

Partida de um reator UASB na codigestão de água negra com resíduos orgânicos alimentares

Start-up of a UASB reactor for codigestion of blackwater and kitchen waste


- **Data de entrada:**
25/09/2019
- **Data de aprovação:**
17/08/2020

Larissa de Oliveira Prado^{1*} | Gabriel Magalhães Chiquito¹ | Paula Loureiro Paulo¹ | Marc Árpád Boncz¹


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.011>

ORCID ID

Prado LO  <https://orcid.org/0000-0001-9303-7862>

Chiquito GM  <https://orcid.org/0000-0002-2873-8395>

Paulo PL  <https://orcid.org/0000-0002-8091-6486>

Boncz MA  <https://orcid.org/0000-0001-7618-8685>

Resumo

Novas concepções para o tratamento de fontes segregadas do esgoto doméstico têm sido propostas como alternativa ao tratamento convencional. Assim, com o objetivo de investigar o desempenho de um reator UASB, durante a codigestão de água negra com resíduos orgânicos alimentares (AN-ROA), quanto à cinética de degradação da matéria orgânica e a conservação de nutrientes para reúso do efluente, foi realizada a partida do reator em bateladas com períodos de 12 e 6 dias. Durante esses períodos, o reator pôde alcançar satisfatoriamente a biodegradação da AN-ROA, com remoção de 86% e 84% de DQO total (DQO_T), respectivamente, sendo a maior parte consumida na forma de sólidos em suspensão (DQO_{SS}). Durante a partida, o reator apresentou aumento da alcalinidade a bicarbonato (HCO_3^-) e manteve pH em faixa favorável a digestão anaeróbia, sem acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV). Os nutrientes fosfato (PO_4^{3-}) e nitrogênio total (NT) foram conservados no efluente tratado.

Palavras-chave: Água negra. Codigestão. Cinética. Resíduos orgânicos alimentares. tratamento descentralizado.

Abstract

New concepts for treatment of source-separated household wastewater have been proposed as an alternative for traditional treatment. Thus, with the objective of investigating the performance of a UASB reactor, codigestion of blackwater and kitchen waste (BW-KW) for organic matter degradation and nutrient conservation in the effluent (for reuse) was realized; start-up of the reactor was performed in batch mode with periods of 12 and 6 days. During these periods, the reactor was able to satisfactorily achieve biodegradation of the BW-KW mixture, with 86% and 84% removal of total COD (COD_T), respectively, the major part of which was consumed in the form of suspended solids (COD_{SS}). During the start-up, the reactor shows an increase in bicarbonate alkalinity (HCO_3^-) and maintains a pH in the range favorable to anaerobic digestion, without accumulation of volatile fatty acids (VFA). Nutrients phosphate (PO_4^{3-}) and total nitrogen (NT) were shown to be conserved in the treated effluent.

Keywords: Blackwater. Codigestion. Decentralized treatment. Kinetics. Kitchen waste.

¹ Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) - Campo Grande - Mato Grosso do Sul - Brasil.

* **Autora correspondente:** lariprado27@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Os atuais sistemas consolidados de saneamento têm como característica o tratamento centralizado de efluentes domésticos com pouca, ou nenhuma, recuperação de recursos para reutilização. Por isso, novas concepções para o tratamento descentralizado, de fontes segregadas do esgoto doméstico, vêm sendo propostas como alternativas ao sistema convencional, assim como o tratamento de água negra (fezes, urina e água), que pode tanto ser tratada separadamente (DE GRAAFF et al., 2010; PAULO et al., 2013; TODT e JENSSEN, 2015; OARGA-MULEC et al., 2017 e JIN et al., 2018) como em codigestão com resíduos orgânicos alimentares (KUJAWA-ROELEVELD et al., 2003; KUJAWA ROELEVELD et al., 2005; ELMITWALLI et al., 2006; LUOSTARINEN; RINTALA, 2007 e WENDLAND et al., 2007), obtendo eficientes resultados na produção de biogás e na recuperação de nutrientes. Além disso, o tratamento descentralizado de fonte segregada de água negra e de resíduos sólidos orgânicos, como parte de um sistema de saneamento ecológico, não só promove a recuperação de recursos como também visa a uma menor contaminação de outros efluentes, como a água cinza (normalmente livre de matéria fecal e microorganismos patogênicos), e do meio ambiente. Outro fator a ser considerado é a maior simplicidade dos sistemas que podem ser utilizados como tratamento domiciliar ou comunitário local, sendo úteis em áreas rurais devido às circunstâncias especiais, como a baixa densidade populacional e, especialmente em países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento, devido à sua facilidade de uso e custo (LUOSTARINEN et al., 2007).

A segregação de materiais como fezes, resíduos orgânicos alimentares e urina permite tratá-los como fontes de recursos que podem ser recuperados, visto que os dois primeiros contêm grande quantidade de matéria orgânica, adequada para compostagem e condicionamento do solo, en-

quanto a urina contém a maior fração de nitrogênio e fósforo (WIELEMAKER, WEIJMA e ZEEMAN, 2018). Assim, o tratamento via digestão anaeróbia que emprega ações complexas de microbiologia anaeróbia e ações físico-químicas, para decompor, estabilizar e separar os materiais fecais apresenta uma maneira regular de tratar água negra e, com o uso de reator, obter maior eficiência na recuperação de bioenergia (HU et al., 2016) e nutrientes. À vista disso, pesquisas sobre a codigestão de água negra com resíduos sólidos orgânicos foram realizadas sobre diferentes aspectos, assim como: diferentes temperaturas, tempo de detenção hidráulica (TDH), concentração de alimentação e diferentes tipos de reatores (tanque séptico, reator UASB de uma ou duas fases, reator de mistura completa (CSTR) e sistema de acumulação (AC)), obtendo resultados positivos no desempenho estável dos sistemas, nas remoções de sólidos em suspensão e DQO total, além da produção de biogás (KUJAWA-ROELEVELD et al., 2003; KUJAWA-ROELEVELD et al., 2005; ELMITWALLI et al., 2006; LUOSTARINEN; RINTALA, 2007 e WENDLAND et al., 2007). Assim, de forma a obter maior compreensão sobre a eficiência da codigestão de água negra e resíduos orgânicos alimentares (AN-ROA), a presente pesquisa tem como objetivo avaliar o desempenho da partida e operação de um reator UASB, na biodegradação da AN-ROA, com base na cinética de degradação da matéria orgânica e a conservação de nutrientes para reúso do efluente.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Reator UASB e resíduos para o tratamento

Um reator UASB construído em PVC, com volume de trabalho de 112 L, diâmetro de 200 mm, altura de 2,7 m (com 5 amostradores da base ao topo) e separador trifásico em forma de braço lateral em 45°, foi utilizado para codigestão anaeróbia de água negra (AN) e resíduos orgânicos alimen-

tares (ROA). O reator foi inoculado com 37 L de biomassa metanogênica (95 gSV.L⁻¹) originada de reator UASB tratando efluentes da fábrica local de engarrafamento de refrigerante.

A AN, coletada em banheiro experimental com volume de descarga convencional, e os ROA foram triturados antes de serem armazenados em um tanque de equalização com volume controlável, e a mistura AN-ROA era, então, bombeada ao reator. Os ROA foram adicionados proporcionalmente ao volume de AN adotado, que foi de 130 L, sendo a quantidade de ROA adicionada de 1,89 kg, valores que representam aproximadamente a produção diária em uma residência de 4 pessoas,

considerando uma geração média de esgoto doméstico de 130 L per capita por dia (ABNT, NBR 7229/1993), sendo 75% água cinza (HERNÁNDEZ LEAL et al., 2011), e, portanto, a geração de AN de 32,5 L per capita por dia; e considerando a massa coletada de resíduos domésticos e públicos de 0,92 kg/hab./dia (BRASIL, 2018), sendo a fração orgânica de 51,4% (IPEA, 2012). Durante a alimentação do reator, os ROA eram adicionados ao tanque de equalização em porções dadas, sendo 4 vezes quando o volume do tanque de equalização era de 25 L e 2 vezes quando o volume no tanque era de 50 L. A Fig. 1 ilustra o caminho das AN-ROA até o reator UASB.

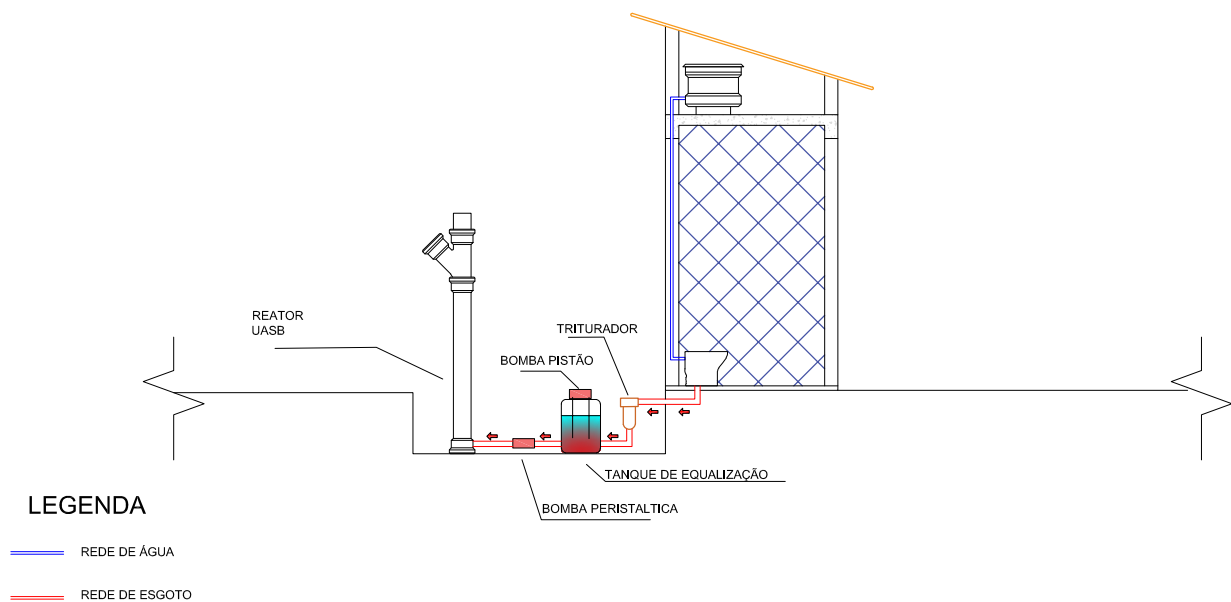


Figura 1 - Sistema da codigestão de AN e ROA.

2.2 Teste da Atividade Metanogênica Específica (AME)

Para verificar a AME da biomassa de inóculo no reator foi realizado um ensaio de bancada, utilizando acetato como substrato, preparado de acordo com Chernicharo (2007). O ensaio foi realizado em triplicata, utilizando frascos âmbar com volume de 620 mL (500 mL de líquido e 120 mL de *headspace*). A biomassa utilizada (2 gSV.L⁻¹ para cada

frasco), proveniente de um reator UASB, tratando efluentes da fábrica local de engarrafamento de refrigerante, obedeceu à relação de 1:1,4 (1 gD-QO_{substrato}/1,4 gSV_{biomassa}). O gás nitrogênio puro foi utilizado no *headspace* de todos os frascos que, após serem selados, foram incubados a 30 ± 3 °C, sob agitação mecânica (75 rpm), para promover condições anaeróbias.

A formação do biogás foi medida, em todos os frascos, usando o método de deslocamento (com NaOH a 18% para absorver o CO₂ do biogás). A primeira medição foi realizada após um dia de experimento, sendo as demais realizadas de acordo com a produção de biogás. Após cada medição, todos os frascos eram homogeneizados, e depois de aguardar um minuto para que a biomassa sedimentasse, retirava-se por meio de uma seringa 10 ml de amostra para determinação da DQO_T (total) e pH.

2.3 Partida e operação

A biomassa foi inoculada a partir da base do reator, ocupando 1/3 do volume de trabalho do mesmo. Em seguida, as AN-ROA do tanque de equalização foram bombeadas para o reator a uma vazão de 28 L.d⁻¹. A partida e a operação do reator foram realizadas em bateladas de 12 dias (baseado em testes preliminares de AME) e 6 dias. Inicialmente, a partida teve duração de 81 dias, para que a biomassa se adaptasse à AN-ROA e aumentasse a velocidade de remoção da DQO. Nesse período, o reator operou 6 bateladas com períodos de 12 dias, com uma vazão de recirculação de 28 L.d⁻¹. Posteriormente, foram realizadas 2 bateladas, nas quais houve o aumento da carga orgânica volumétrica (COV), com diminuição do período de operação para 6 dias, por batelada, e maior contato do efluente com a manta de lodo, por meio do aumento da vazão de recirculação para 56 L.d⁻¹, que proporcionou o dobro da velocidade ascensional da qual o reator estava recebendo nas bateladas com período de 12 dias (Tabela 1).

Tabela 1 - Parâmetros de projeto.

Parâmetro de Projeto	Unidade	Bateladas de 12 dias	Bateladas de 6 dias
Quantidade de bateladas	-	6	2
COV	kgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹	0,7	1,1
Velocidade ascensional	cm.h ⁻¹	3,7	7,4

2.4 Procedimentos analíticos

Amostras de entrada e saída do reator foram coletadas a cada 4 e 2 dias, nas bateladas com períodos de 12 e 6 dias, respectivamente, para análises. Para o cálculo da média e desvio padrão, dos parâmetros de entrada no reator, era realizada análise das amostras de AN, antes da adição dos ROA, e da mistura AN-ROA, após a adição dos ROA, no tanque de equalização. Em seguida, a concentração da mistura AN-ROA, ao longo do dia, era estimada a partir do balanço de entrada e saída de água negra no tanque de equalização, por meio de uma planilha Excel.

Os parâmetros medidos foram: pH, nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal, DQOT (total), DQOF (filtrada), carbono orgânico total (COT), sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), alcalinidade a bicarbonato, sulfeto, sulfato, fosfato e ácido graxo volátil (AGV), determinados de acordo com o método correspondente, conforme descrito em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), sendo as análises de DQO realizadas em duplicata. A concentração de DQO de sólidos em suspensão (DQOSS) foi calculada como a diferença entre a DQOT e DQOF. A Tabela 2 apresenta a composição da mistura AN-ROA bruta, nas bateladas com período de 12 e 6 dias.

Tabela 2 - Valores médios estimados referentes à composição de AN-ROA bruta para o tratamento em batelada pelos períodos de 12 dias e de 6 dias.

Parâmetro	Unidade	Bateladas de 12 dias Entrada	Bateladas de 6 dias Entrada
DQO _T	g.L ⁻¹	2,64 ± 0,91	2,25 ± 0,40
DQO _{SS}	g.L ⁻¹	1,52 ± 0,76	1,26 ± 0,54
DQO _F	g.L ⁻¹	1,12 ± 0,34	0,99 ± 0,14
ST	g.L ⁻¹	2,28 ± 0,72	1,61 ± 0,21
SV	g.L ⁻¹	1,10 ± 0,59	0,75 ± 0,25
pH		7,6 ± 0,5	7,5 ± 0,5
Alc _p	g.L ⁻¹	0,97 ± 0,28	0,69 ± 0,20
Alc _T	g.L ⁻¹	1,95 ± 0,86	1,32 ± 0,22
Sulfato	mg.L ⁻¹	15,3 ± 5,5	25,6 ± 5,0
Sulfeto	mg.L ⁻¹	24,9 ± 20,8	33,7 ± 3,9
NT	mg.L ⁻¹	289 ± 48	322 ± 22
Amônio	mg.L ⁻¹	202 ± 43	186 ± 77
Fosfato	mg.L ⁻¹	113,76 ± 70,57	112,48 ± 57,62
COT	mg.L ⁻¹	619,73 ± 137,38	464,53 ± 3,18
C:N		2,14 ± 0,22	1,45 ± 0,09
AGV	mg.L ⁻¹	370,84 ± 78,64	216,36 ± 1,95

O modelo de primeira ordem (Eq. 1) foi utilizado para determinar os parâmetros cinéticos com os resultados da DQOT.

$$C = C_0 e^{-kt} \quad (1)$$

Onde C: concentração de DQO_T (mg.L⁻¹); C₀: concentração inicial de DQO_T (mg.L⁻¹); k: constante de reação (d⁻¹); e t: tempo (d).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Atividade Metanogênica Específica (AME)

A AME da biomassa foi estudada em ensaio de bancada com foco no consumo de substrato e

produção de gás metano. Como é possível visualizar na Fig. 2, a produção de gás metano começou imediatamente após o início do experimento, porém a velocidade máxima da conversão da matéria orgânica a gás metano só foi alcançada após aproximadamente 3 dias.

Em aproximadamente 14 dias, após início do ensaio, foram alcançados 93% de remoção de DQOT (DQO total inicial = 1,38 g.L⁻¹) e uma produção média de 969,7 mgCH₄-DQO.L⁻¹ de gás metano (média de 70% de conversão de DQO em CH₄), com AME de 0,062 gCH₄-DQO.gSV.d⁻¹ (Fig. 2), o que sugere que possivelmente parte da DQO foi convertida em biomassa.

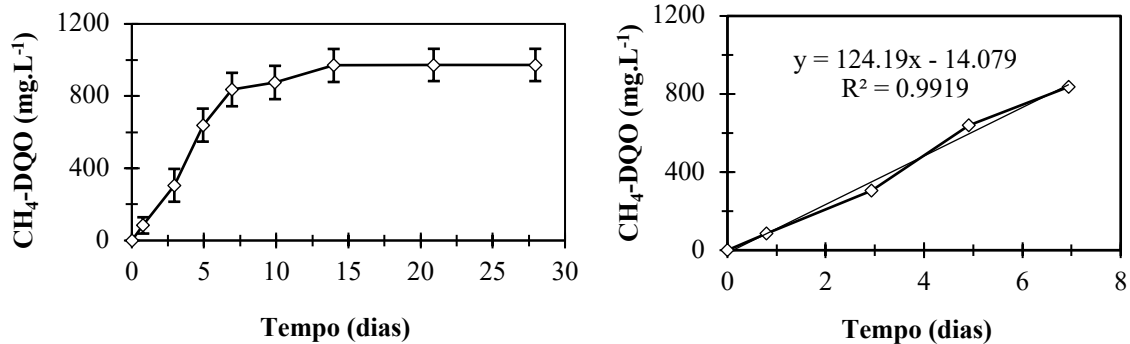


Figura 2 - Produção acumulada de biogás do teste da AME.

3.2 Partida e Desempenho do Reator UASB

A partida do reator UASB ocorreu em bateladas com períodos de 12 e 6 dias, a Tabela 3 apresenta a composição da saída de AN-ROA tratada, em ambos os períodos. Nas bateladas com período de 12 dias, a eficiência de remoção de sólidos totais (ST) foi de 56%, durante o tratamento, sendo a remoção mínima de 34% e a máxima de 75%. Com o aumento da velocidade ascensional, nas bateladas com período de 6 dias, houve aumento do arraste de partículas sólidas na AN-ROA tratada, diminuindo a eficiência de remoção de ST para 43%.

Tabela 3 - Média dos valores referentes à AN-ROA tratada para o período de 12 dias e de 6 dias.

Parâmetro	Unidade	Bateladas de 12 dias Saída	Bateladas de 6 dias Saída
DQO _T	g.L ⁻¹	0,36 ± 0,19	0,36 ± 0,11
DQO _{SS}	g.L ⁻¹	0,22 ± 0,16	0,09 ± 0,09
DQO _F	g.L ⁻¹	0,14 ± 0,06	0,27 ± 0,02
ST	g.L ⁻¹	1,01 ± 0,09	0,92 ± 0,08
SV	g.L ⁻¹	0,33 ± 0,11	0,29 ± 0,04
pH		7,7 ± 0,3	7,7 ± 0,4
Alc _p	g.L ⁻¹	1,42 ± 0,20	1,51 ± 0,31
Alc _r	g.L ⁻¹	2,27 ± 0,56	2,58 ± 0,14
Sulfato	mg.L ⁻¹	8,7 ± 3,4	16,1 ± 0,1
Sulfeto	mg.L ⁻¹	6,4 ± 8,7	15,06 ± 4,33
NT	mg.L ⁻¹	212,53 ± 44,92	187,85 ± 1,04
Amônio	mg.L ⁻¹	0,90 ± 0,34	0,70 ± 0,00
Fosfato	mg.L ⁻¹	183,89 ± 71,96	153,00 ± 33,04
COT	mg.L ⁻¹	619,73 ± 137,38	464,53 ± 3,18
C:N		2,14 ± 0,22	1,45 ± 0,09
AGV	mg.L ⁻¹	370,84 ± 78,64	216,36 ± 1,95

Ao final das bateladas, os dois períodos (12 dias e 6 dias) apresentaram resultados semelhantes para os valores de ST, SV e o percentual de matéria orgânica, sendo a razão SV/ST final de 0,3. Assim, acredita-se que nas bateladas com período de 12 dias ocorreu maior sedimentação de material particulado, visto a maior concentração de ST inicial e menor velocidade ascensional. Além

disso, a atividade metabólica do lodo também pode ter contribuído para remoção dos sólidos, da fração orgânica, melhorando o processo da digestão anaeróbia e permitindo a diminuição do período das bateladas, sem comprometer o tratamento. A Fig. 3 apresenta a remoção de ST e SV nas bateladas com período de 12 e 6 dias, sendo os ST a soma dos Sólidos fixos (SF) e SV.

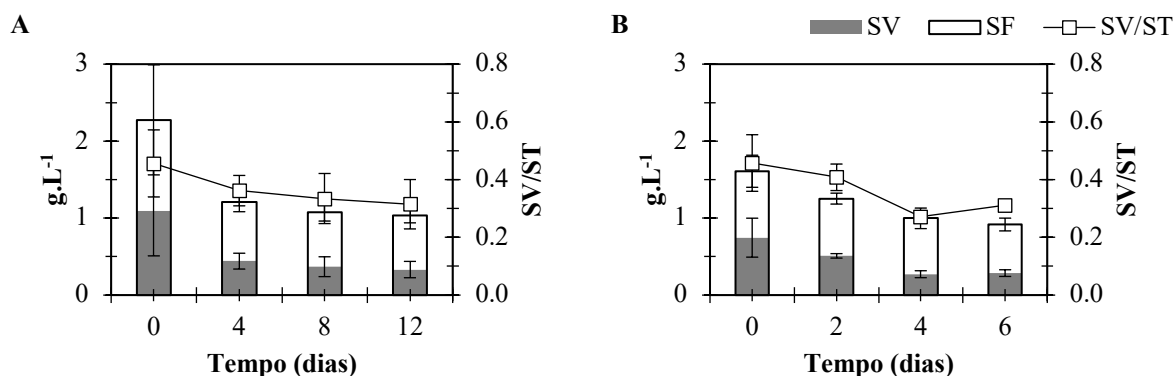


Figura 3 - Remoção de Sólidos ao longo das bateladas, sendo A - remoção obtida no tratamento com bateladas de período de 12 dias e B - remoção obtida no tratamento com bateladas de período de 6 dias.

Em pesquisas já realizadas com a codigestão de água negra, bons resultados foram obtidos com TDHs a partir de 5 dias. Em uma pesquisa de Wendland et al. (2007), estudando a codigestão de água negra com resíduos orgânicos alimentares em reator de mistura completa (CSTR), ao estudarem os TDHs de 10, 15 e 20 dias, os autores afirmam que, mesmo em TDH de 10 dias, a digestão estável de água negra com resíduos orgânicos alimentares pôde obter 50% de remoção de DQO. Luostarinen e Rintala (2007), estudando também a codigestão de água negra com resíduos orgânicos alimentares, mas em reator UASB de duas fases, com valores de TDHs mais baixos (3,4 + 1,3 dias e 3,4 + 1,4 dias, para codigestão a 10 e 20 °C, respectivamente), puderam concluir que os reatores foram eficientes na remoção de material orgânico sólido e dissolvido, removendo mais de 95% de sólidos em suspensão e 90% de DQO. Em uma pesquisa realizada por Kujawa-Roeleveld et

al. (2005), a codigestão de água negra com resíduos orgânicos alimentares foi estudada a longo TDH, de 29 dias, o qual os autores acreditam ter contribuído para a redução de *E. coli* em aproximadamente 3 logs, além da redução da DQO em 82%. Já na pesquisa realizada por Graaff et al. (2010), ao estudar o tratamento apenas da água negra concentrada, os autores relataram que o tratamento foi realizado com sucesso (78% de remoção de DQO) em curto TDH, sendo este de 8,7 dias. Desta forma, ao avaliar a codigestão de AN-ROA, na atual pesquisa, concluímos que o reator mostrou desempenho satisfatório e tratamento eficiente com períodos de tratamento comparáveis aos TDHs encontrados na literatura ou até curtos (12 e 6 dias). Além disso, a remoção de DQO obteve desempenho semelhante a testes preliminares de bancada, no qual a remoção de 85% da DQO_T foi alcançada em um período de 12,9 dias, com remoção > 70% em 3,7 dias. Já no

reator UASB, o tempo necessário para a remoção de 86% de DQO_T foi de 12 dias e, em consequência da retenção de sólidos e da adaptação da biomassa, pôde ser otimizado, após 81 dias de tratamento, passando o período das bateladas para 6 dias, sem prejuízo na remoção da DQO_T (84%), demonstrando eficiente desempenho do reator durante a partida. Assim, acredita-se que a obtenção de 86% e 84% de remoção de DQO_T seja um valor satisfatório que confirma a facilidade da degradação da água negra em codigestão com resíduos orgânicos alimentares, visto que no teste AME foi alcançada uma remoção de 93% de DQO, em aproximadamente 14 dias, e o substrato utilizado (acetato) já estava pronto para o consumo das arqueias metanogênicas.

Durante toda a codigestão não foi possível medir a produção de biogás, assim acredita-se que o biogás possa ter escapado pelo braço lateral (saída do reator) ou por algum vazamento não identificado

A Fig. 4 apresenta os valores de DQO, ao longo das bateladas com período de 12 dias e seus percentuais de remoção. Nessas bateladas, a $DQOF$, que representava a fração de DQO dissolvida pronta para ser biodegradada, correspondia a 42% da $DQOT$ da AN-ROA bruta, e foi removida mais eficientemente em 4 dias. Após 8 dias houve aumento dos valores $DQOF$, possivelmente em consequência da formação de AGV, que foi removida no decorrer do tratamento, obtendo média de 87% de remoção de $DQOF$ no final das bateladas.

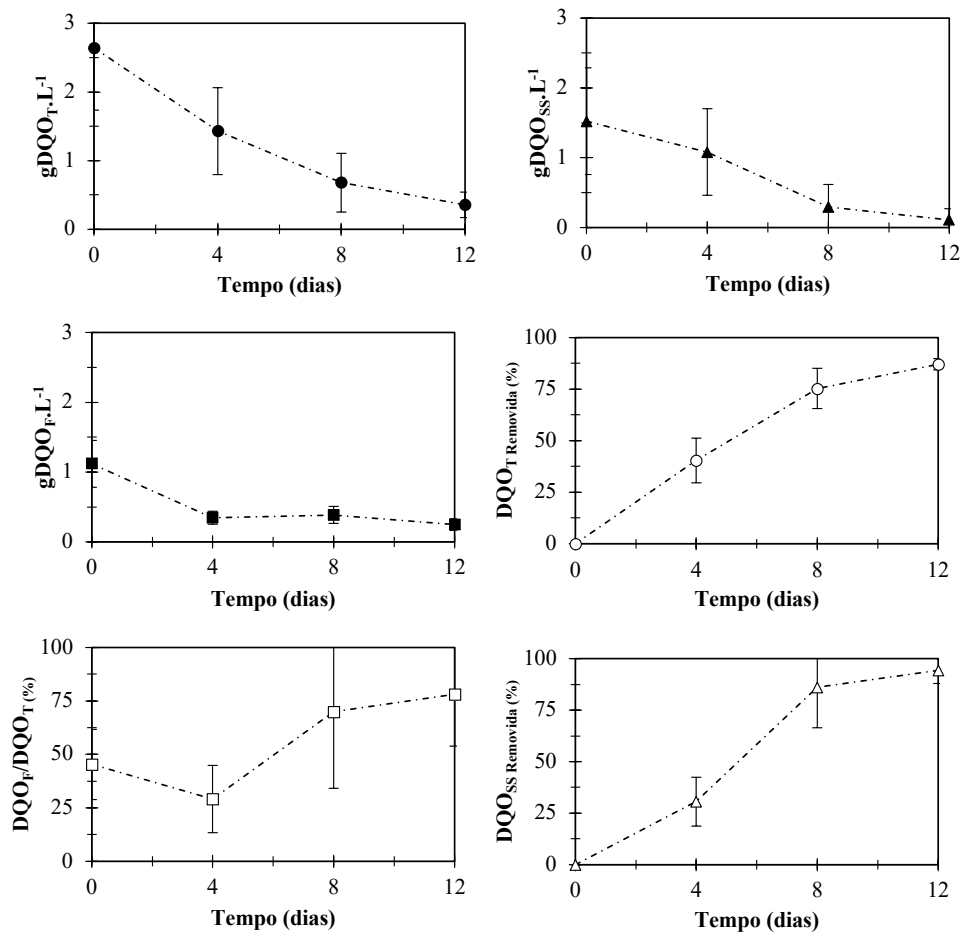


Figura 4 - Decaimento de DQO_T ●, DQO_{SS} ▲, DQO_F ■, seus respectivos percentuais de remoção, DQO_T Removida ○, DQO_{SS} Removida △ e a relação DQO_F/DQO_T □, para o período de tratamento por 12 dias.

No geral, para as bateladas com período de 12 dias, a maior parte da DQO_T foi consumida na forma de DQO_{SS} , com maior remoção entre 4 e 8 dias. Assim, supõe-se que a maior parte da DQO removida ficou acumulada no reator como material particulado, no qual uma parte contribuiu para aumento do leito de lodo e outra foi lentamente hidrolisada e convertida a biogás.

Como nas bateladas com período de 12 dias, nas bateladas com período de 6 dias a DQO_F correspondia a 44% da DQO_T da AN-ROA bruta, porém foi removida mais eficientemente em 2 dias (Fig. 5). Em 4 dias houve aumento de DQO_F , que foi removida no decorrer do tratamento, obten-

do média de 73% de remoção de DQO_F ao final das bateladas.

Também como nas bateladas com período de 12 dias, nas bateladas com período com 6 dias a maior parte da DQO_T foi consumida na forma de DQO_{SS} , sendo alcançada uma remoção de 93% de DQO_{SS} ao final das bateladas, entretanto com consumo mais eficiente em dois períodos, em 2 e 6 dias (Fig. 5). Dessa forma, presume que, nesse caso também, a maior parte da DQO removida ficou acumulada no reator como material particulado, no qual uma parte também contribuiu para aumento do leito de lodo e outra foi lentamente hidrolisada e convertida em biogás.

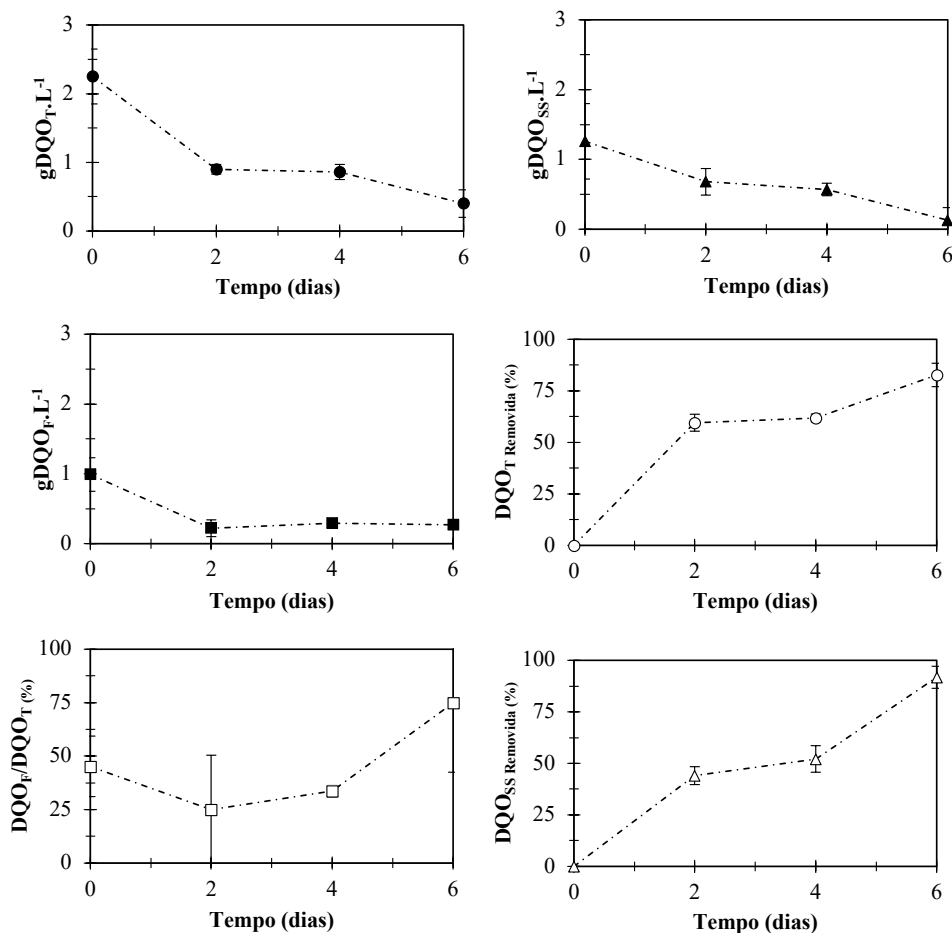


Figura 5 - Decaimento de DQO_T (●), DQO_{SS} (▲), DQO_F (■), e seus respectivos percentuais de remoção, DQO_T (○), DQO_{SS} (Δ) e a relação DQO_F/DQO_T (□), para o tratamento por período de 6 dias.

Pesquisas já realizadas anteriormente também comprovaram a eficiência da codigestão de água negra e resíduos orgânicos alimentares na remoção de DQO, sobretudo em relação ao material sedimentável. Luostarinen e Rintala (2007), ao estudarem a codigestão de água negra e os resíduos orgânicos alimentares em reator UASB de duas fases, obtiveram desempenho satisfatório, sendo a remoção de DQO_T 88% – 91% e de DQO_{SS} de 96% - 98%. Também em estudos de codigestão de água negra e resíduos orgânicos alimentares, conduzidos por Kujawa-Roeleveld

et al. (2005), a eficiência de remoção de DQO_T e DQO_{SS} foi de 82% e 94%, respectivamente. Segundo os autores, a qualidade do efluente comprovou a capacidade do UASB de remover eficientemente materiais suspensos por meio da acumulação e da parcial conversão biológica.

Com o cálculo da cinética, de remoção da DQO_T , foi possível observar que, a partir da quinta batelada, foi possível observar que, a partir da quinta batelada, a remoção de DQO_T começou a obter eficiência > 80% em um período de 8 dias e aumento da velocidade de remoção (Fig. 6), considerando cinética de primeira ordem.

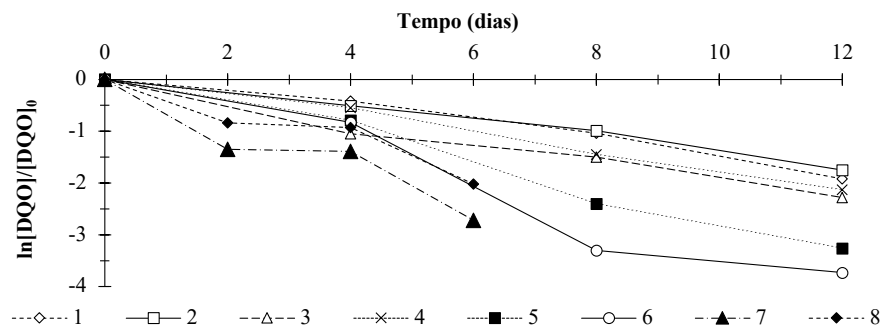


Figura 6 - Análise da degradação da DQOT, mostrando cinética de primeira ordem das bateladas, sendo de 1 a 6 as bateladas, em ordem cronológica, do período de 12 dias, e 7 e 8 as bateladas, em ordem cronológica, do período de 6 dias.

A Tabela 4 apresenta os valores das constantes de velocidade para cada batelada dos períodos de 12 e 6 dias, na qual é possível observar o au-

mento da constante cinética, com o decorrer do tratamento, que possibilitou a redução do período das bateladas.

Tabela 4 - Constantes k de velocidade de remoção de DQOT para as bateladas, em ordem cronológica, dos tratamentos com período de 12 dias (1 a 6) e de 6 dias (7 e 8).

Batelada	1	2	3	4	5	6	7	8
Constante k (d^{-1})	0,16	0,14	0,18	0,18	0,28	0,34	0,41	0,31

Assim, mesmo com o aumento da COV, nas bateladas com período de 6 dias foram alcançados 84% de remoção de DQO_T , que pôde ser associado a adaptação da biomassa. Além disso, a constante de velocidade de remoção de DQO_T obteve valores de $k = 0,41$ e $0,31$ d^{-1} , para primeira e segunda batelada com período de 6 dias. Acredita-se que

a diferença das constantes de velocidade entre as duas bateladas possa ser consequência da concentração da DQO de cada batelada ou das características da AN-ROA nesses períodos, como temperatura e a fração orgânica do material.

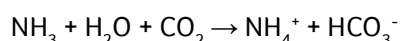
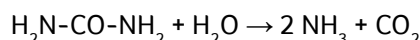
Além da remoção de material particulado, a remoção de COT também confirmou a eficiência

da codigestão anaeróbia quanto à remoção de matéria orgânica da AN-ROA. A remoção da COT alcançada foi de 66% e 60%, nas bateladas com períodos de 12 e 6 dias, respectivamente, assim como os resultados obtidos por Wendland et al. (2007), que também comprovaram o desempenho satisfatório da remoção de matéria orgânica, da codigestão anaeróbia de AN-ROA, em reator de mistura completa (CSTR), obtendo 52% de remoção de COT em TDH de 10 dias, 71% em TDH de 15 dias e 72% em TDH de 20 dias.

3.3 Estabilidade do reator e Nutrientes

Nas bateladas com período de 12 dias, o reator apresentou aumento da alcalinidade a bicarbonato (HCO_3^-) do sistema e manteve o pH no reator em $7,60 \pm 0,06$ (Fig. 7-A). O maior aumento de alcalinidade foi alcançado em 4 dias, provavelmente devido à formação de bicarbonato da

conversão de acetato, uma vez que, em todas as bateladas, o maior consumo de DQOF também se estabeleceu no período de 4 dias, ou seja, período de maior consumo de acetato (Fig. 4). Além disso, nesse período também foi observado sutil aumento de amônio (NH_4^+) ($227 \pm 72 \text{ mg.L}^{-1}$) que, assim como a formação de bicarbonato, pode decorrer das reações de hidrólise da uréia, formando amônia (NH_3) e CO_2 que, quando combinados com a água, formam NH_4^+ e HCO_3^- , e, com isso, fornecem alcalinidade ao meio, assim como a teoria:



Desta forma, durante todas as bateladas, a concentração de AGV não afetou a operação do sistema que pode neutralizar a formação dos ácidos e tamponar o pH no reator.

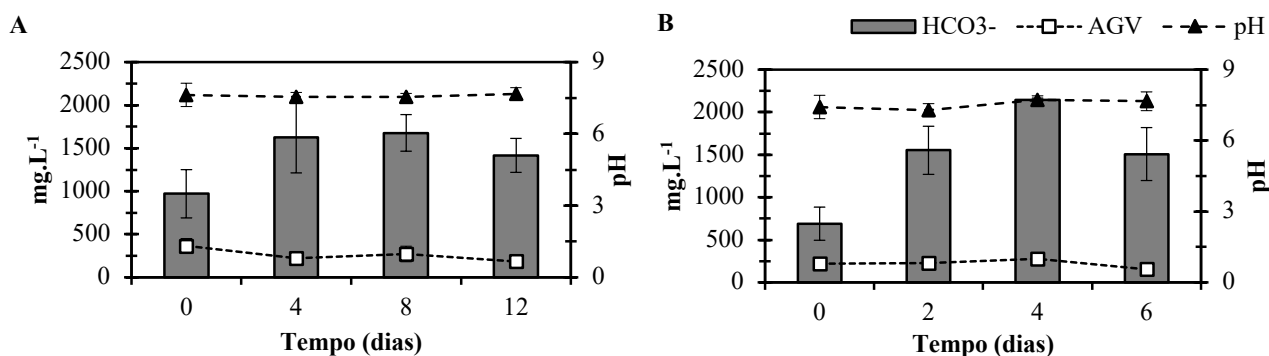


Figura 7 - Valores de alcalinidade a bicarbonato (HCO_3^-), pH e AGV, sendo A - tratamento em bateladas com períodos de 12 dias e B - tratamento em bateladas com períodos 6 dias.

Nas bateladas com duração de 6 dias o reator também apresentou aumento da alcalinidade a bicarbonato, o que permitiu a estabilidade do pH em $7,54 \pm 0,19$ (Fig. 7-B). No segundo dia das bateladas, houve consumo de DQO_f (Fig. 5), que possivelmente contribuiu para o aumento da alcalinidade, devido à formação de bicarbonato da conversão de acetato. Ainda neste período, houve o aumento de PO_4^{3-} ($142,20 \pm 18,97 \text{ mg.L}^{-1}$)

e de amônio ($233 \pm 60 \text{ mg.L}^{-1}$) que, sutilmente, também podem ter contribuído para o aumento da alcalinidade. Durante todo o tratamento não foram observadas mudanças significativas, nos valores de AGV, que pudessem afetar a estabilidade do sistema.

No quarto dia, nas bateladas com período de 6 dias, houve aumentos da alcalinidade a bicarbonato

nato (HCO_3^-) e do PO_4^{3-} ($172,67 \pm 26,35 \text{ mg.L}^{-1}$) que foram atribuídos à fase de hidrólise de compostos orgânicos. Comportamento semelhante também foi relatado em pesquisa realizada por Cunha et al. (2018) no tratamento de água negra por reator UASB, no qual o aumento de PO_4^{3-} foi associado ao aumento da concentração de HCO_3^- . Na pesquisa, Cunha et al. (2018) investigaram os efeitos da relação $\text{Ca}^{2+}/\text{PO}_4^{3-}$ na precipitação do PO_4^{3-} . Assim, quando os valores de HCO_3^- aumentaram de 1,2 a 2,7 g.L^{-1} houve decréscimo da concentração de Ca^+ solúvel e aumento no pH, resultando no aumento nos valores de PO_4^{3-} , que foram relacionados à hidrólise de compostos contendo fósforo e/ou o restabelecimento de PO_4^{3-} do $\text{Ca}_x(\text{PO}_4)_y$ formado, além da competição de HCO_3^- e PO_4^{3-} por Ca^{2+} . Dessa forma, o aumento nos valores de PO_4^{3-} torna-se algo atrativo do ponto de vista do reúso da AN-ROA tratada na agricultura, uma vez que o fósforo é um nutriente essencial para o crescimento das plantas e a maior parte desse nutriente, utilizado como fertilizante, provém de fontes não renováveis (Cooper et al., 2011).

A conservação de nitrogênio total no efluente tratado foi de $87 \pm 5\%$ e de $80 \pm 8\%$, nas bateladas com período de 12 e 6 dias (Tabela 5), respectivamente, sendo o amônio a principal forma. Assim como relatado na pesquisa de Moges et al. (2018), após a digestão anaeróbia da água negra, o aumento nos valores de PO_4^{3-} e de NH_4^+ evidenciam a possibilidade de reúso dos nutrientes e os autores optaram pela posterior filtragem da água negra tratada, em filtros adsorventes, para recuperação desses nutrientes. Dessa forma, acredita-se que a alta conservação de compostos nitrogenados, na atual pesquisa, possa contribuir com a reutilização do efluente tratado para irrigação de culturas. Entretanto, caso seja necessária sua remoção, estudos realizados por Graaff et al. (2011), no pós-tratamento por processos de nitrificação – anammox de efluente de águas escuras tratada por reator UASB— de-

monstraram eficientes remoções de nitrogênio total, sendo de 85% a 25 °C e 89% a 35 °C.

Tabela 5 - Valores finais dos nutrientes nas bateladas de 12 e 6 dias.

Nutriente	Unidade	Bateladas de 12 dias	Bateladas de 6 dias
NT	mg.L^{-1}	251 ± 53	259 ± 9
Amônio	mg.L^{-1}	229 ± 61	233 ± 32
Fosfato	mg.L^{-1}	$135,16 \pm 30,38$	$142,87 \pm 26,35$

A relação C:N obtida do efluente AN-ROA bruto foi de 2,14 nas bateladas com período de 12 dias e 1,45 nas bateladas com período de 6 dias, valores inferiores ao ideal para digestão anaeróbia, que são de 20:1 a 30:1 (DEBOWSKI et al., 2013), sugerindo, assim, a possibilidade da introdução de uma quantia maior de ROA. Além disso, com o decorrer do tratamento, a maior remoção de matéria orgânica e a conservação de nitrogênio diminuiriam essa relação, sem apresentar prejuízo ao tratamento, e, ao final das bateladas, a relação C:N obteve valores de 0,90 e 0,70 para os períodos de 12 e 6 dias, respectivamente.

4 CONCLUSÕES

A codigestão de água negra com resíduos orgânicos alimentares em reator UASB apresentou eficiente biodegradação da matéria orgânica e desempenho operacional satisfatório. Assim, após 81 dias de operação, foi possível a diminuição do período de tratamento das bateladas de 12 dias para 6 dias, sem prejuízo ao tratamento, obtendo remoção de DQO_T de 86% e 84%, respectivamente, sendo a maior parte consumida na forma de DQO_{SS} . Além do desempenho satisfatório do reator, na remoção de material particulado, a remoção de 66% e 60% de COT nas bateladas com período de 12 e 6 dias, respectivamente, comprovou também a eficiência da codigestão na remoção de matéria orgânica.

Além disso, durante a realização das bateladas, foi observado que o reator apresentou aumento da alcalinidade a bicarbonato (HCO_3^-) do sistema que contribuiu para manter o pH em faixa favorável a digestão anaeróbia, sem apresentar acúmulo de AGV.

Ao final das bateladas, foi observado que os nutrientes PO_4^{3-} e NT apresentaram eficiente conservação na AN-ROA tratada, sendo a manutenção de nitrogênio total de 87% e 80%, nas bateladas com período de 12 e 6 dias, respectivamente, e a manutenção total do P.

Assim, devido ao potencial de recuperação de recursos das fontes segregadas do esgoto doméstico e dos resíduos orgânicos alimentares, sugere-se que novas pesquisas sejam realizadas sobre a utilização de água cinza escura (produzida em pias de cozinha) junto com a água negra, na codigestão com resíduos orgânicos alimentares, e a inclusão de pós-tratamento objetivando a remoção de patógenos e micropoluentes, a fim de permitir o reúso do efluente produzido para irrigação.

5 AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pela Capes [bolsa nº 1513025] e obteve recursos da Finep [projeto nº 01.12.0112-00].

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Prado LO, Paulo PL e Boncz MÁ; **Metodologia:** Prado LO, Chiquito GM, Paulo PL e Boncz MÁ; **Investigação:** Prado LO e Chiquito GM; **Redação - Primeira versão:** Prado LO e Boncz MÁ; **Redação - Revisão & Edição:** Prado LO e Boncz MÁ; **Aquisição de Financiamento:** Paulo PL; **Supervisão:** Boncz MÁ e Paulo PL.

7 REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229:** Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1993. 15 p.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for examination of water and wastewater.** 22nd ed. Washington: American Public Health Association; 2012, 1360 p.
- BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016.** Brasília: SNSA/MCIDADES, 2018
- CHERNICHARO, C. A. D. L. **Reatores Anaeróbios.** 2ª. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007.
- COOPER, J. et al. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 57, p. 78 - 86, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.09.009>
- CUNHA, J. R. et al. Simultaneous recovery of calcium phosphate granules and methane in anaerobic treatment of black water: Effect of bicarbonate and calcium fluctuations. **Journal of Environmental Management**, v. 216, p. 399–405, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.013>
- DE GRAAFF, M. S. et al. Anaerobic treatment of concentrated black water in a UASB reactor at a short HRT. **Water (Switzerland)**, v. 2, n. 1, p. 101–119, 2010. <https://doi.org/10.3390/w201010101>
- DE GRAAFF, M. S. et al. Fate of hormones and pharmaceuticals during combined anaerobic treatment and nitrogen removal by partial nitrification-anammox in vacuum collected black water. **Water research**, v. 45, n. 1, p. 375–83, jan. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.023>
- DĘBOWSKI, M. et al. Renewable and Sustainable Energy Reviews Algae biomass as an alternative substrate in biogas production technologies — Review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 27, p. 596–604, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.07.029>
- ELMITWALLI, T. A. et al. Anaerobic biodegradability and digestion in accumulation systems for concentrated black water and kitchen organic-wastes. **Water Science and Technology**, v. 53, n.8, p.167–75, 2006. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.247>
- HERNÁNDEZ LEAL, L. et al. Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. **Desalination**, v. 270, n. 1–3, p. 111–115, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.11.029>
- HU, M. et al. Constructing the ecological sanitation: A review on technology and methods. **Journal of Cleaner Production**, v.125, p. 1 - 21, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.012>
- INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Plano Nacional de Resíduos Sólidos: diagnóstico dos resíduos**

urbanos, agrosilvopastoris e a questão dos catadores. Brasília: IPEA, 2012.

JIN, Z. et al. Black water collected from the septic tank treated with a living machine system: HRT effect and microbial community structure. **Chemosphere**, v. 210, p. 745–752, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.082>

KUJAWA-ROELEVELD, K. et al. Co-digestion of concentrated black water and kitchen refuse in an accumulation system within the DESAR (decentralized sanitation and reuse) concept. **Water Science Technology**, v. 48, p. 121–128, 2003. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0235>

KUJAWA-ROELEVELD, K. et al. Performance of UASB septic tank for treatment of concentrated black water within DESAR concept. **Water Science and Technology**, v. 52, n. 1–2, p. 307–313, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0532>

LUOSTARINEN, S. et al. Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB-septic tank systems. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 5, p. 980–986, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.04.018>

LUOSTARINEN, S.; RINTALA, J. Anaerobic on-site treatment of kitchen waste in combination with black water in UASB-septic tanks at low temperatures. **Bioresource technology**,

v. 98, n. 9, p. 1734–40, jul. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.022>

MOGES, E. M.; TODT, D.; HEISTAD, A. Treatment of Source-Separated Blackwater: A Decentralized Strategy for Nutrient Recovery towards a Circular Economy. **Water**, v. 10, p. 463, 2018. <https://doi.org/10.3390/w10040463>

OARGA-MULEC, A. et al. Zero-discharge solution for blackwater treatment at remote tourist facilities. **Journal of Cleaner Production**, v. 166, p. 798–805, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.002>

TODT, D.; JENSSEN, P. D. Particle removal in a novel sequential mechanical filter system loaded with blackwater. **Water Science and Technology**, v. 71, n. 9, p. 1407–1413, 2015. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.114>

WENDLAND, C. et al. Anaerobic digestion of blackwater from vacuum toilets and kitchen refuse in a continuous stirred tank reactor (CSTR). **Water Science and Technology**, v. 55, n. 7, p. 187–194, 2007. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.144>

WIELEMAKER, R. C.; WEIJMA, J.; ZEEMAN, G. Harvest to harvest: Recovering nutrients with New Sanitation systems for reuse in Urban Agriculture. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 128, p. 426–437, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.015>