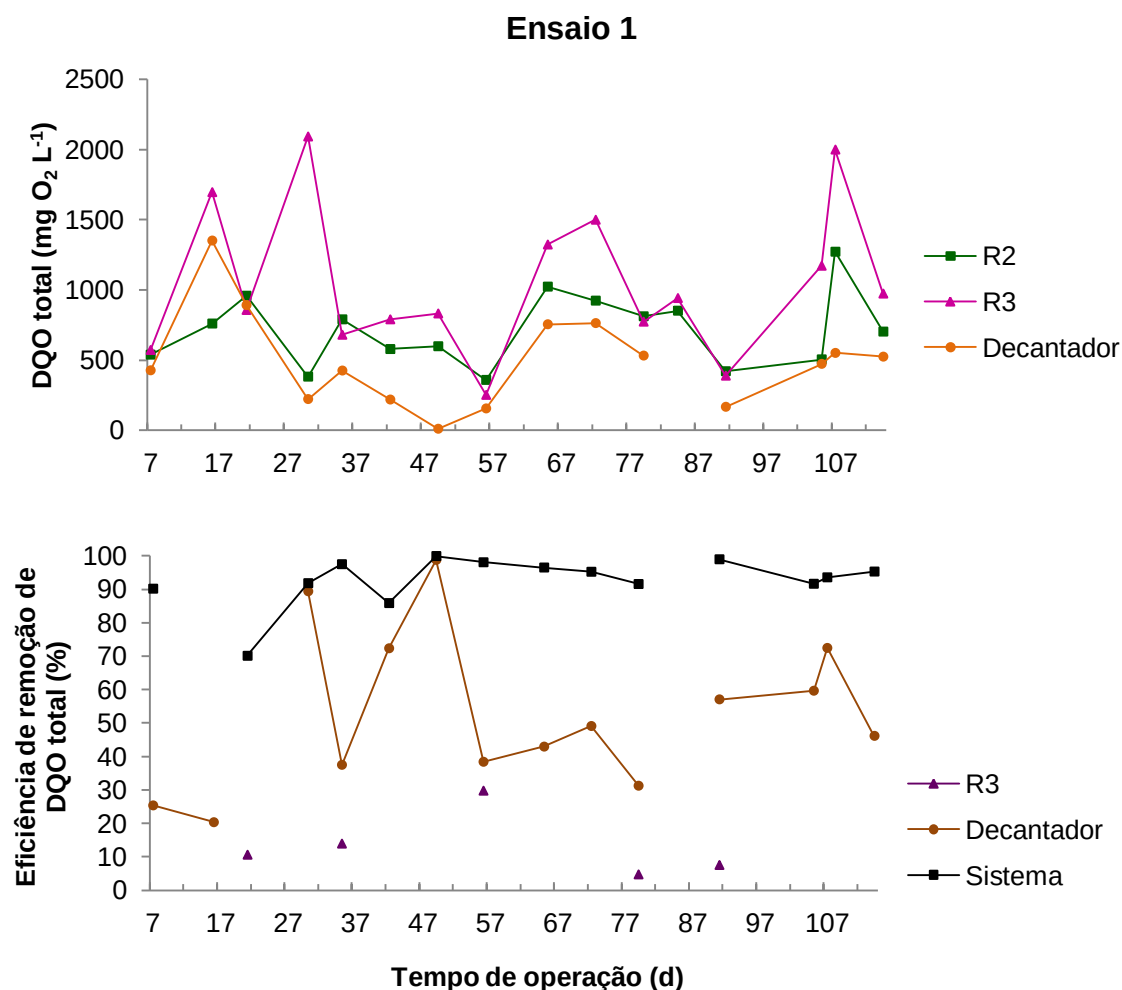


FIGURA 21C. Valores da DQO total do afluente e efluente filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 1.

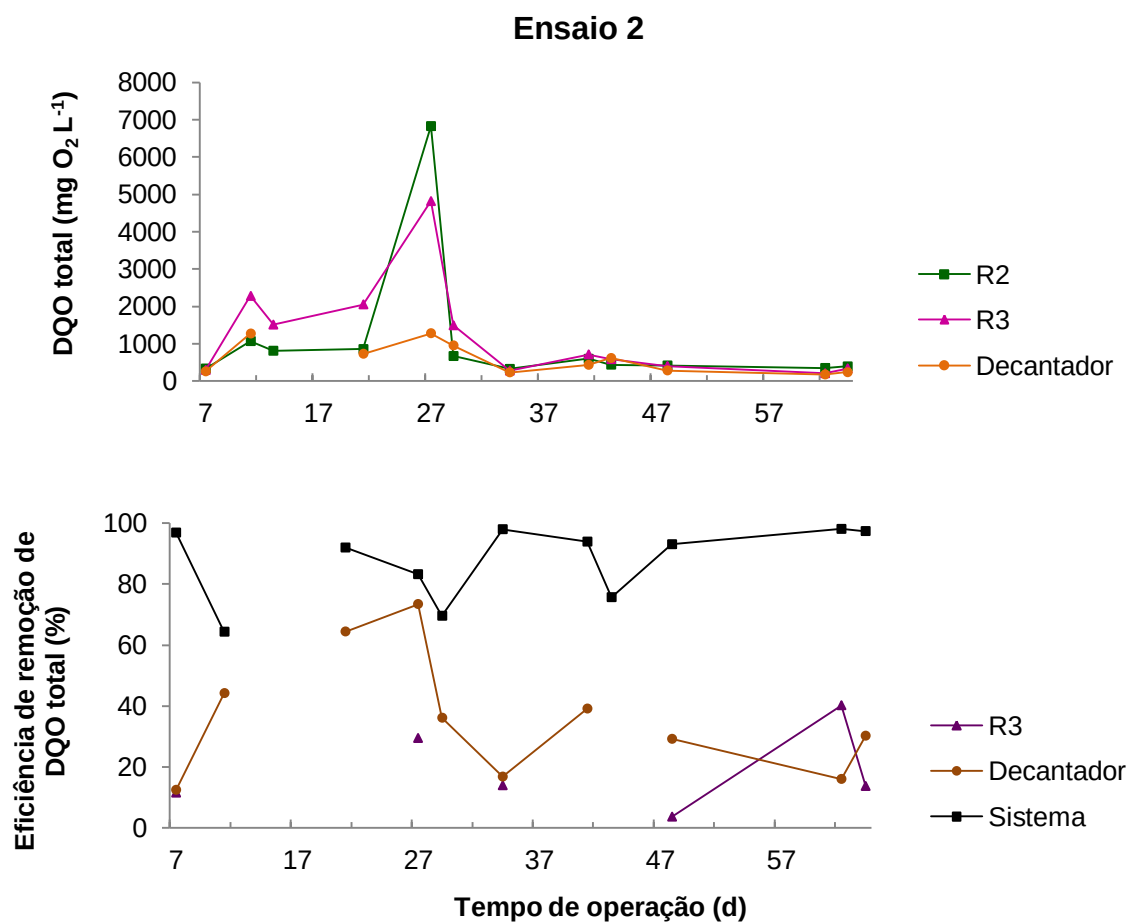


FIGURA 22 C. Valores da DQO total do afluente e efluente filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 2.

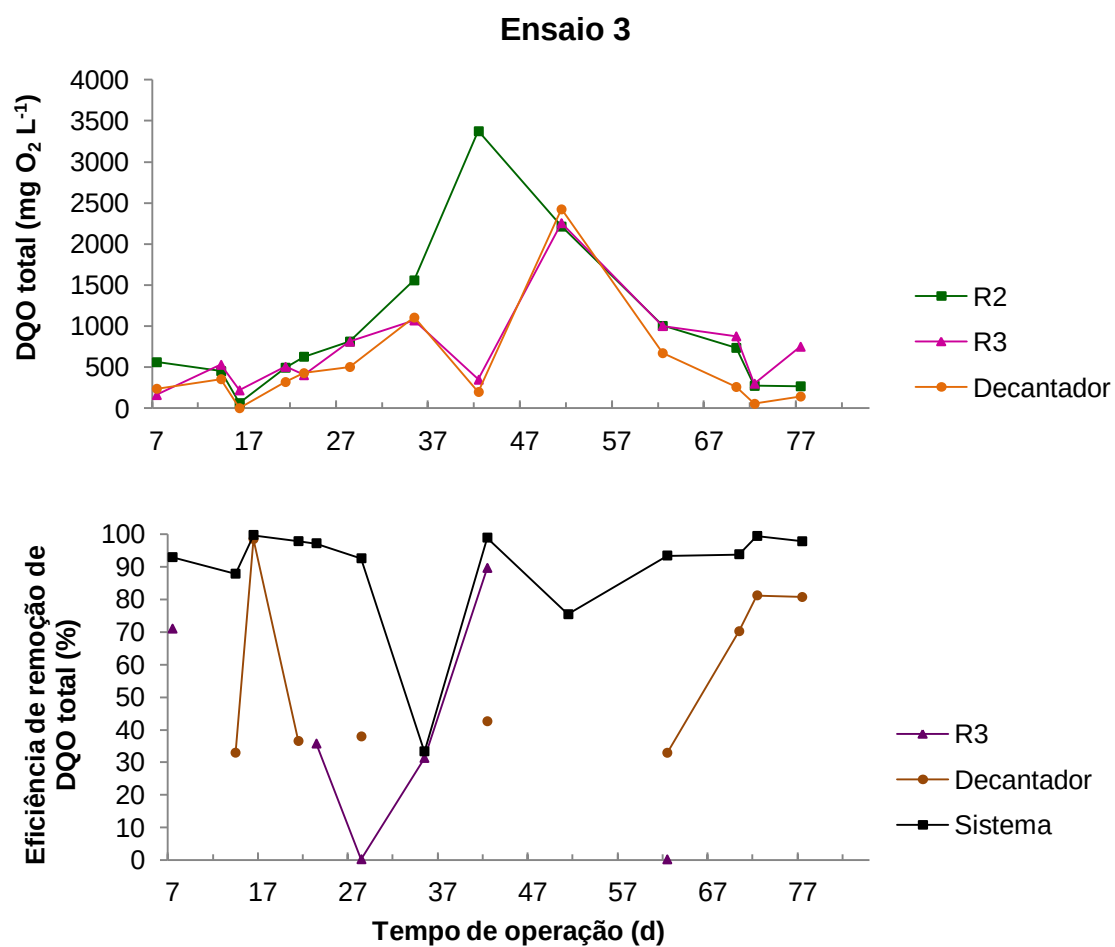


FIGURA 23 C. Valores da DQO total do afluente e efluente filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 3.

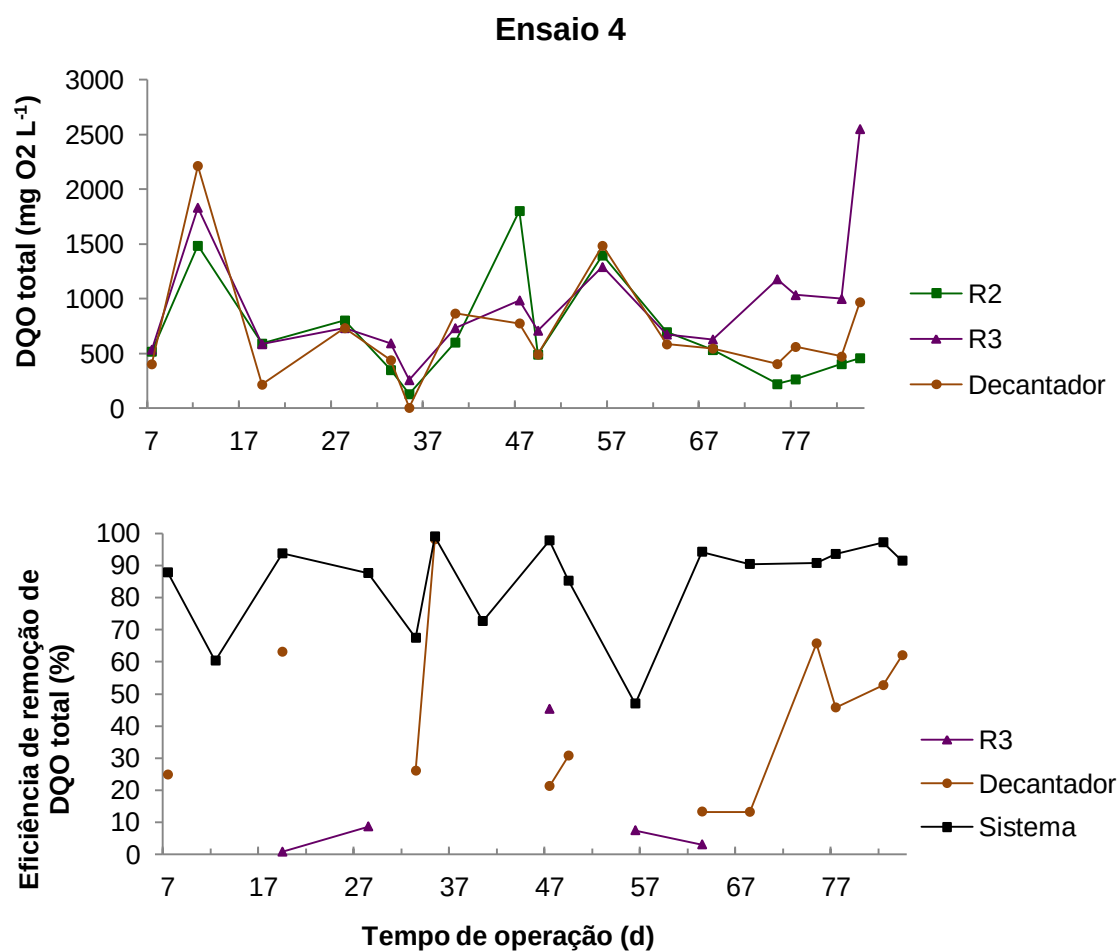


FIGURA 24 C. Valores da DQO total do afluente e efluente filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 4.

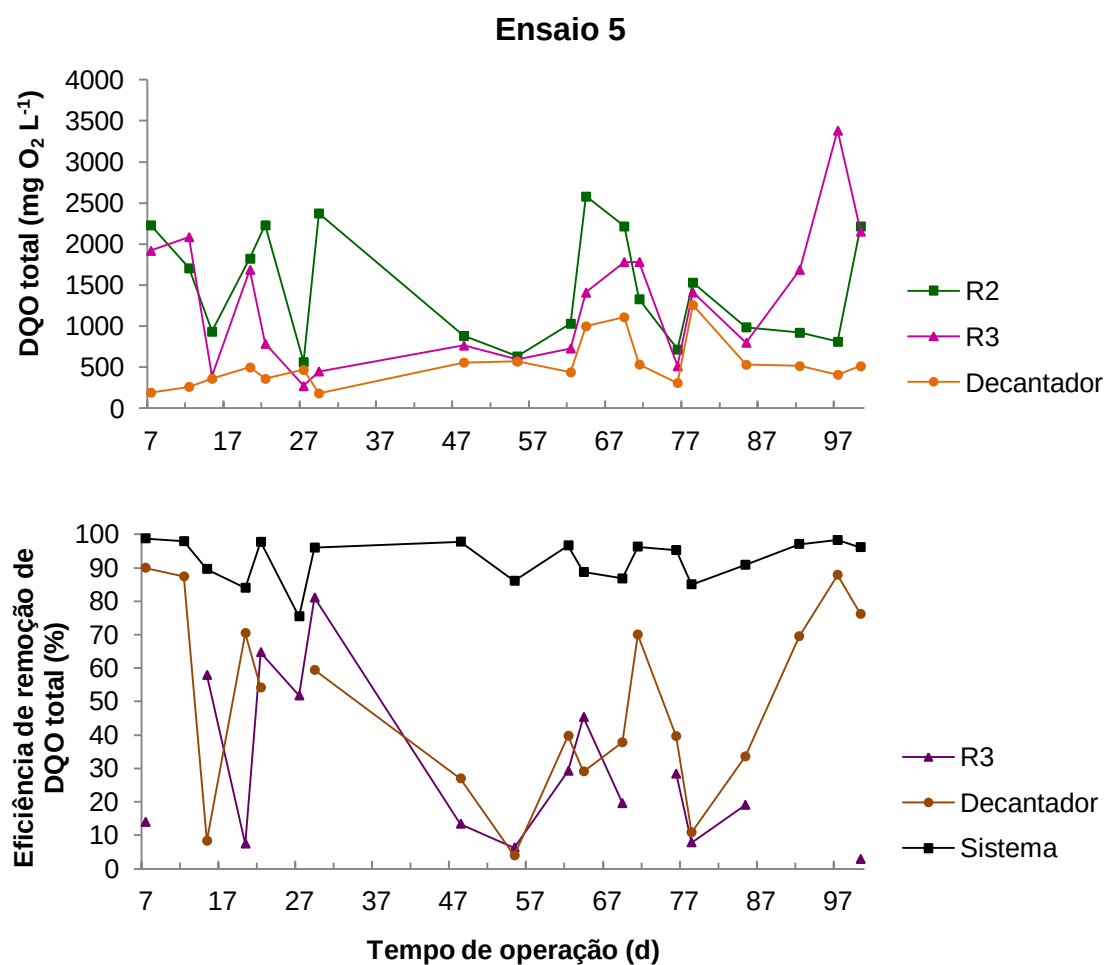


FIGURA 25C. Valores da DQO total do afluente e efluente filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 5.

C.3.2 DQO dissolvida

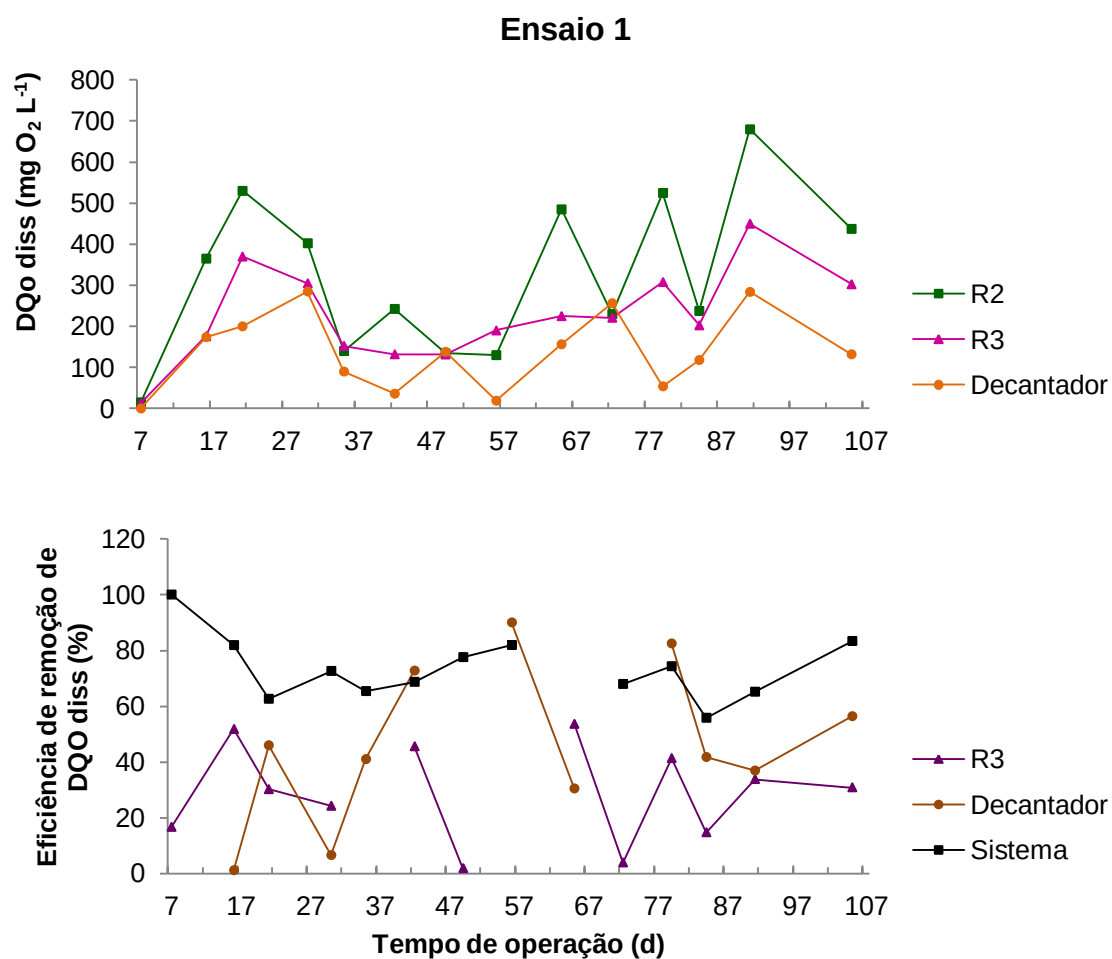


FIGURA 26C. Valores da DQO dissolvida do afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO dissolvida no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 1.

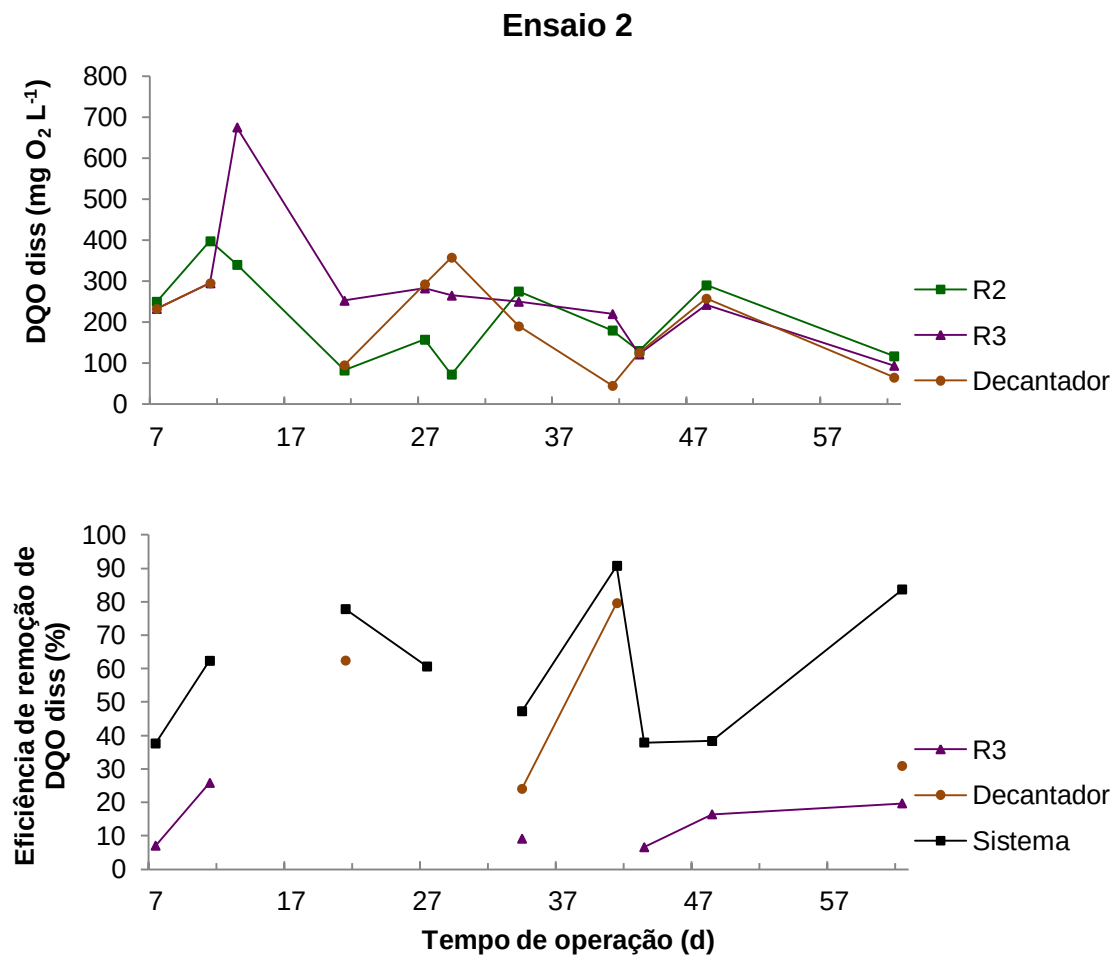


FIGURA 27C. Valores da DQO dissolvida do afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO dissolvida no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 2.

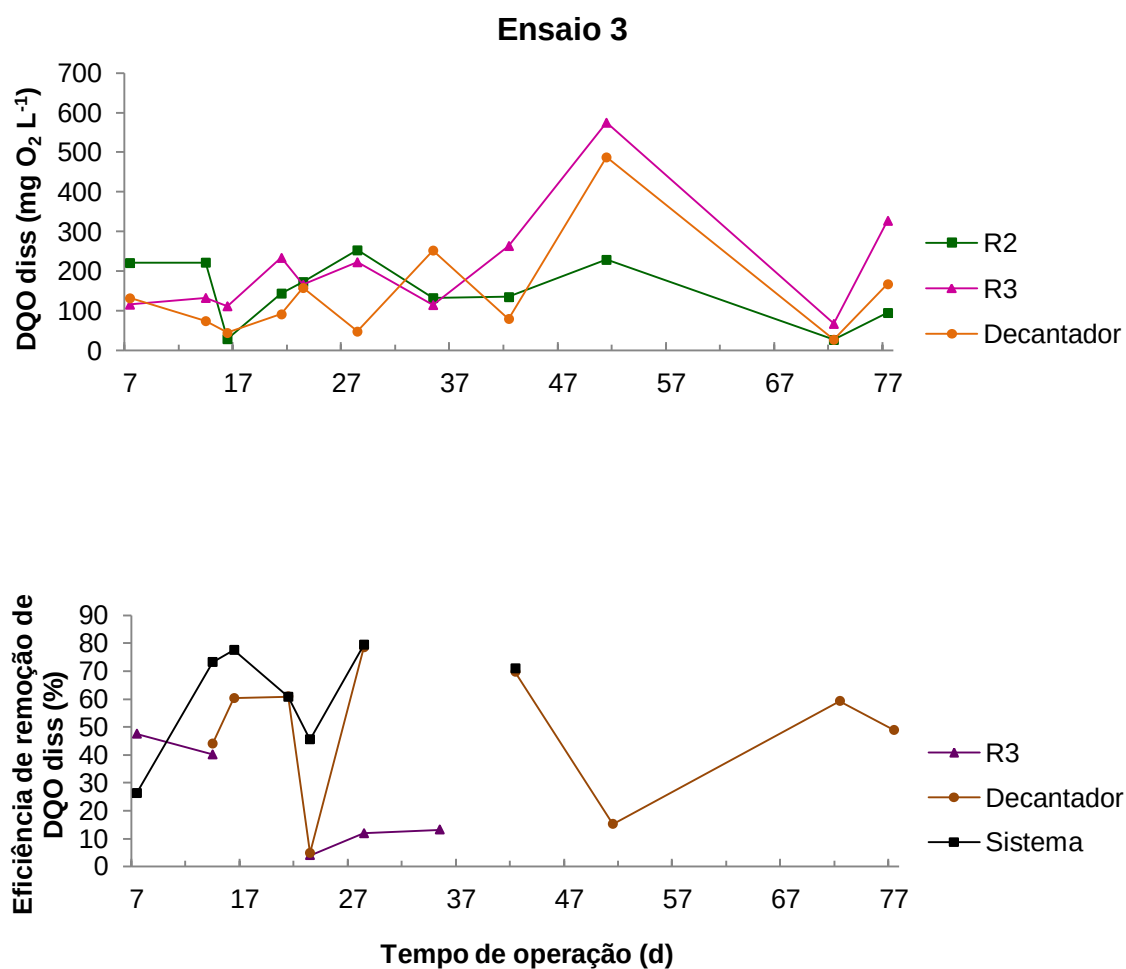


FIGURA 28C. Valores da DQO dissolvida do afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO dissolvida no R3, decantador e no sistema anaeróbio/ aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 3.

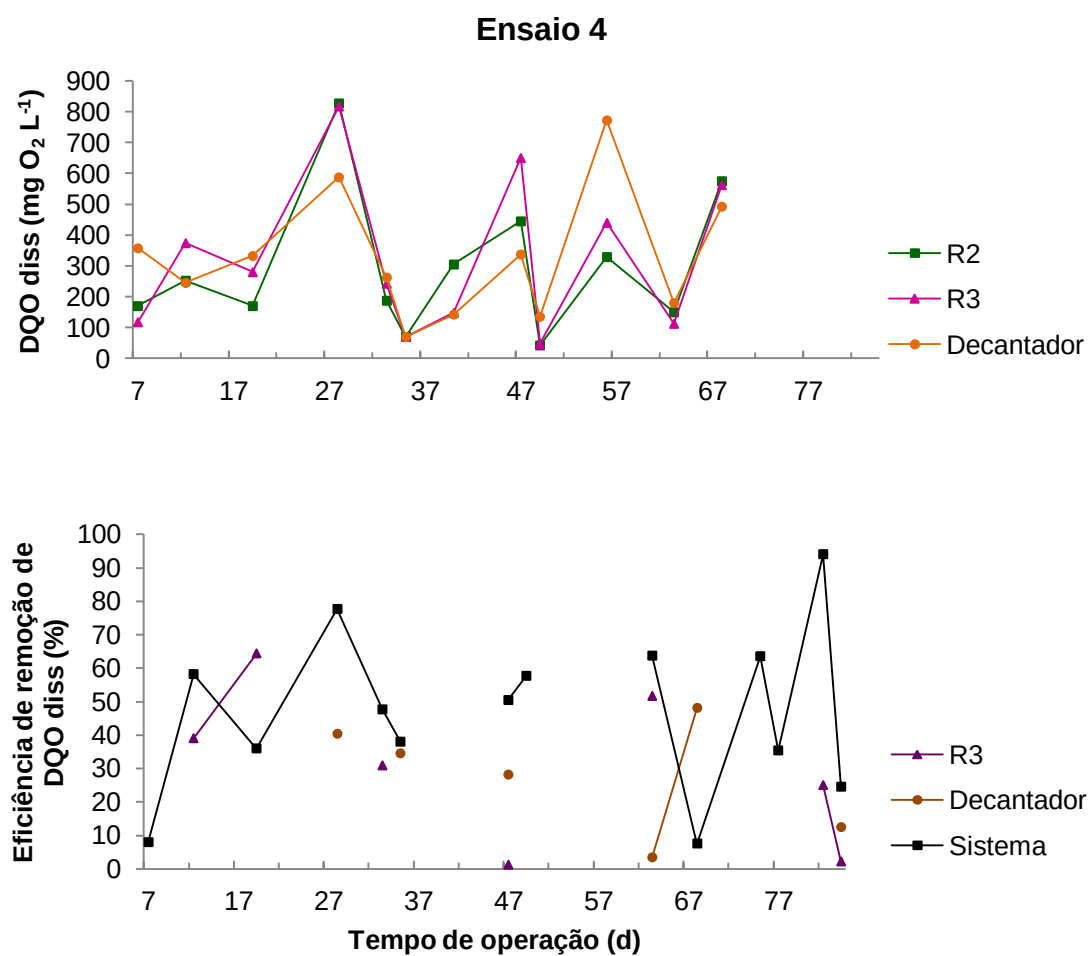


FIGURA 29C. Valores da DQO dissolvida do afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO dissolvida no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 4.

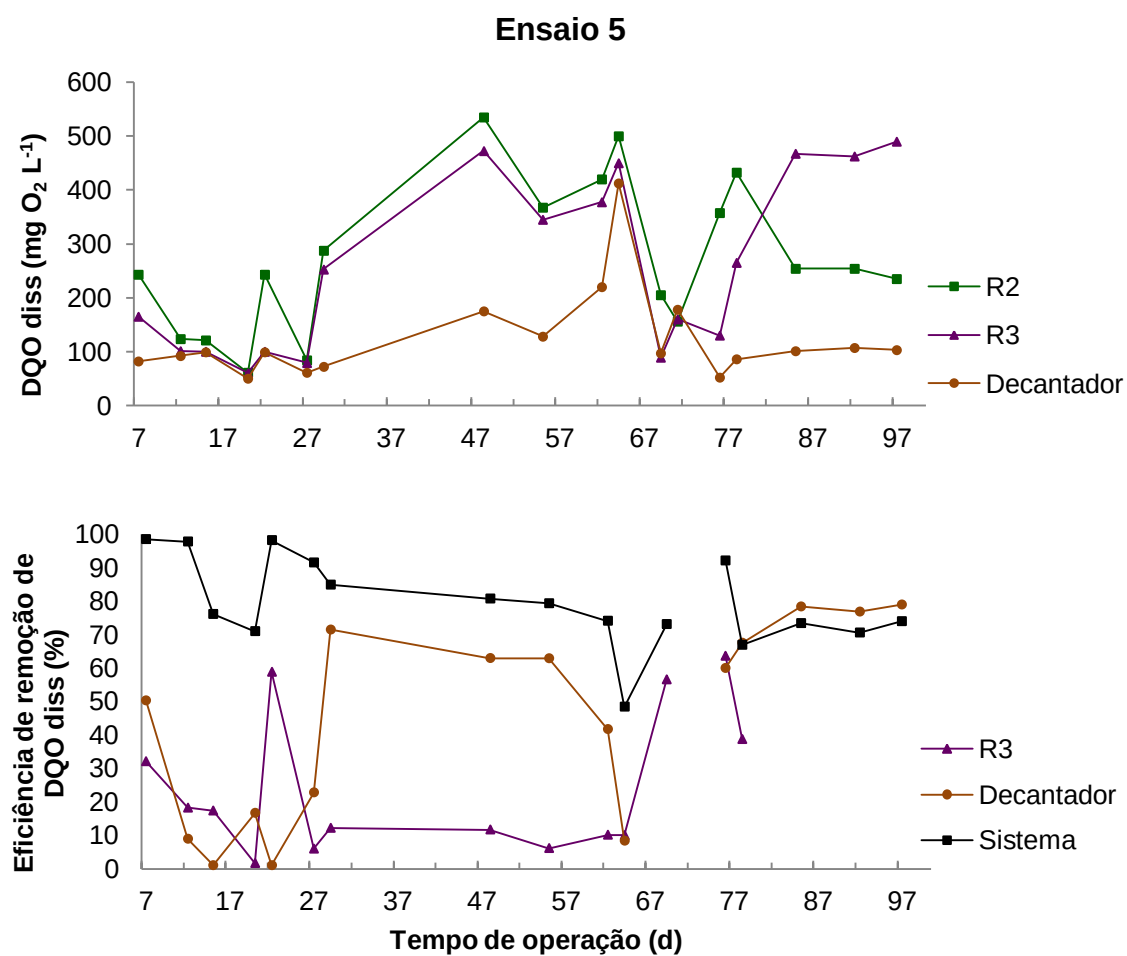


FIGURA 30C. Valores da DQO dissolvida do afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de DQO dissolvida no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+ R2+R3+decantador), durante o ensaio 5.

APÊNDICE D
SÓLIDOS SUSPENSOS

D.1 Sólidos suspensos no sistema de tratamento anaeróbio I

D.1.1 Sólidos suspensos totais

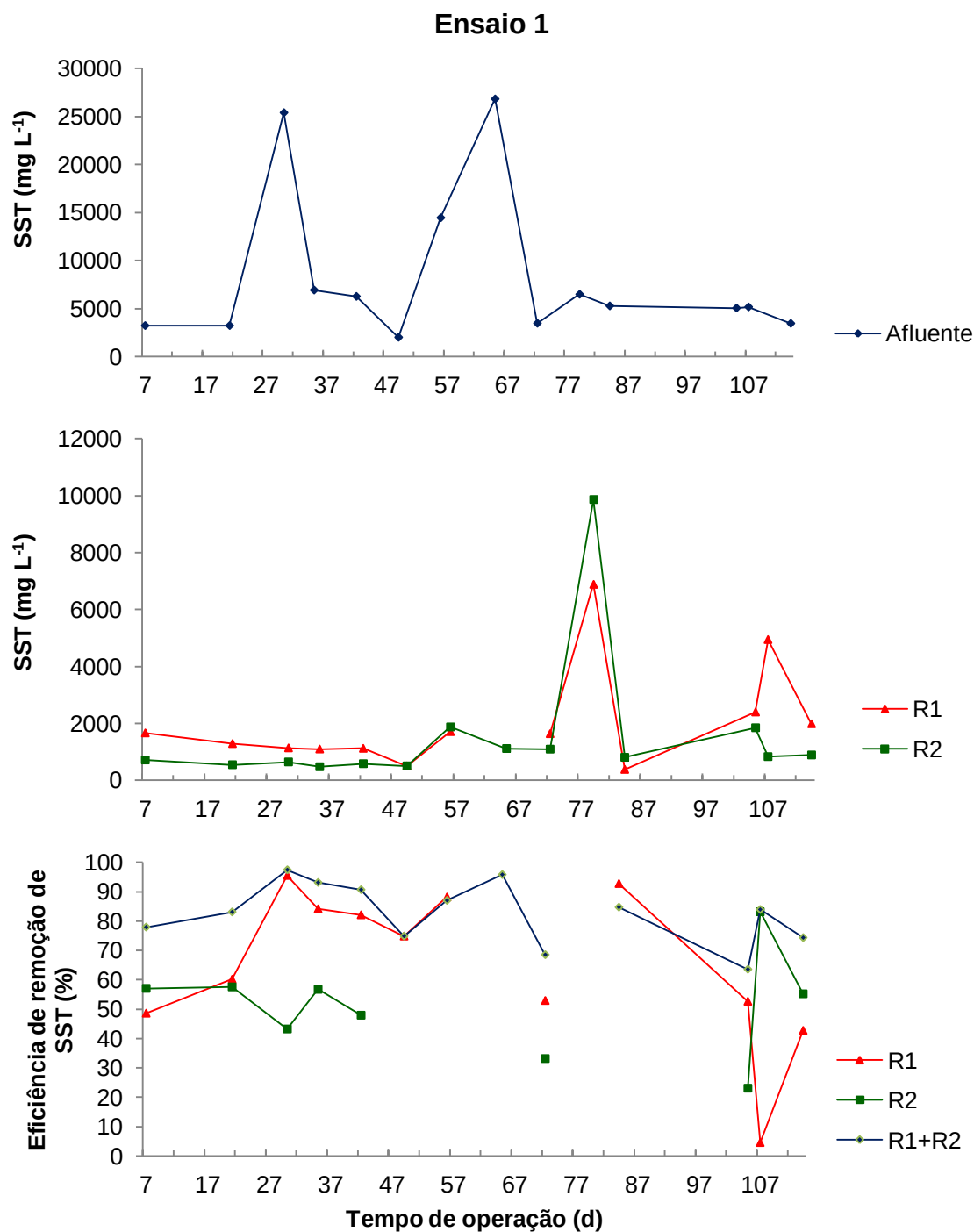


FIGURA 1D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 1

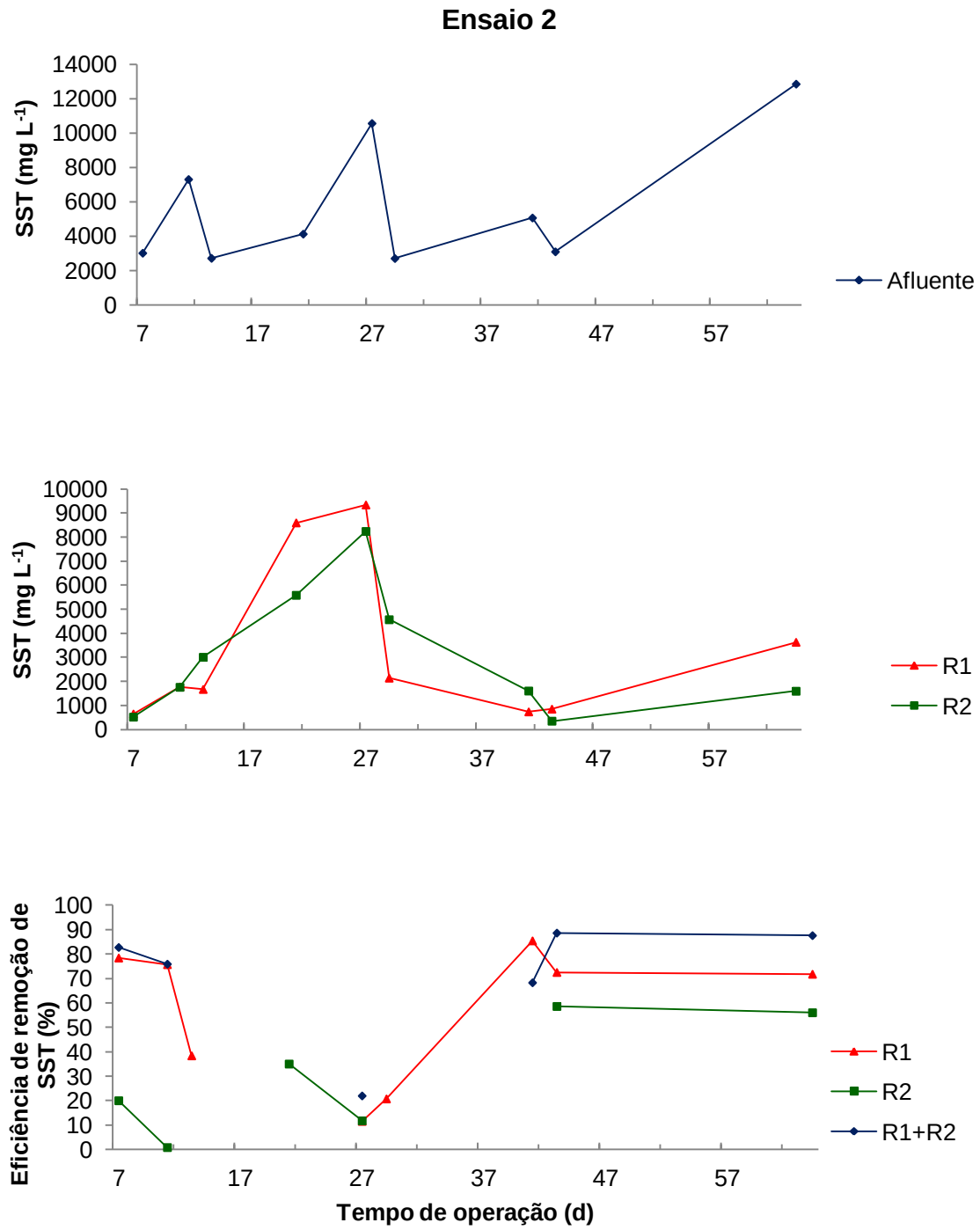


FIGURA 2D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 2.

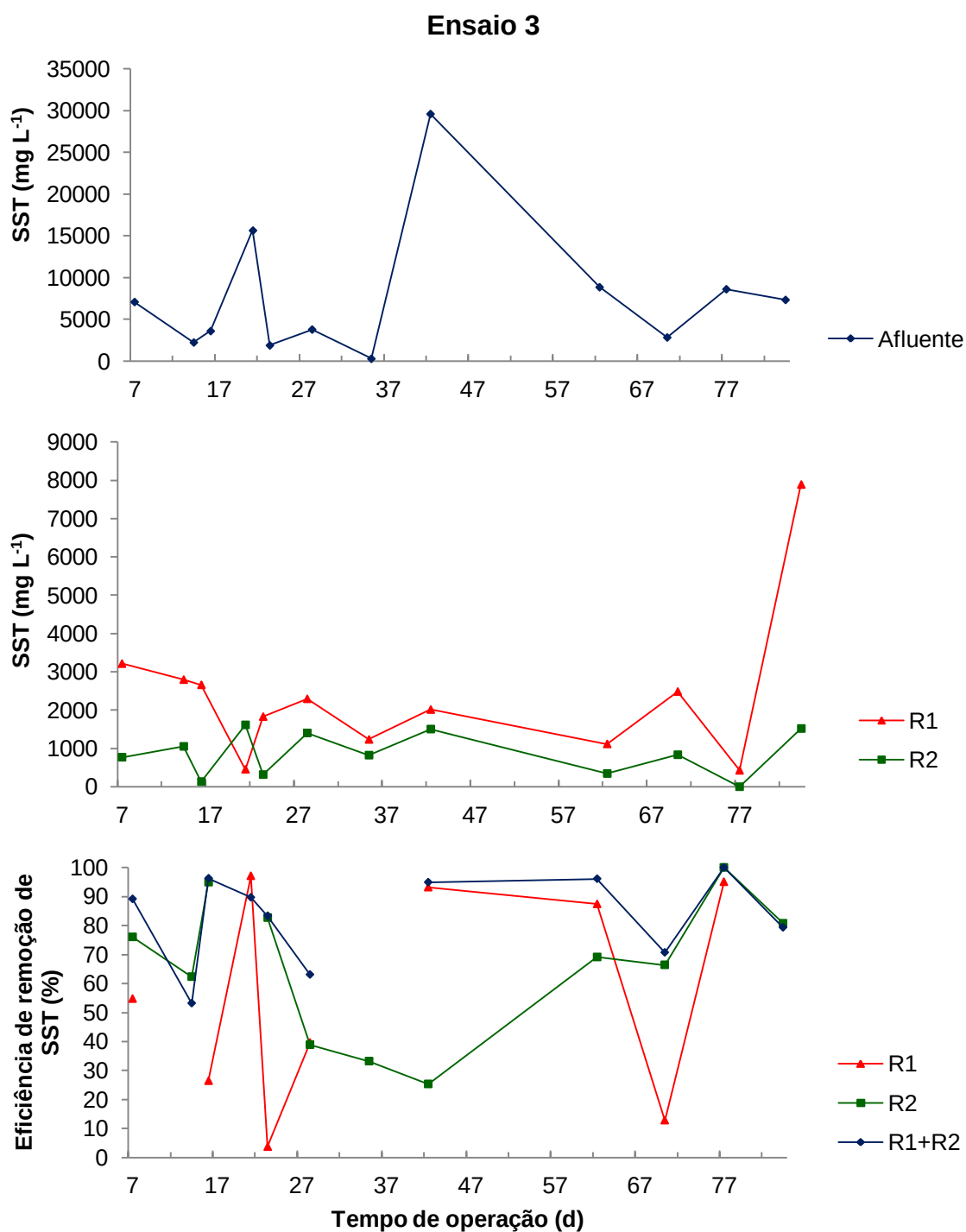


FIGURA 3D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 3.

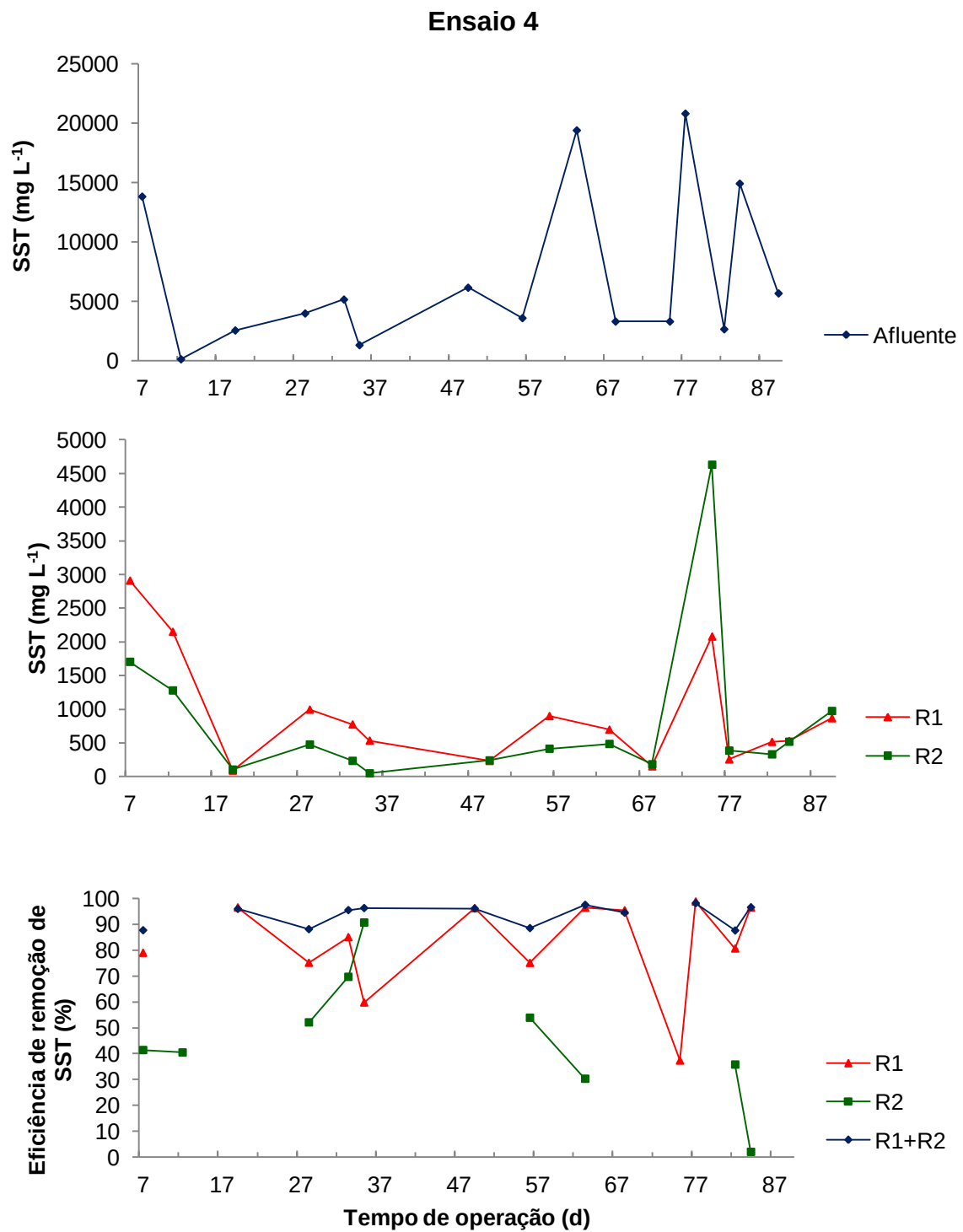


FIGURA 4D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 4.

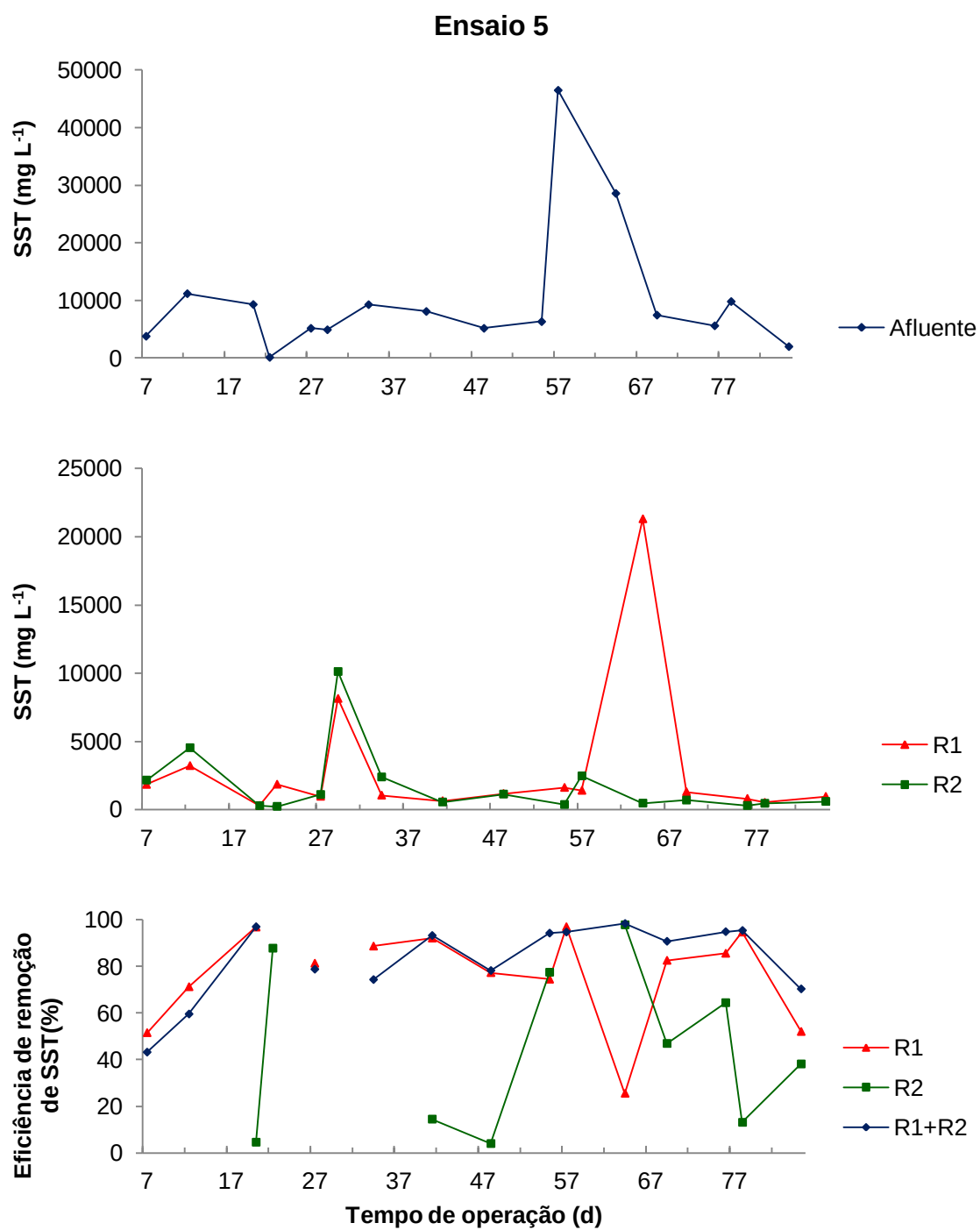


FIGURA 5D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 5

D.1.2 Sólidos suspensos voláteis

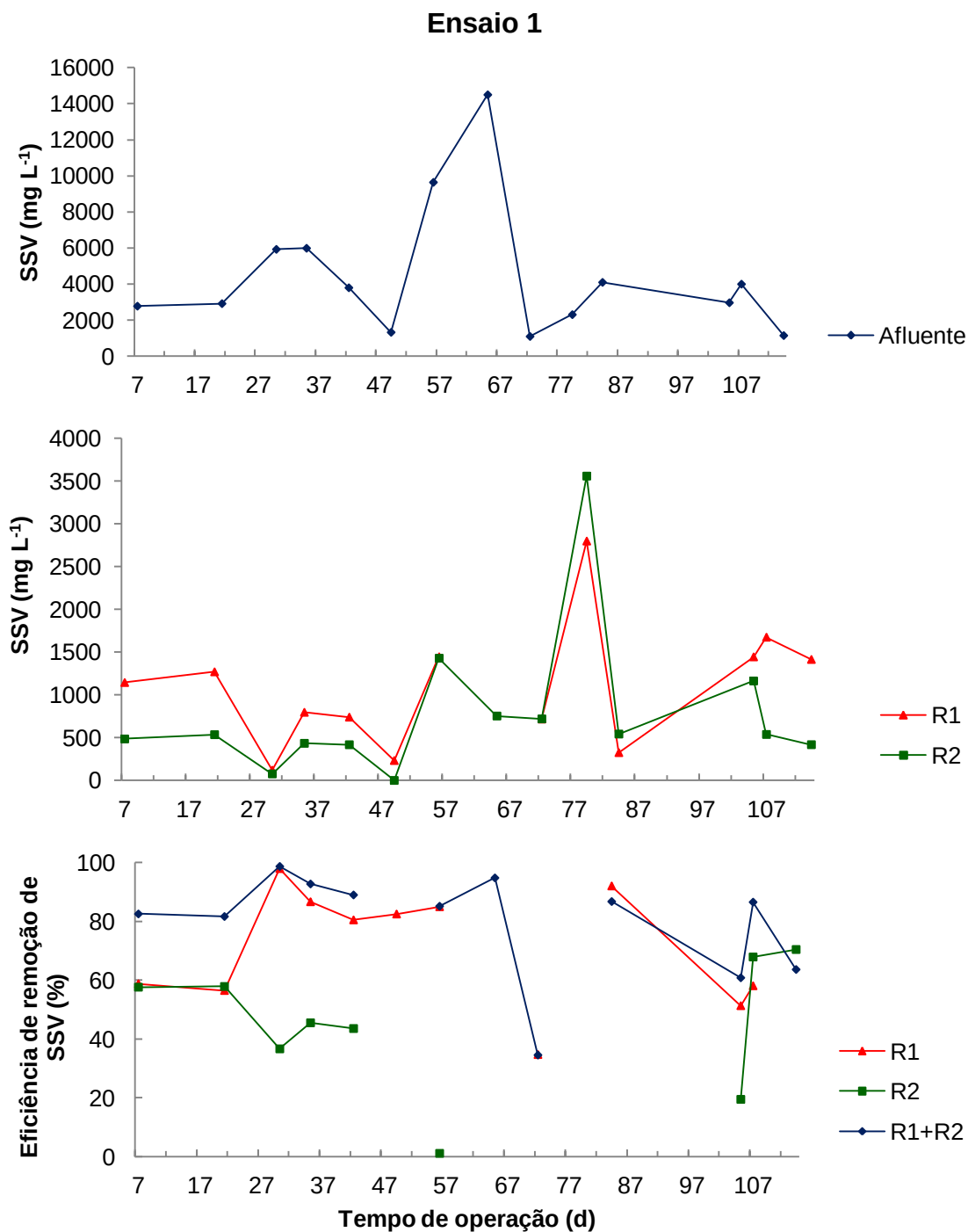


FIGURA 6D. Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 1.

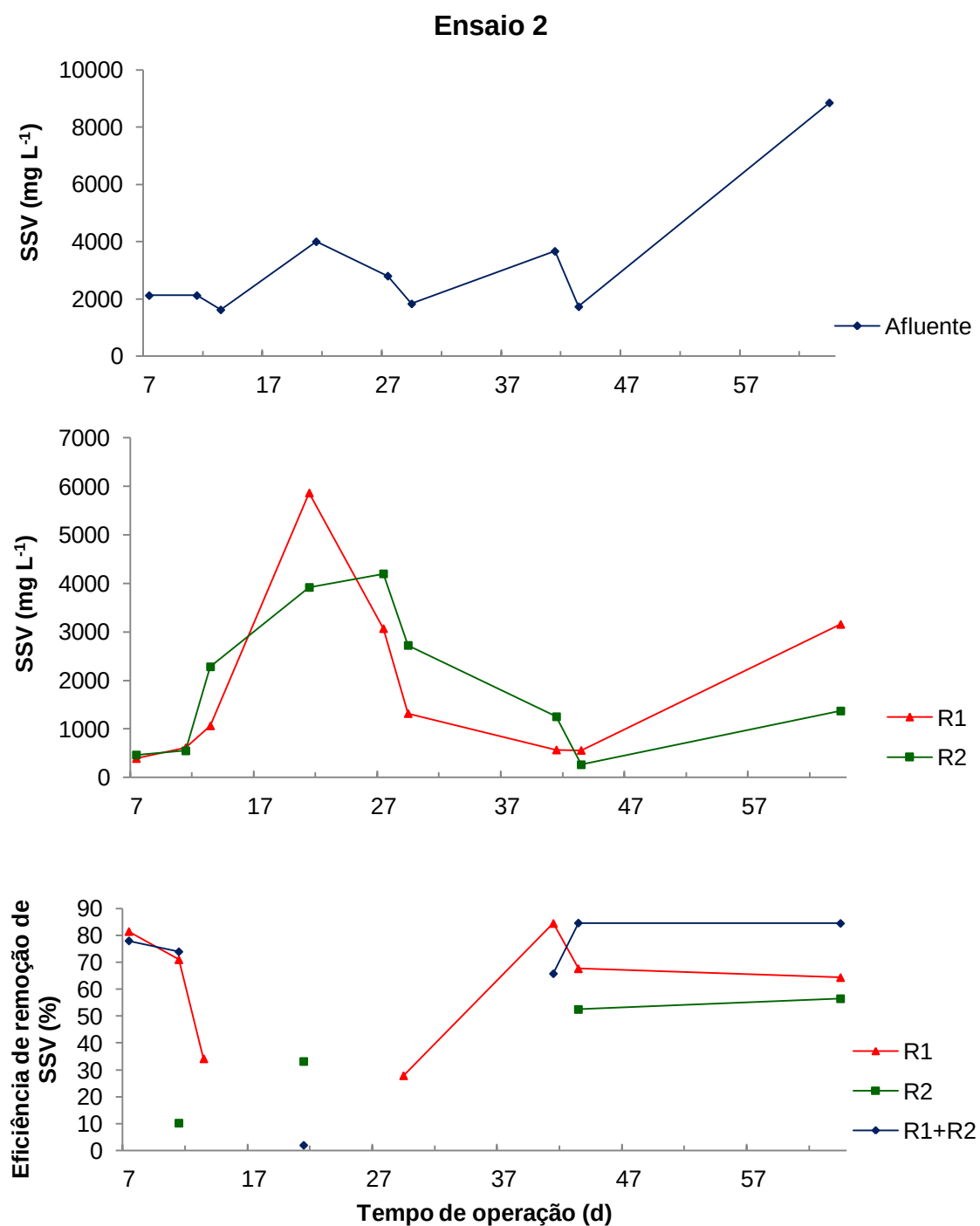


FIGURA 7D. Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 2.

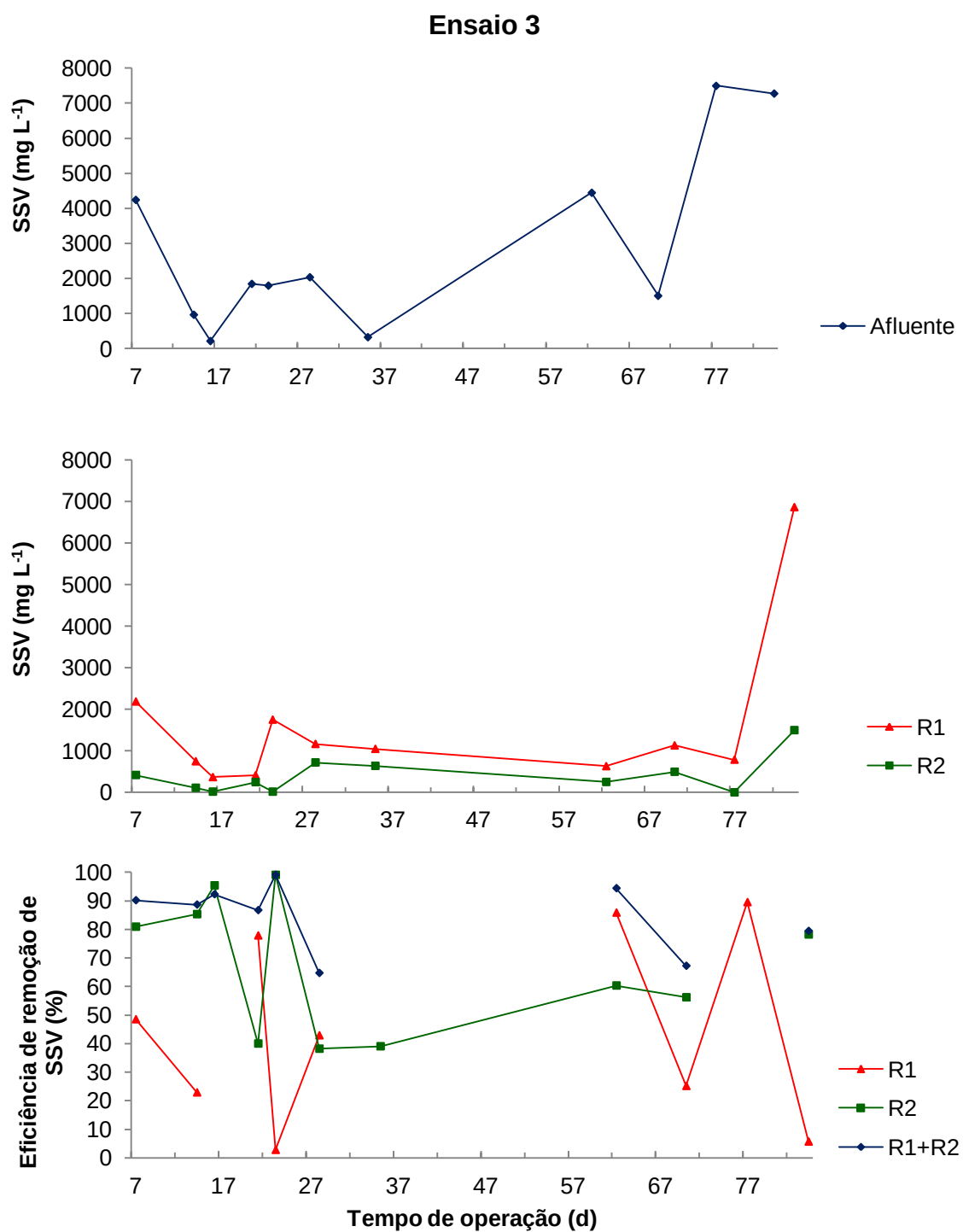


FIGURA 8D. Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 3

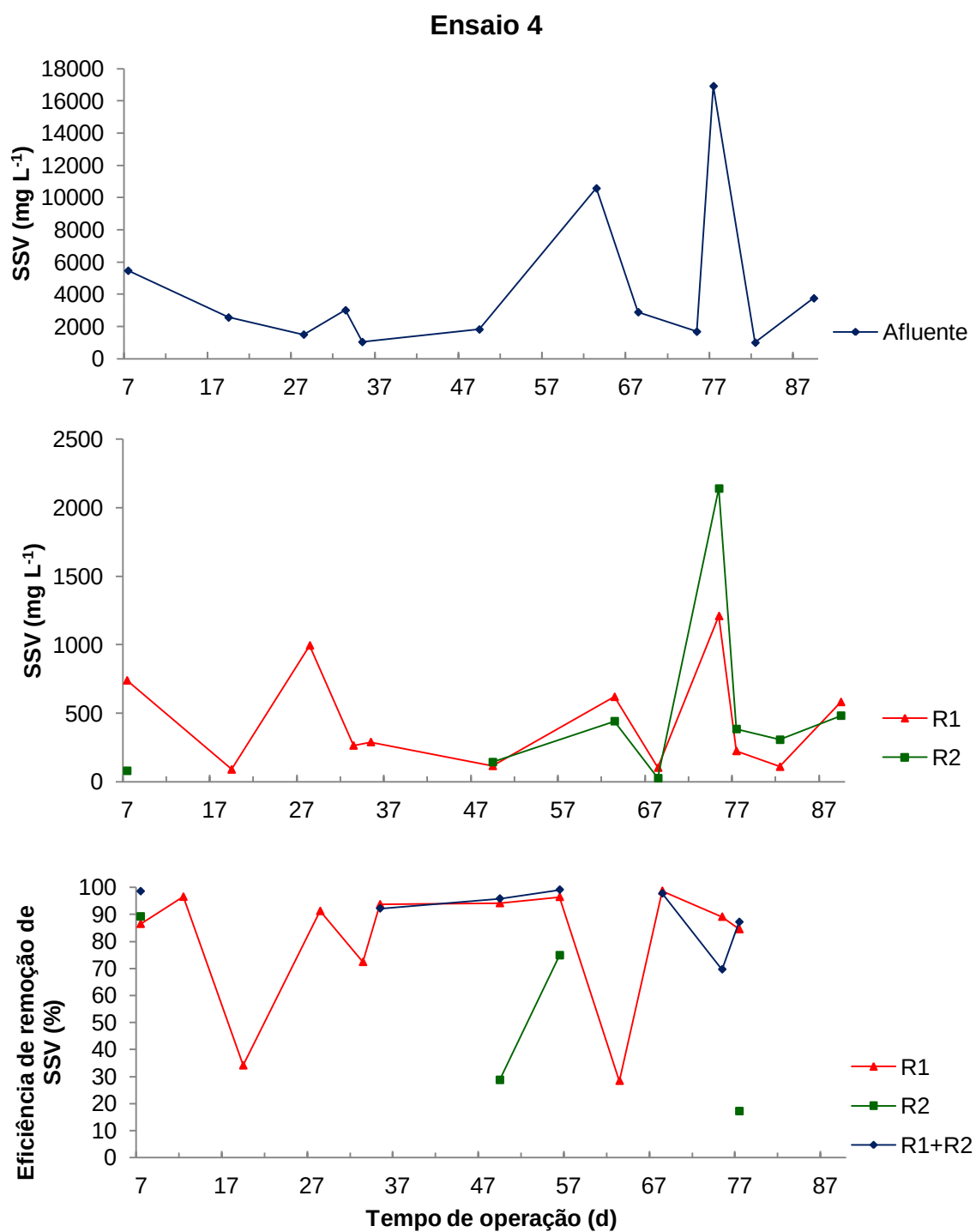


FIGURA 9D. Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 4

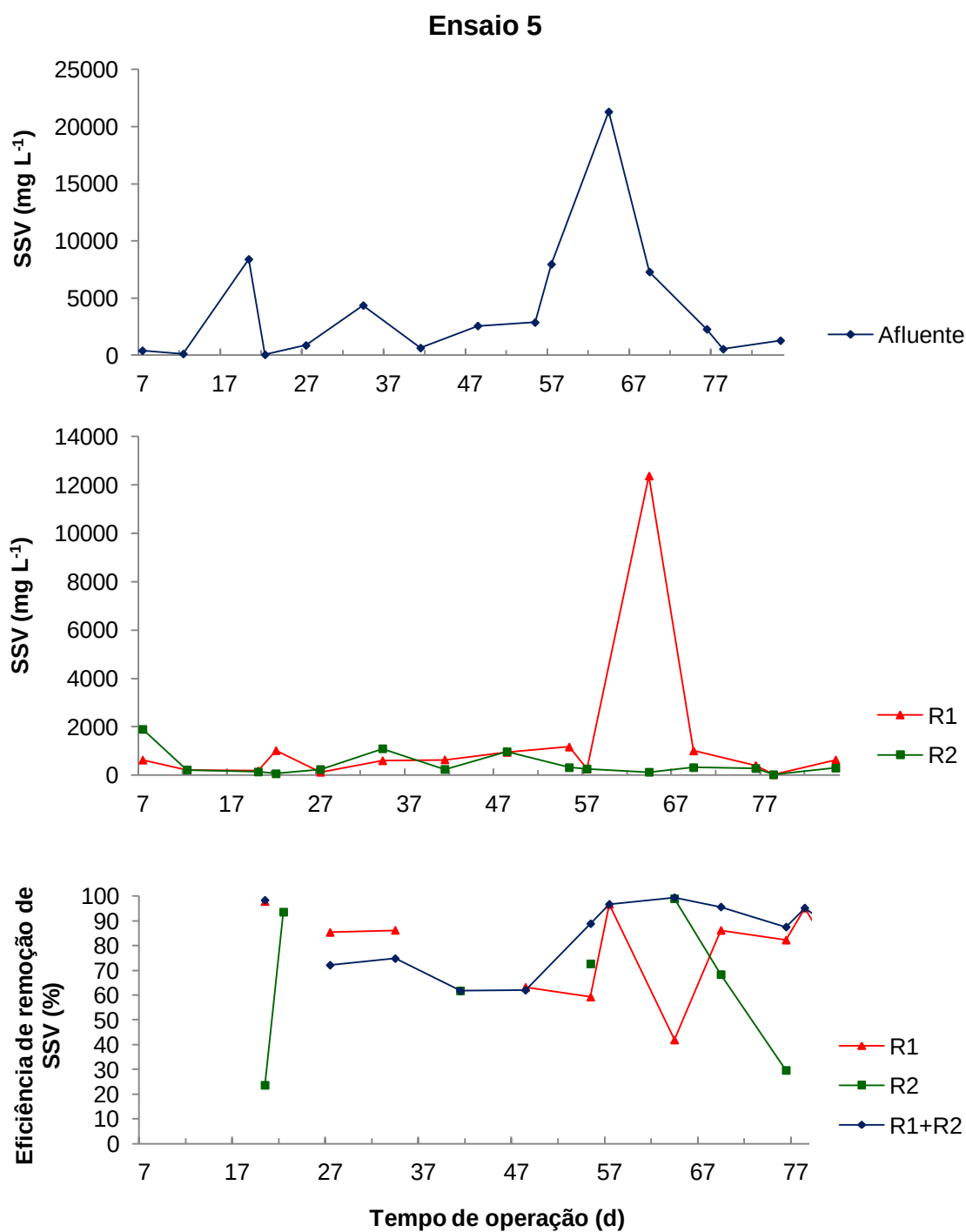


FIGURA 10E. Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 5.

D.2 Sólidos suspensos no sistema de tratamento anaeróbio II

D.2.2 Sólidos suspensos totais

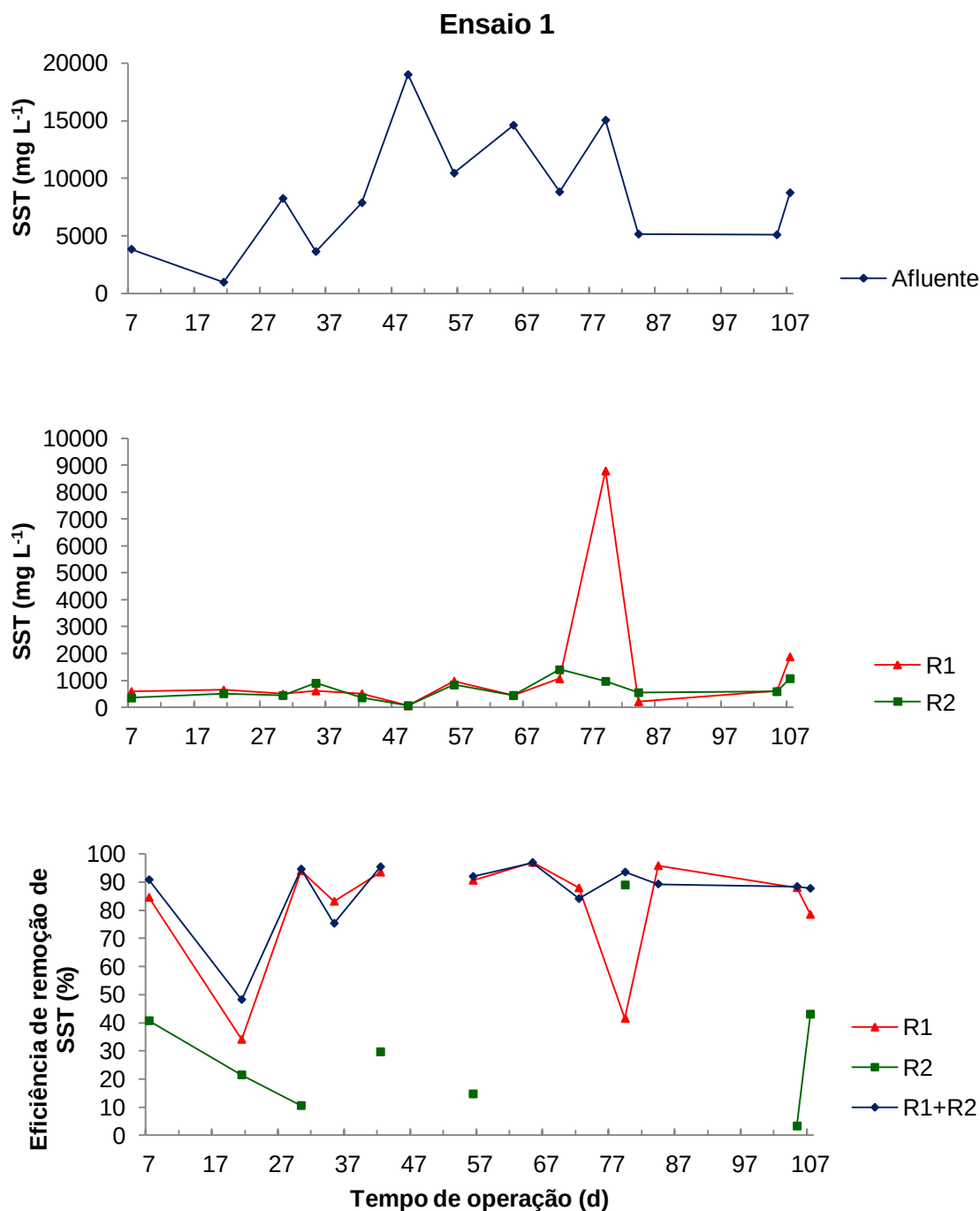


FIGURA 11D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R, R2 e no sistema e tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 1.

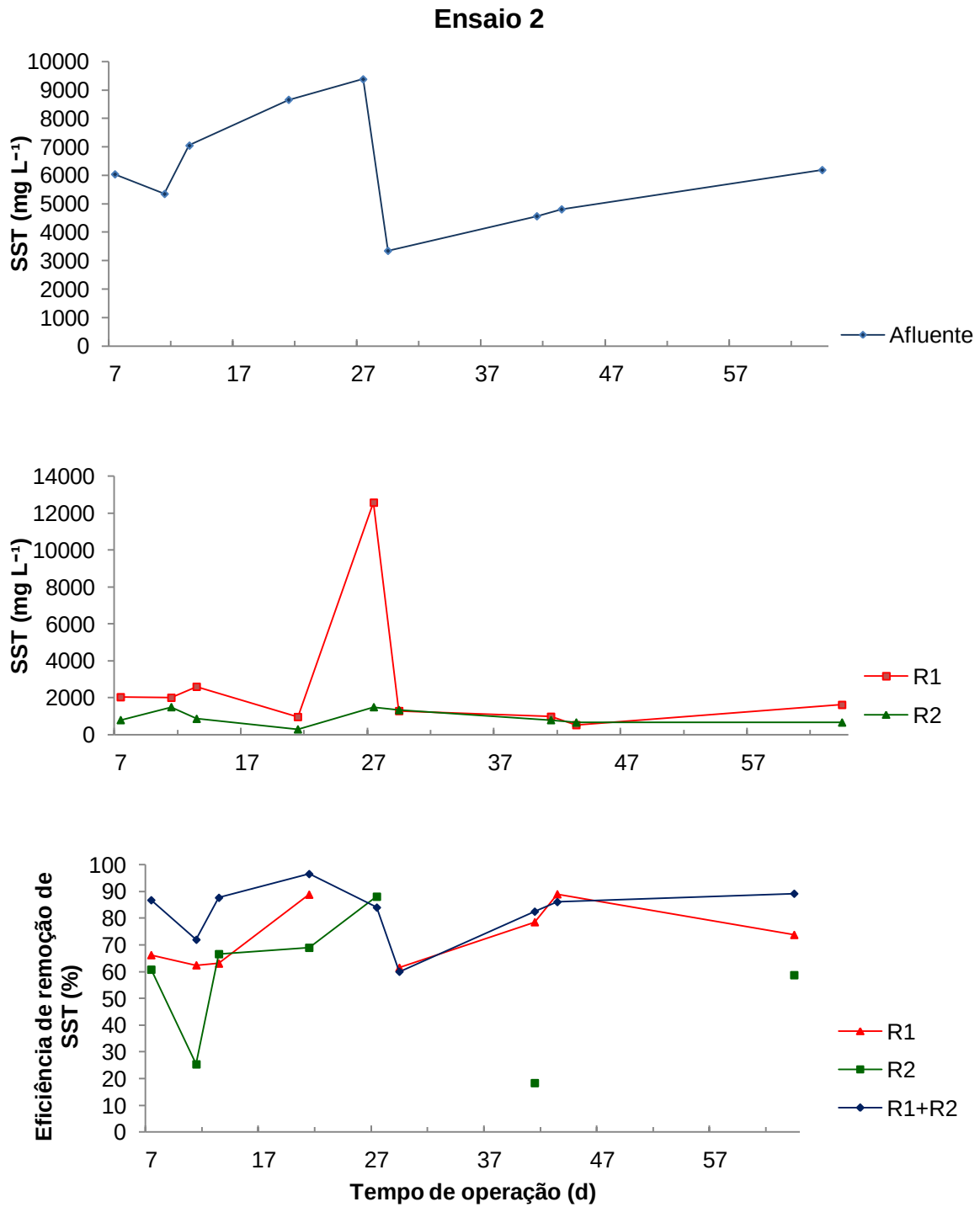


FIGURA 12D. Concentrações de SST no afluyente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbico (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico II (R1+R2), durante o ensaio 2.

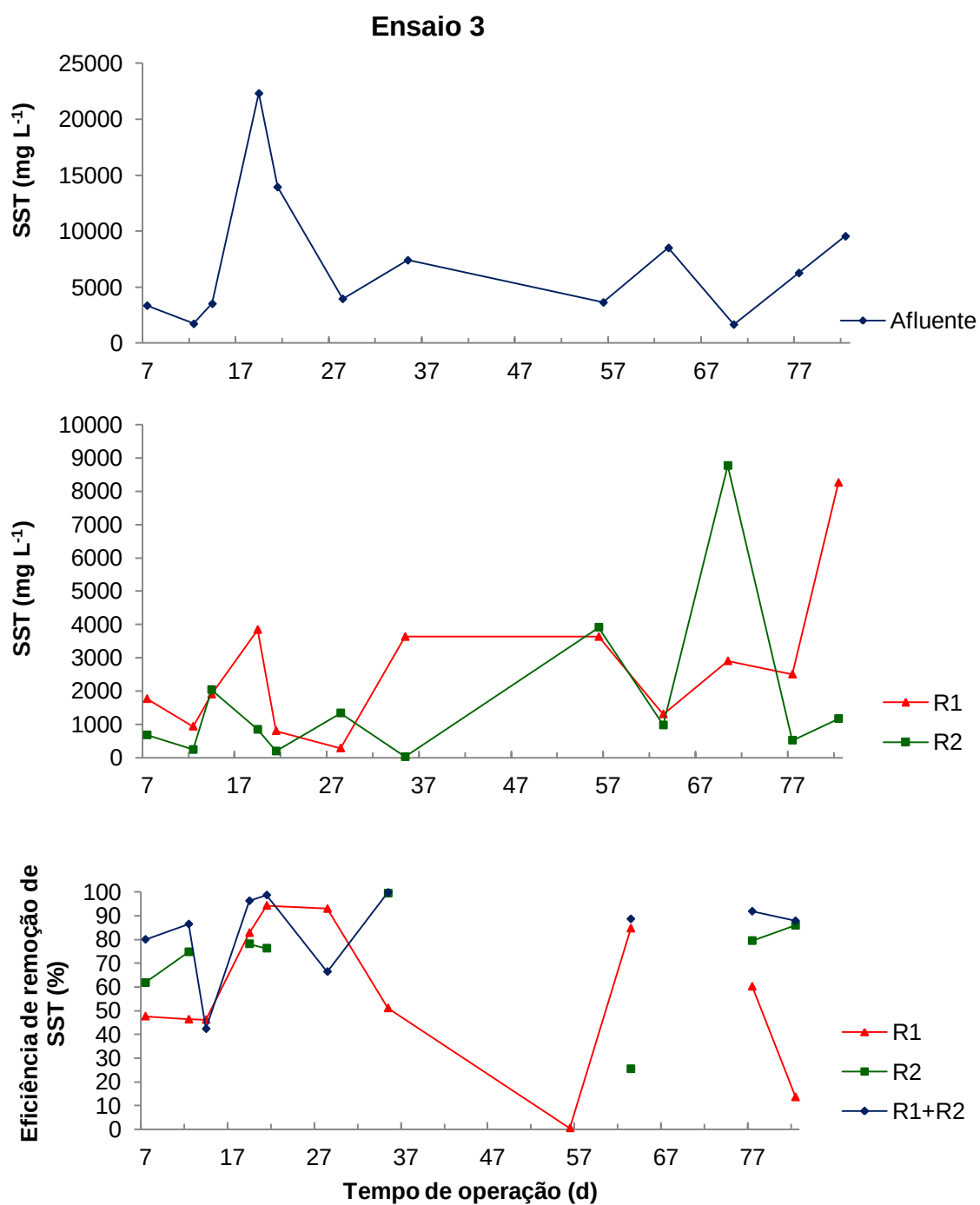


FIGURA 13D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbico (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico II (R1+R2), durante o ensaio 3.

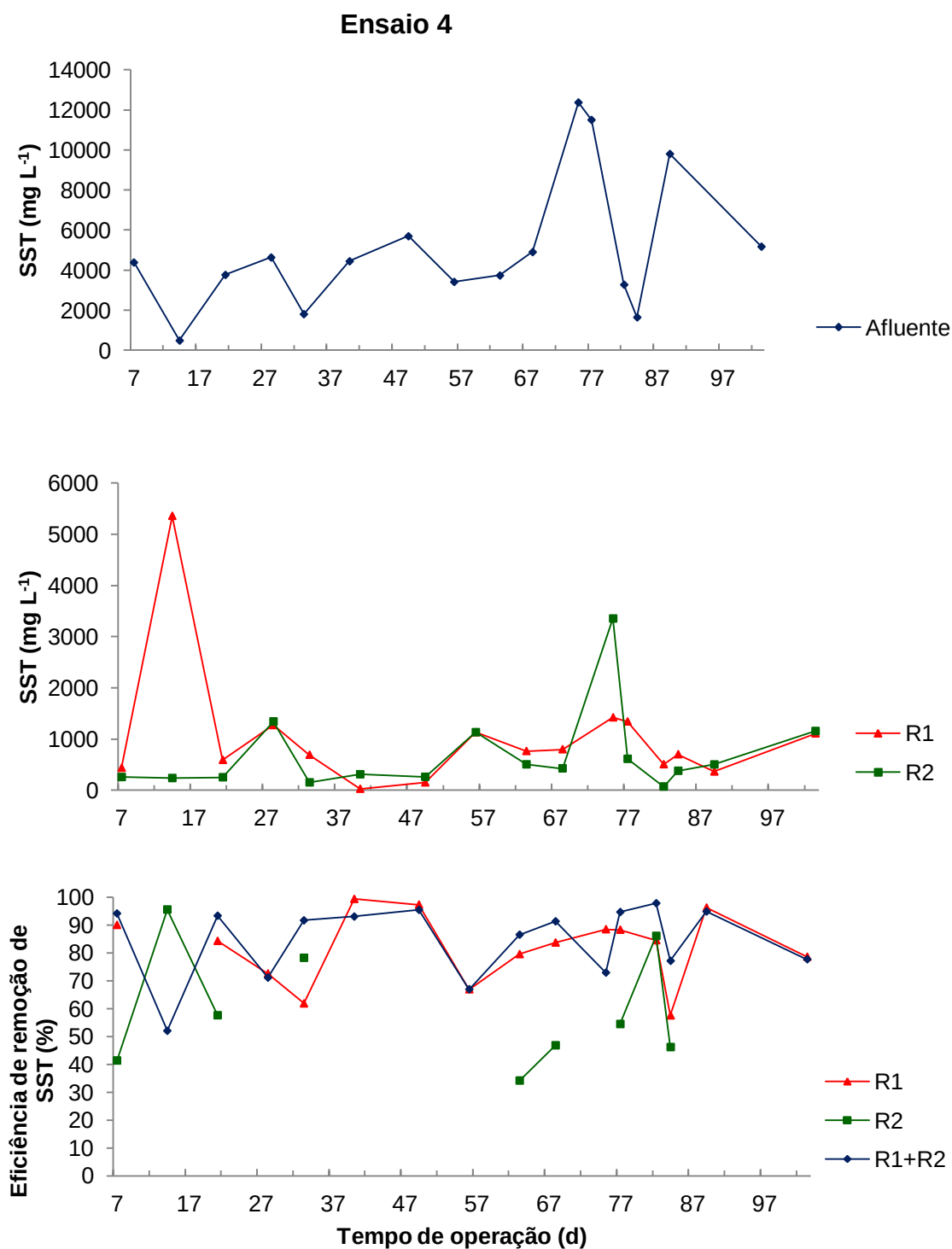


FIGURA 14D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 4.

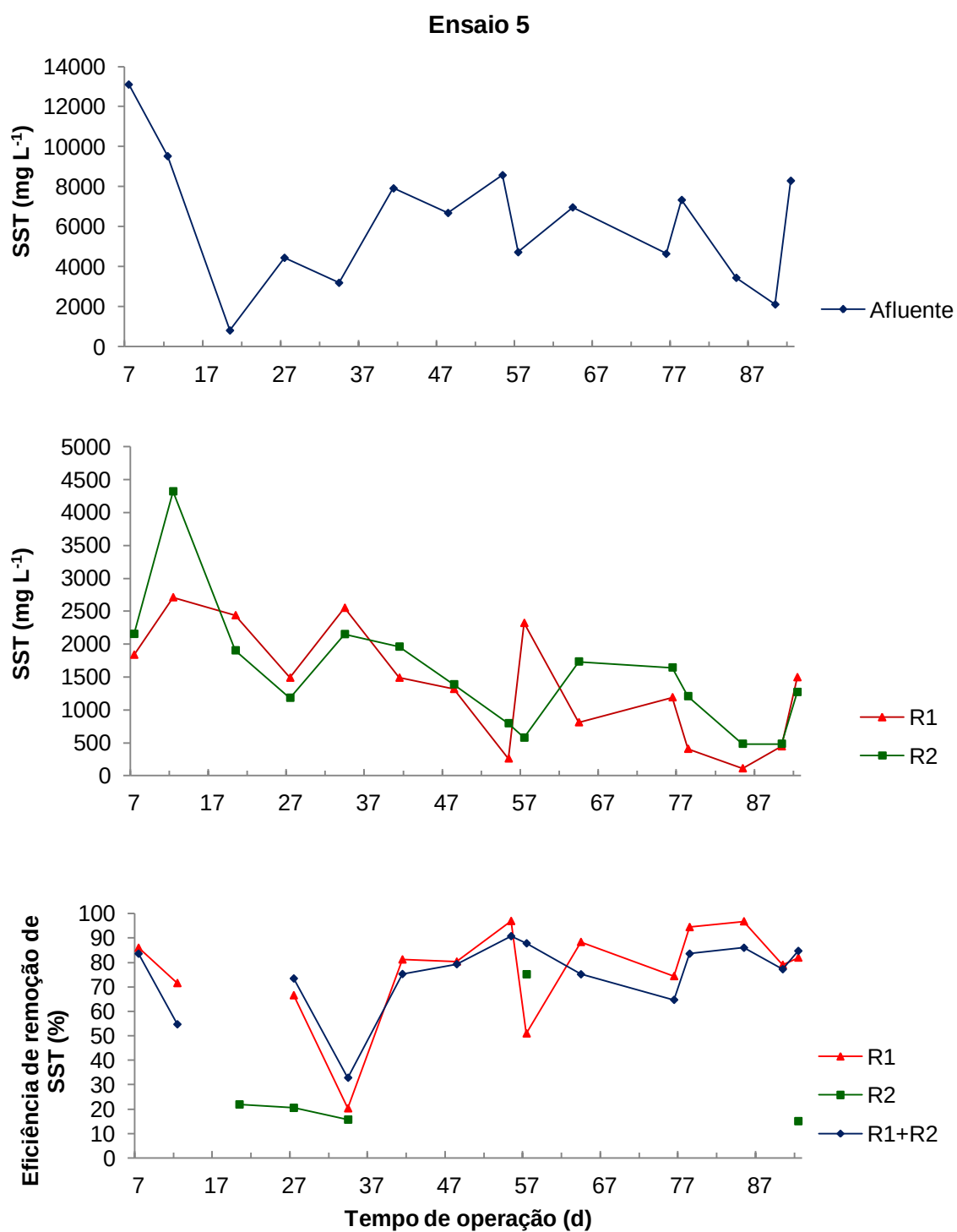


FIGURA 15D. Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 5.

D.2.2 Sólidos suspensos voláteis

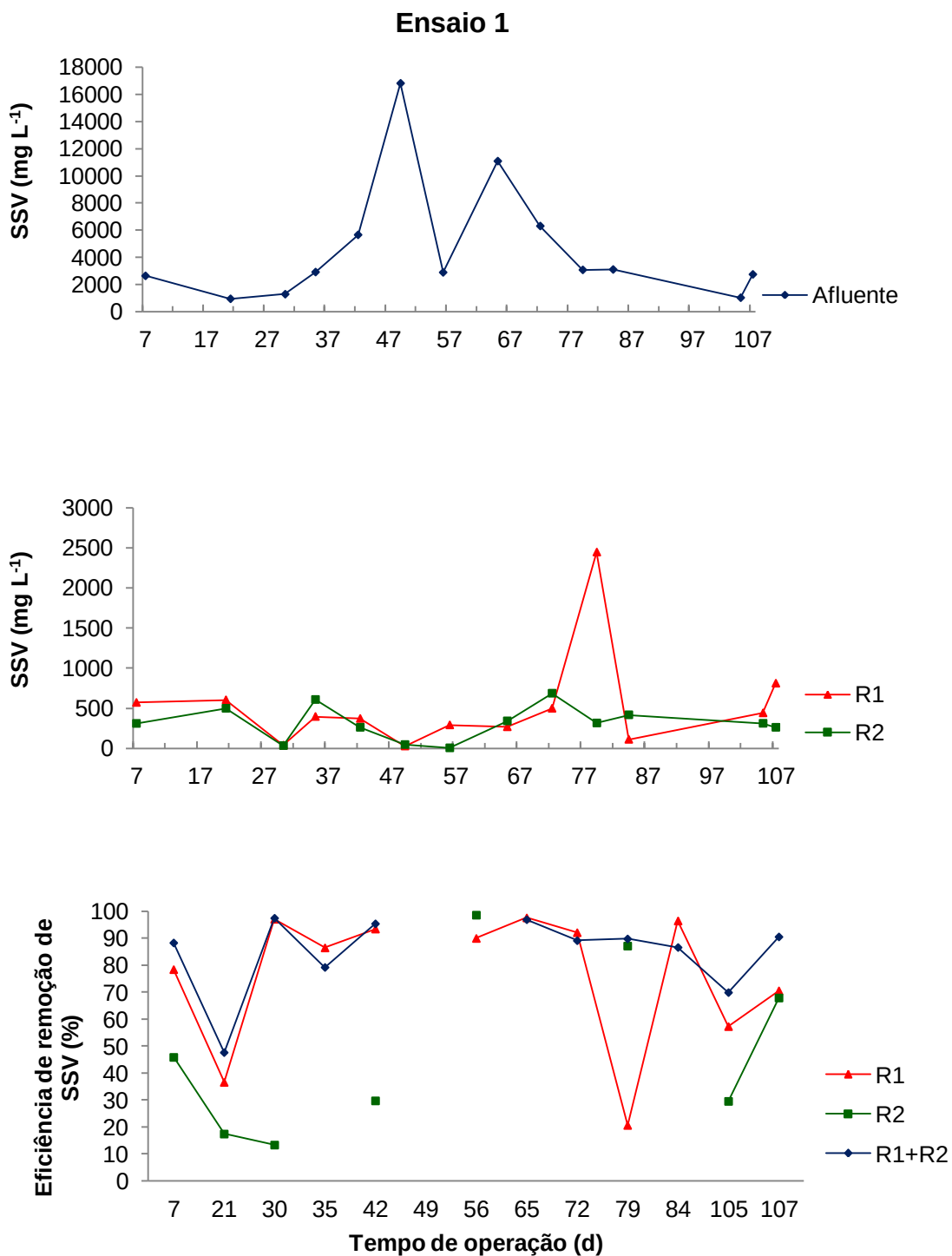


FIGURA 16D. Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 1.

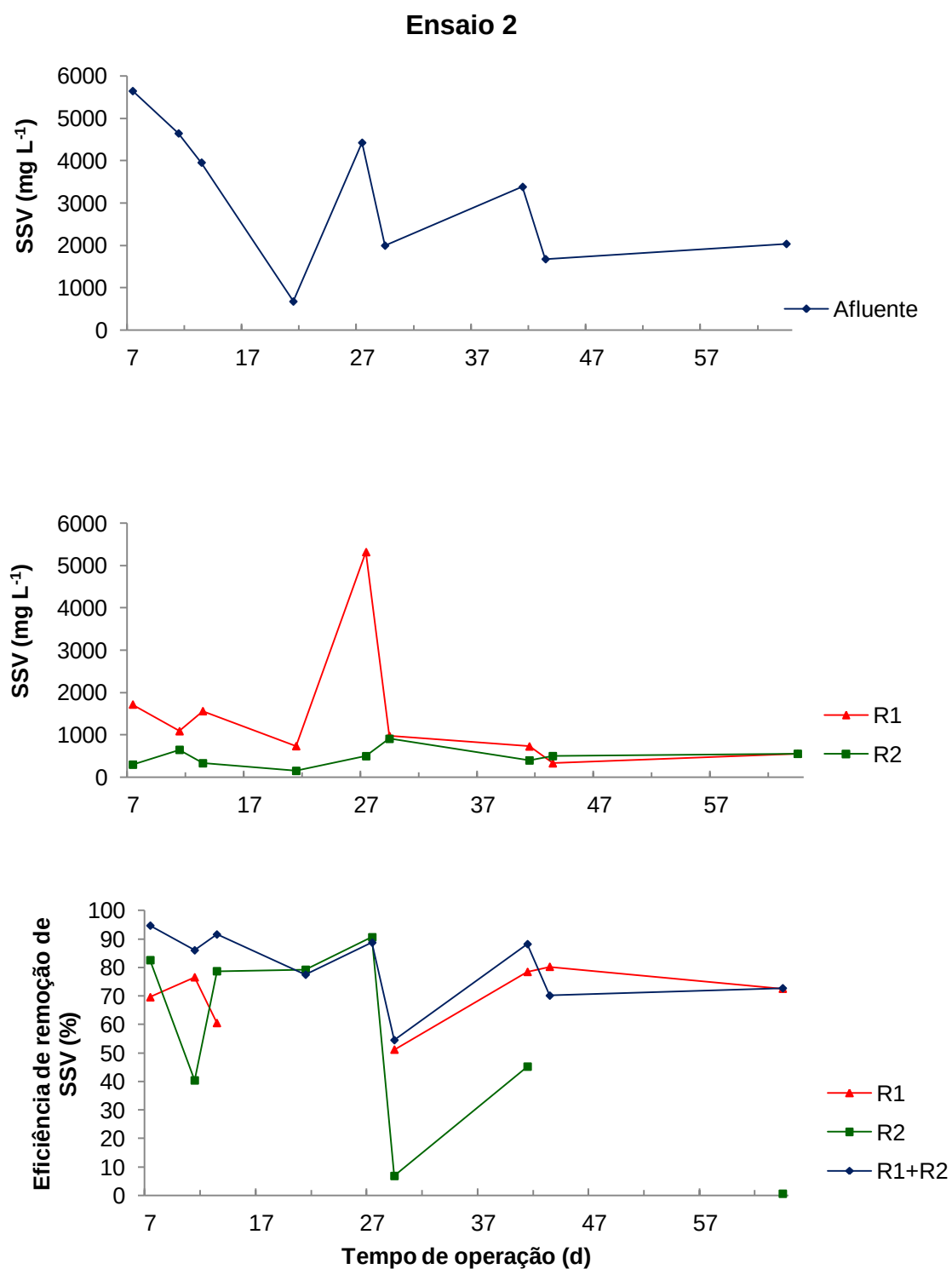


FIGURA 17D. Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 2.

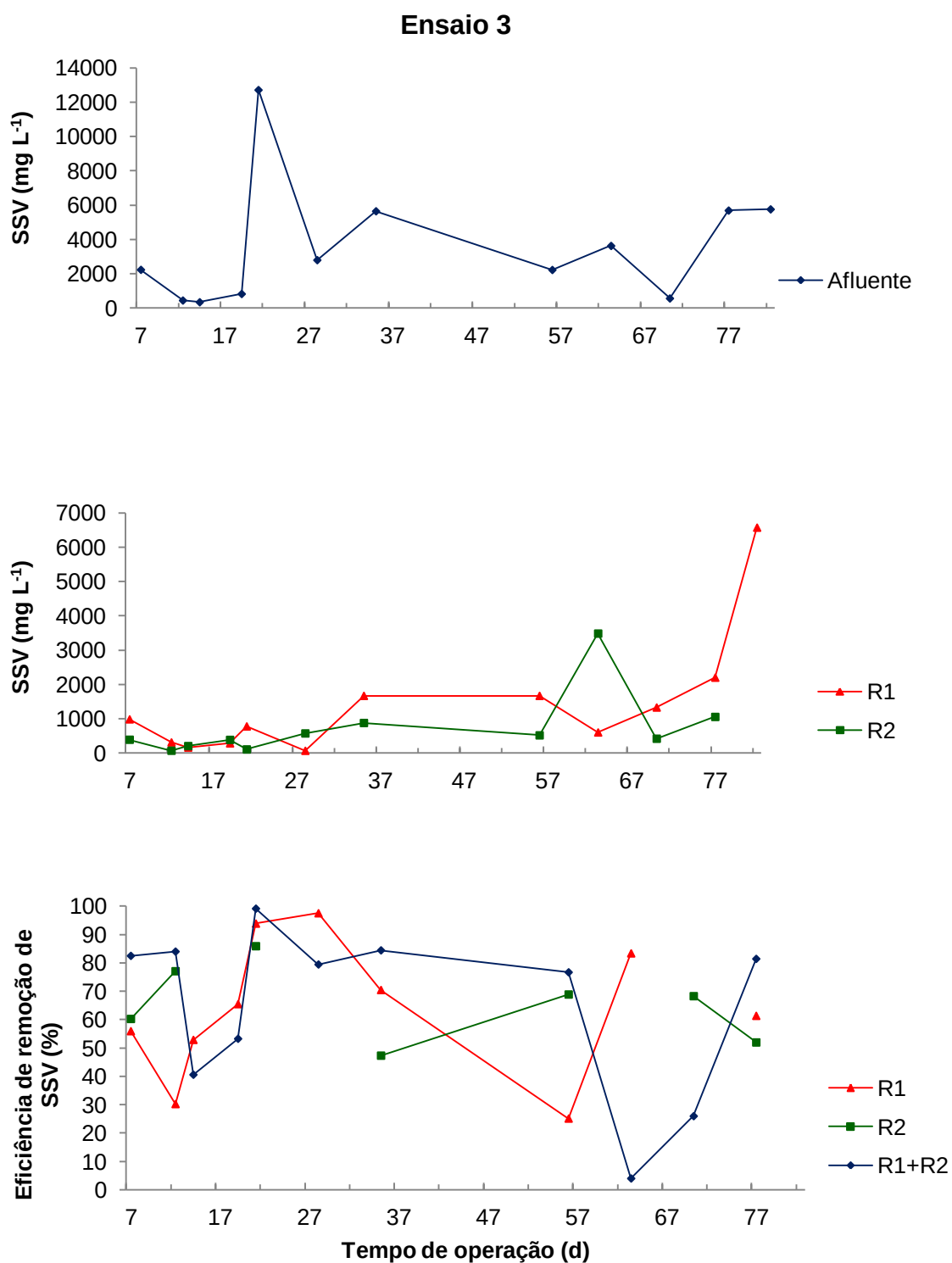


FIGURA 18D. Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbico (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV no R1,R2 e no sistema de tratamento anaeróbico II (R1+R2), durante o ensaio 3.

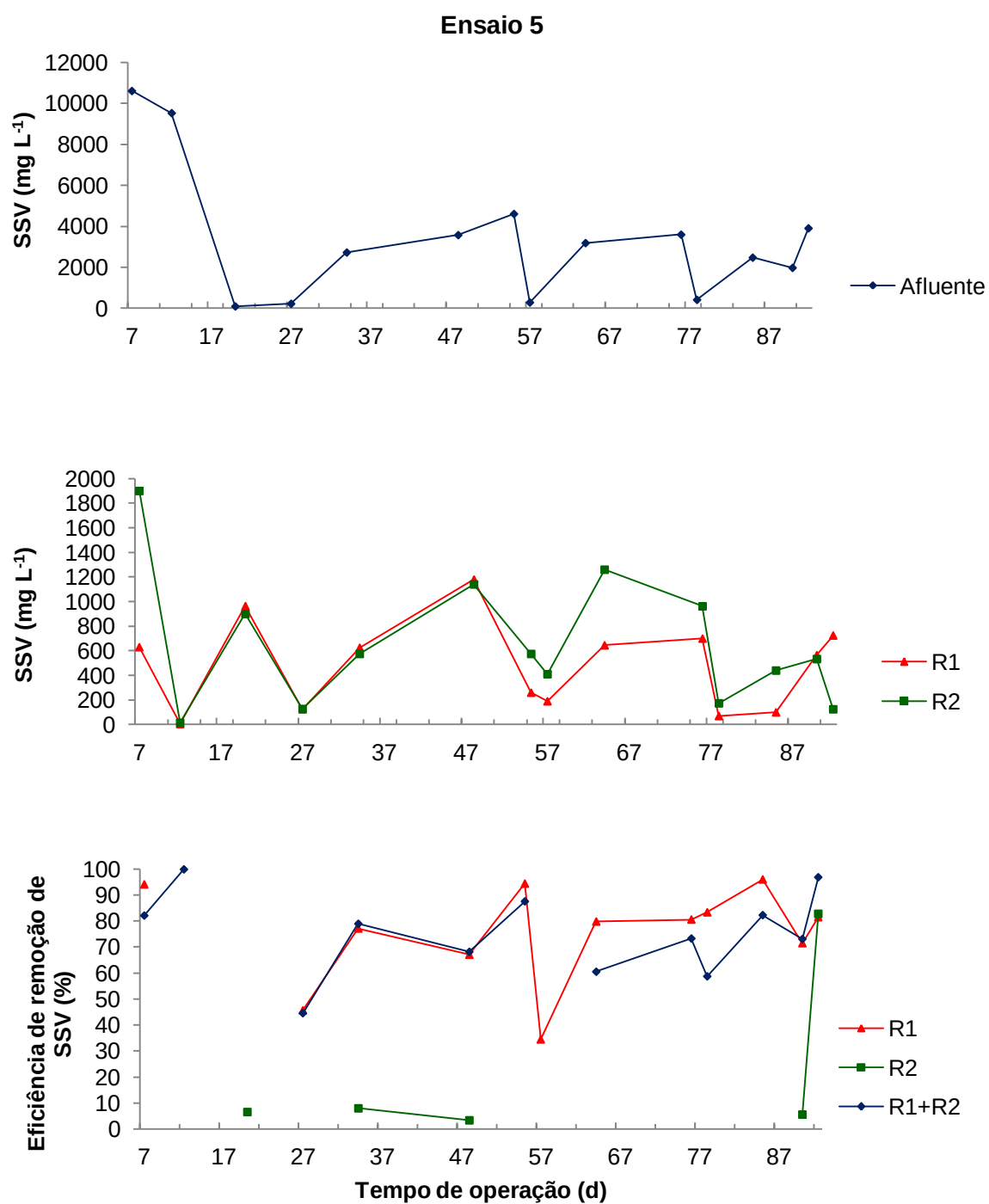


FIGURA 20D. Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbico (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico II (R1+R2), durante o ensaio 5.

D.3 Sólidos suspensos no sistema de pós tratamento

D.3.1 Sólidos suspensos totais no pós tratamento

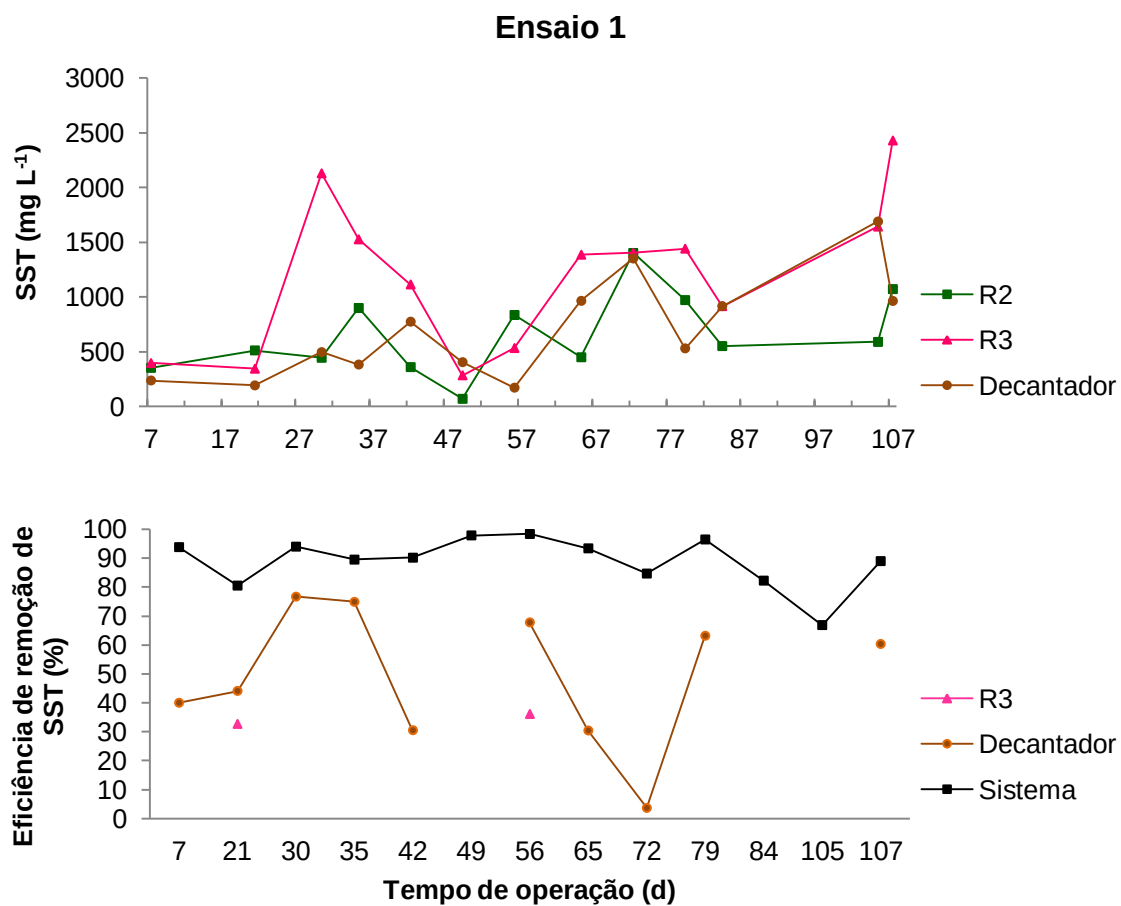


FIGURA 21D. Concentrações de SST no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 1

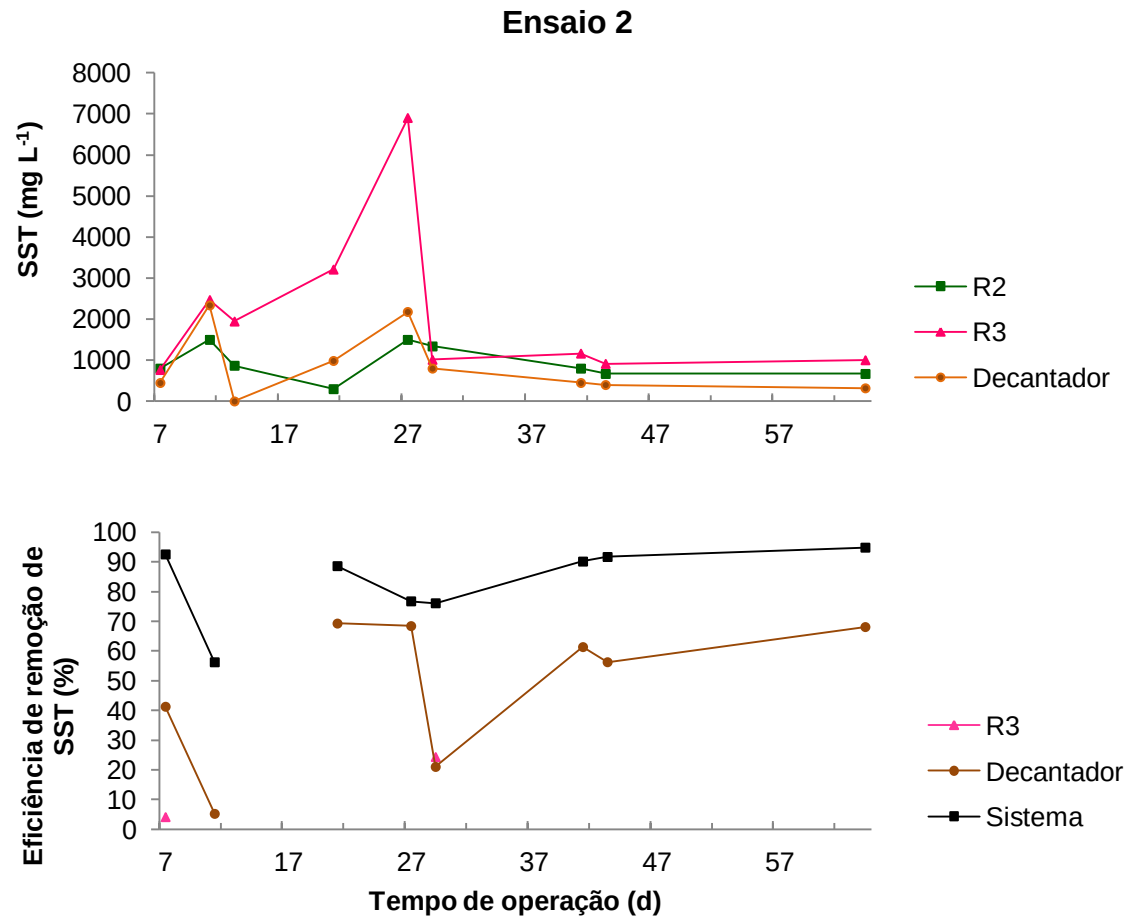


FIGURA 22D. Concentrações de SST no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 2.

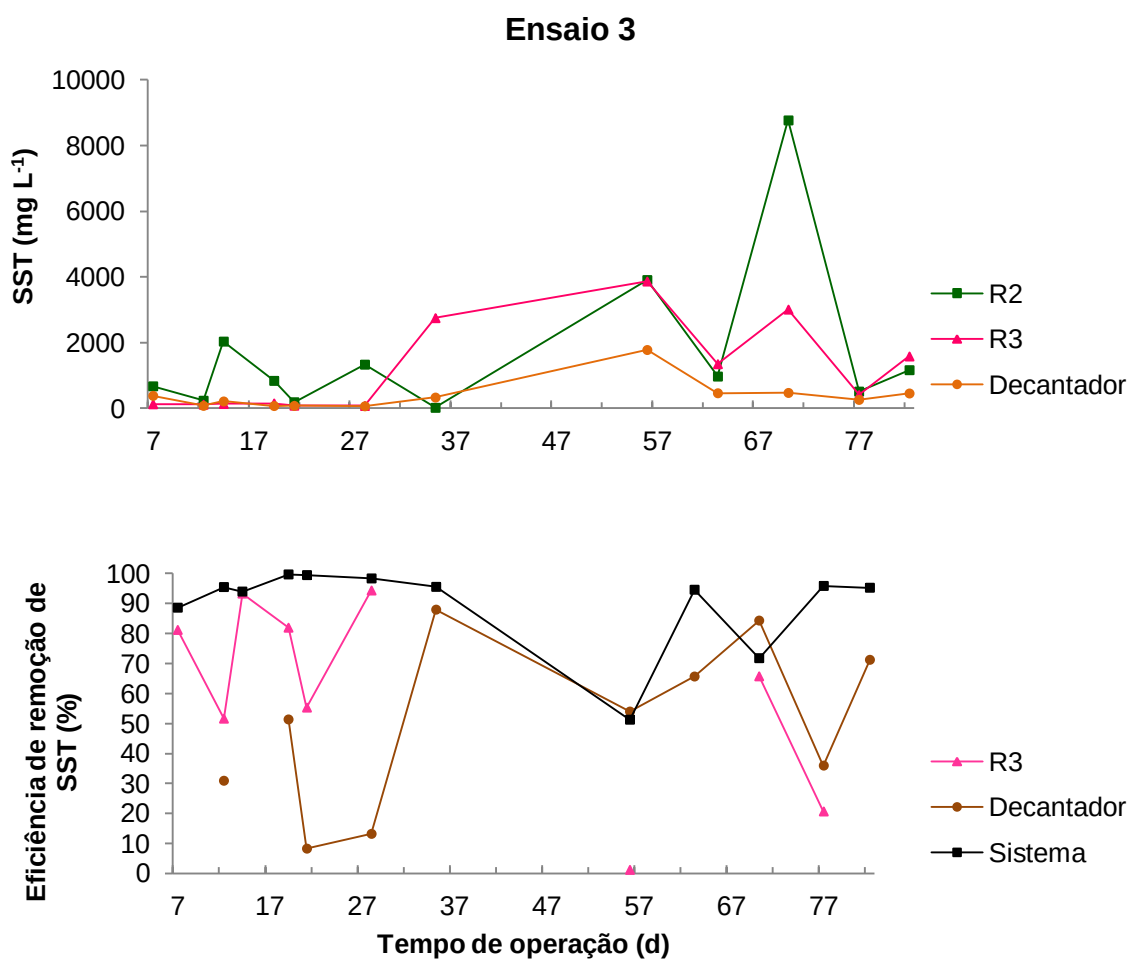


FIGURA 23D. Concentrações de SST no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 3.

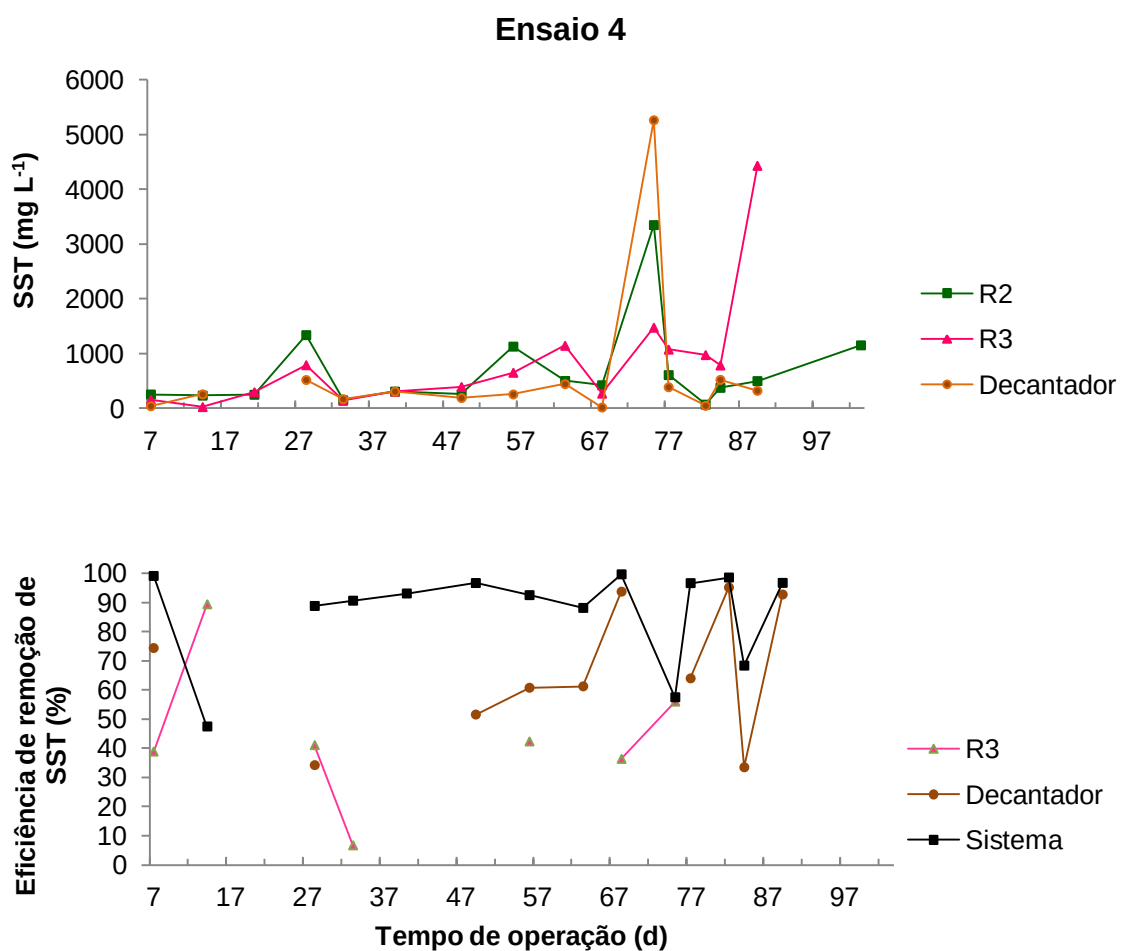


FIGURA 24D. Concentrações de SST no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 4.

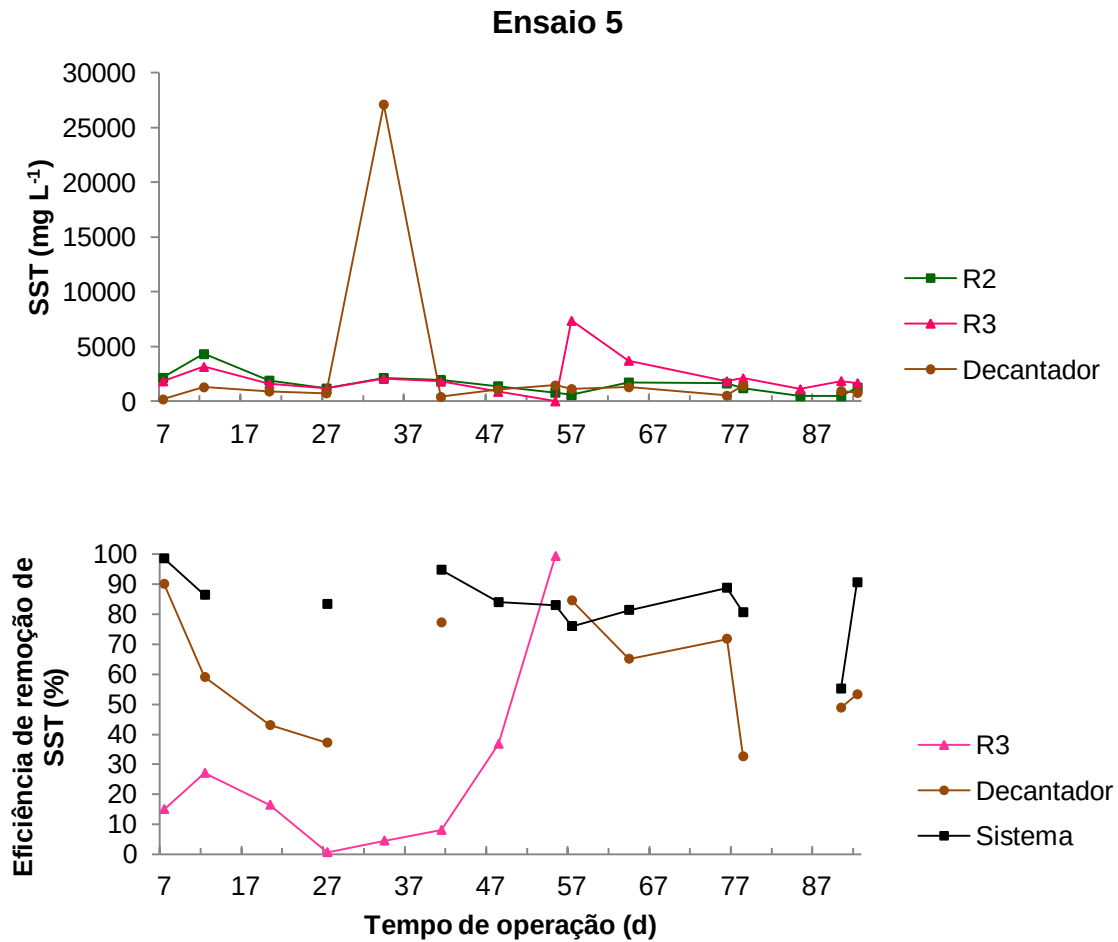


FIGURA 25D. Concentrações de SST no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SST no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 5.

D.3.2 Sólidos suspensos voláteis no pós tratamento

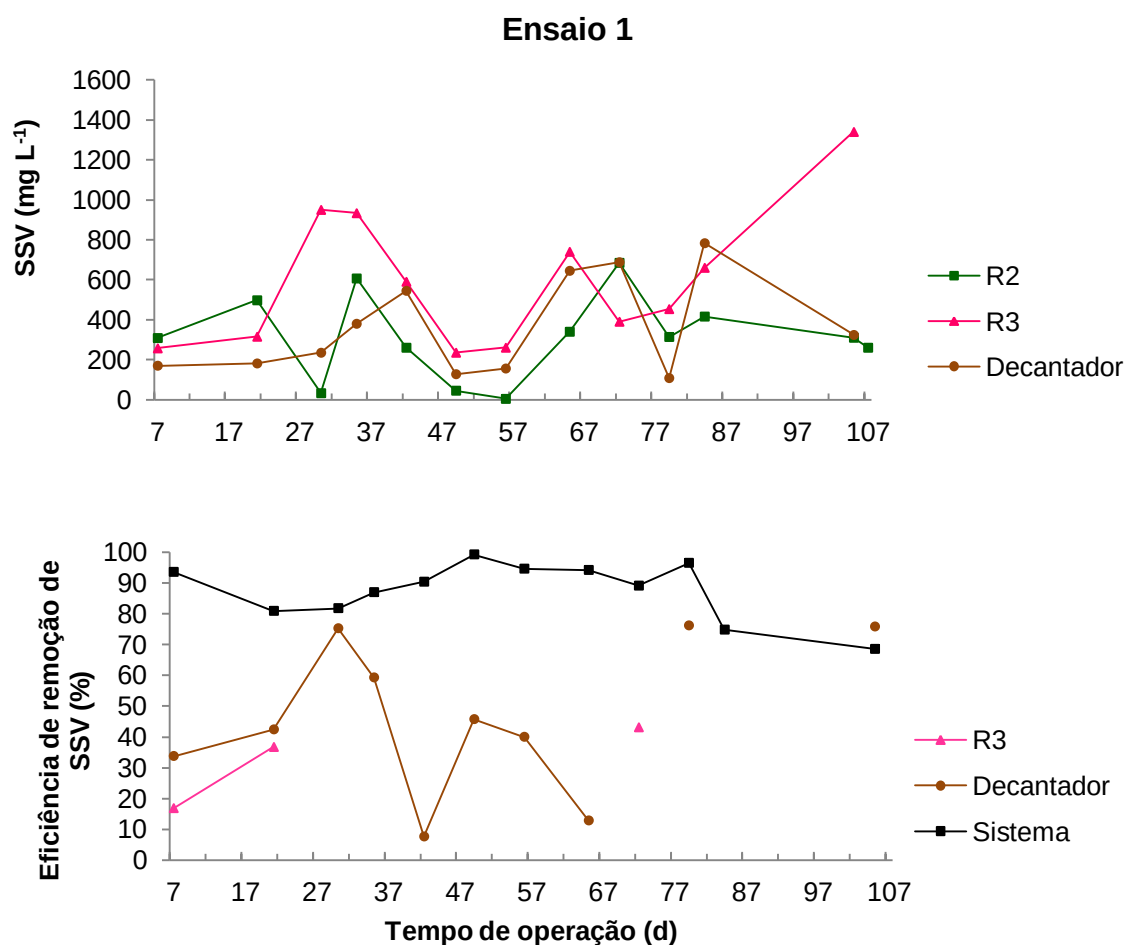


FIGURA 26D. Concentrações de SSV no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SSV no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 1.

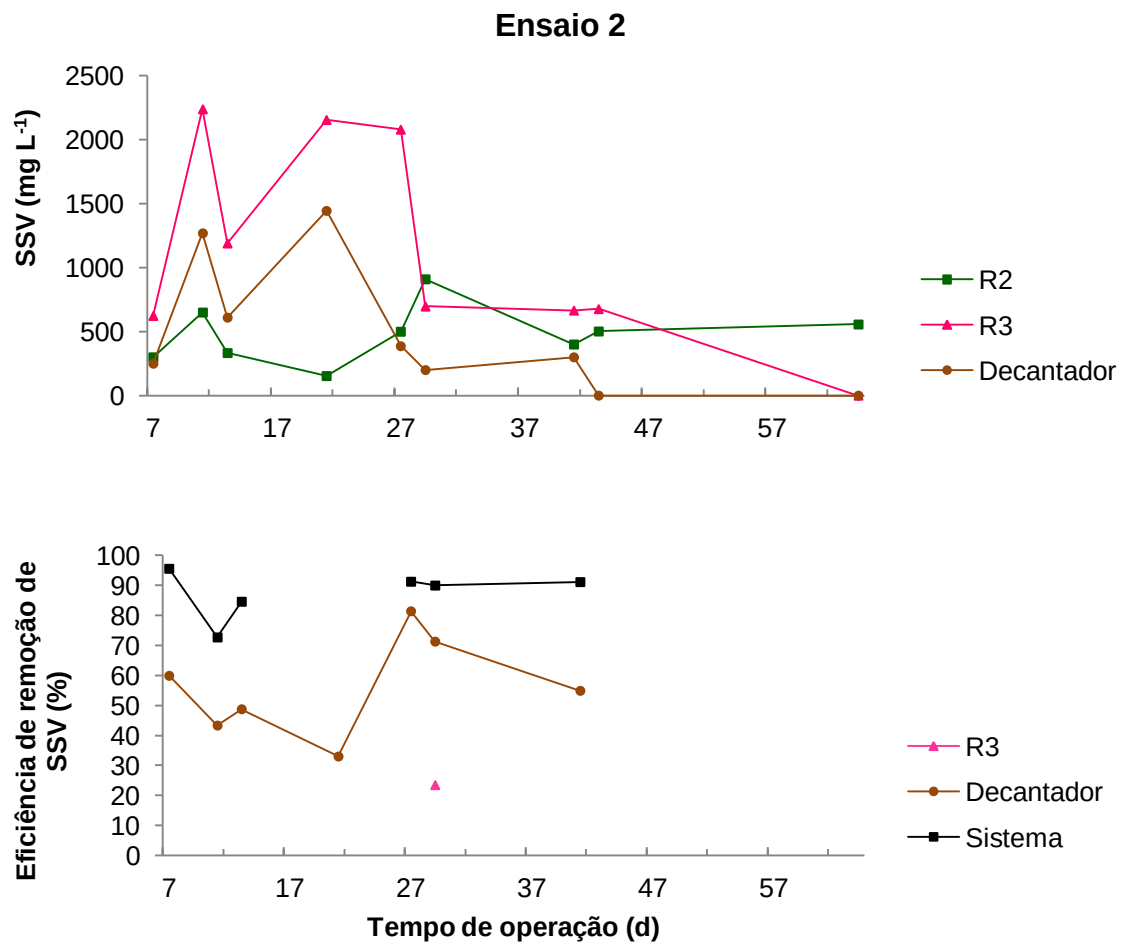


FIGURA 27D. Concentrações de SSV no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SSV no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 2.

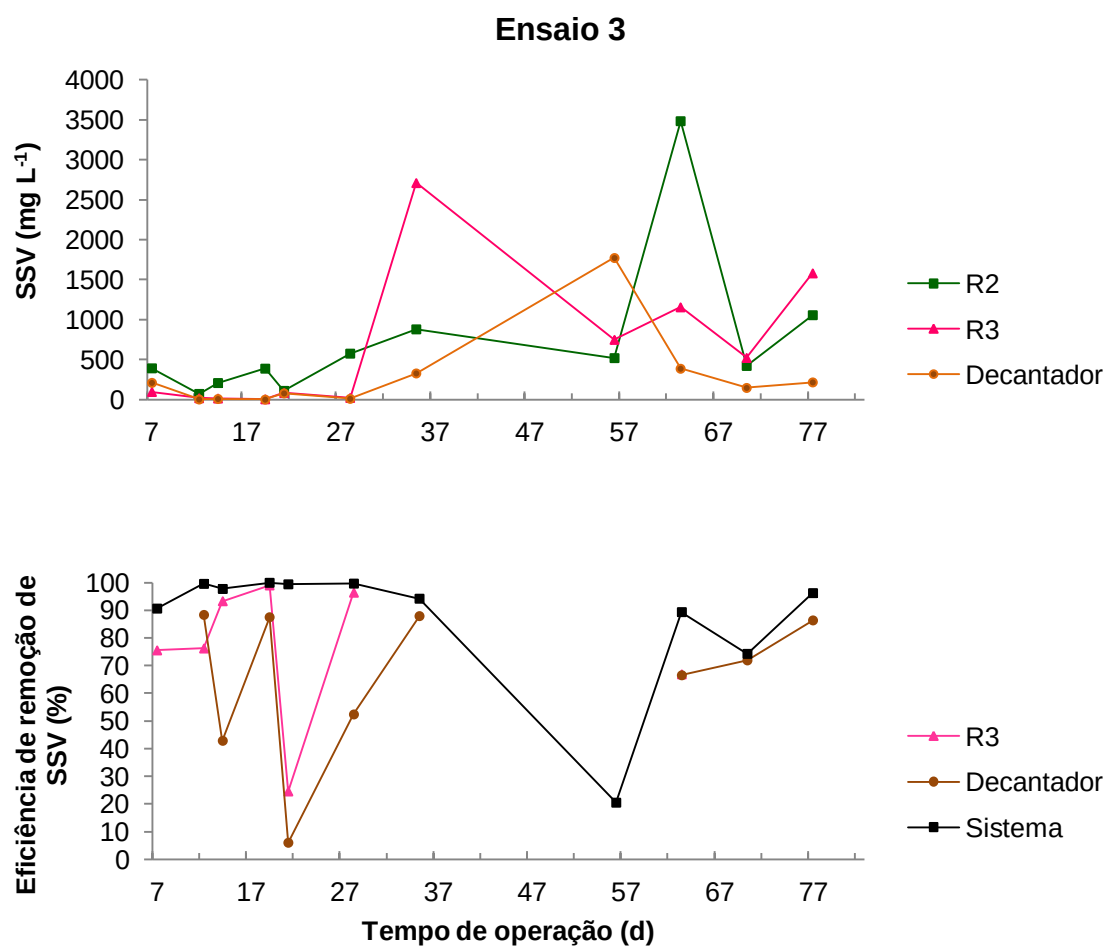


FIGURA 28E. Concentrações de SSV no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SSV no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 3.

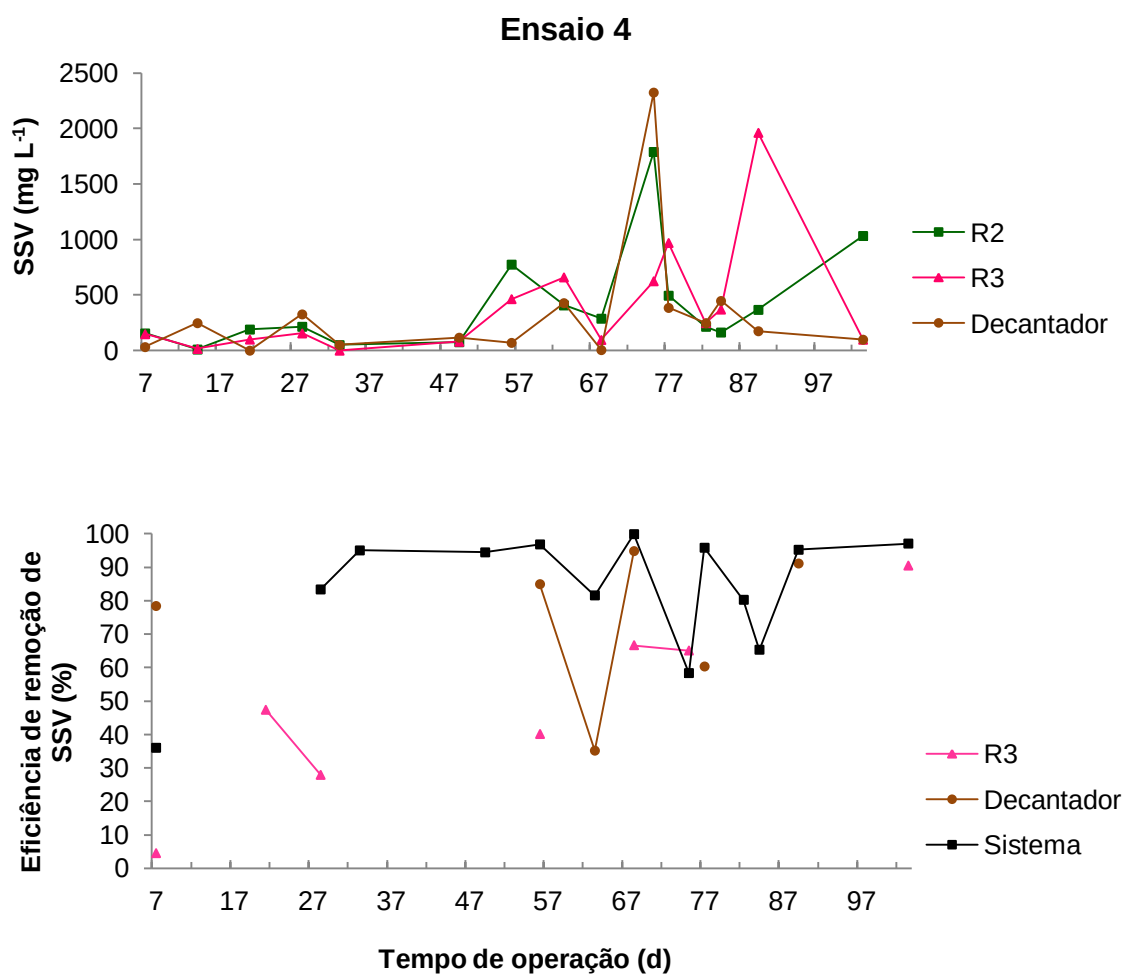


FIGURA 29D. Concentrações de SSV no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SSV no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 4.

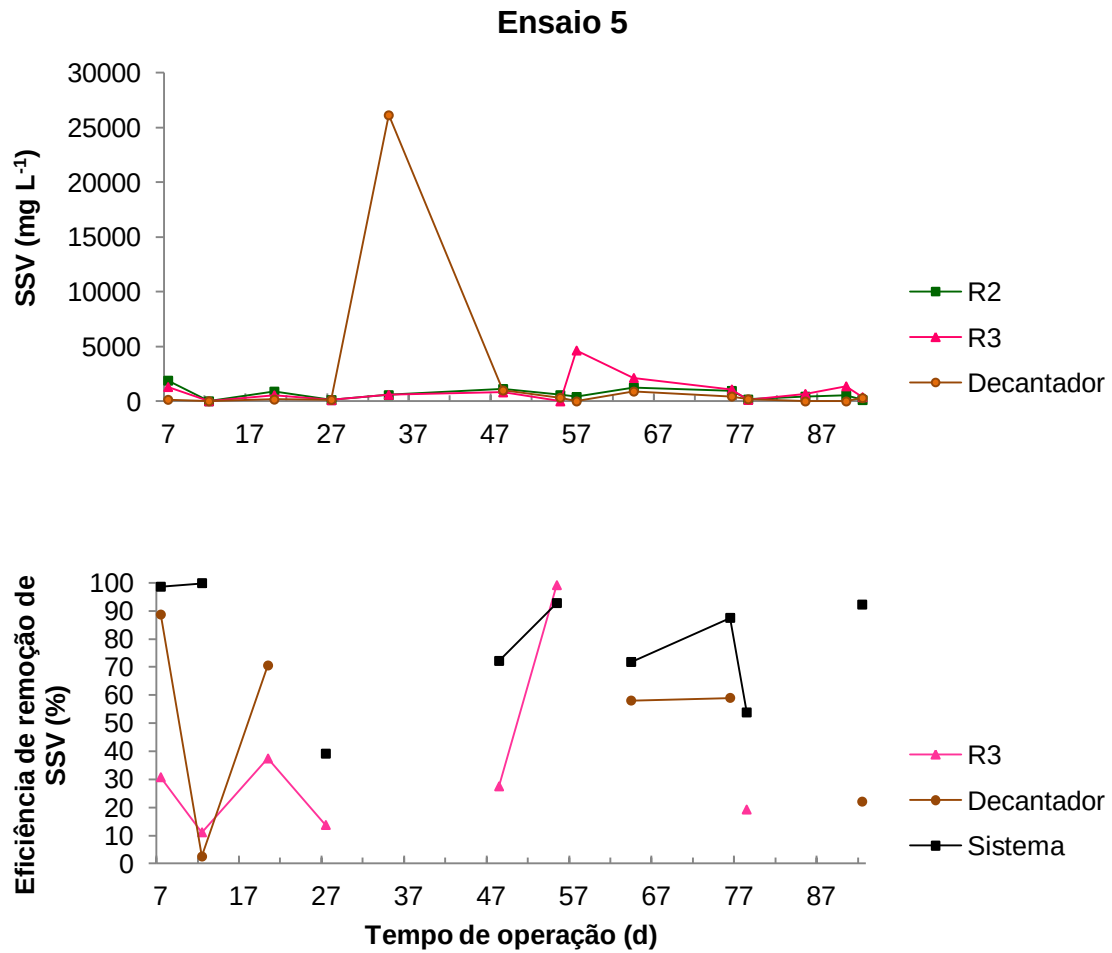


FIGURA 30D. Concentrações de SSV no afluente (R2) e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de SSV no R3, decantador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador) durante o ensaio 5.

ANEXO E

SÉRIE HISTÓRICA PRODUÇÃO VOLUMÉTRICA DE METANO

E.1 Série histórica da produção volumétrica de metano no sistema de tratamento anaeróbio I

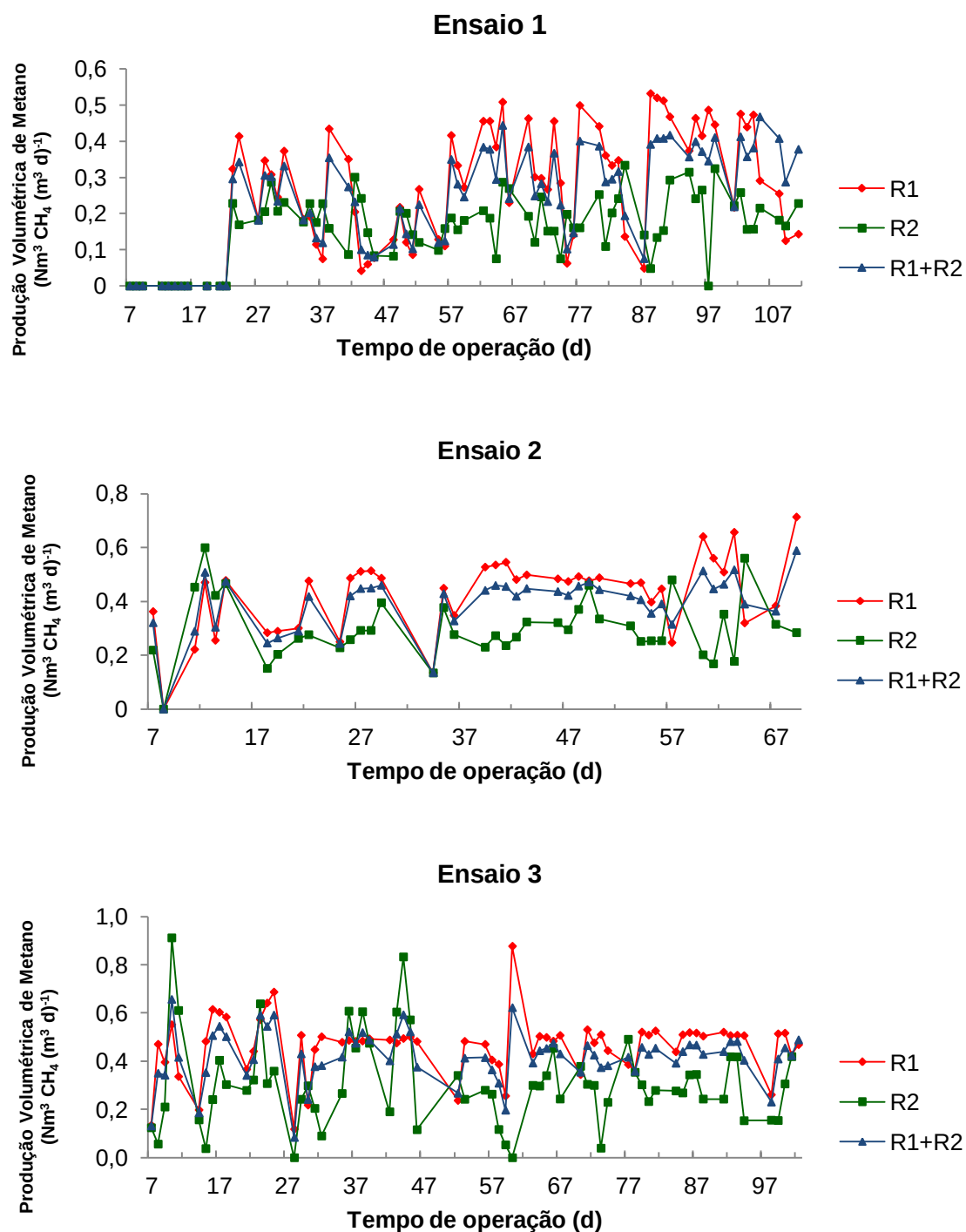


FIGURA 1E. Produção volumétrica de metano (CH_4) nos reatores UASB (R1 e R2) e sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante os ensaios 1, 2 e 3.

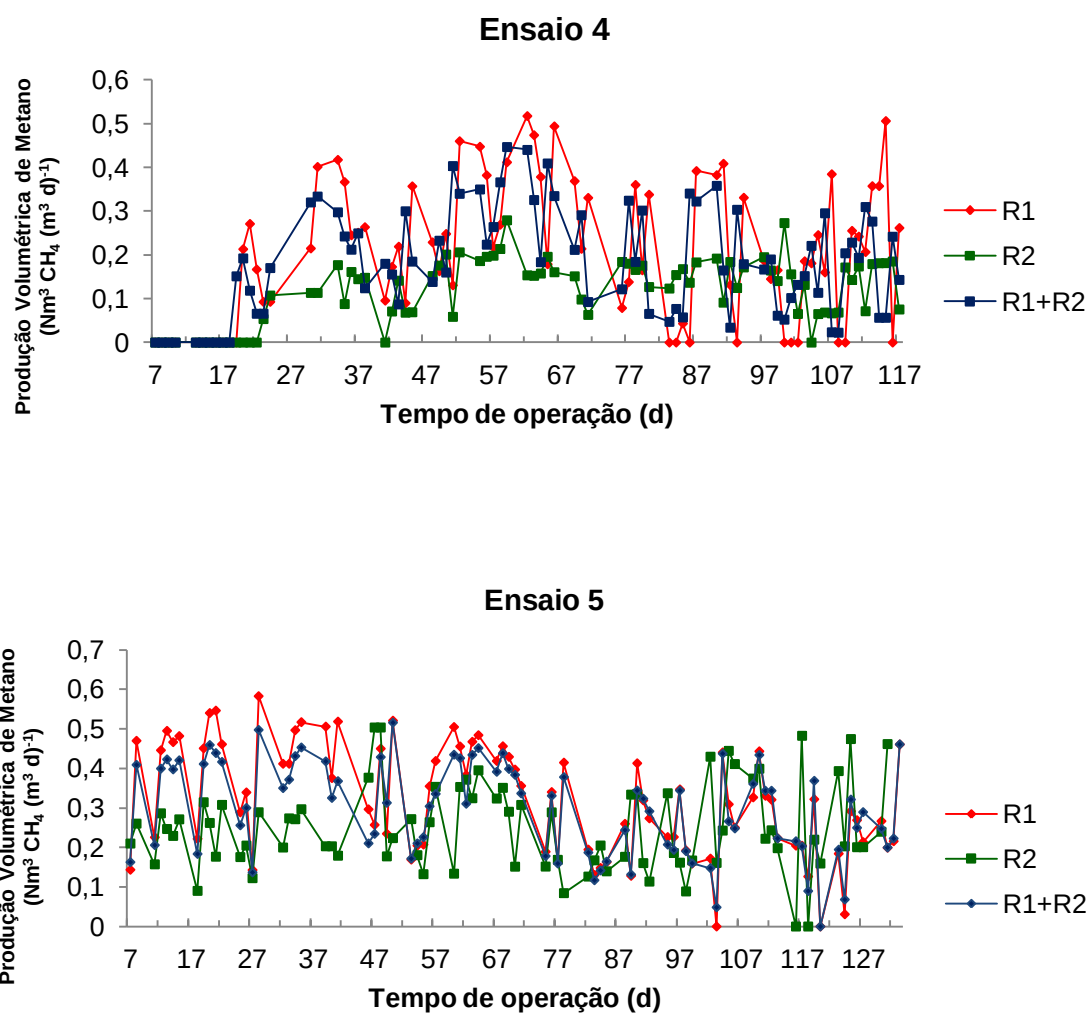


FIGURA 2E. Produção volumétrica de metano (CH_4) nos reatores UASB (R1 e R2) e sistema de tratamento anaeróbico I (R1+R2), durante os ensaios 4 e 5.

E.2 Série histórica produção volumétrica de metano no sistema de tratamento anaeróbio II

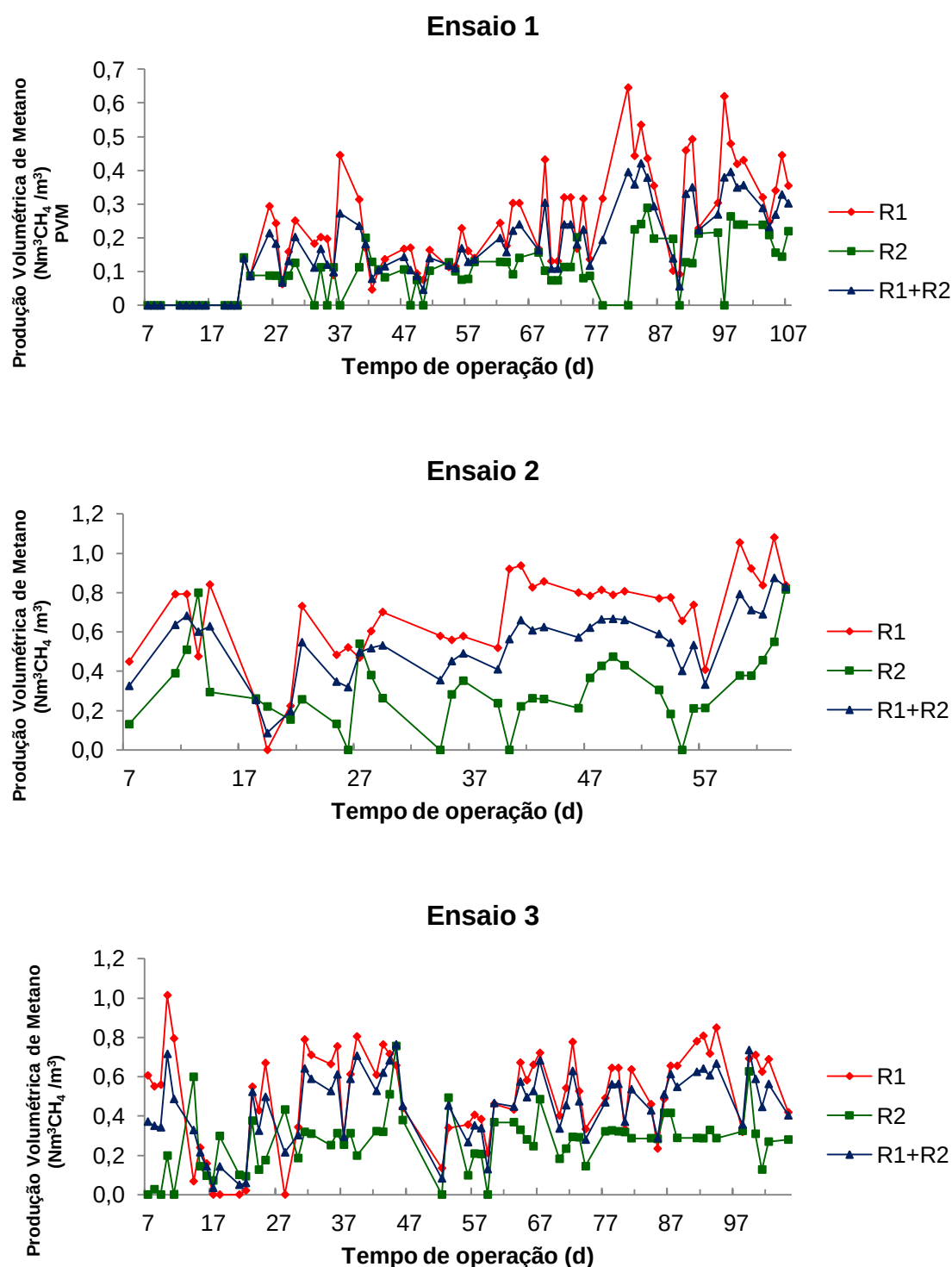


FIGURA 3E. Produção volumétrica de metano (CH_4) nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante os ensaios 1, 2 e 3.

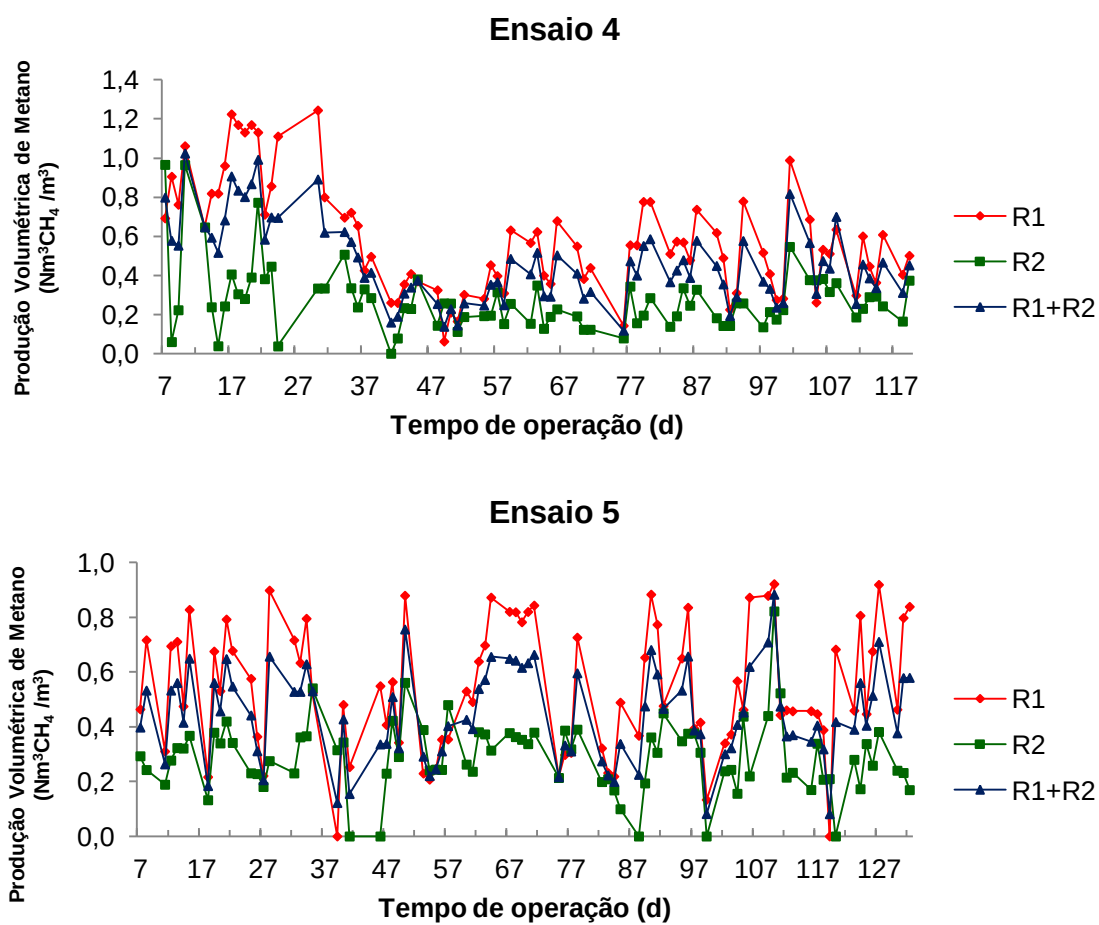


FIGURA 4E. Produção volumétrica de metano (CH_4) nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) e sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante os ensaios 4 e 5.

APÊNDICE F

SÉRIE HISTÓRICA DA PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE METANO

F.1 Série histórica da produção específica de metano no sistema de tratamento anaeróbio I

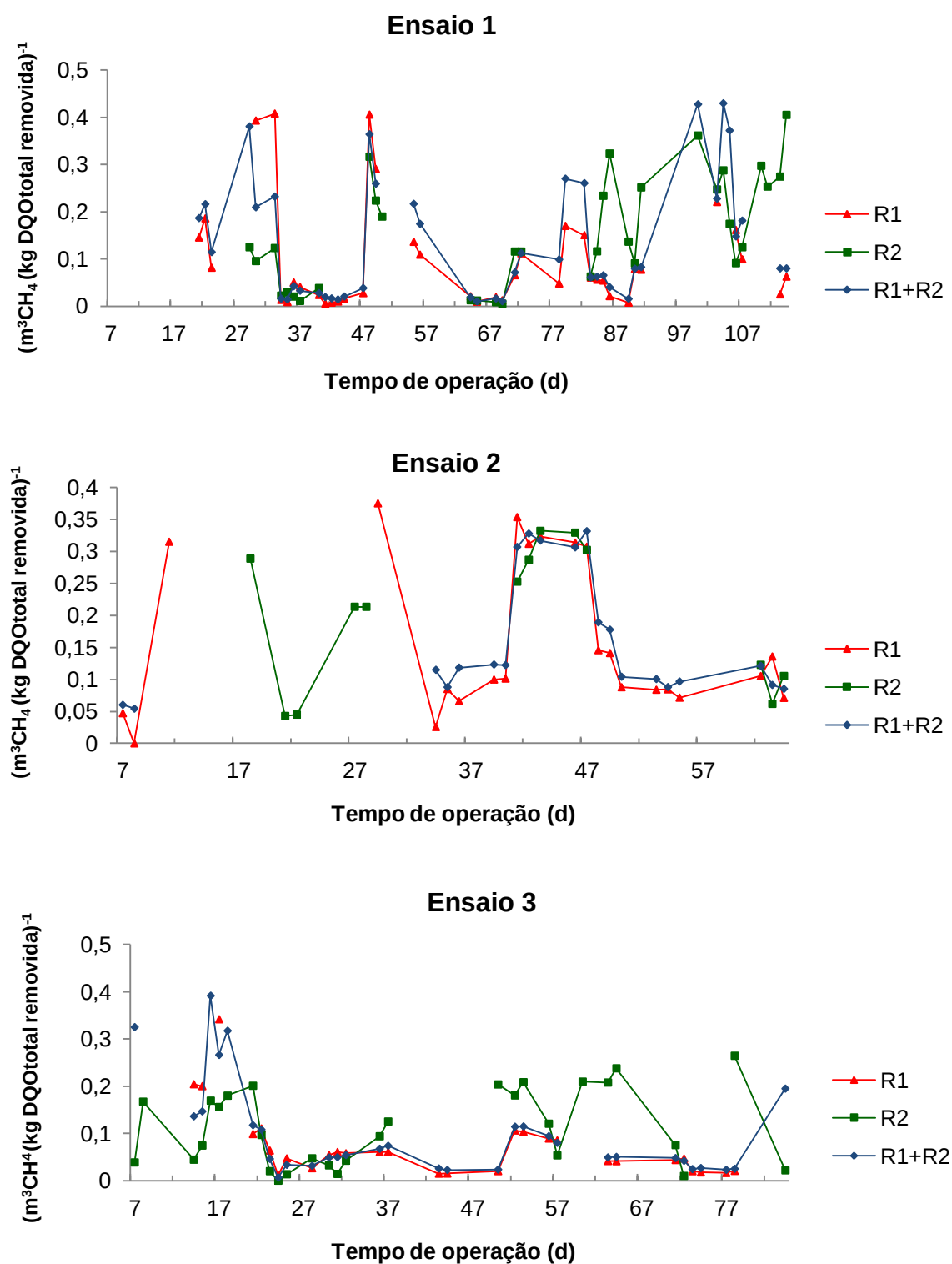


Figura 1F: Produção específica de metano (CH_4) nos reatores UASB (R1 e R2) e sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante os ensaios 1, 2 e 3.

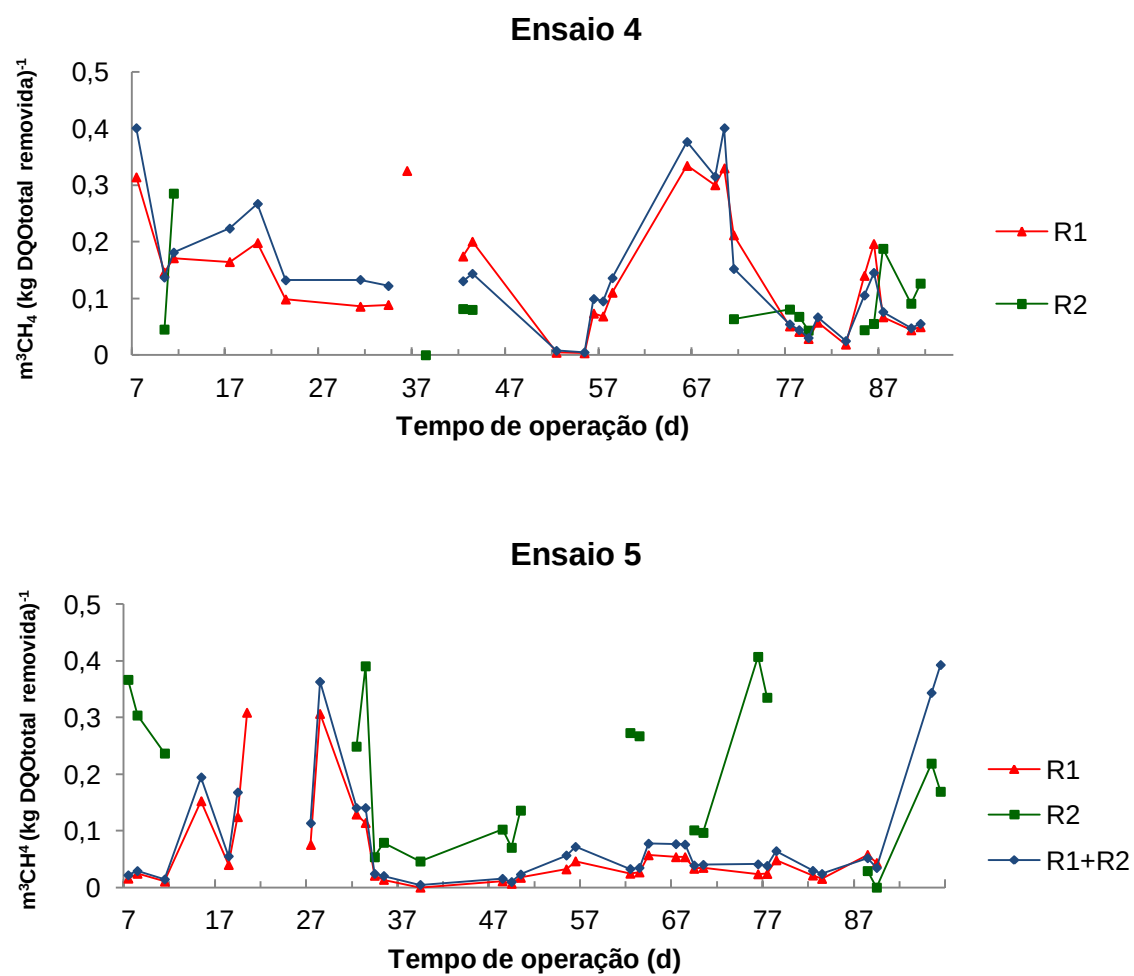


Figura 2F: Produção específica de metano (CH_4) nos reatores UASB (R1 e R2) e sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante os ensaios 4 e 5.

G.2 Série histórica da produção específica de metano no sistema de tratamento anaeróbio II

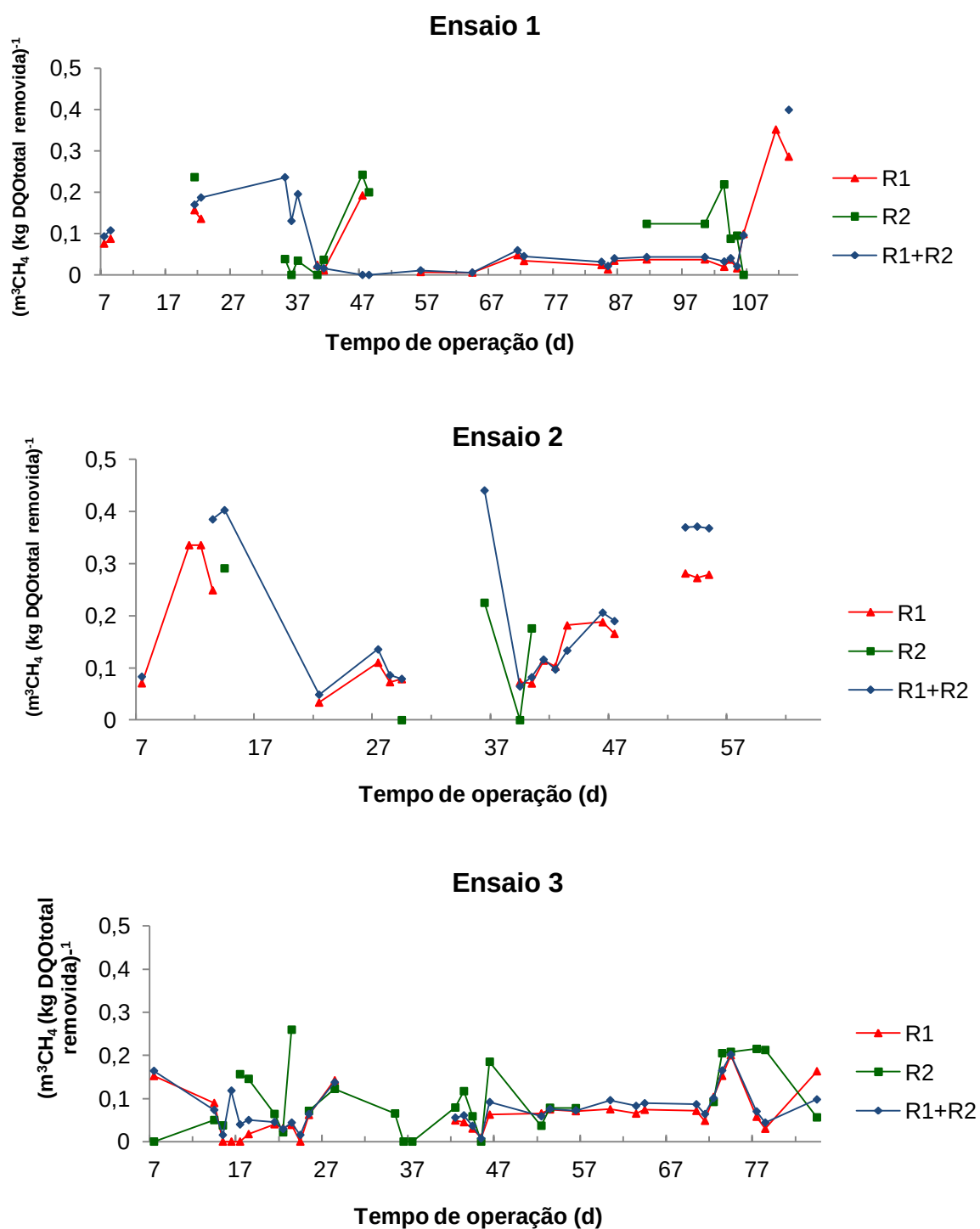


Figura 3F: Produção específica de metano (CH_4) nos reatores UASB (R1 e R2) e sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante os ensaios 1, 2 e 3.

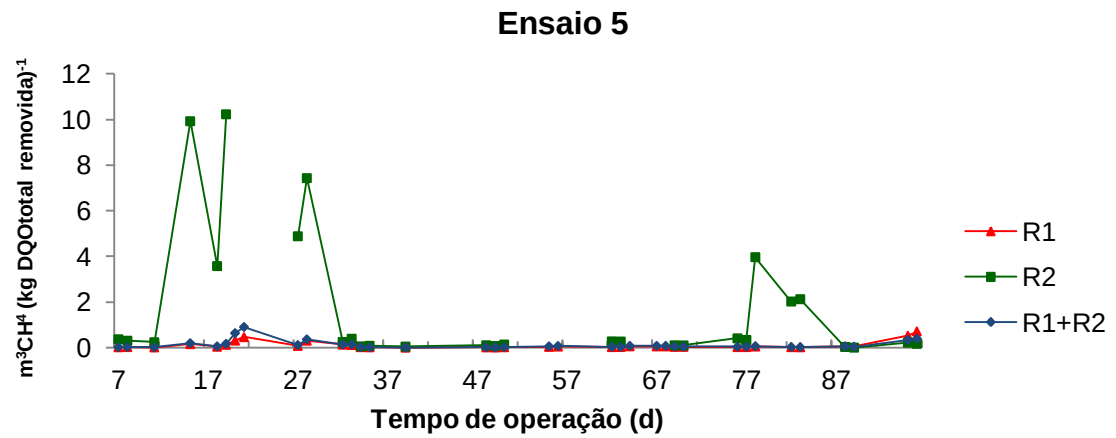
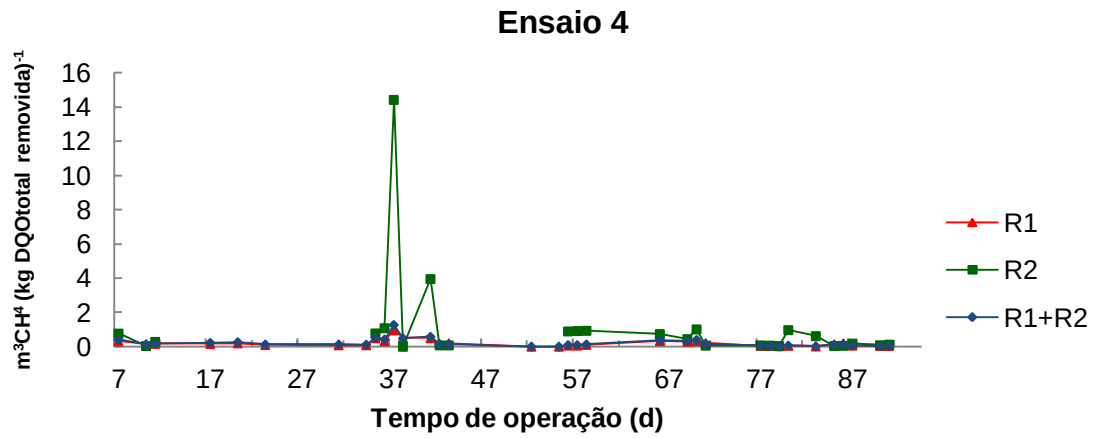


Figura 4F: Produção específica de metano (CH_4) nos reatores UASB (R1 e R2) e sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante os ensaios 4 e 5.

APÊNDICE G
SÉRIE HISTÓRICA DE pH, ALCALINIDADE TOTAL E ÁCIDOS
VOLÁTEIS TOTAIS

G.1 Série histórica de pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no sistema I

Ensaio 1

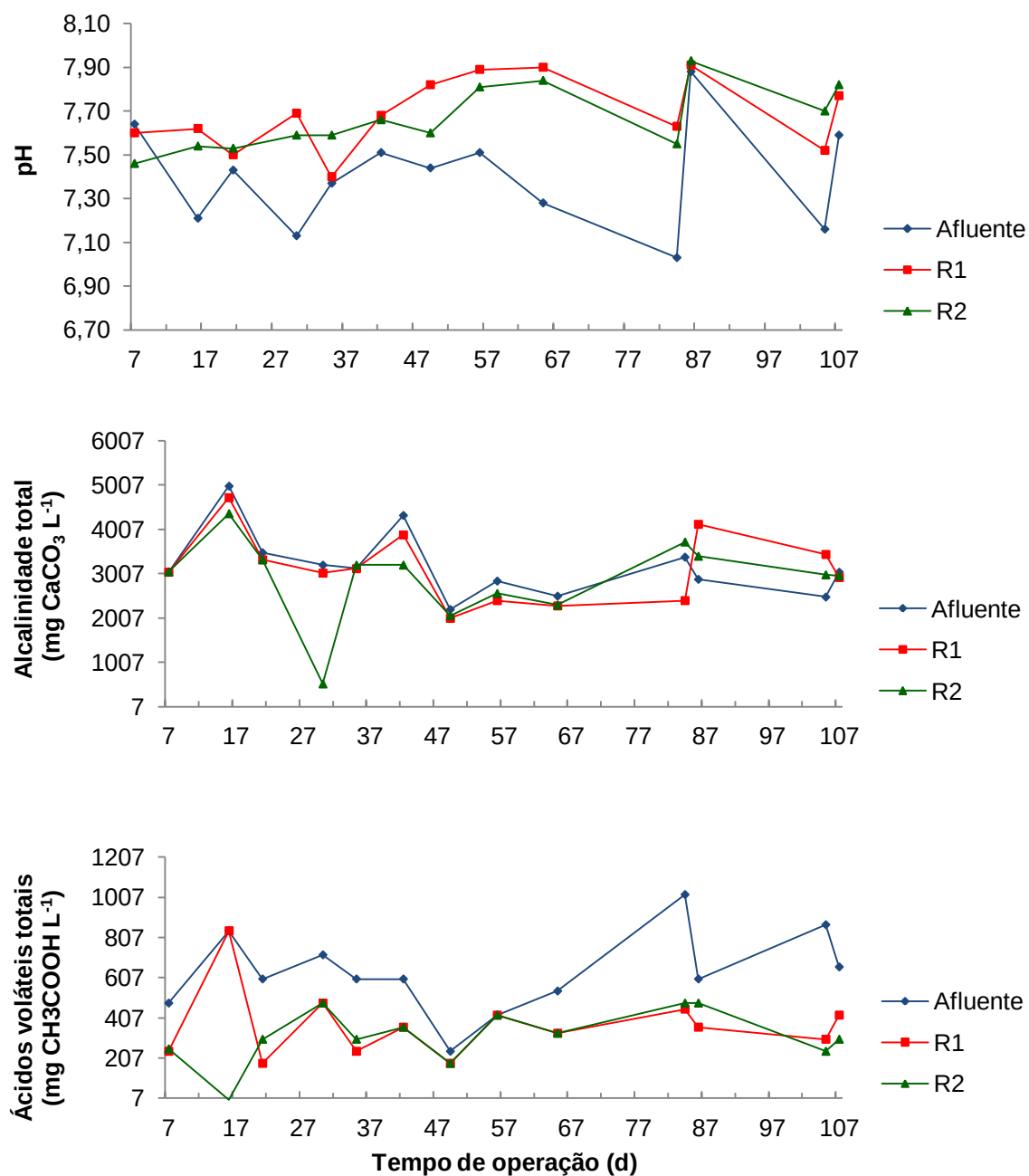


FIGURA 1G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis totais no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante o ensaio 1.

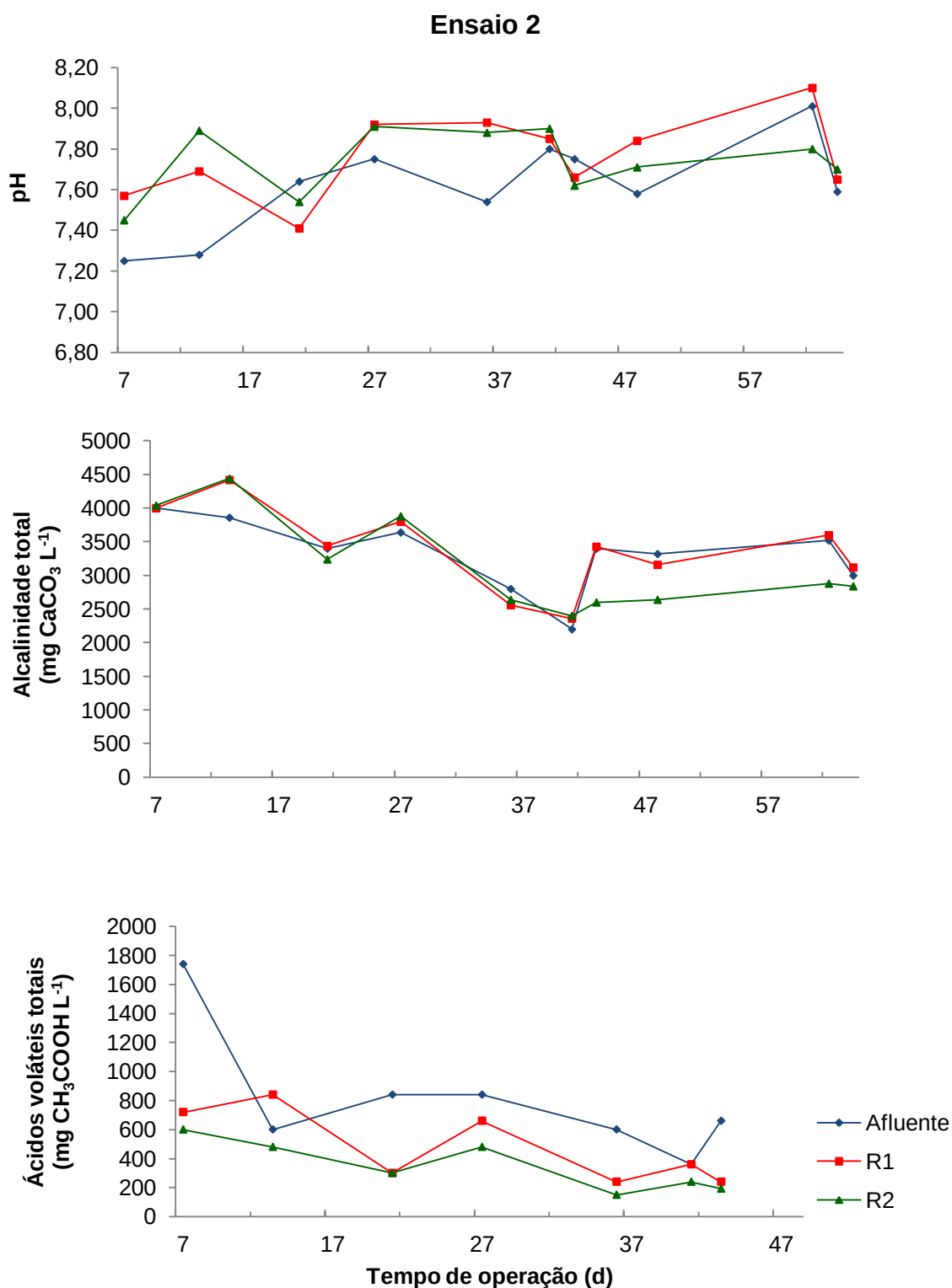


FIGURA 2G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis totais no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante o ensaio 2.

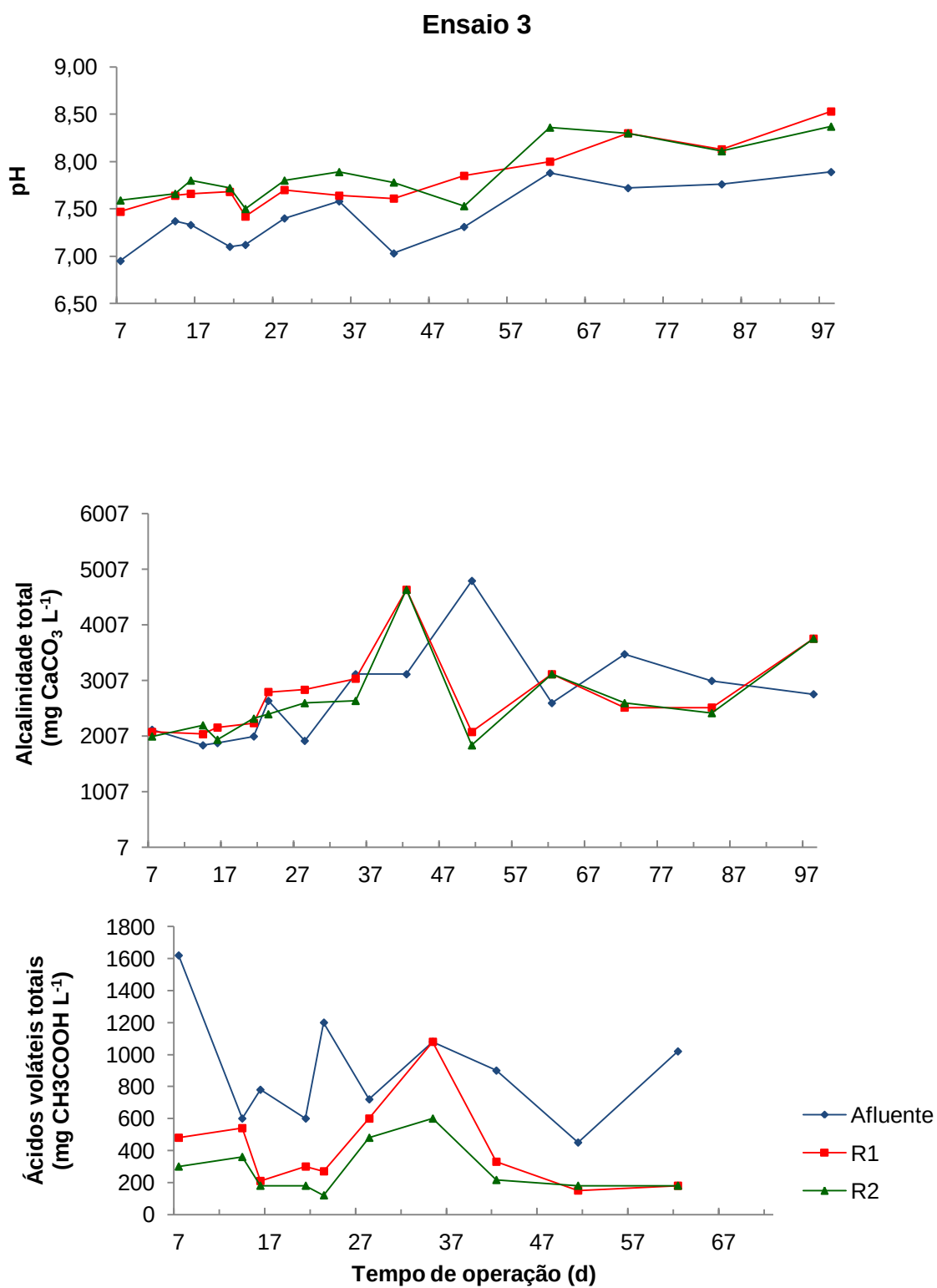


FIGURA 3G. Valores do pH, alcalinidade total, ácidos voláteis totais no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante o ensaio 3.

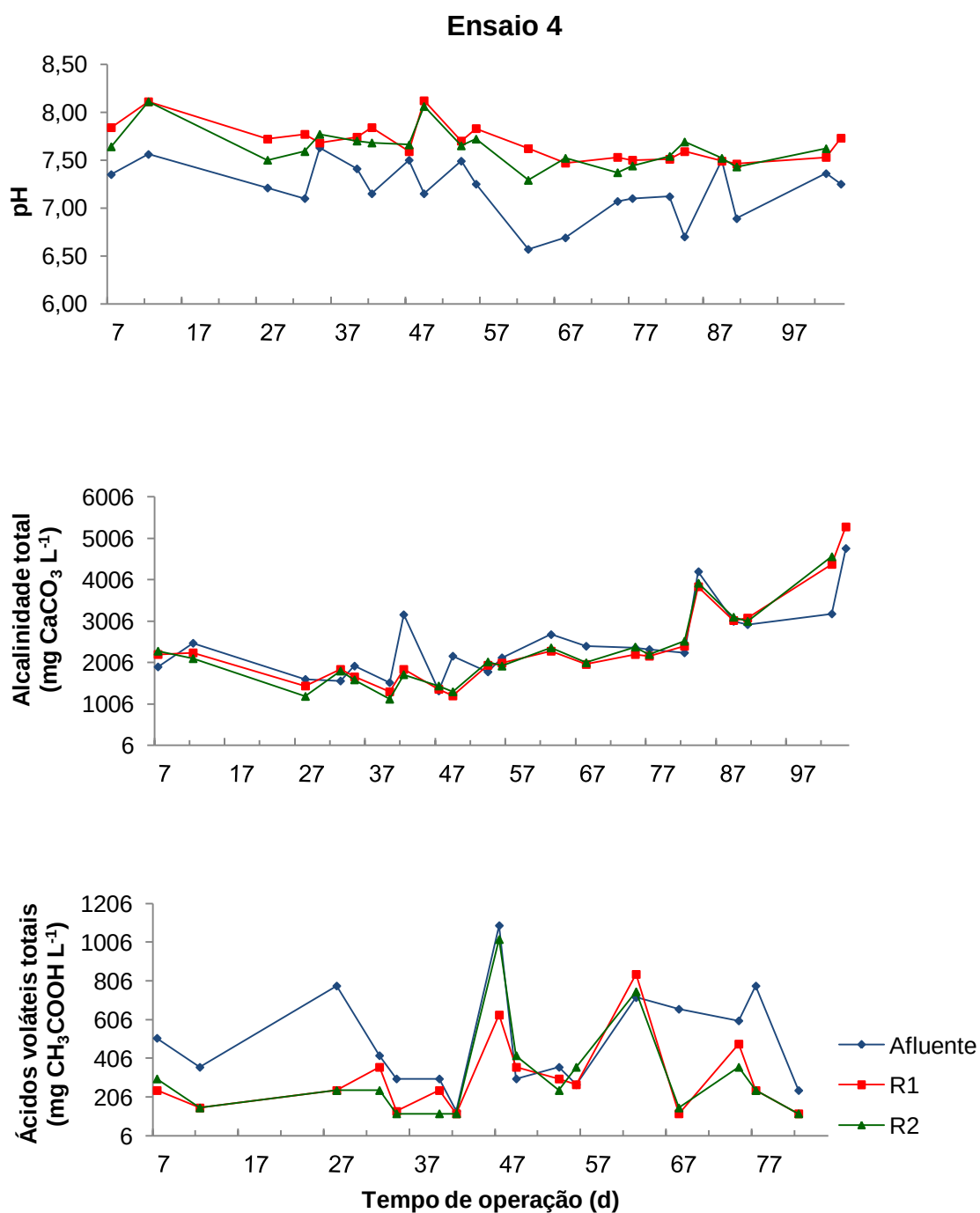


FIGURA 4G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis totais no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante o ensaio 4.

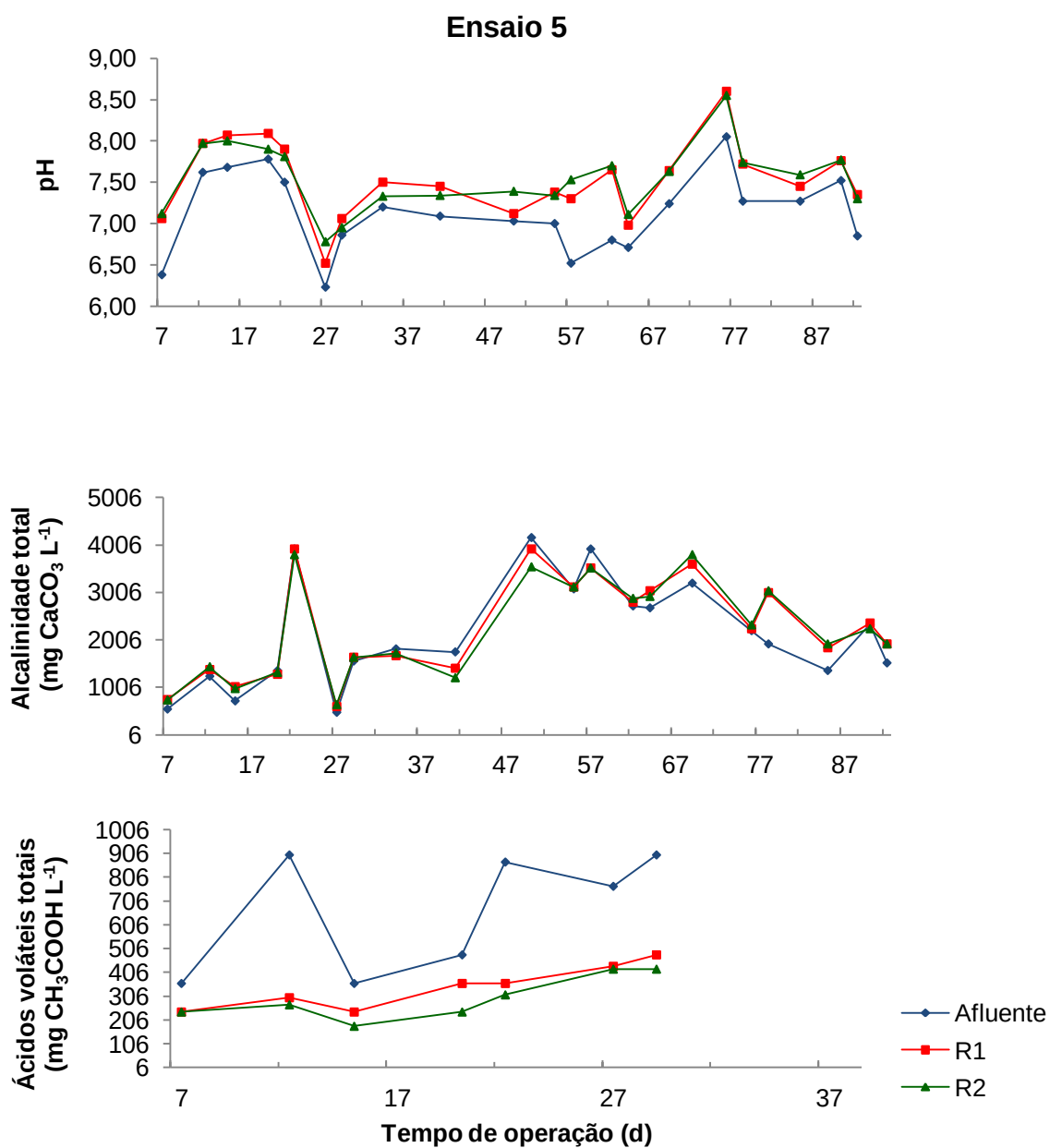


FIGURA 5G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis totais no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I, durante o ensaio 5

G.2 Série histórica de pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no sistema II

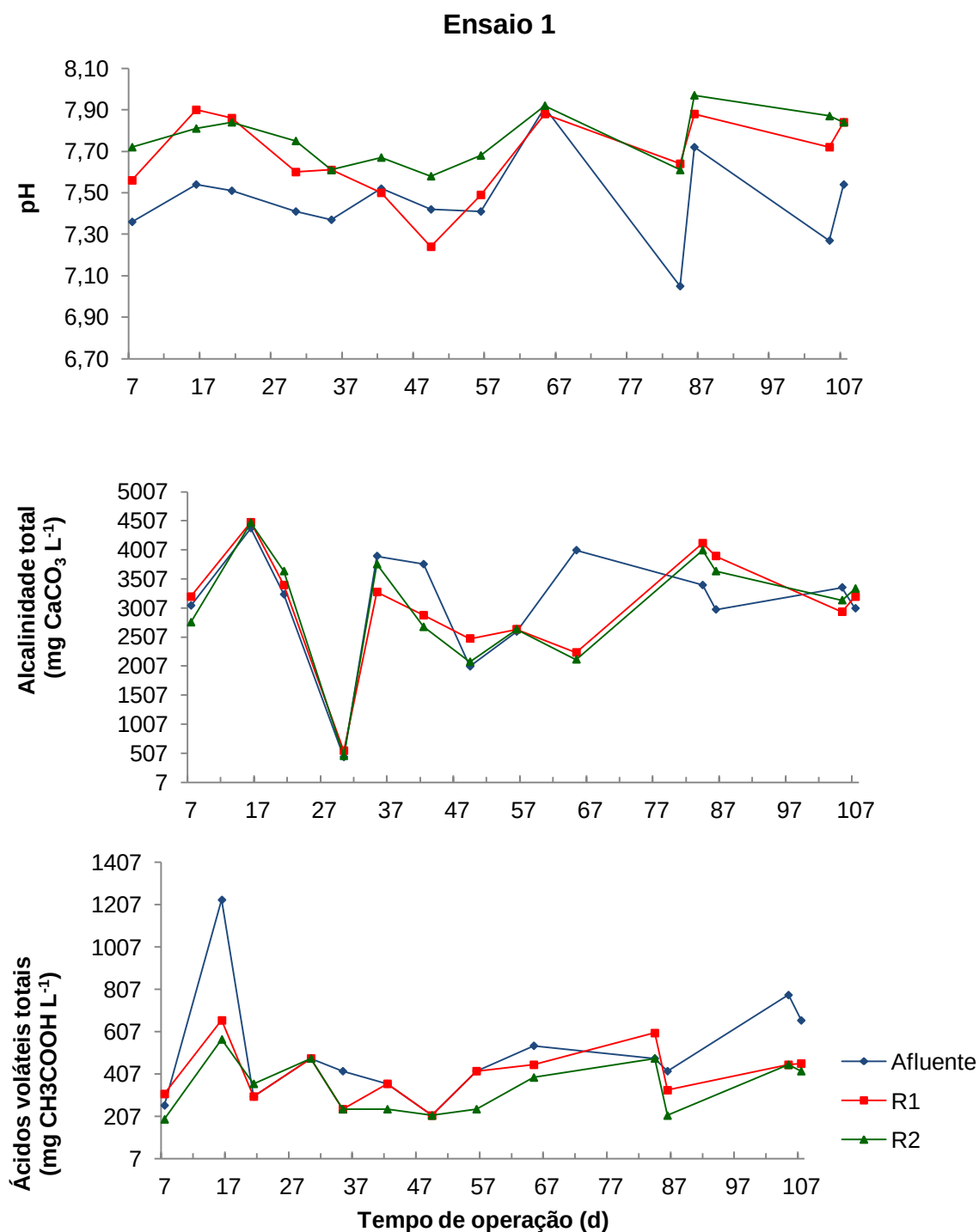


FIGURA 6G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis totais no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante o ensaio 1.

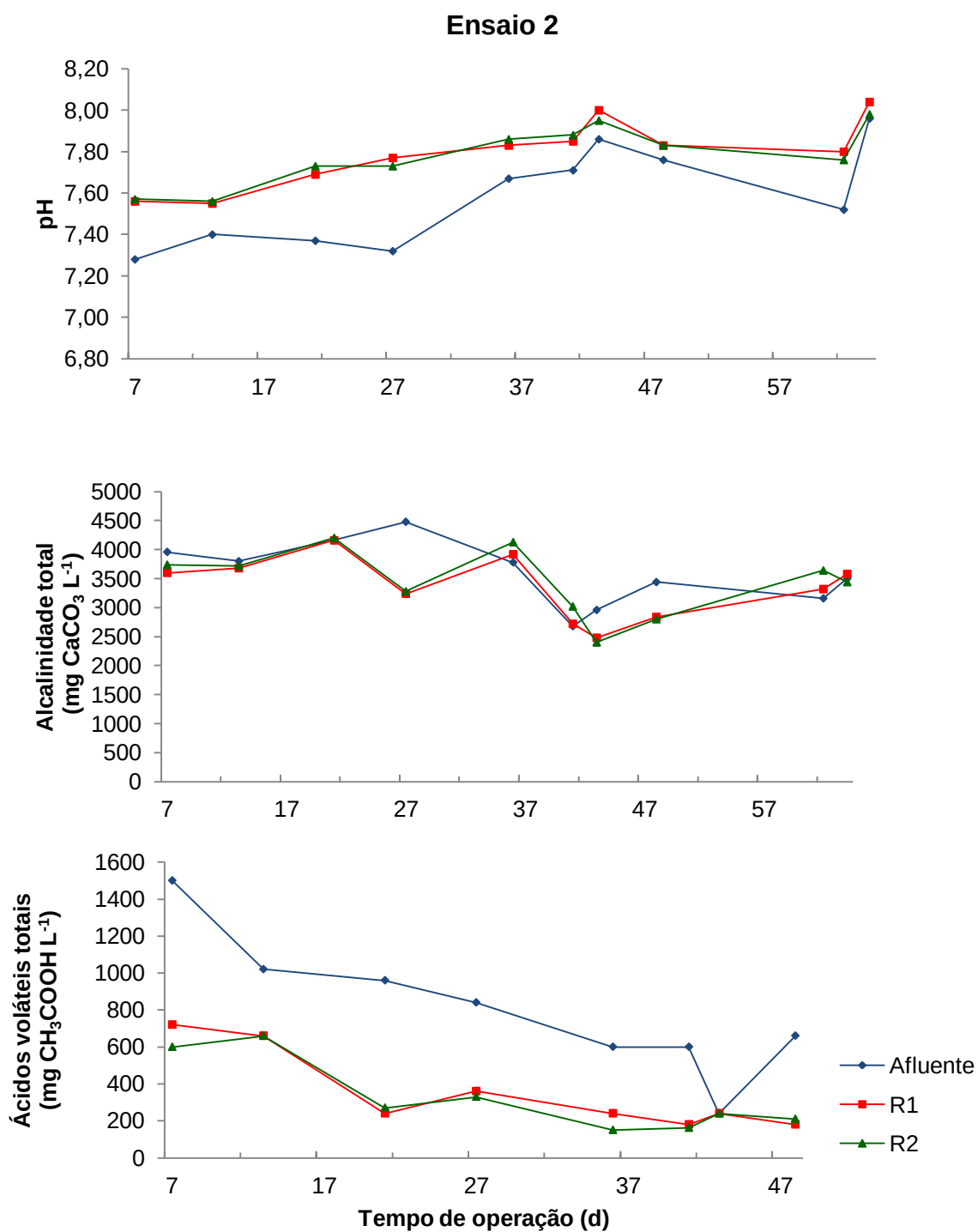


FIGURA 7G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis totais no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbico (R1 e R2) do sistema II, durante o ensaio 2.

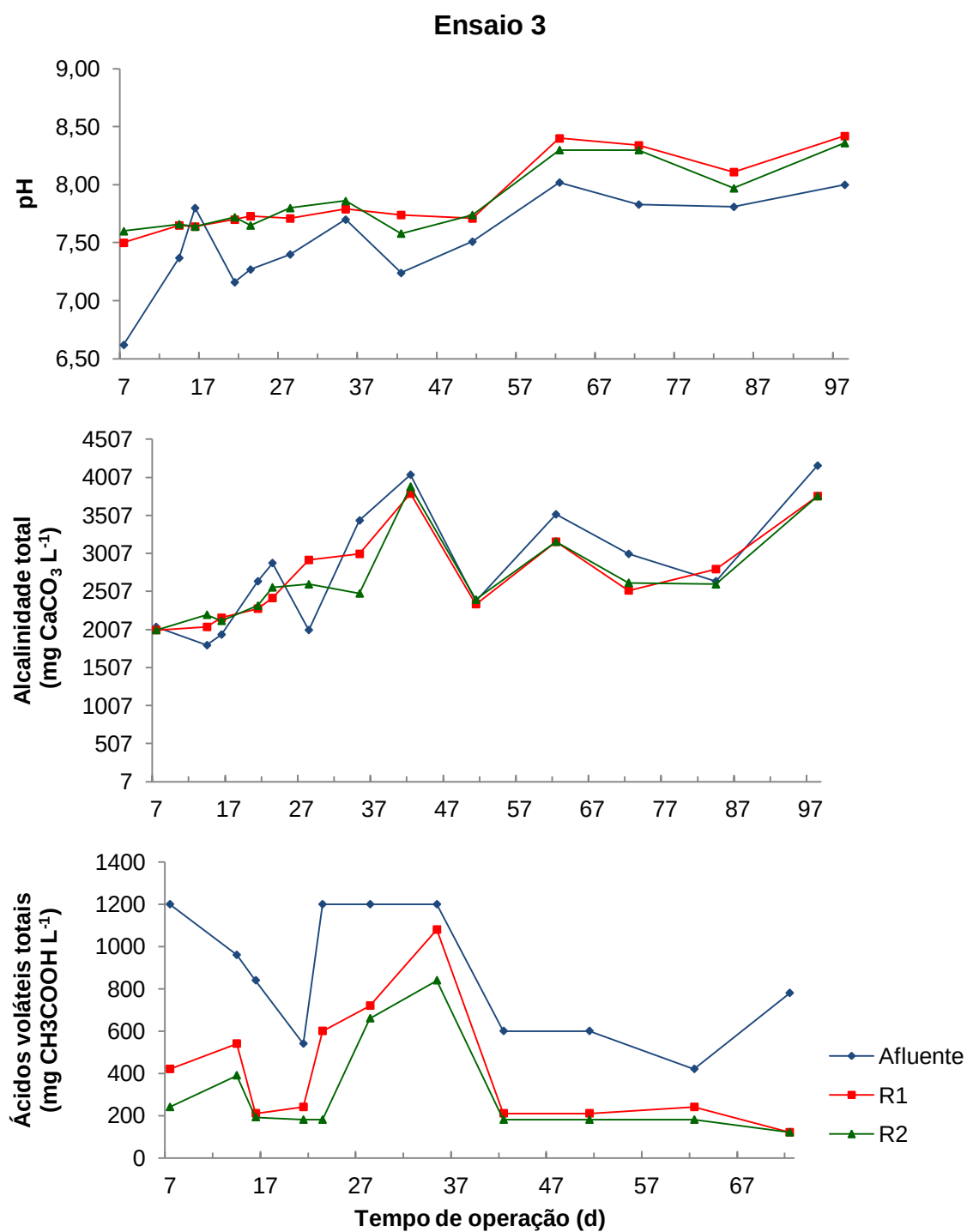


FIGURA 8G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis totais no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante o ensaio 3.

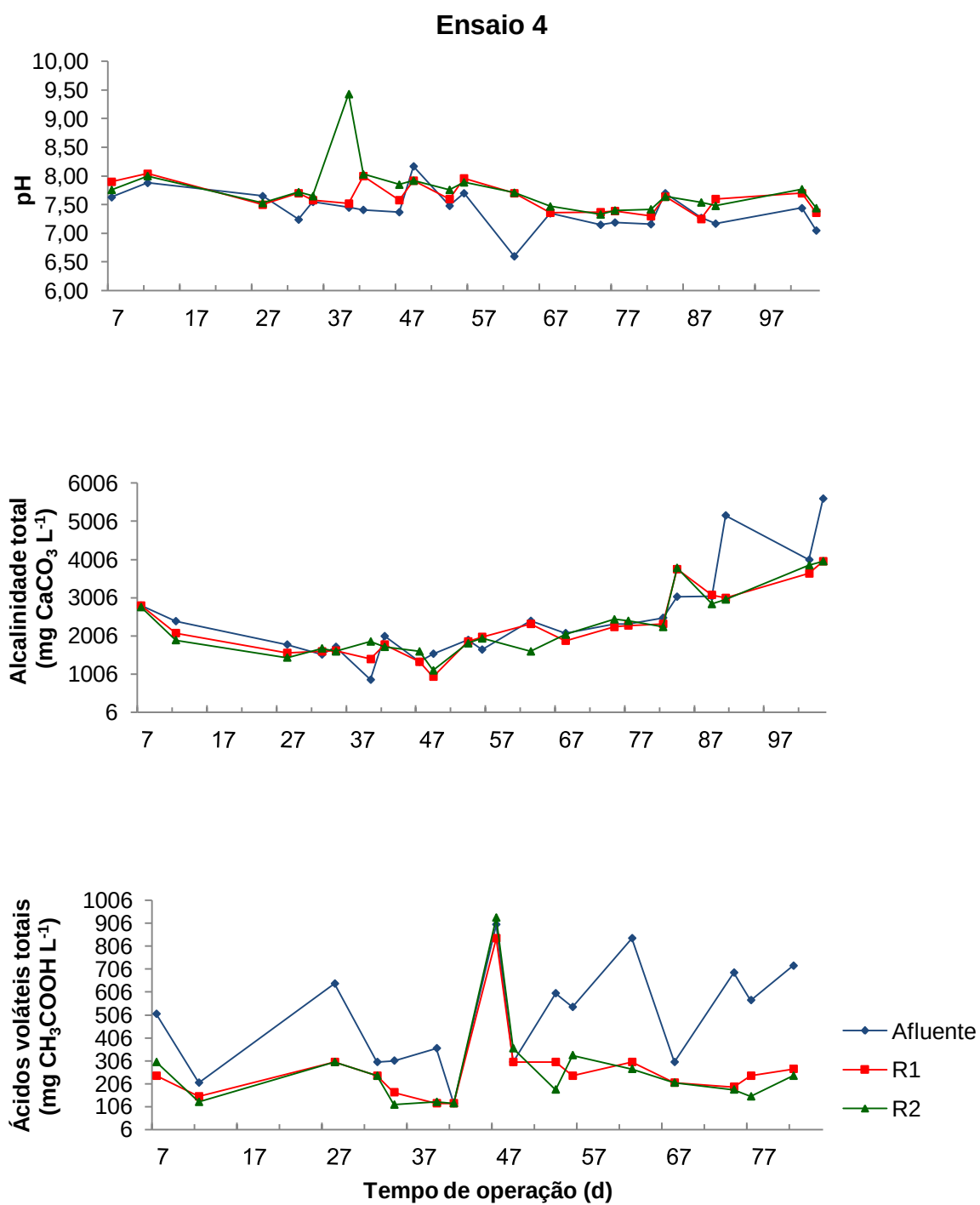


FIGURA 9G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbico (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbico II, durante o ensaio 4.

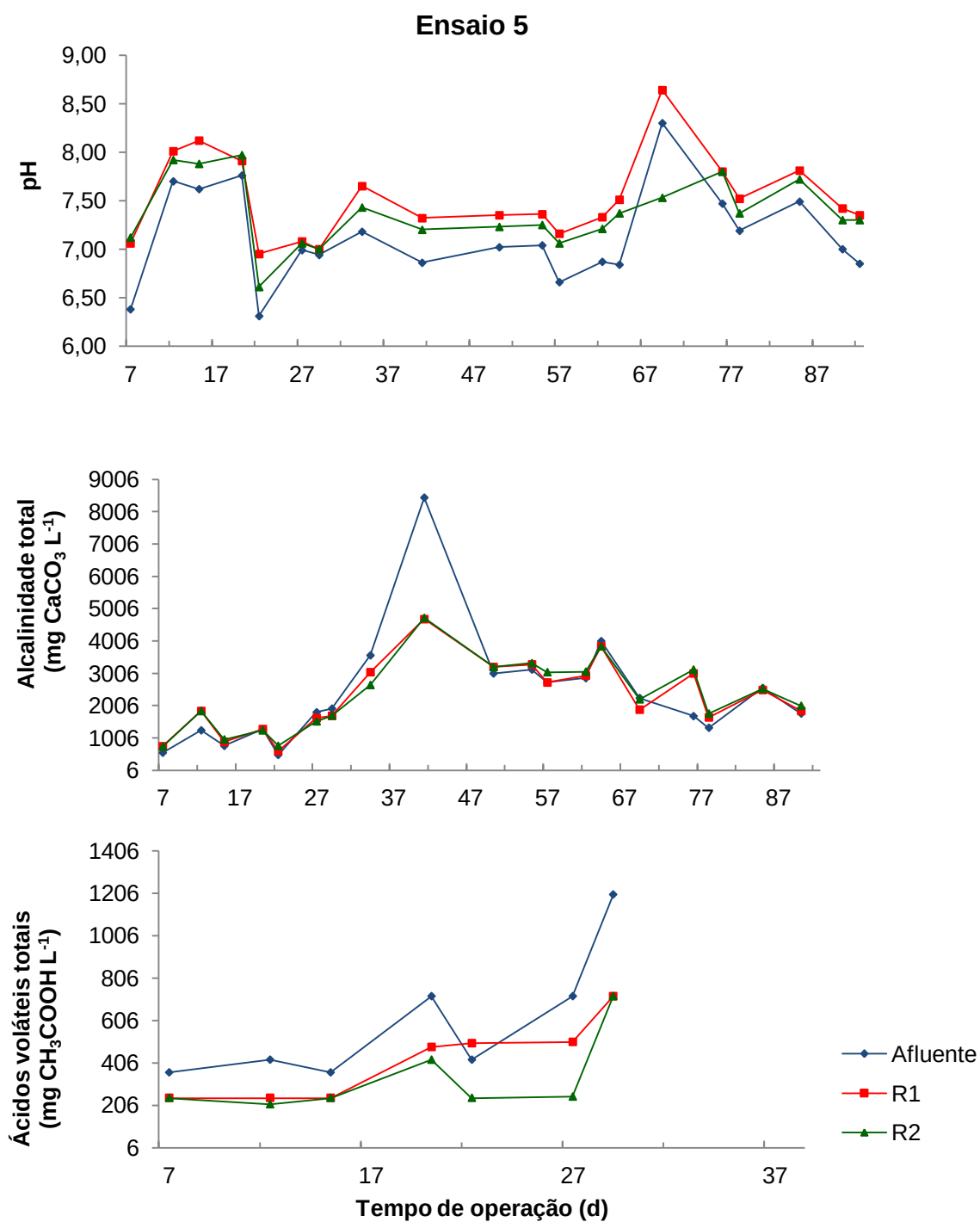


FIGURA 10G. Valores do pH, alcalinidade total, ácidos voláteis totais no afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio II, durante o ensaio 5.

G.3 Série histórica de pH, alcalinidade total e ácidos voláteis no sistema de pós - tratamento

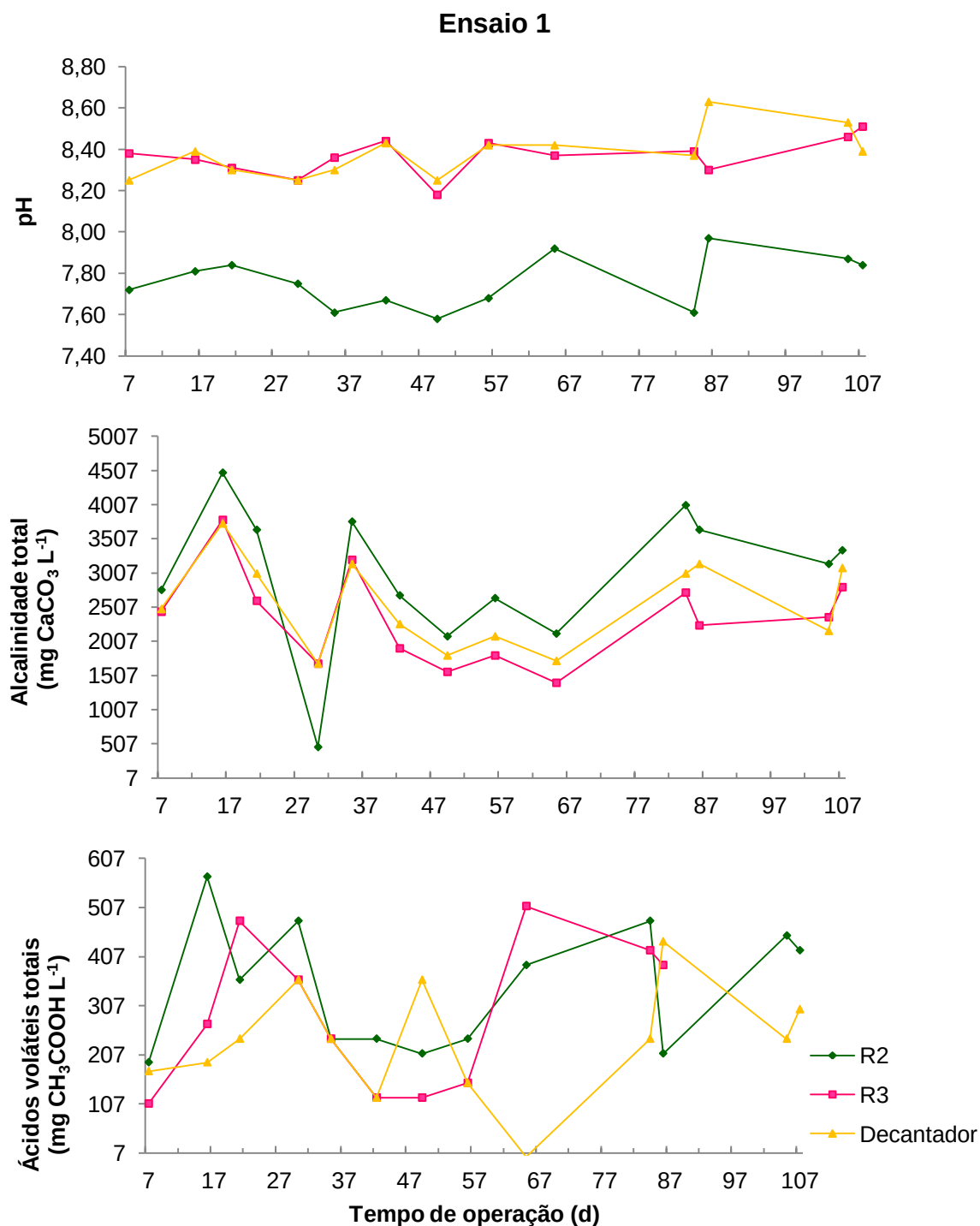


FIGURA 11G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis totais no afluente e efluentes do filtro biológico percolador (R3) e decantador do sistema de pós - tratamento, durante o ensaio 1.

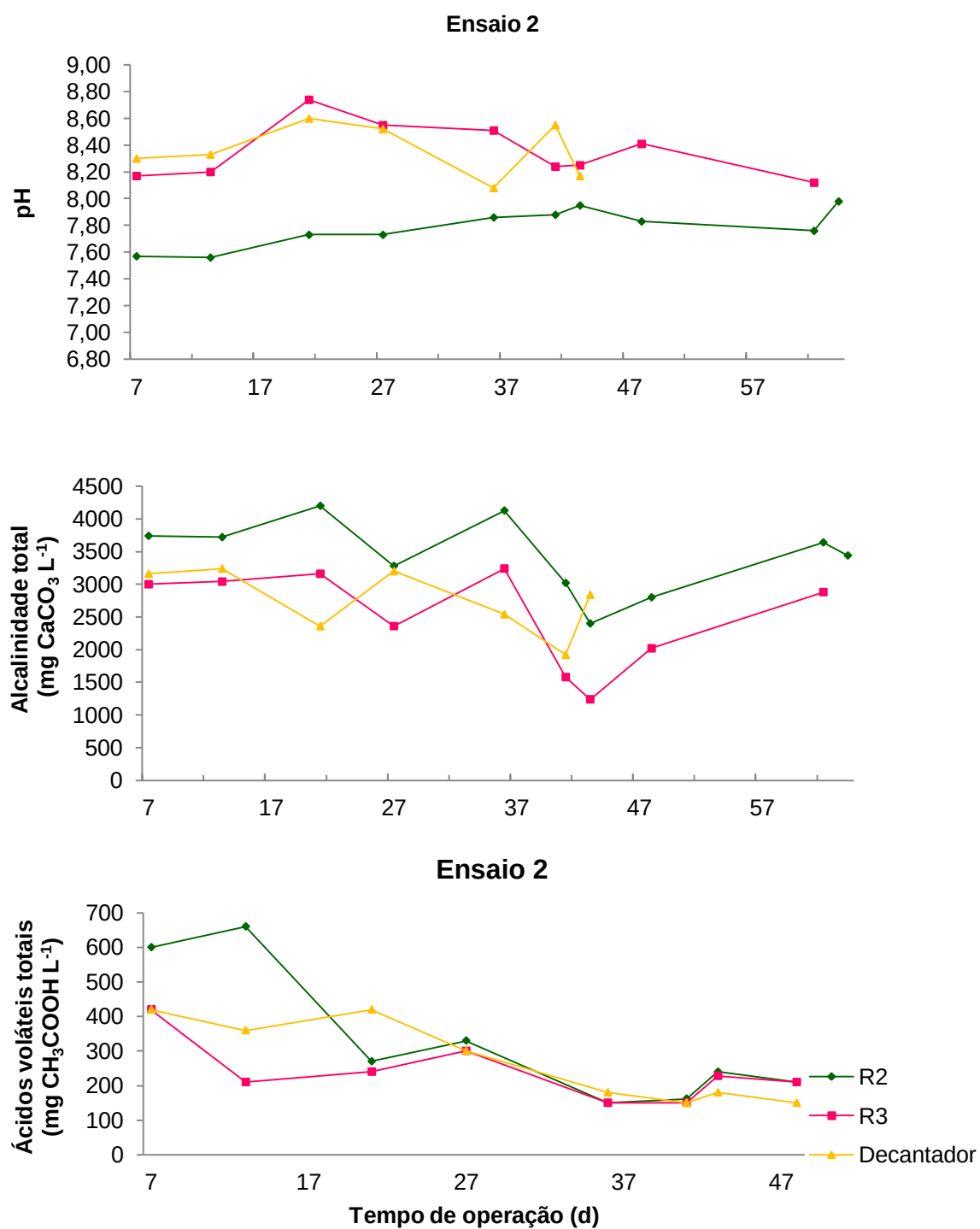


FIGURA 12G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis totais no afluente e efluentes do filtro biológico percolador (R3) e decantador no sistema de pós - tratamento, durante o ensaio 2.

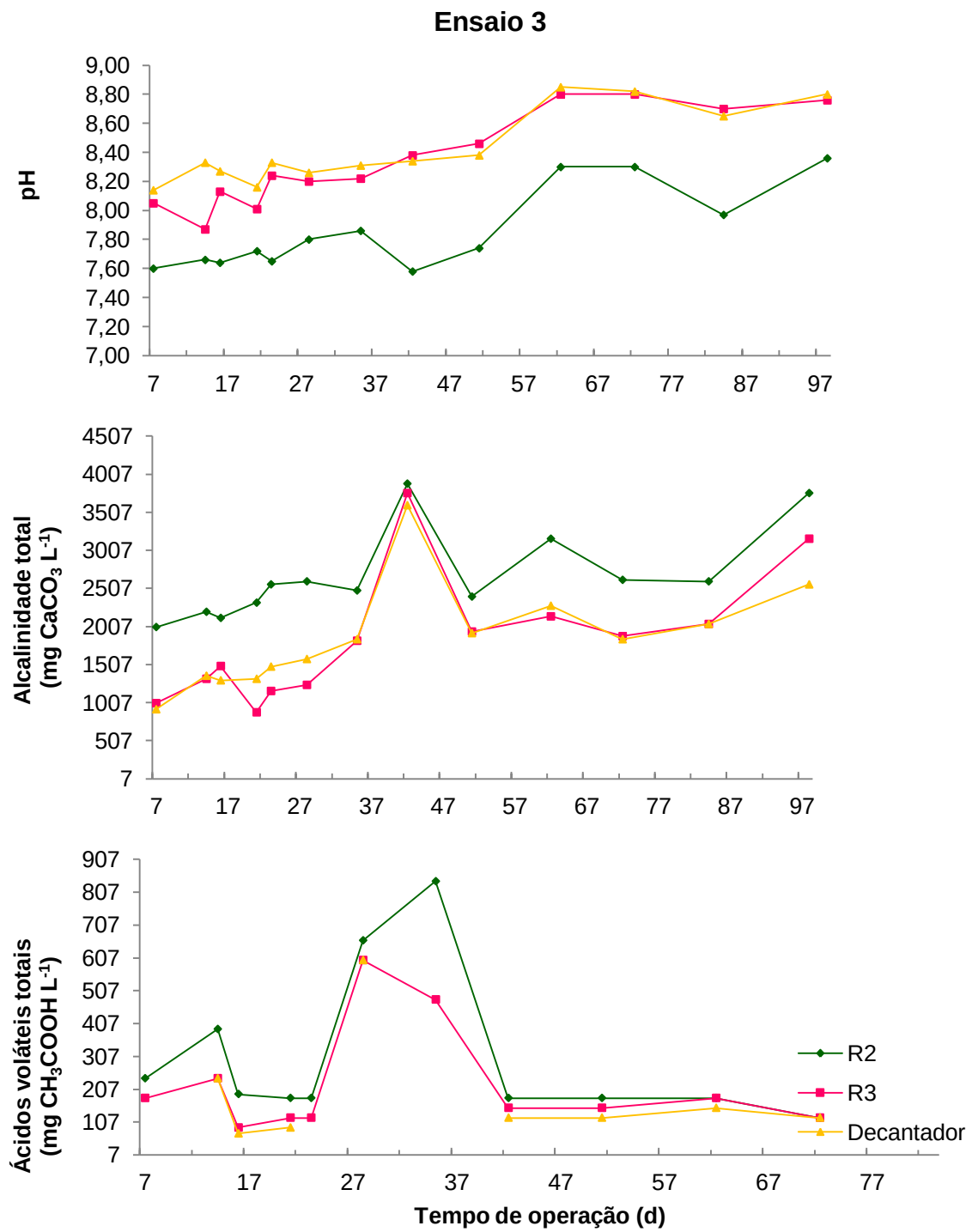


FIGURA 13G. Valores do pH, alcalinidade total, ácidos voláteis totais no afluente e efluentes do filtro biológico percolador (R3) e decantador no sistema de pós - tratamento, durante o ensaio 3.

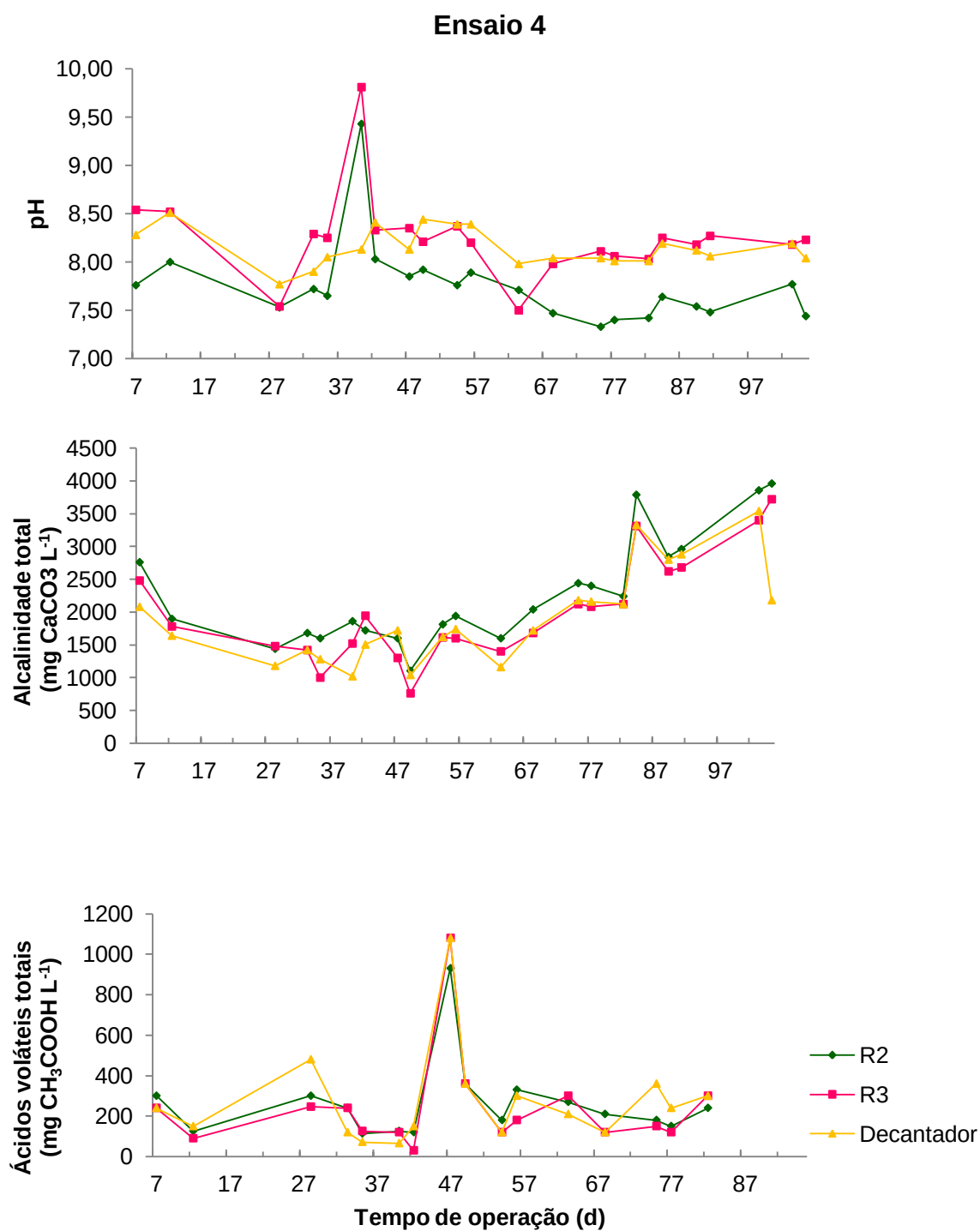


FIGURA 14G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis totais no afluente e efluentes do filtro biológico percolador (R3) e decantador no sistema de pós - tratamento, durante o ensaio 4.

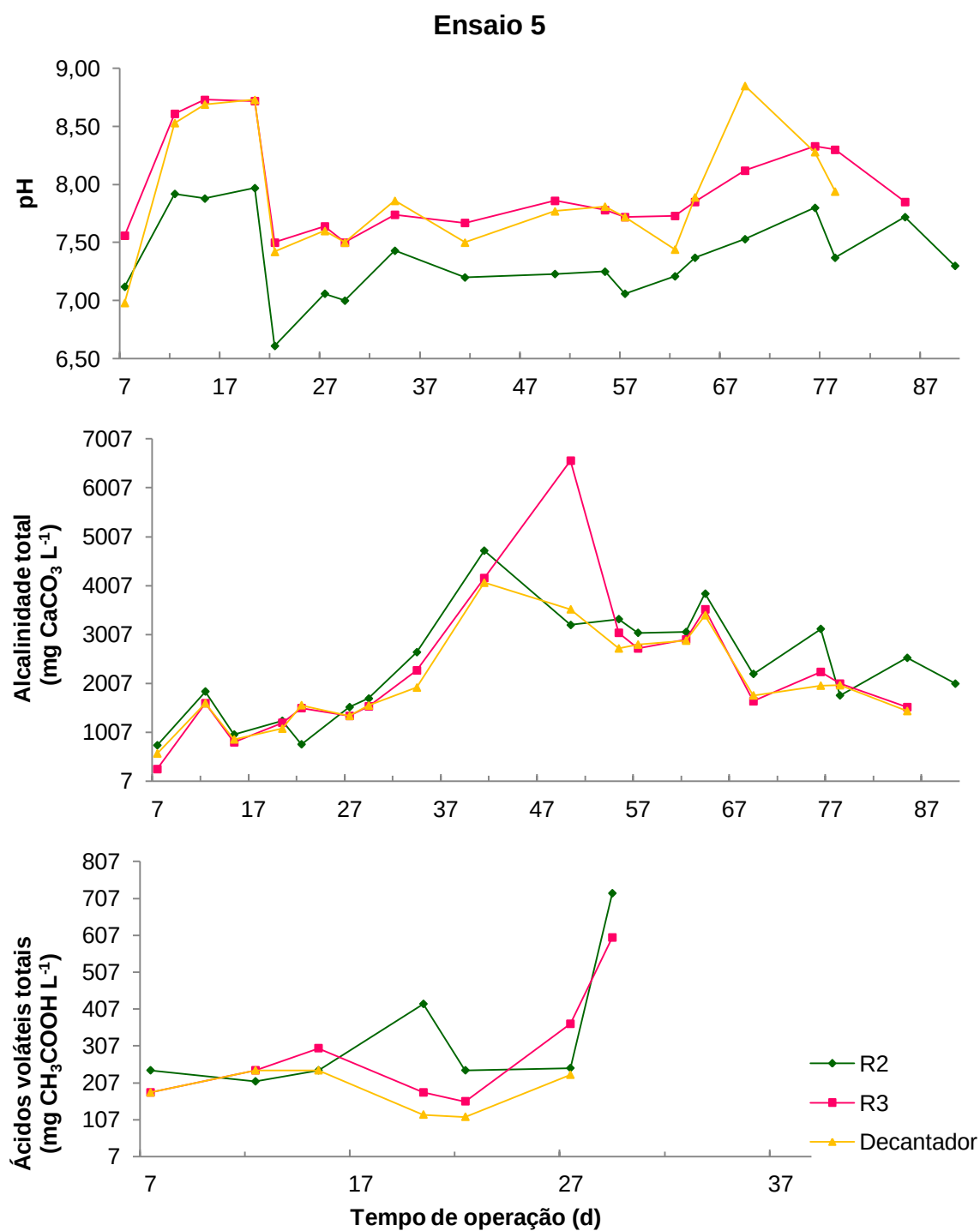


FIGURA 15G. Valores do pH, alcalinidade total e ácidos voláteis totais no afluente e efluentes do filtro biológico percolador (R3) e decantador no sistema de pós - tratamento, durante o ensaio 5.

APÊNDICE H
SÉRIE HISTÓRICA DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO

H.1 Série histórica da concentração de fósforo no sistema de tratamento I

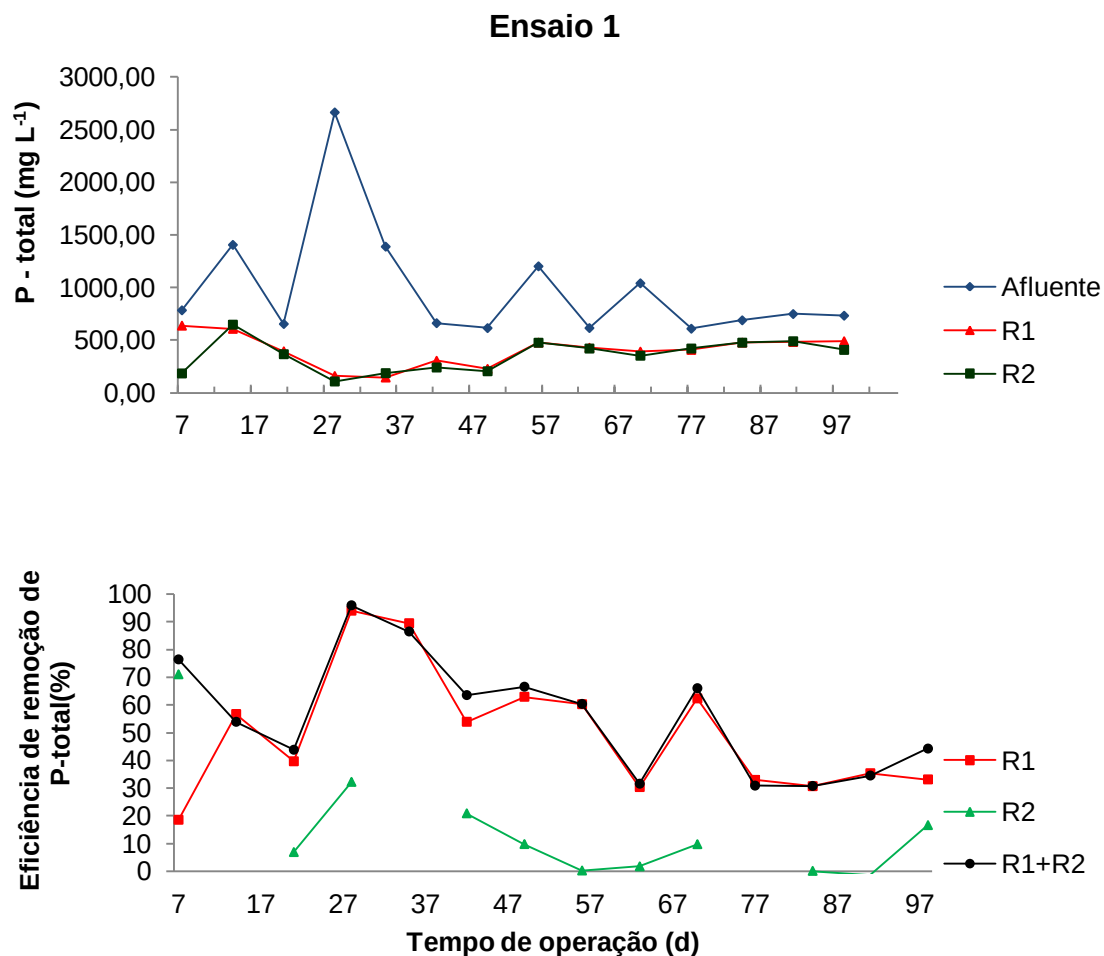


FIGURA 1H. Valores de P-total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 1.

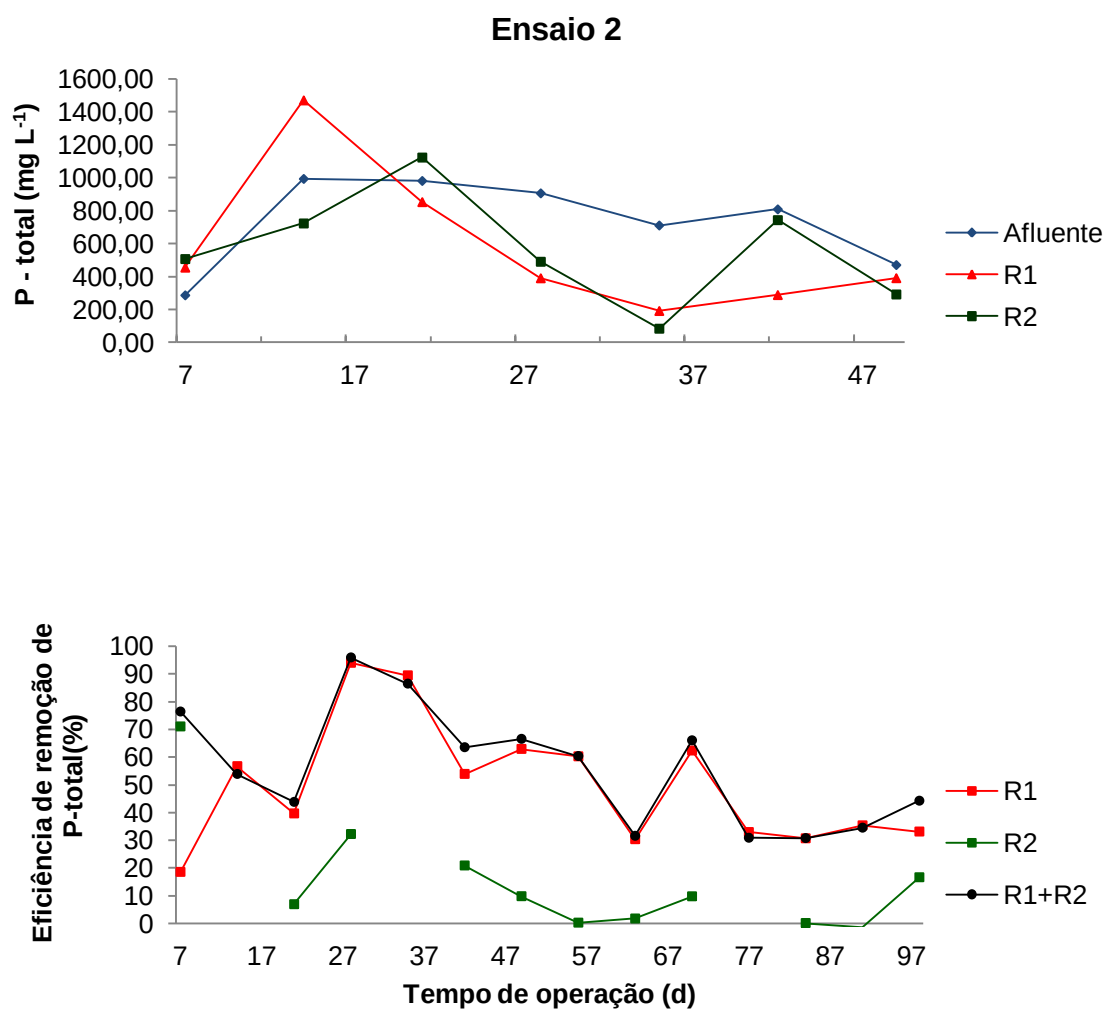


FIGURA 2H. Valores de P-total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 2.

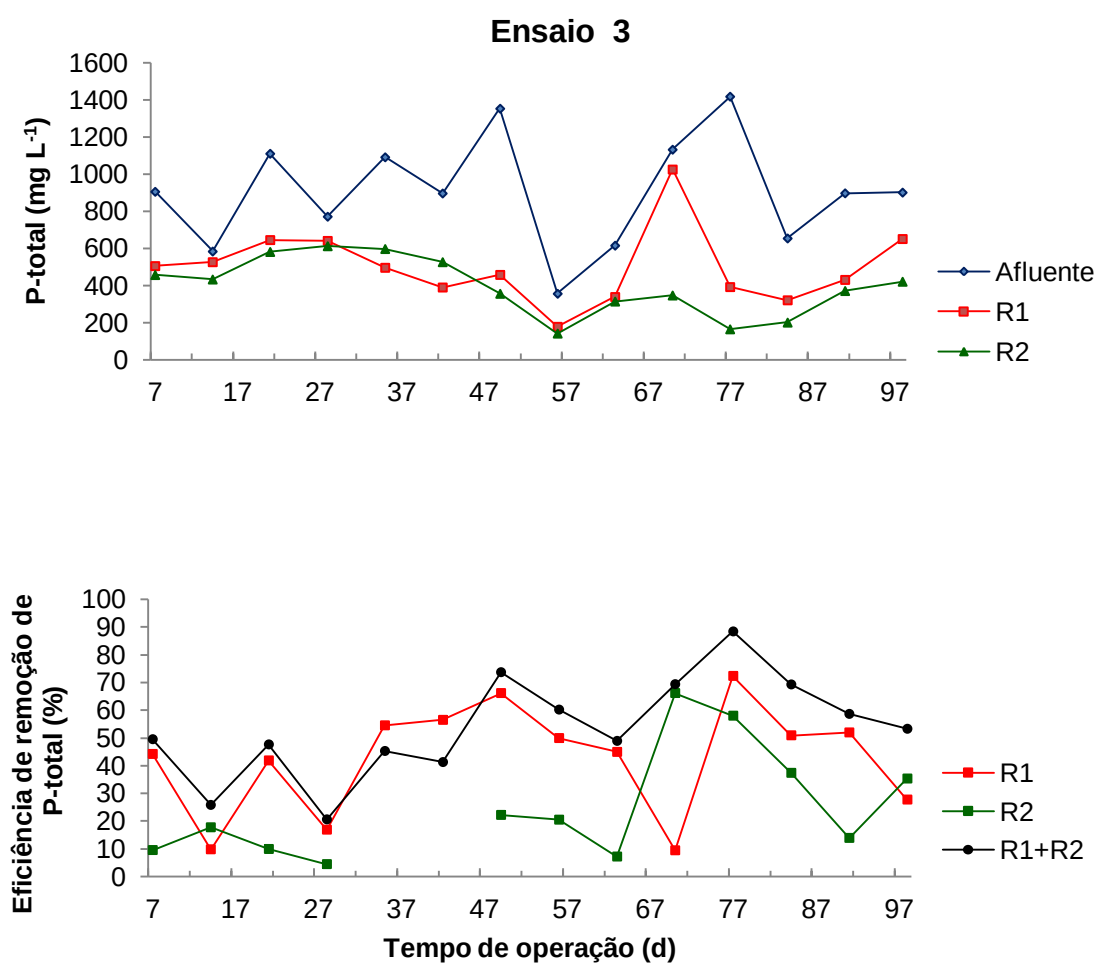


FIGURA 3H. Valores de P-total do afluentes e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 3.

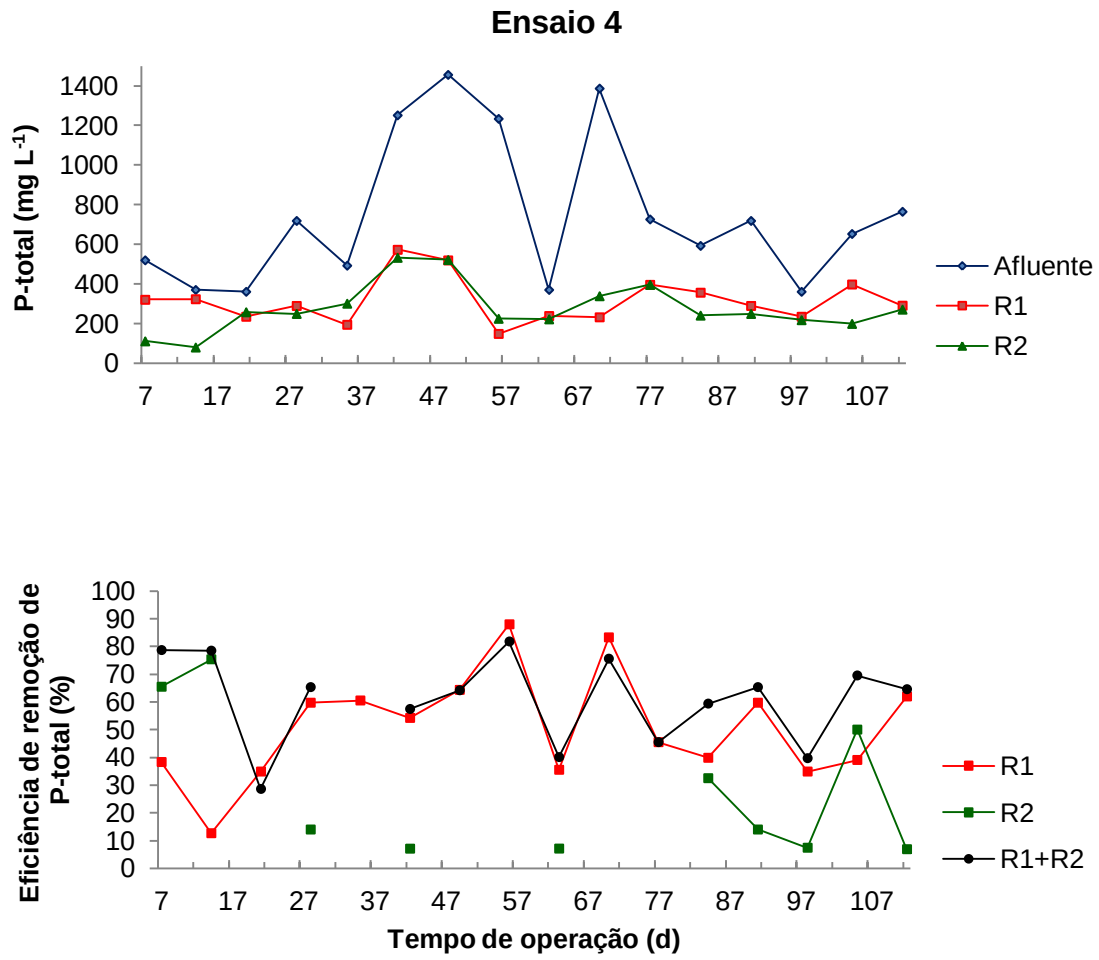


FIGURA 4H. Valores de P-total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 4.

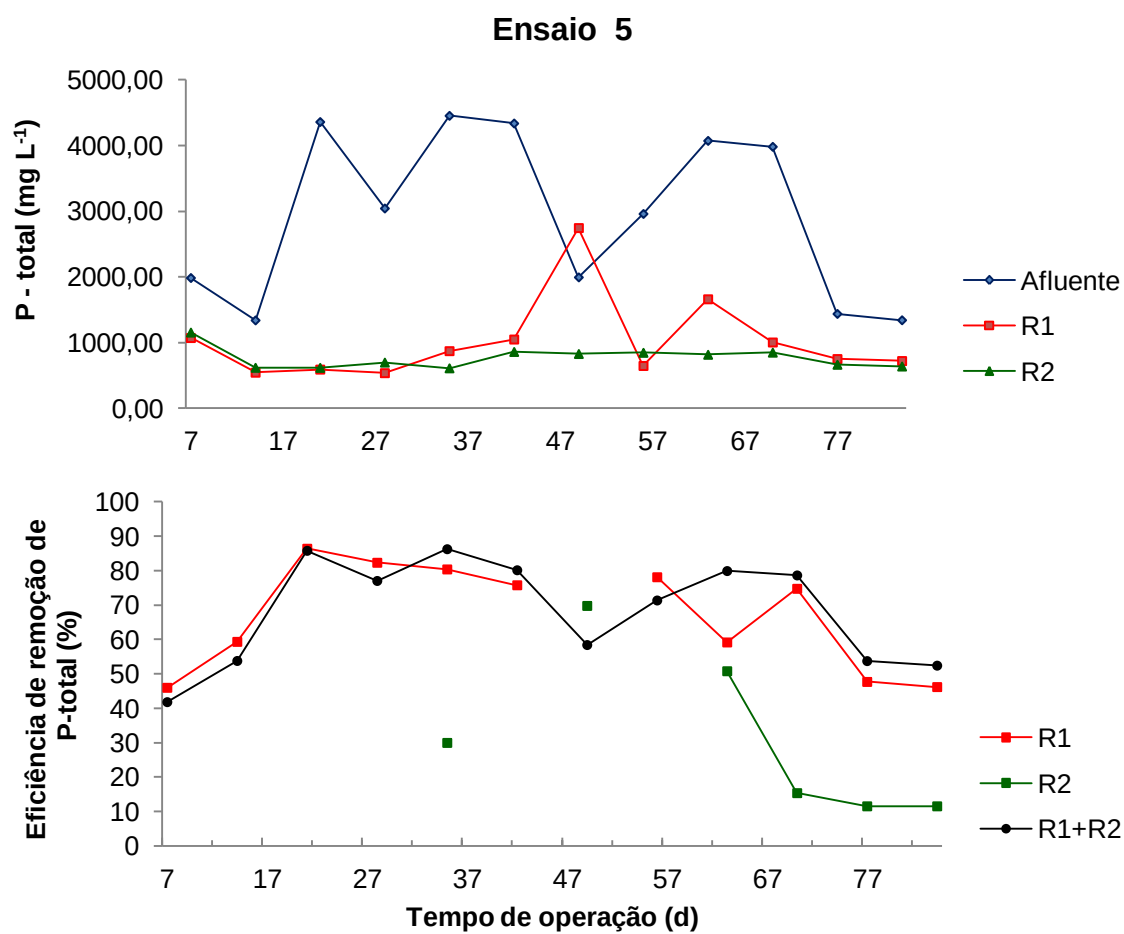


FIGURA 5H. Valores de P-total do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 5.

H.2 Série histórica da concentração de fósforo no sistema de tratamento II

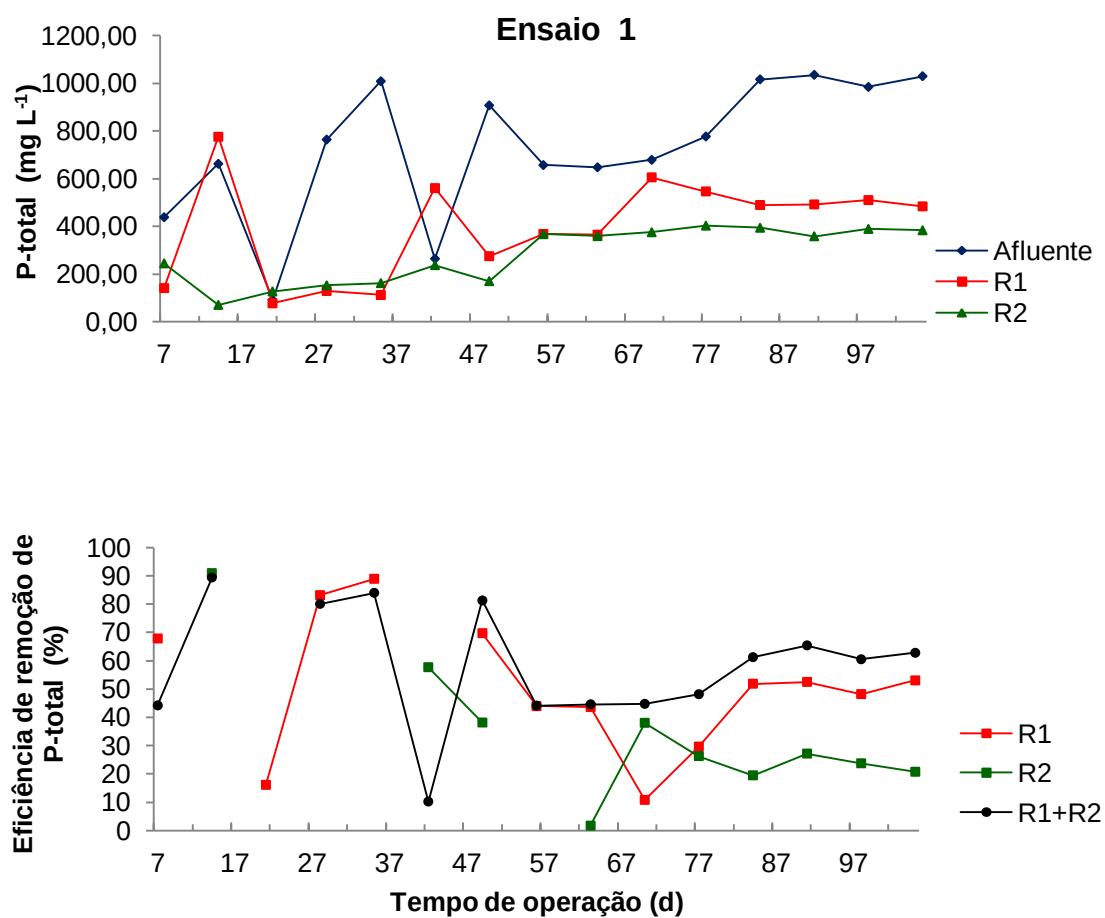


FIGURA 6H Valores de P-total do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 1.

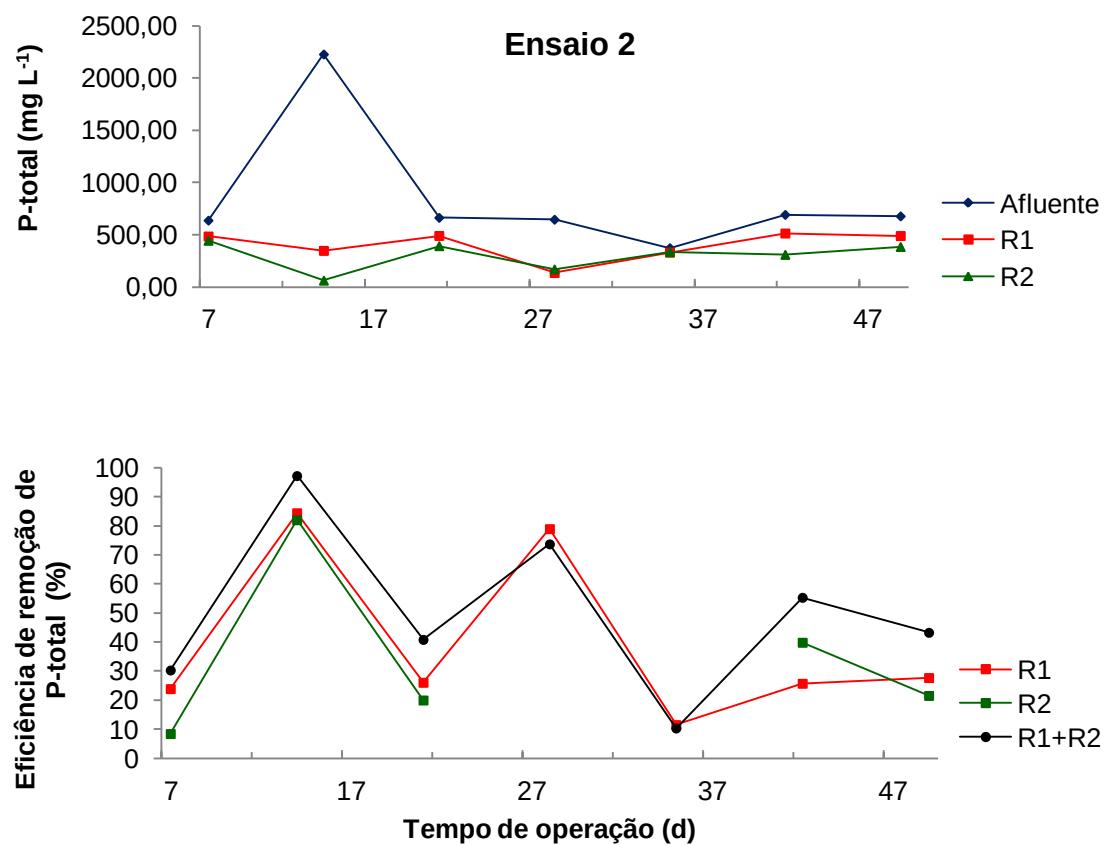


FIGURA 7H Valores de P-total do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 2.

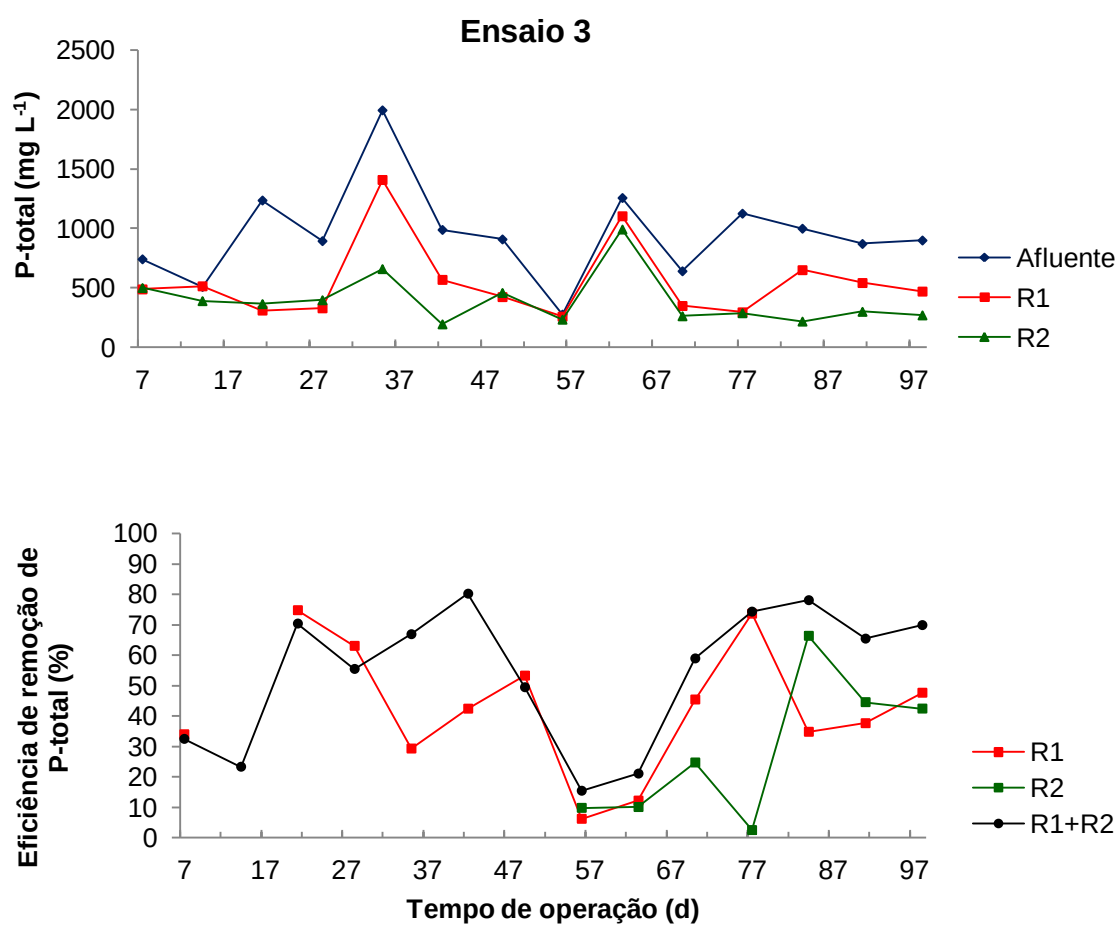


FIGURA 8H. Valores de P-total do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 3.

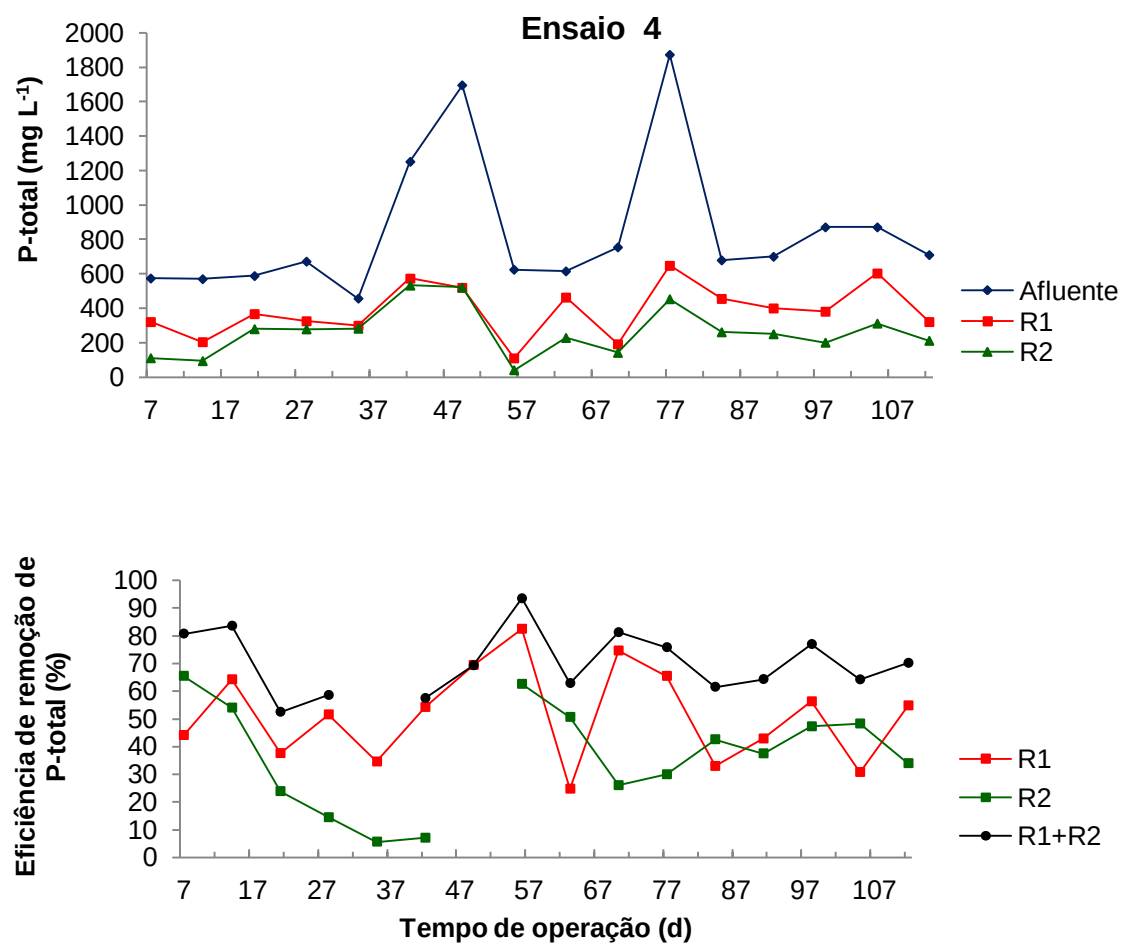


FIGURA 9H. Valores de P-total do afluyente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbico (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico II (R1+R2), durante o ensaio 4

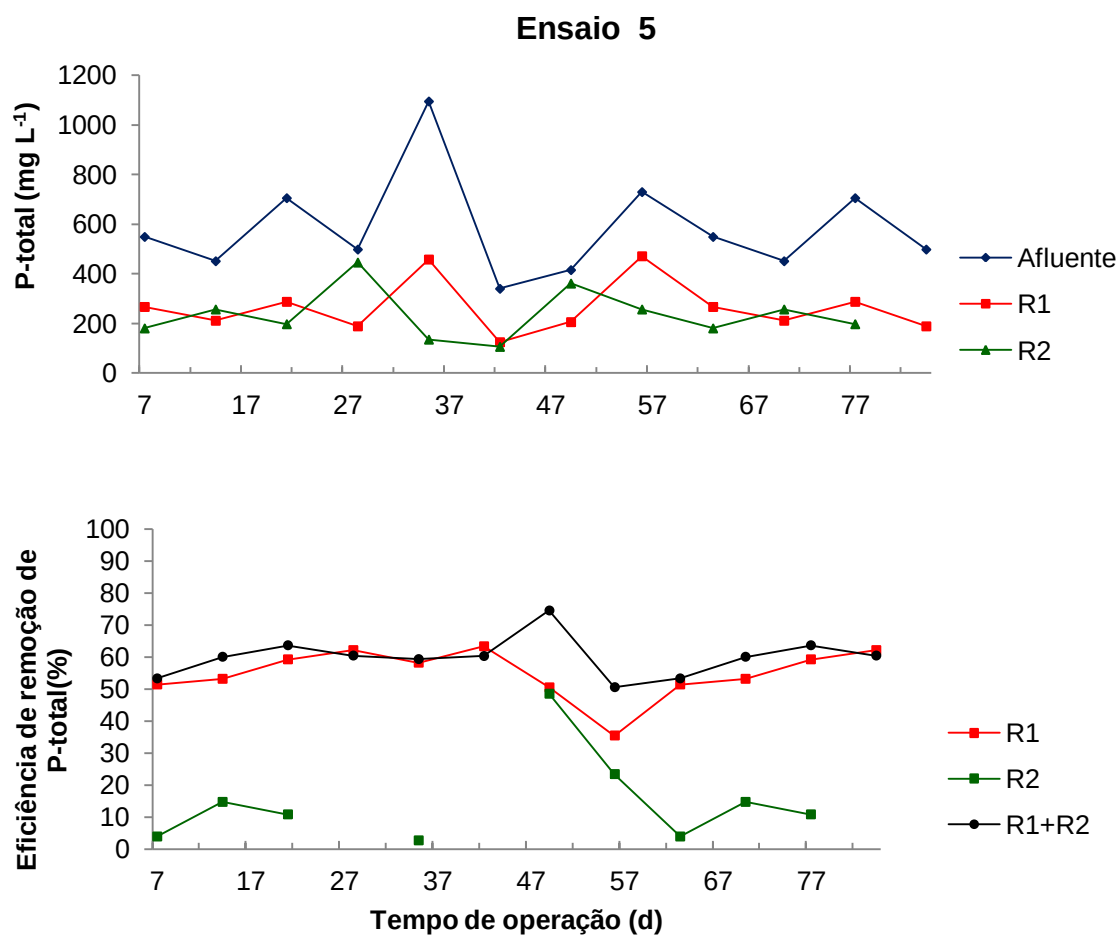


FIGURA 10H. Valores de P-total do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 5.

H.3 Série histórica da concentração de fósforo no sistema de pós tratamento

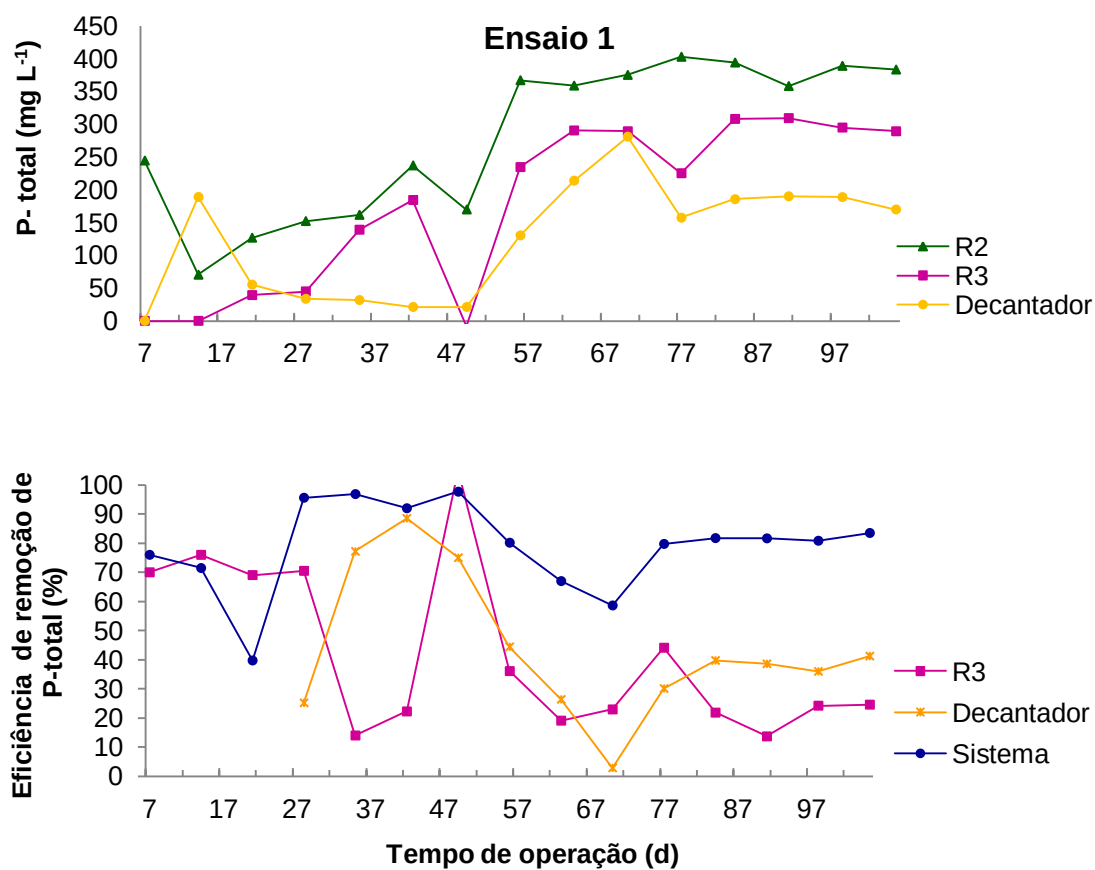


FIGURA 11H. Valores de P-total do afluente e efluente filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de P-total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 1.

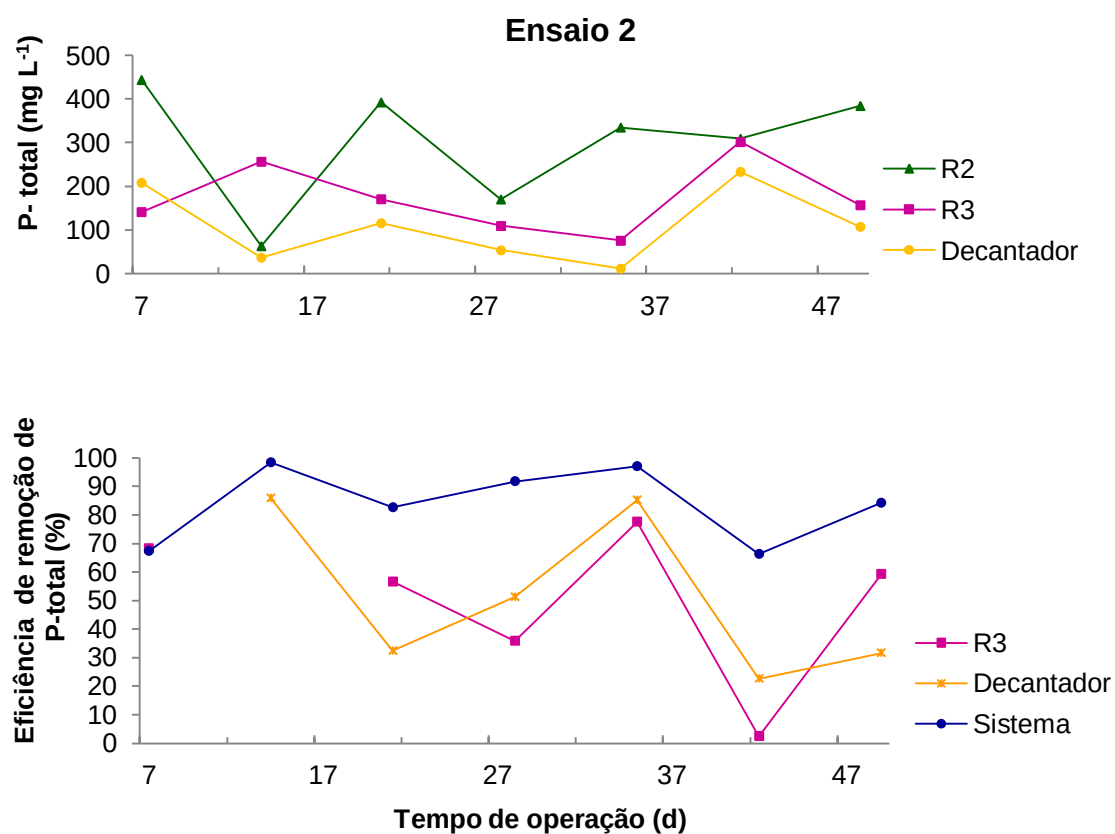


FIGURA 12H. Valores de P-total do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de P-total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 2.

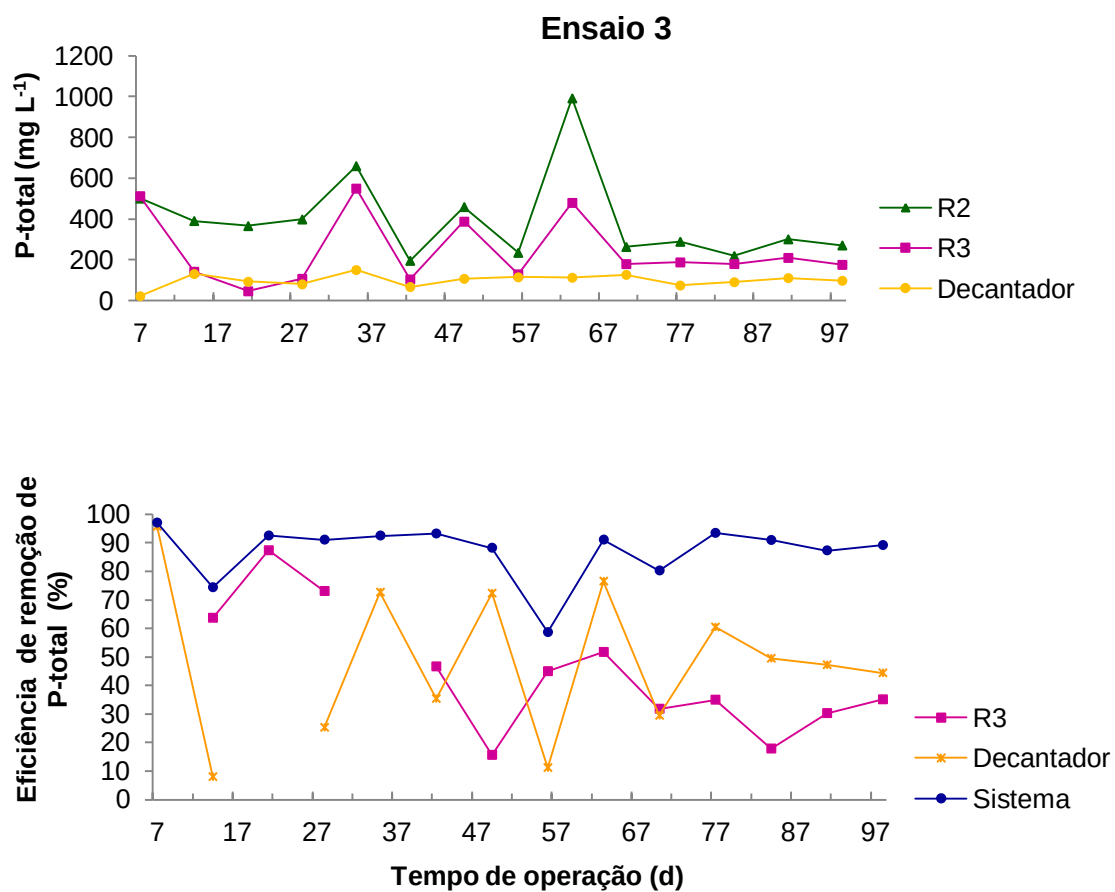


FIGURA 13H. Valores de P-total do afluente e efluente filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de P-total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 3

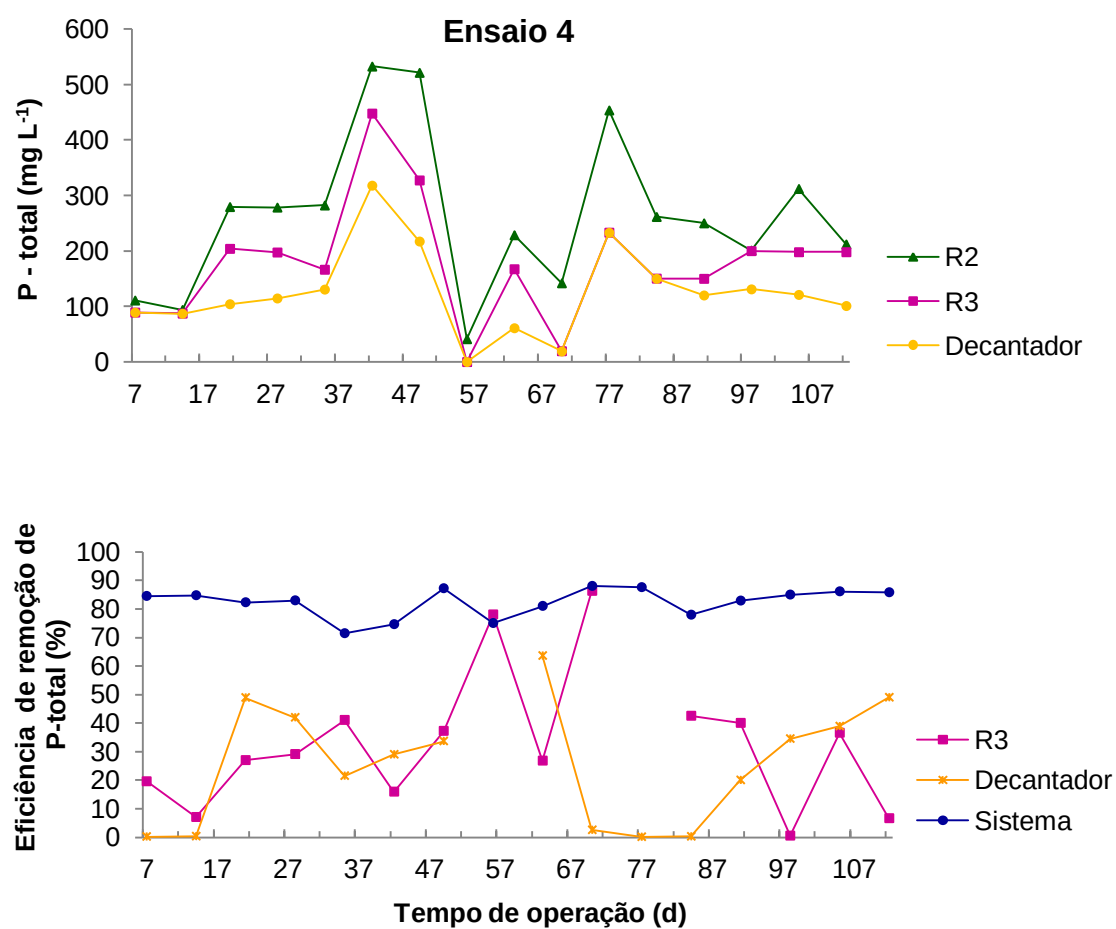


FIGURA 14H. Valores de P-total do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de P-total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 4.

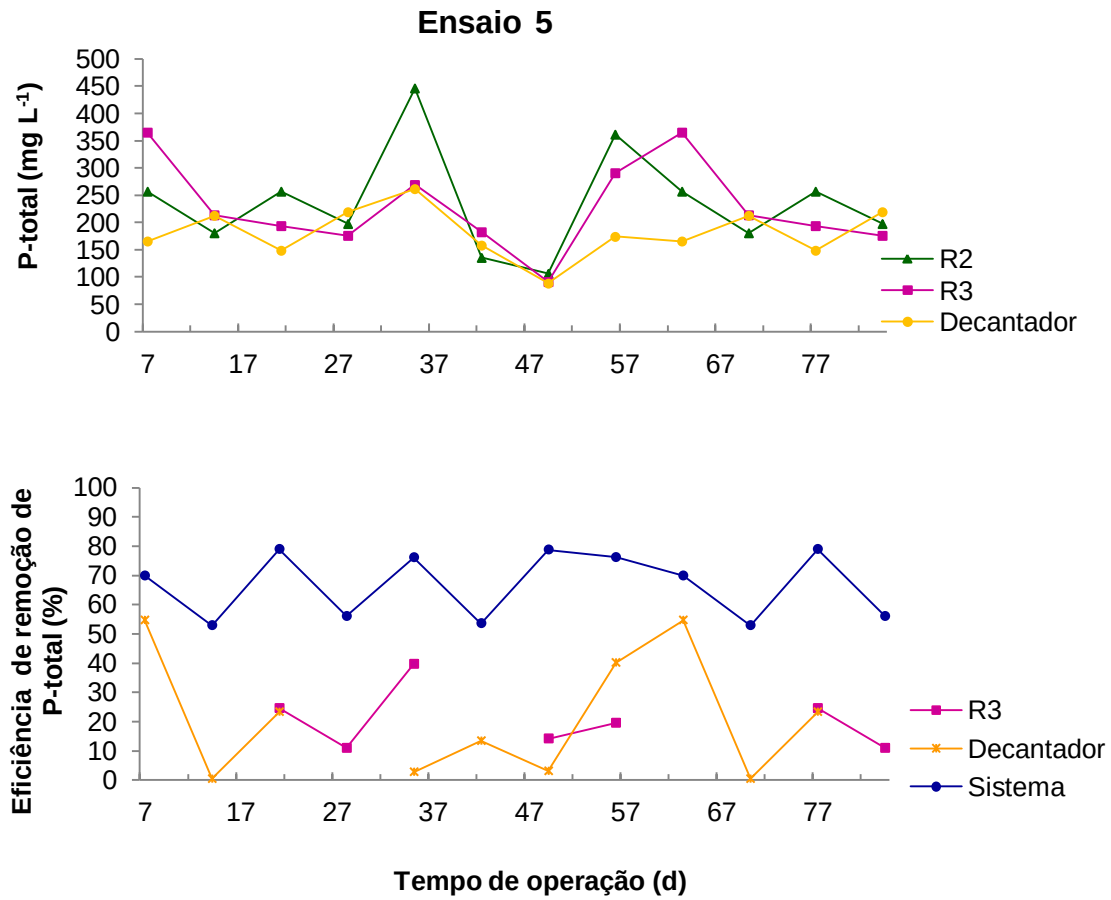


FIGURA 15H. Valores de P-total do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de P-total no R3, decantador, no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 5.

APÊNDICE I
SÉRIE HISTÓRICA DE NITROGÊNIO KJELDAHL (NK)

I.1 Série histórica da concentração de NK no sistema de tratamento anaeróbio I

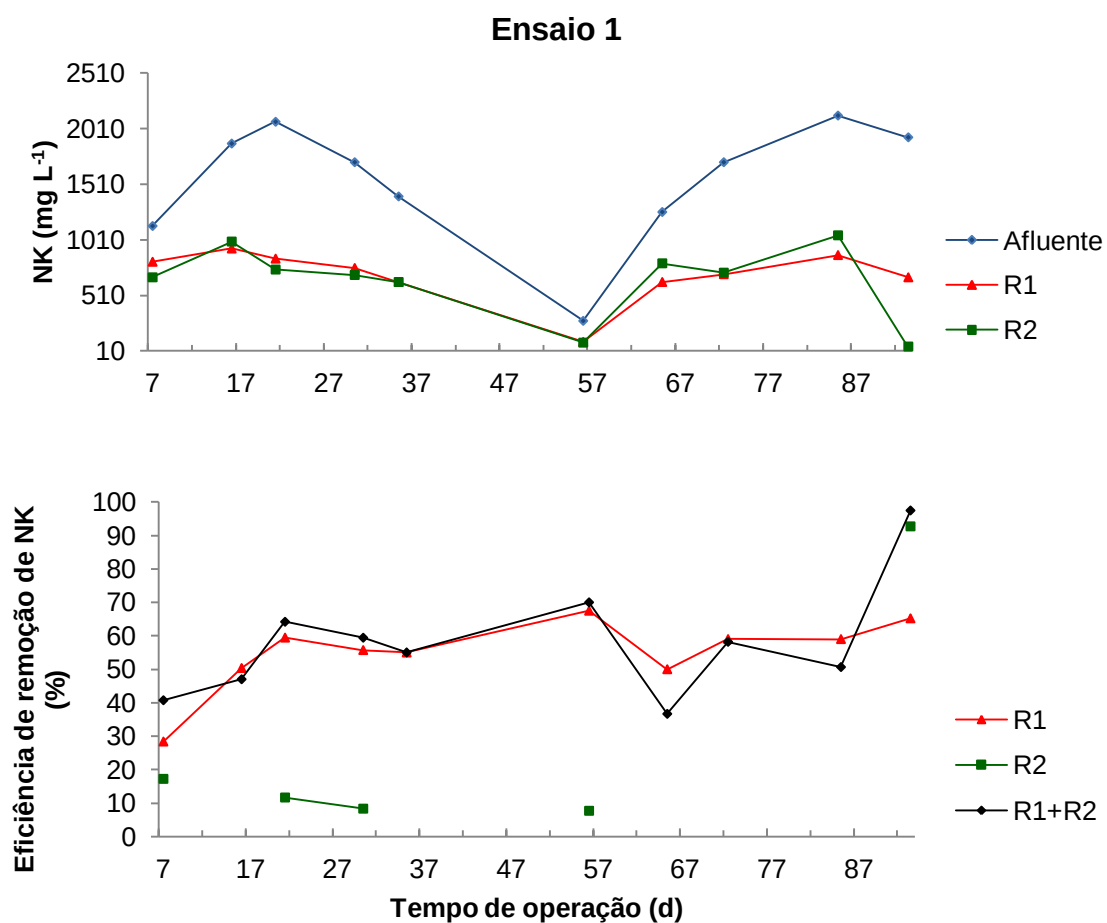


FIGURA 11. Valores de NK do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 1.

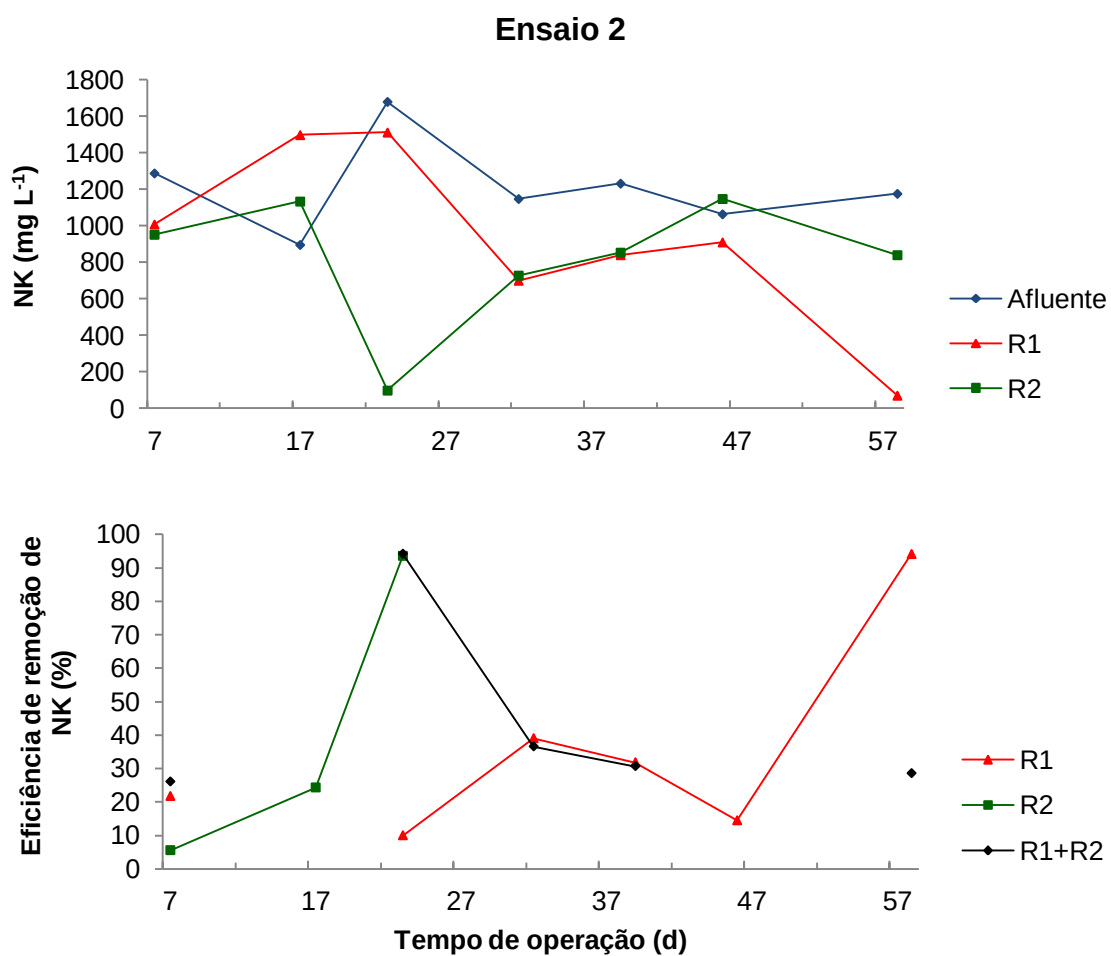


FIGURA 2I. Valores de NK do afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 2.

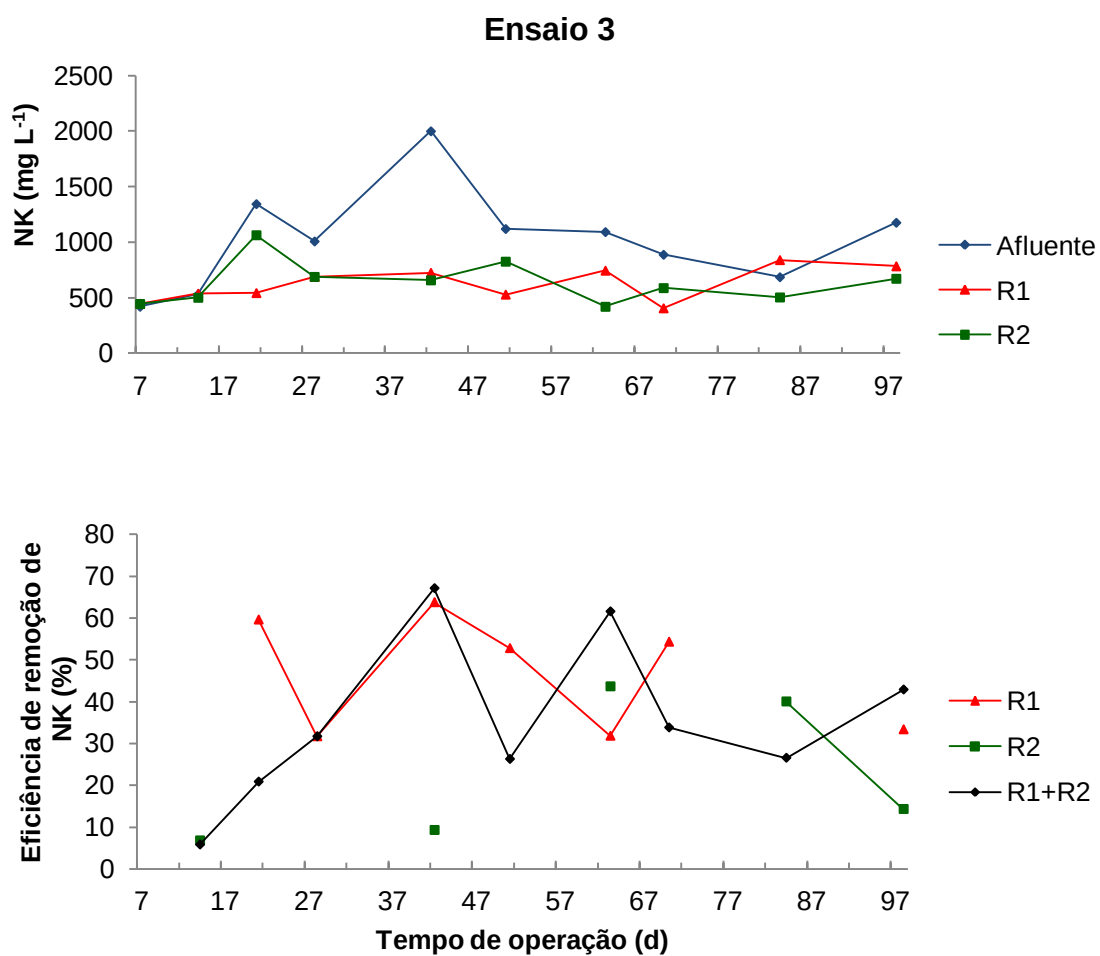


FIGURA 3I. Valores de NK do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 3.

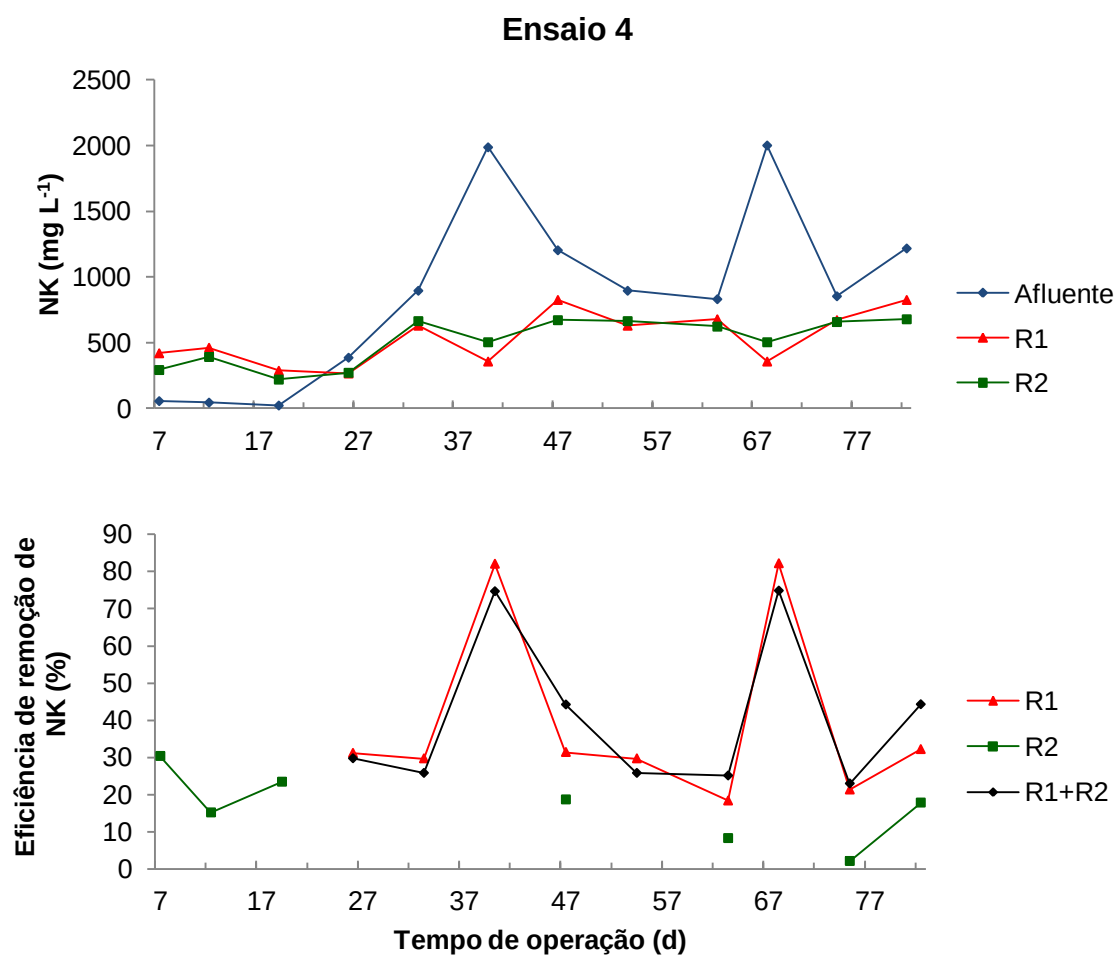


FIGURA 4I. Valores de NK do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 4.

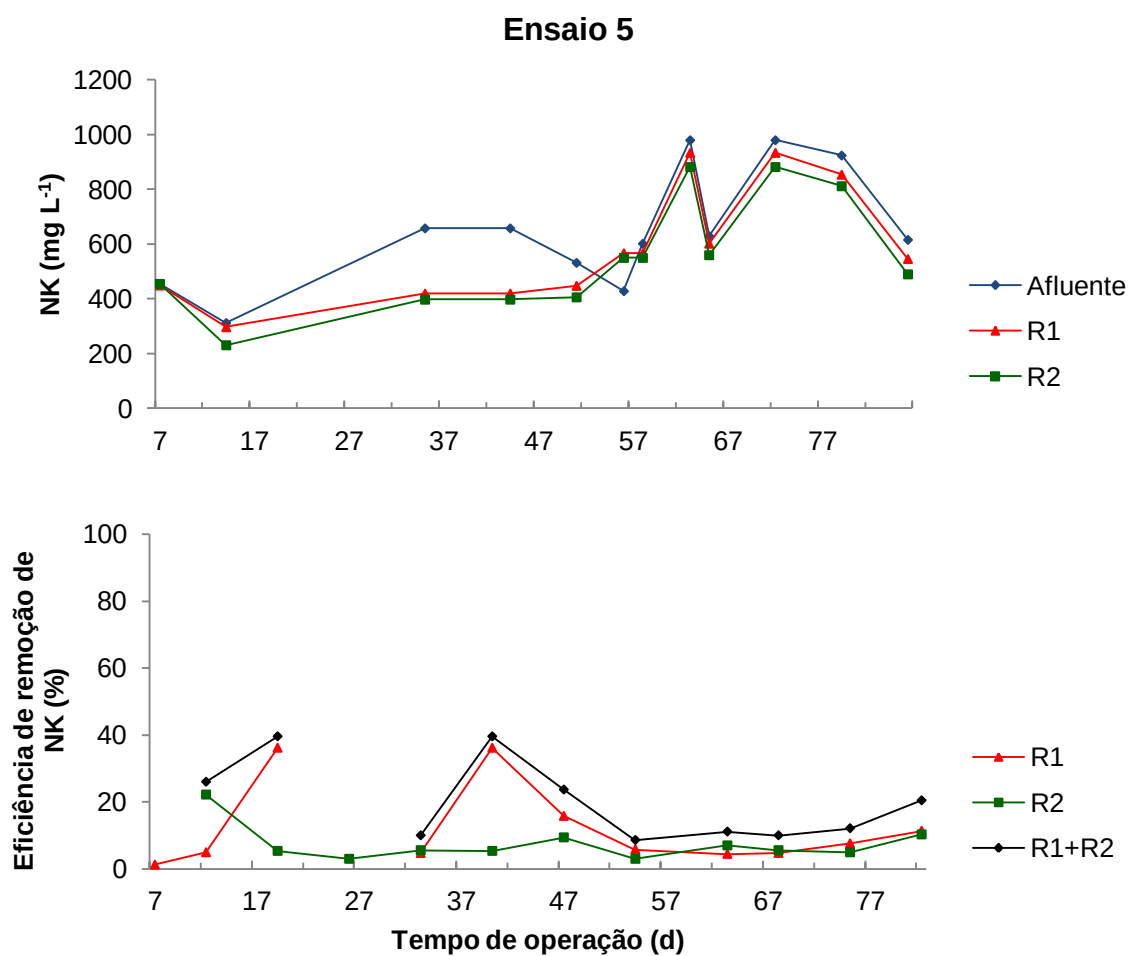


FIGURA 5I. Valores de NK do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio I (R1+R2), durante o ensaio 5.

I.2 Série histórica da concentração de NK no sistema de tratamento

anaeróbio II

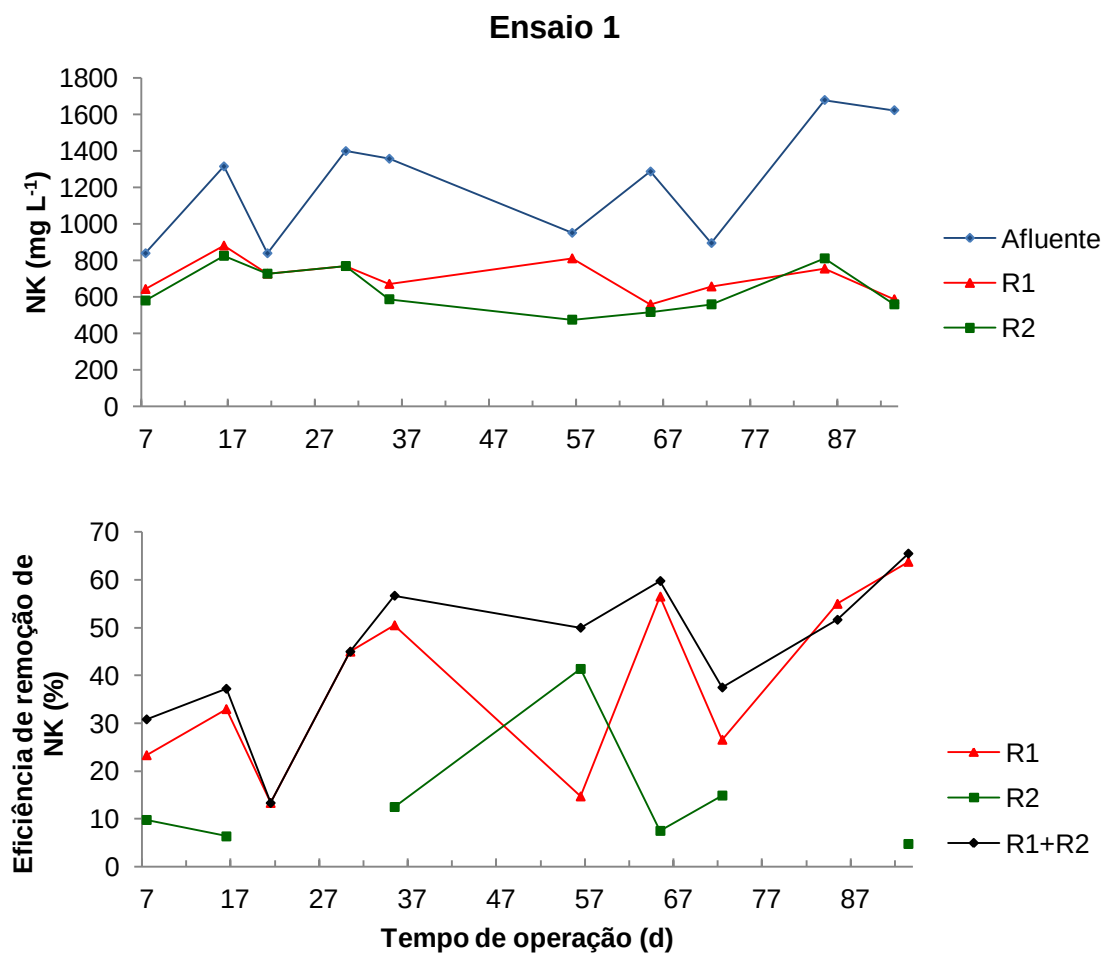


FIGURA 6I. Valores de NK do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 1

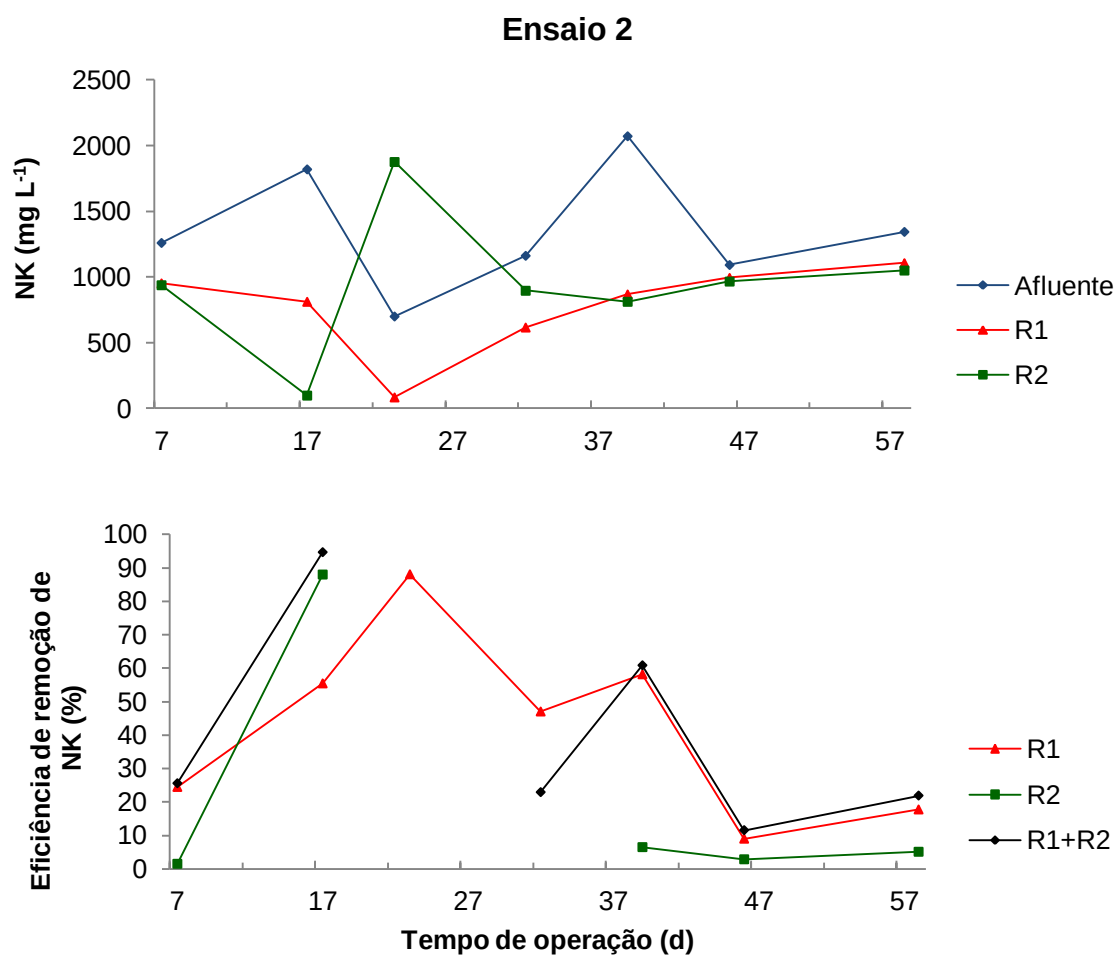


FIGURA 7I. Valores de NK do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 2.

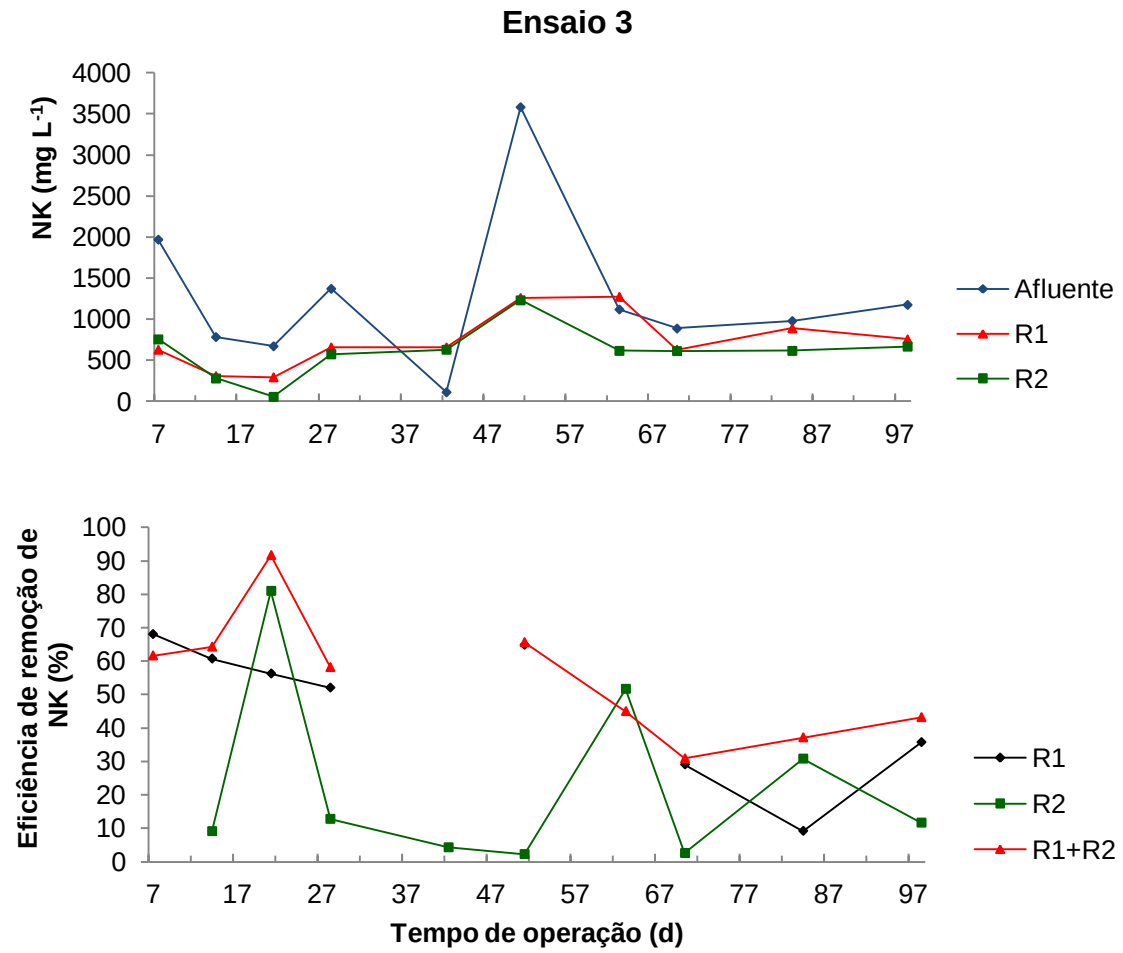


FIGURA 8I. Valores de NK do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 3.

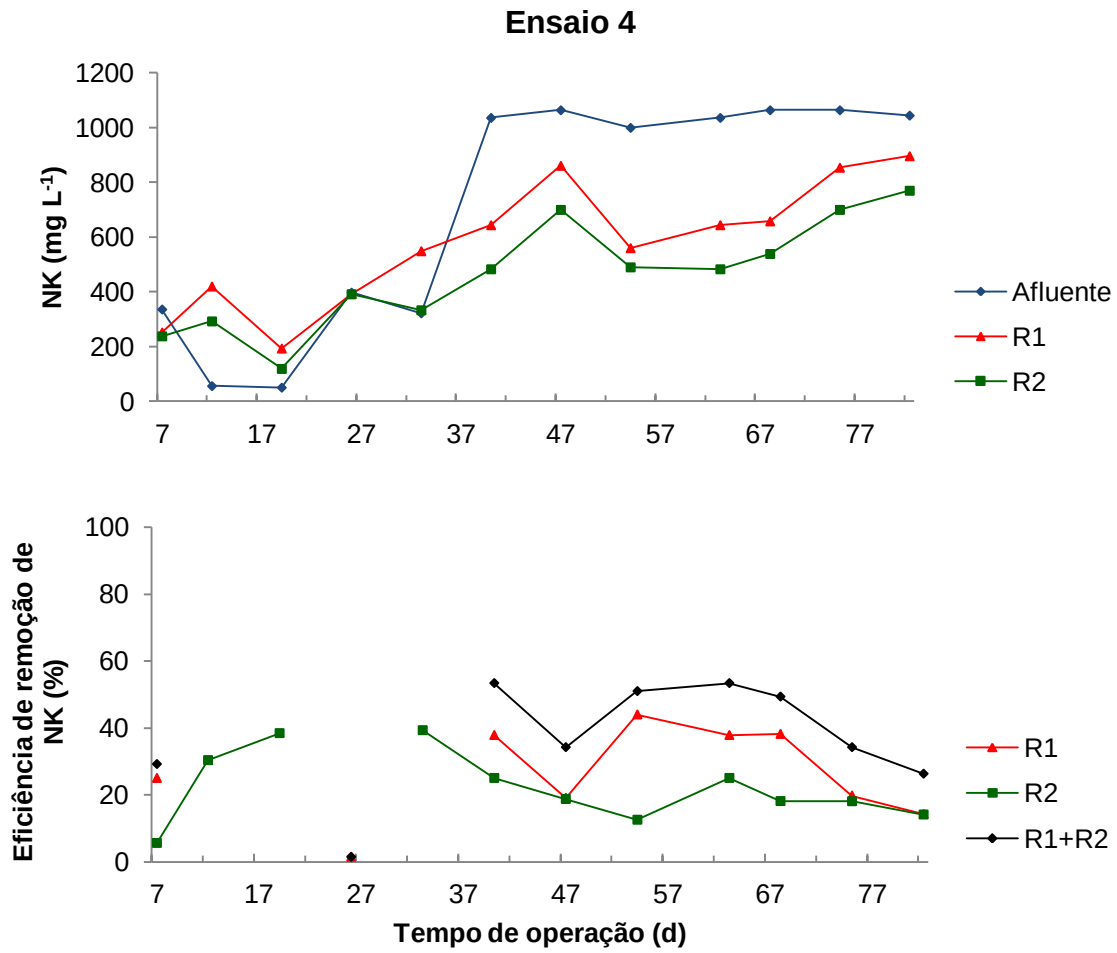


FIGURA 9I. Valores de NK do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 4.

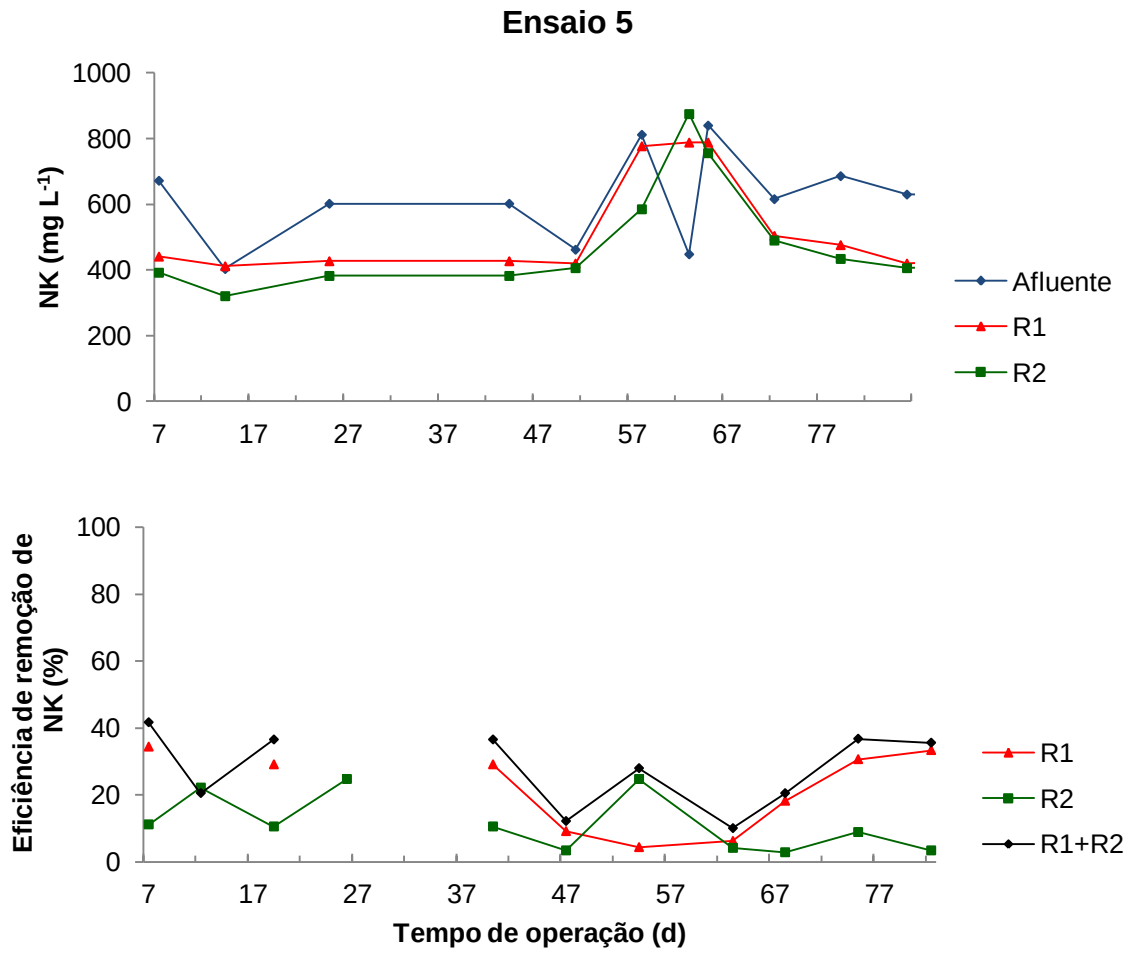


FIGURA 10I. Valores de NK do afluente e efluentes dos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 e R2), e eficiências de remoção de NK no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio II (R1+R2), durante o ensaio 5.

I.3 Série histórica da concentração de NK no sistema de pós-tratamento

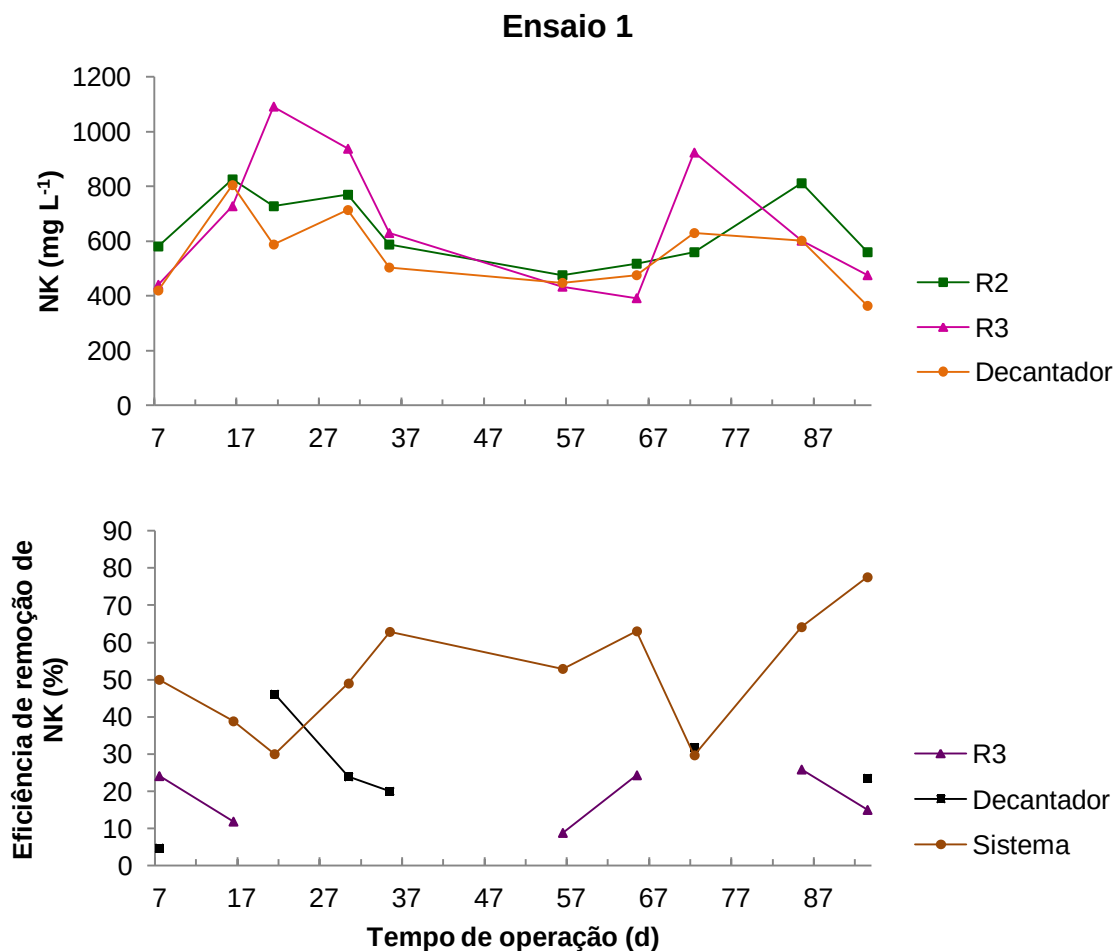


FIGURA 11I. Valores de NK do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de NK no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 1.

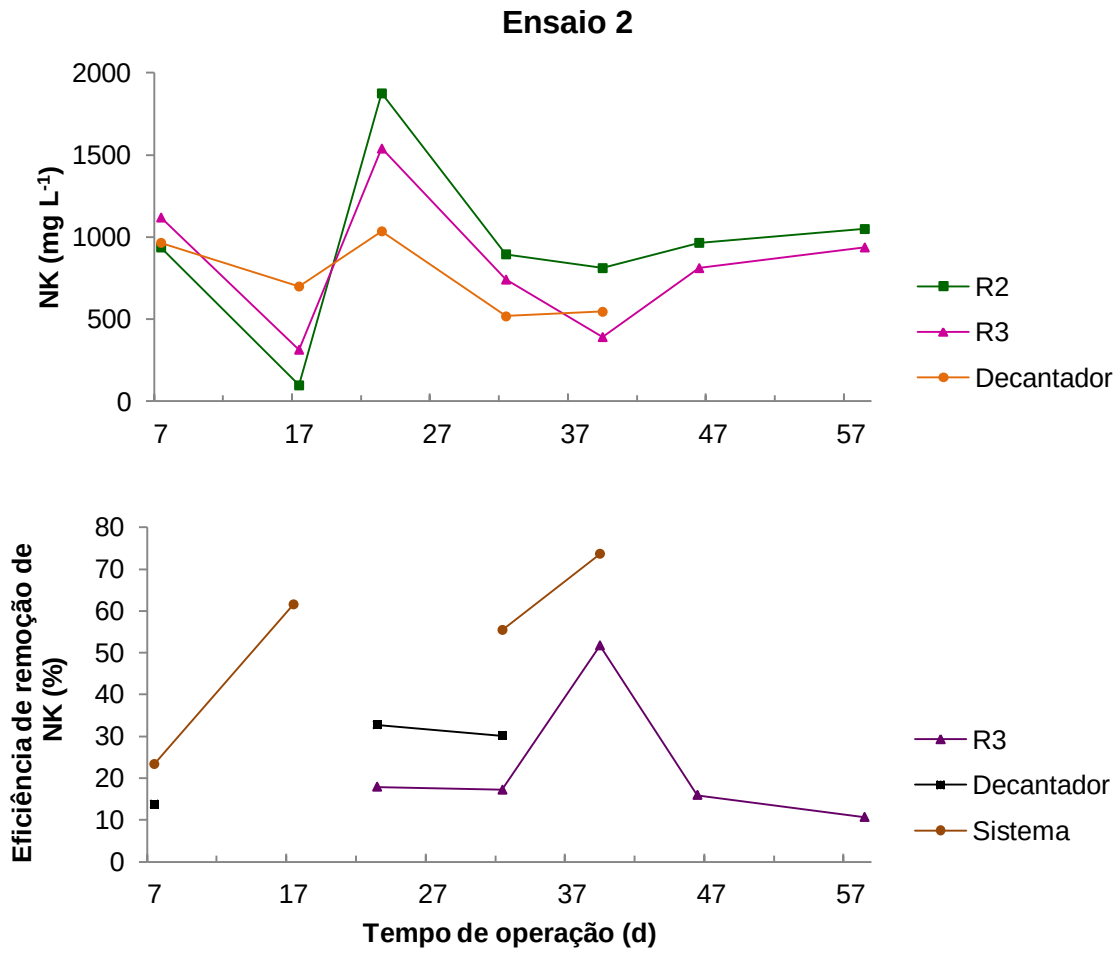


FIGURA 12I. Valores de NK do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de NK no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 2.

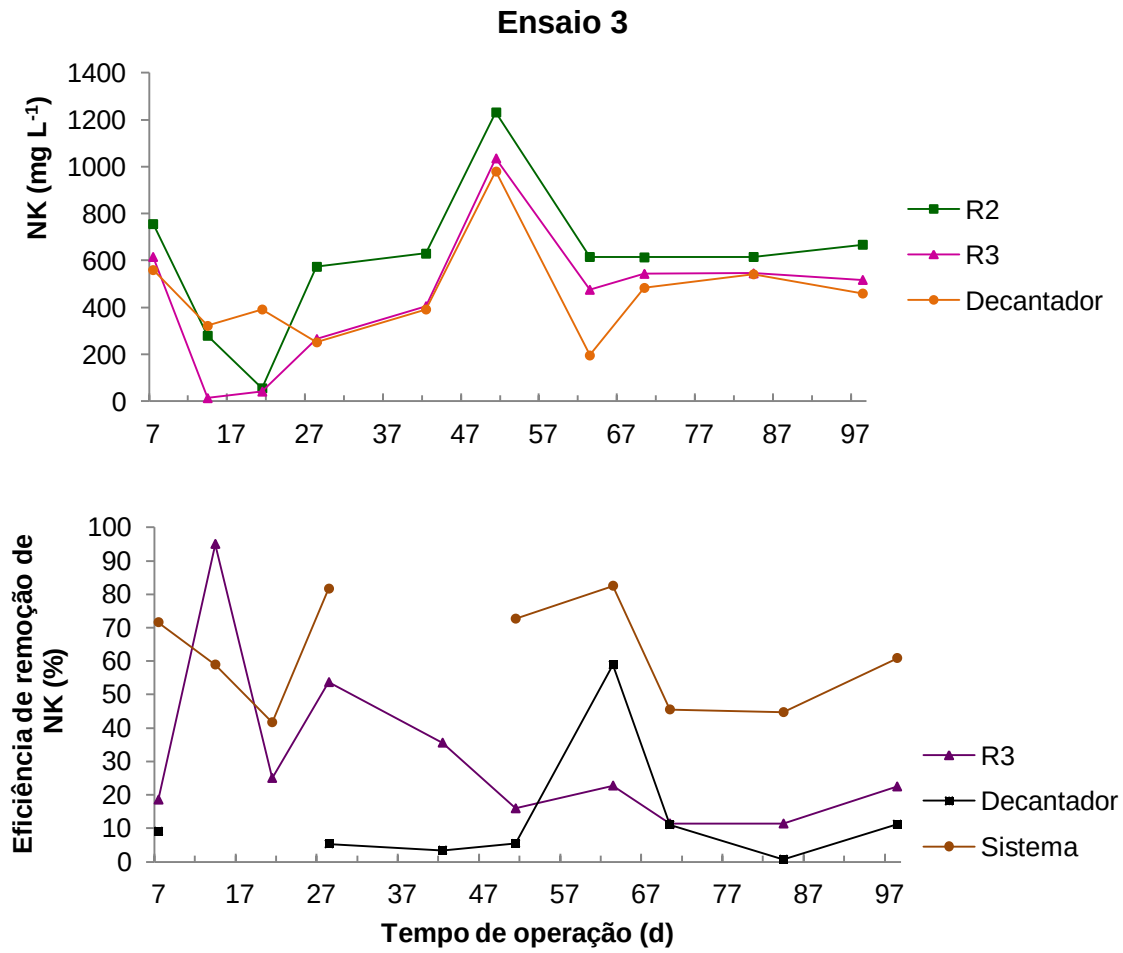


FIGURA 13I. Valores de NK do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de NK no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 3.

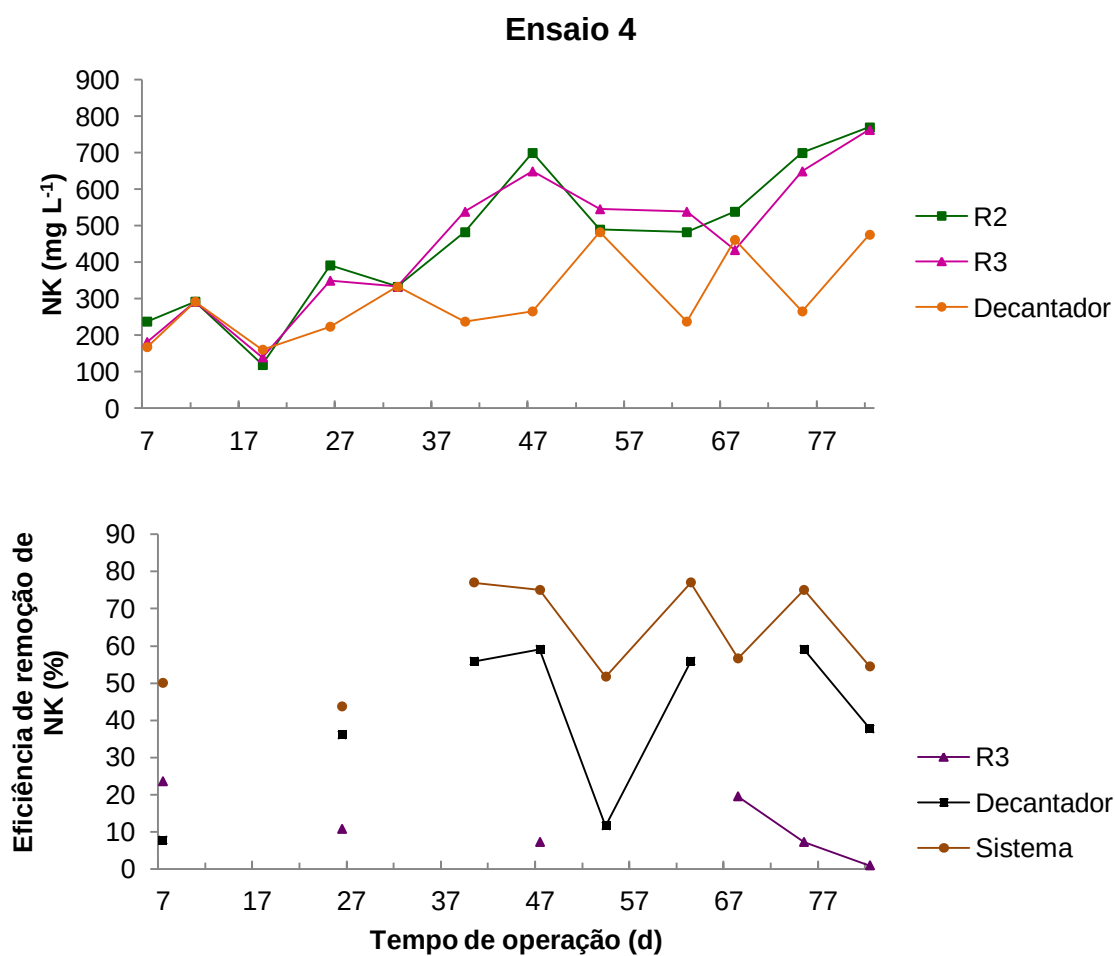


FIGURA 14I. Valores de NK do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de NK no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 4.

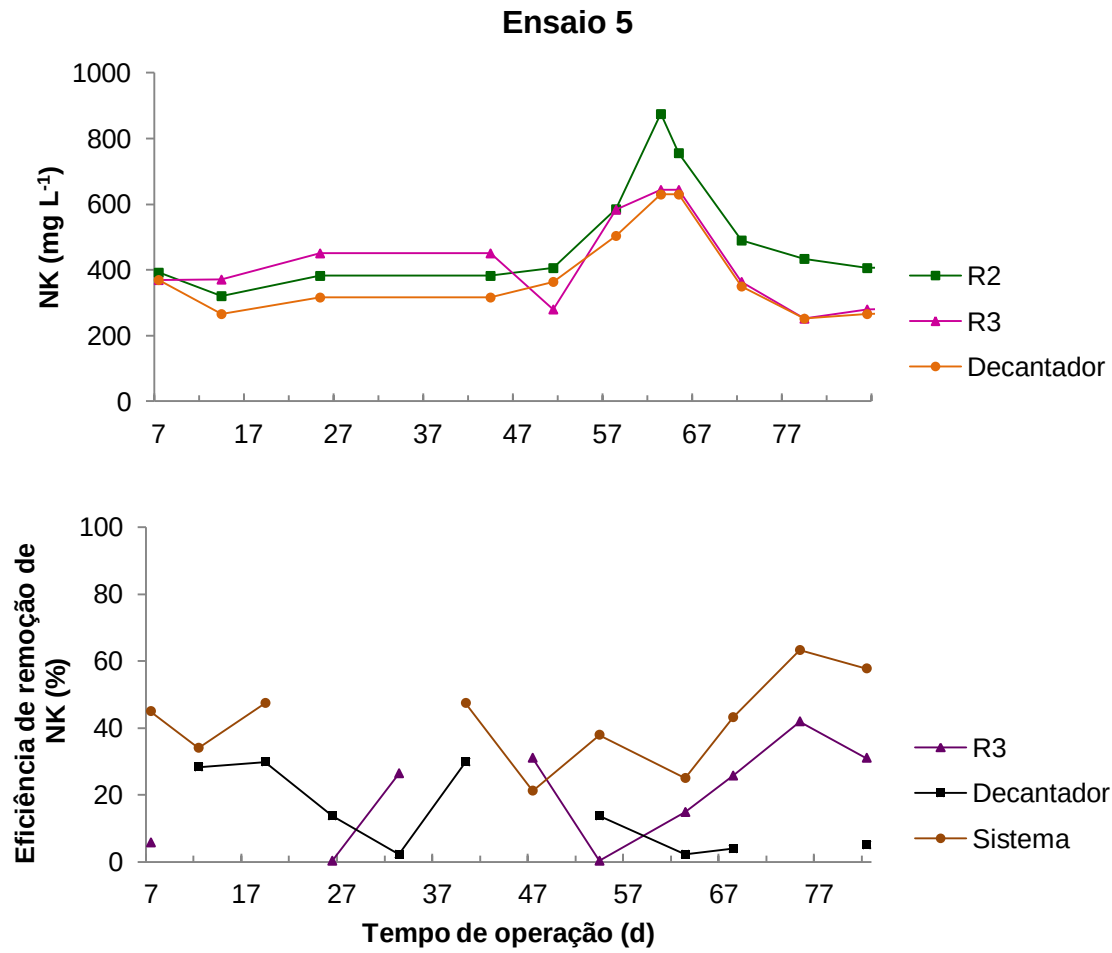


FIGURA 15I. Valores de NK do afluente e efluente do filtro biológico percolador (R3) e decantador e eficiências de remoção de NK no R3, decantador e no sistema de tratamento anaeróbico/aeróbio (R1+R2+R3+decantador), durante o ensaio 5.

TABELA 1J. Valores médios das concentrações de N, P e K no lodo dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I nos cinco ensaios

Nutrientes mg L ⁻¹	Ensaio	Reator UASB (R1)				Reator UASB (R2)			
		Distância da base (mm)				Distância da base (mm)			
		200	400	600	800	200	400	600	800
Nitrogênio (N)	1	43.120	57.890	56.420	54.050	46.620	56.140	55.020	55.440
	2	54.440	44.240	49.000	46.480	39.200	51.240	50.120	44.520
	3	45.620	44.520	44.240	51.800	45.360	45.360	47.320	34.440
	4	57.120	74.200	62.720	56.000	69.720	67.200	68.880	53.200
	5	52.640	51.520	49.840	49.840	45.920	45.528	49.056	48.384
Fósforo (P)	1	99.885	70.694	89.065	90.252	98.990	90.694	79.706	92.983
	2	91.401	65.412	67.220	59.762	97.823	66.843	59.009	76.335
	3	56.052	42.192	42.870	34.433	30.233	37.879	34.414	76.937
	4	100.591	47.992	35.299	53.698	66.354	52.757	61.043	66.316
	5	100.026	90.271	79.593	84.414	84.188	74.546	54.772	76.975
Potássio (K)	1	230	315	375	305	180	195	275	355
	2	435	1180	1760	1390	845	870	1010	515
	3	670	1824	1512	1512	1415	1470	1555	1595
	4	115	145	160	80	105	1290	130	95
	5	500	850	700	750	650	600	550	500

TABELA 2J. Valores médios das concentrações de N, P e K no lodo do reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II durante os cinco ensaios

Nutrientes (mg (Kg base seca) ⁻¹)	Ensaio	Reator UASB (R1)					Reator UASB (R2)				
		Distância da base (mm)					Distância da base (mm)				
		200	400	600	800	1000	200	400	600	800	1000
Nitrogênio (N)	1	47.180	60.480	46.620	45.780	46.480	32.480	44.380	45.500	43.540	43.960
	2	31.080	51.520	45.920	27.440	30.240	26.600	24.360	21.000	43.400	43.400
	3	32.480	53.480	15.680	26.600	44.240	33.600	43.400	45.080	39.480	42.000
	4	58.240	30.240	72.800	75.320	72.240	64.120	67.200	103.040	61.600	61.320
	5	50.680	59.080	54.320	55.720	52.920	46.956	49.784	50.400	51.520	54.404
Fósforo (P)	1	99.556	71.891	82.672	86.976	85.620	93.746	86.250	85.950	43.548	64.631
	2	89.009	81.156	66.957	66.787	71.250	82.832	65.808	46.069	45.186	34.414
	3	88.633	86.542	89.405	69.593	76.028	91.928	85.111	44.885	77.995	82.286
	4	82.249	49.763	49.951	42.644	45.469	51.137	42.475	45.977	45.036	36.750
	5	98.689	97.898	88.991	80.836	85.111	98.049	68.953	79.160	81.495	72.738
Potássio (K)	1	161	209	362	345	367	157	227	145	145	275
	2	455	1105	2000	2110	1660	1055	500	1165	2025	1655
	3	500	1500	1750	1850	1480	1070	1235	1325	1045	1465
	4	105	115	115	130	135	140	125	130	120	105
	5	450	705	705	600	600	530	465	425	530	440

TABELA 3J. Valores médios das concentrações de Ca, Mg e Na no lodo dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I nos cinco ensaios

Nutrientes mg L ⁻¹	Ensaio	Reator UASB (R1)				Reator UASB (R2)			
		Distância da base (mm)				Distância da base (mm)			
		200	400	600	800	200	400	600	800
Cálcio (Ca)	1	8750	1800	1850	1900	5250	1850	1550	1900
	2	14900	4500	4400	4000	18000	3550	3050	4400
	3	10250	3400	3350	2700	38900	3600	3450	3800
	4	2400	1050	900	1000	850	1200	2250	850
	5	6875	3460	3512	3770	3705	3250	2550	2950
Magnésio (Mg)	1	115	160	110	100	110	95	175	115
	2	785	735	765	655	550	450	635	1000
	3	355	335	355	320	310	270	260	335
	4	700	550	625	345	3575	690	640	615
	5	495	535	570	560	3050	545	470	575
Sódio (Na)	1	219,9	470,4	529,9	445,7	252,5	307,0	341,7	430,8
	2	124,0	383,8	562,1	433,3	212,9	235,2	269,9	614,1
	3	175,8	302,1	368,9	183,2	188,1	227,8	314,4	302,1
	4	232,8	617,7	230,0	264,8	220,0	240,0	320,0	180,0
	5	151,1	317,0	267,4	262,5	222,9	237,7	153,5	292,2

TABELA 4J. Valores médios das concentrações de Ca, Mg e Na no lodo do reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II durante os cinco ensaios

Nutrientes (mg (Kg base seca) ⁻¹)	Ensaio	Reator UASB (R1)					Filtro anaeróbio (R2)				
		Distância da base (mm)					Distância da base (mm)				
		200	400	600	800	1000	200	400	600	800	1000
Cálcio (Ca)	1	4305	1650	1550	1455	1695	5325	3135	1910	1250	1630
	2	13065	4935	4125	3735	2865	10105	3025	4315	3635	4000
	3	20170	4105	3610	3970	3900	10645	6950	4105	2500	3600
	4	810	850	800	755	980	865	835	790	665	945
	5	6960	3535	3575	3975	3745	7850	4200	3470	3400	2930
Magnésio (Mg)	1	305	315	310	345	380	1040	365	355	230	365
	2	915	715	860	840	930	3310	435	695	775	860
	3	755	540	655	715	705	875	655	590	590	670
	4	145	145	140	120	150	105	155	80	100	85
	5	495	440	585	500	620	535	560	525	540	505
Sódio (Na)	1	198,1	293,9	385,0	525,0	505,0	250,0	245,0	270,0	235,0	170
	2	441,0	621,7	639,6	620,0	572,5	565,0	525,0	647,5	605,0	665,0
	3	128,8	191,5	329,7	415,0	400,0	285,0	155,2	270,0	152,5	352,5
	4	416,3	705,9	324,8	355,0	460,0	310,0	255,0	335,0	310,0	295,0
	5	133,7	144,3	182,4	125,0	232,5	175,0	232,5	120,0	190,0	215,0

TABELA 5J. Valores médios das concentrações de Cu, Zn, Mn e Fe no lodo dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbio I nos cinco ensaios

Nutrientes mg L ⁻¹	Ensaio	Reator UASB (R1)				Reator UASB (R2)			
		Distância da base (mm)				Distância da base (mm)			
		200	400	600	800	200	400	600	800
Cobre (Cu)	1	297,0	515,0	584,0	495,0	420,0	435,0	510,0	579,0
	2	76,0	163,0	123,0	208,0	146,0	158,0	170,0	188,0
	3	66,0	163,0	188,0	158,0	143,0	170,0	198,0	195,0
	4	222,0	428,0	324,0	275,0	335,0	455,0	220,0	280,0
	5	161,0	210,0	212,0	185,0	252,0	227,0	168,0	193,0
Zinco (Zn)	1	523,0	891,0	990,0	886,0	768,0	792,0	827,0	995,0
	2	77,0	181,0	230,0	215,0	178,0	149,0	124,0	208,0
	3	82,0	111,0	111,0	89,0	77,0	102,0	124,0	156,0
	4	356,0	711,0	494,0	410,0	450,0	770,0	350,0	280,0
	5	131,0	260,0	183,0	235,0	161,0	215,0	106,0	121,0
Manganês (Mn)	1	228,0	105,0	95,0	125,0	95,0	125,0	250,0	80,0
	2	206,0	116,0	136,0	106,0	144,0	102,0	79,0	106,0
	3	109,0	104,0	67,0	24,0	57,0	69,0	52,0	57,0
	4	545,0	163,0	163,0	163,0	292,0	163,0	139,0	173,0
	5	94,0	87,0	57,0	67,0	64,0	59,0	50,0	52,0
Ferro (Fe)	1	1.223	1.371	1.371	1.312	1.560	1.451	1.262	1.465
	2	604,3	529,9	512,5	497,7	512,5	510,1	428,3	440,7
	3	431,0	492,7	477,9	392,2	445,7	522,4	497,7	522,4
	4	832,6	1.179	1.149	1.045	1.180	1.435	920,0	870,0
	5	460,8	569,5	594,2	695,8	614,1	596,7	485,8	524,9

TABELA 6J. Valores médios das concentrações de Cu, Zn, Mn e Fe no lodo do reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) do sistema de tratamento anaeróbio II durante os cinco ensaios.

Nutrientes (mg (Kg base seca) ⁻¹)	Ensaio	Reator UASB (R1)					Filtro anaeróbio (R2)				
		Distância da base (mm)					Distância da base (mm)				
		200	400	600	800	1000	200	400	600	800	1000
Cobre (Cu)	1	321,9	343,7	420,0	535,0	570,0	525,0	555,0	620,0	420,0	475,0
	2	69,4	79,6	147,4	160,0	152,5	135,0	147,5	160,0	197,5	190,0
	3	104,0	141,8	174,9	197,5	180,0	172,5	172,5	167,5	165,0	232,5
	4	623,8	288,4	229,8	215,0	250,0	260,0	295,0	365,0	355,0	325,0
	5	113,9	106,9	162,4	150,0	180,0	157,5	172,5	175,0	192,5	150,0
Zinco (Zn)	1	628,9	692,5	760,0	955,0	1.020	970,0	1.105	1.215	830,0	595,0
	2	27,2	141,6	177,4	210,0	157,5	105,0	80,0	182,5	200,0	225,0
	3	128,8	77,1	122,4	115,0	95,0	87,5	152,5	175,0	50,0	195,0
	4	525,2	457,7	454,7	400,0	500,0	405,0	605,0	415,0	540,0	480,0
	5	153,6	246,5	142,4	202,5	145,0	145,0	112,5	120,0	140,0	205,0
Manganês (Mn)	1	287,2	169,3	160,0	140,0	150,0	345,0	255,0	200,0	115,0	95,0
	2	255,2	171,8	144,9	115,0	145,0	130,0	72,5	77,5	77,5	112,5
	3	133,8	104,5	49,9	77,5	102,5	87,5	65,0	75,0	82,5	70,0
	4	178,4	99,5	95,0	75,0	85,0	85,0	100,0	80,0	75,0	70,0
	5	99,1	87,0	84,9	75,0	50,0	107,5	87,5	65,0	65,0	57,0
Ferro (Fe)	1	2.060	2.272	1.720	1.400	1.375	1.540	2.110	2.100	995,0	1.040
	2	369,4	676,5	644,6	625,0	675,0	545,0	660,0	650,0	622,5	635,0
	3	773,1	584,6	577,2	537,5	497,5	485,0	562,5	707,5	607,5	662,5
	4	2.462	2.044	1.968	1.515	1.625	1.420	1.605	1.505	1.215	1.090
	5	517,8	519,9	599,7	452,5	530,0	512,5	620,0	545,0	597,5	507,5

APÊNDICE K
DADOS AGROCLIMATOLÓGICOS

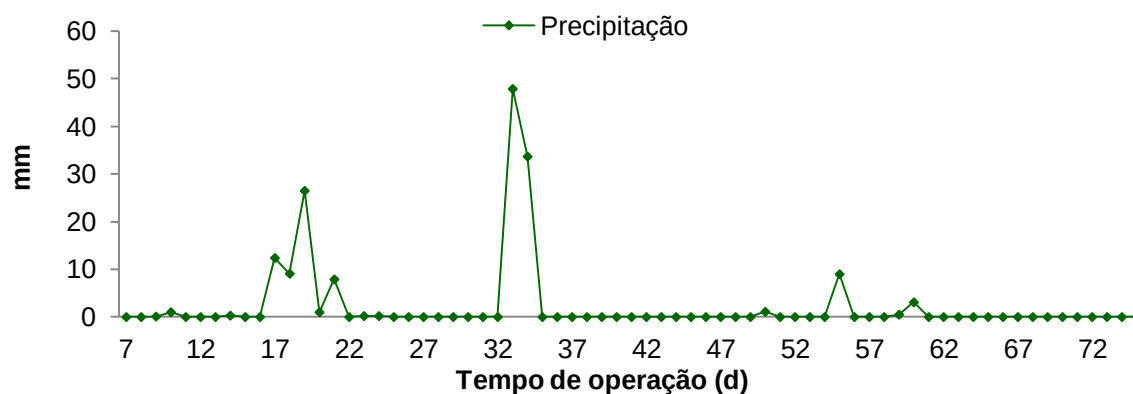


FIGURA 1K- Valores de precipitação diária observados na Estação Agroclimatológica durante o experimento com *wetlands*.

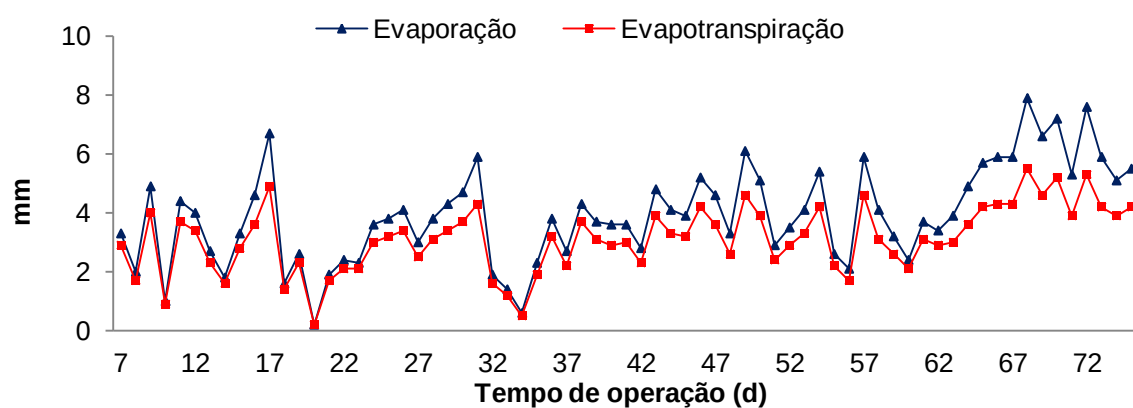


FIGURA 2K- Valores de evaporação e evapotranspiração diária observados na Estação Agroclimatológica durante o experimento com *wetlands*.

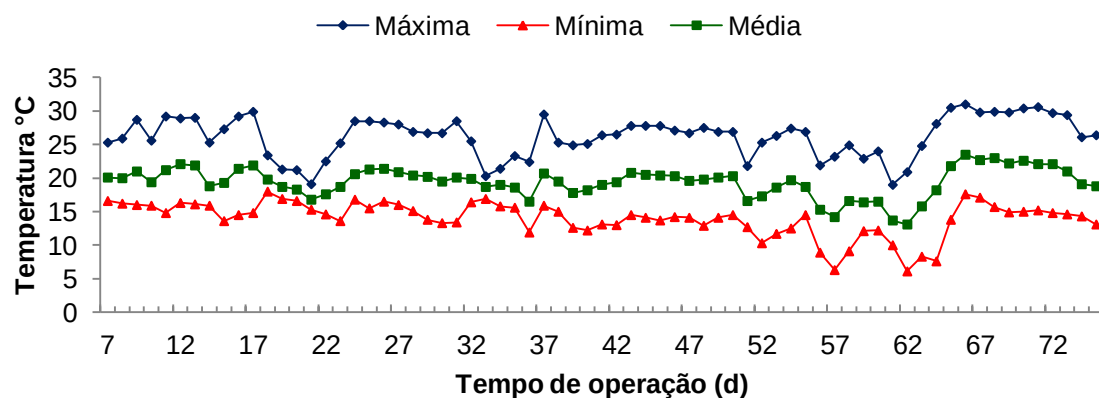


FIGURA 3K- Valores de temperaturas máximas, mínimas e médias do ar observados durante o experimento com *wetlands*.

APÊNDICE L
SÉRIE HISTÓRICA DE
DQO TOTAL E SST NOS *WETLANDS* I E II

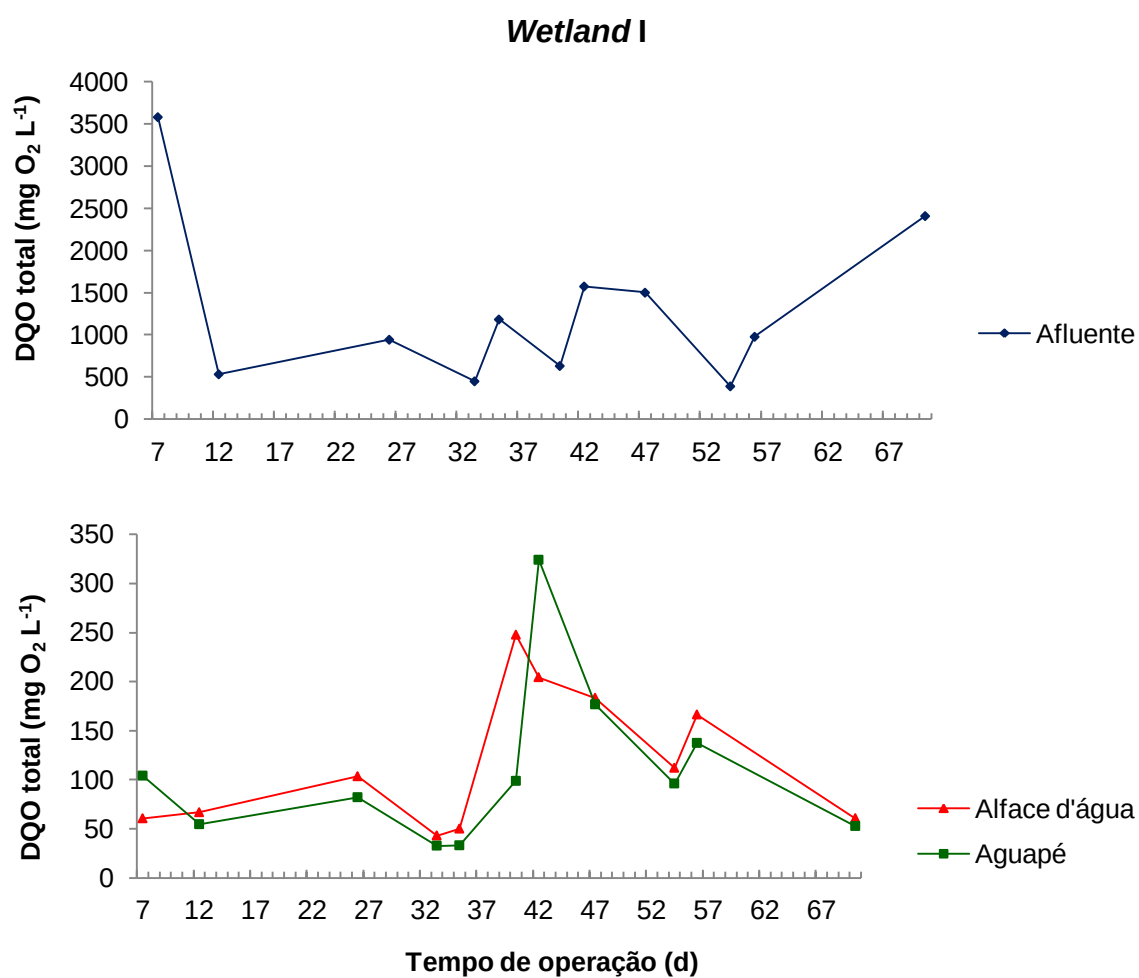


FIGURA 1L – Valores de DQO total no afluente e efluentes dos *wetlands* I, com alface d'água e aguapé.

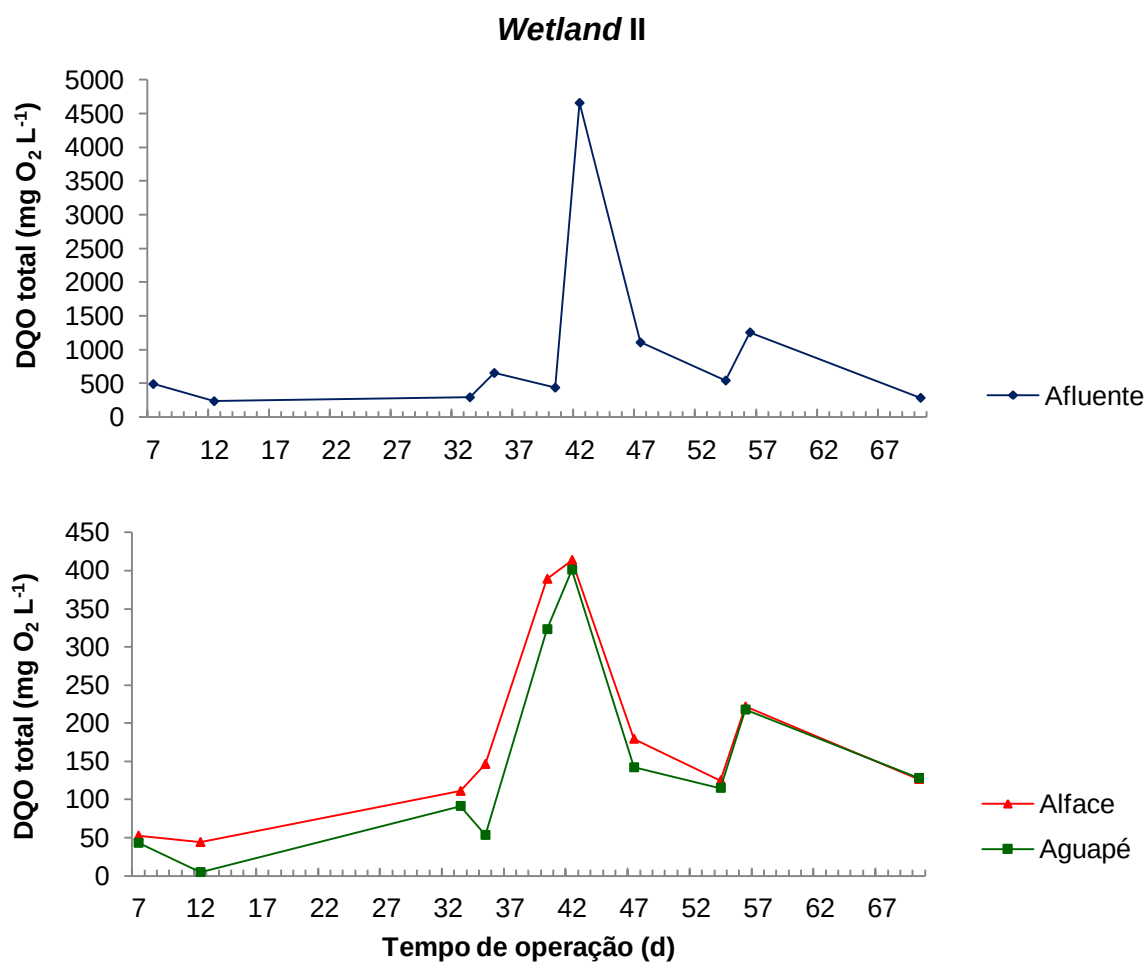


FIGURA 2L – Valores de DQO total no afluente e efluentes dos *wetlands* II, com alface d'água e aguapé.

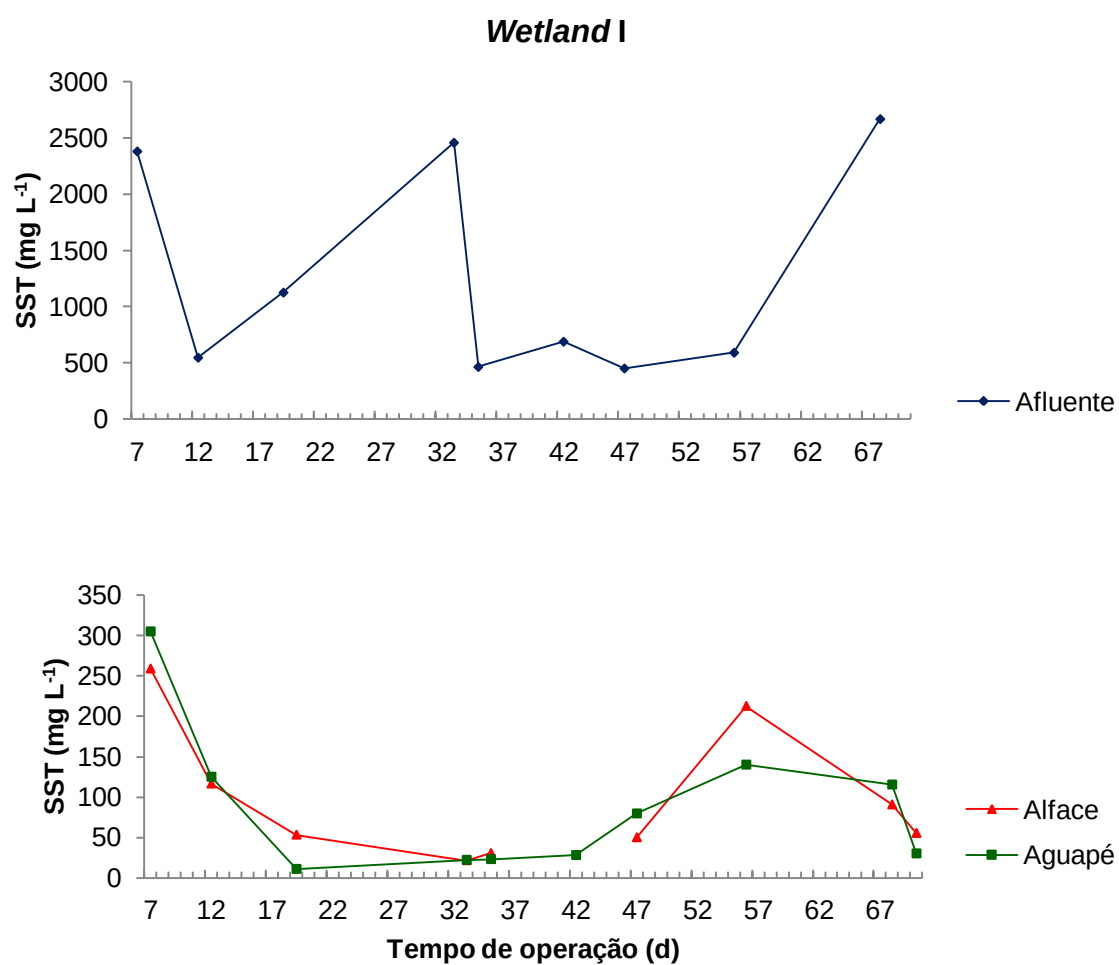


FIGURA 3L . Valores de SST no afluente e efluentes dos *wetlands* I, com alface d'água e aguapé.

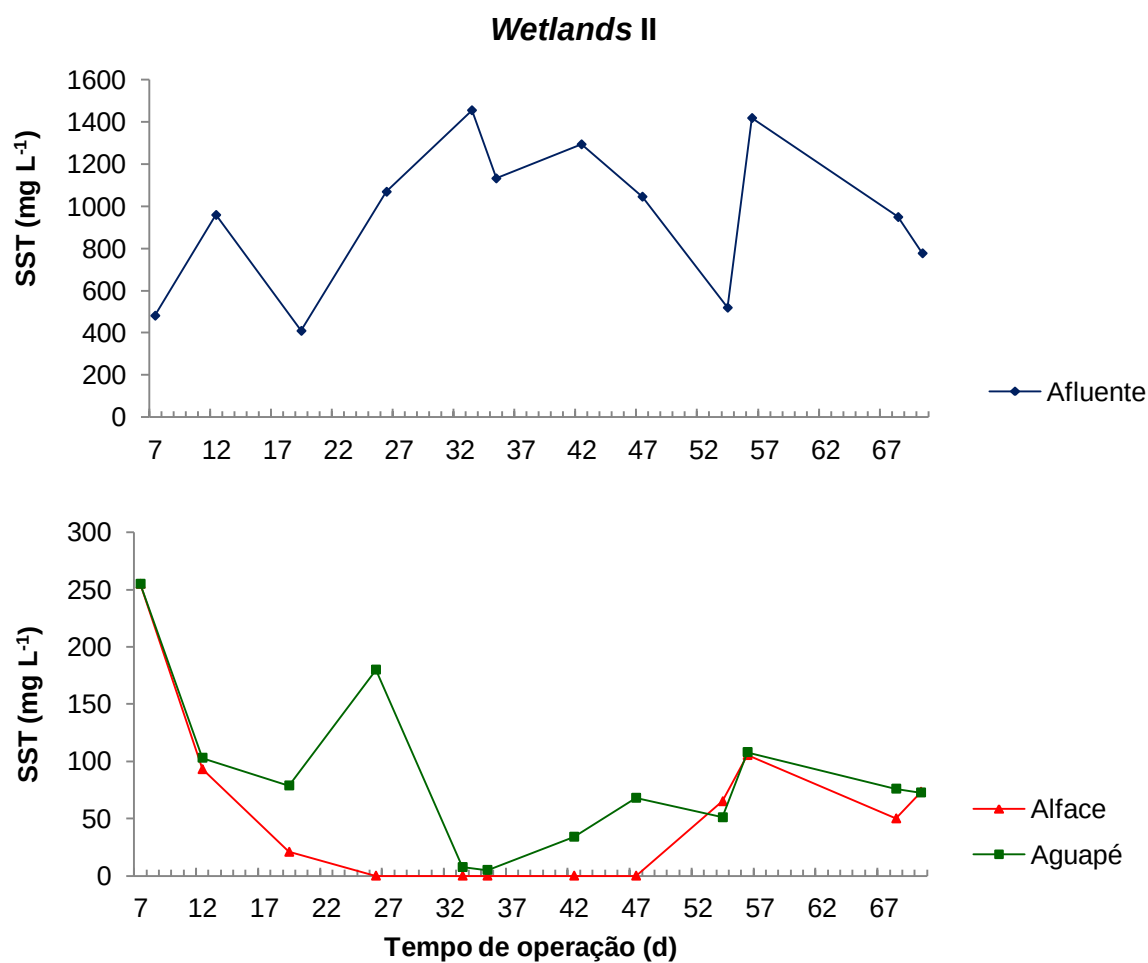


FIGURA 4L . Valores de SST no afluente e efluentes dos *wetlands* II, com alface d'água e aguapé.