

PROJETO, HIDRODINÂMICA E DESEMPENHO DE UM TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO PARA TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DE ÁGUAS CINZAS DOMÉSTICAS

Kaio Gustavo Gomes ⁽¹⁾

Graduando em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Guilherme Araújo Vuitik ⁽²⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Estadual de Ponta Grossa. Mestre e Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Docente da Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Maria Magdalena Ribas Döll ⁽³⁾

Engenheira Agrônoma. Mestre em Energia na Agricultura pela UNESP. Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Docente da Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Endereço⁽¹⁾: Rua Teixeira Mendes, 1441 - Uvaranas – Ponta Grossa - PR - CEP: 84031-000 - Brasil - Tel: (42) 99858-3152 - e-mail: kaio_gu@hotmail.com

Endereço⁽²⁾: Av. General Carlos Cavalcanti - Uvaranas, Ponta Grossa - PR, 84030-000 - e-mail: gavuitik@uepg.br

Endereço⁽³⁾: Av. General Carlos Cavalcanti - Uvaranas, Ponta Grossa - PR, 84030-000 - e-mail: mmrdoll@uepg.br

RESUMO

O tanque de evapotranspiração (TEvap) é um sistema alternativo e ecológico de tratamento de esgoto que visa a eliminação de efluente pela evapotranspiração das plantas. O fluxo era ascendente e no fundo, o sistema possuía uma câmara anaeróbia, envolta por uma camada de resíduos de construção e demolição, uma camada de brita, uma camada de areia e outra de solo. O presente trabalho teve como objetivo estudar o comportamento hidrodinâmico e analisar a eficiência no tratamento de águas residuárias cinzas, proveniente da pia de cozinha, de um sistema TEvap em escala de bancada, construído em escala reduzida em 6,8 vezes de um tanque em escala real. O TEvap no formato retangular foi construído em placas de vidro de espessura de 4 mm com dimensões externas de 0,15 m de largura, 0,50 m de comprimento e 0,25 m de altura. O ensaio hidrodinâmico realizado indicou que o sistema funcionou aproximando-se de um sistema de fluxo pistonado, sendo equivalente a aproximadamente 14 reatores de mistura perfeita em série. O desempenho do TEvap alimentando com água residuária cinza apresentou eficiência na remoção de demanda química de oxigênio de 95,38% e turbidez de 94,31%. O pH entre 5,0 e 6,0 nas câmaras anaeróbias indicou que provavelmente que estava acontecendo somente as primeiras fases da digestão anaeróbia: hidrólise e acidogênese, e que a metanogênese provavelmente ocorreu nas camadas superiores, que funcionaram também como filtros de polimento do tratamento, devido à alta eficiência na remoção de turbidez no efluente final do tanque. A eficiência atingiu 99% e 98%, para o fósforo total e fósforo inorgânico, respectivamente. A remoção de nitrogênio amoniacal média foi de 73% e a de nitrito de 92%.

PALAVRAS-CHAVE: TEvap, tratamento anaeróbio, saneamento, ensaio hidrodinâmico, esgoto.

INTRODUÇÃO

O saneamento é uma necessidade básica para o desenvolvimento de uma sociedade, visto que influencia em várias instâncias da sociedade, direta ou indiretamente, impactando em questões de saúde pública e até mesmo em questões de educação básica. De acordo com o SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento), cerca de 35 milhões de brasileiros não têm acesso à água potável e 100 milhões não têm acesso à coleta de esgoto (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2020).

A coleta, o afastamento e o tratamento de esgoto são etapas fundamentais para garantir a saúde pública e a preservação do meio ambiente, pois seu descarte na forma bruta ou parcialmente tratado promove poluição e

contaminação ambientais. Este fato, é ainda mais impactante quando ocorre no meio rural ou distante de redes coletoras de esgoto pela população mais carente de infraestrutura.

A composição do esgoto conta com grande quantidade de diversos tipos de poluentes, entre eles matéria orgânica, sais dissolvidos, metais pesados e contaminação biológica e o seu tratamento envolve etapas complexas que visam retirar esses poluentes a fim de permitir uma destinação do material sem ou com reduzido impacto ambiental (VON SPERLING, 1996).

As principais tecnologias para o tratamento de material orgânico do esgoto envolvem os processos de degradação anaeróbia e aeróbia, ambos possuindo suas vantagens e desvantagens. No caso do tratamento aeróbio, as bactérias e microrganismos utilizam o oxigênio, que é fornecido ao esgoto para degradar a matéria e gerar lodo, esse tratamento é em geral eficiente. Contudo, necessita de um grande gasto energético, para a oxigenação do material (VON SPERLING, 1996).

Já no caso do tratamento anaeróbio, as bactérias conseguem se desenvolver em condições de ausência de oxigênio, e apesar de ter menor gasto energético pode apresentar menores valores de eficiência quando comparado ao tratamento aeróbio.

Neste contexto, a tecnologia do tanque de evapotranspiração (TEvap) é interessante, pois trata-se de um sistema descentralizado empregado em área rural para o tratamento de águas negras domésticas ou áreas remotas sem o serviço de coleta de esgoto. Vislumbra-se que o tanque tenha potencial de emprego também em regiões urbanas e para tratamento de águas cinzas domésticas, oriundas de pias de cozinha e chuveiros, sendo responsáveis por 50 a 80% do esgoto residencial (MENEZES, MAGALHÃES FILHO, PAULO, 2011).

O TEvap consiste em uma câmara anaeróbia, envolta por uma camada de material granular grosseiro, seguido por camadas superiores de materiais de granulometrias variadas, sendo uma camada de pedra brita, uma camada de areia e uma camada de solo. Por fim, o sistema ainda possui plantas, que são responsáveis pela eliminação final do efluente por meio da evapotranspiração (PAMPLONA; VENTURI, 2002; GABIALTI, 2009; FIGUEIREDO et al., 2019; ROCHA, 2020; PONTES, 2023).

No TEvap, a água residuária entra no sistema diretamente na câmara anaeróbia, onde ocorrem as etapas da conversão de matéria orgânica por processos anaeróbios, conhecidas como hidrólise e acidogênese e, posteriormente para a etapa de metanogênese com a produção de biogás (FARINA, 2009).

Em seguida, a água residuária ascende para as camadas superiores compostas por material agregado de diversas granulometrias, onde deve ocorrer a mineralização de substâncias em nitratos, nitratos, fosfatos e outras formas iônicas. Na camada de solo as raízes das plantas absorvem os nutrientes nestas formas iônicas e a água do esgoto já parcialmente tratado pelas camadas anteriores para se desenvolverem (ROCHA, 2020).

O TEvap apresenta muitas vantagens como emissão zero de efluente final, tratamento considerado *ecofriendly*, harmonização paisagística do local (GABIALTI, 2009) devido a presença de plantas e ainda, quando bem operado não emite maus odores!

Este trabalho faz parte de uma linha de pesquisa que vem aprimorando os estudos do TEvap quanto ao projeto, instalação, eficiência e comportamento hidráulico com relação ao escoamento e dispersão hidrodinâmica dentro das câmaras e camadas.

A análise hidrodinâmica de reatores é um processo importante para entender o comportamento fluido em um sistema de reação química. O objetivo é entender como o fluido se move e se comporta dentro do reator, para otimizar as condições de operação e maximizar a eficiência da reação.

A análise hidrodinâmica também é importante para prever e evitar problemas de operação, como a formação de depósitos ou obstruções no reator. Esses problemas podem afetar a eficiência da reação e levar a custos mais elevados de manutenção e reparo.

O tempo de detenção médio do efluente no interior do sistema, bem como o tipo de mistura e a ocorrência de zonas mortas por ensaios hidrodinâmicos do tipo estímulo-resposta empregando traçador inerte na forma de sinal pulso ou degrau (LEVENSPIEL, 2000).

Na injeção em pulso, o traçador em concentração conhecida deve ser aplicado em tempo inferior a 2% do tempo de detenção hidráulica (TDH teórico) conforme estudo realizado por Silva (2019). Já no estímulo em degrau durante todo o ensaio é injetado um traçador escolhido, e observa-se o aumento gradual da concentração do material na saída, chegando a um platô de concentração, equivalente a concentração de entrada (LEVENSPIEL, 2000).

Desta forma, os objetivos deste trabalho foram aprimorar o TEvap com os critérios de projeto já existentes e citados em literatura, realizar ensaios hidrodinâmicos antes do seu *startup* e avaliar o desempenho de um tanque em escala de bancada de evapotranspiração para tratamento e disposição final de águas cinzas domésticas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Montagem do TEvap

O aparato experimental consistiu em um TEvap em escala de laboratório reduzida em 6,8 vezes da escala real para um habitante. O TEvap no formato retangular foi construído em placas de vidro de espessura de 4 mm com dimensões externas de 0,15 m de largura, 0,50 m de comprimento e 0,25 m de altura.

Este tanque foi preenchido com camadas características do TEvap, sendo alocadas em ordem ascendente (Figura 1): resíduos de construção e demolição (RCD), brita, geomembrana (para evitar a descaracterização das camadas pelo arraste do fluxo), areia e solo. A seguir serão detalhadas cada uma das camadas.

Câmara anaeróbia: Na parte inferior do tanque, para simular as câmaras anaeróbias, foram posicionados dois tubos de PVC de DN (diâmetro nominal) de 50 mm, paralelos no comprimento do fundo do tanque de 0,49 m. Na geratriz superior destes tubos foram feitos orifícios ($\varnothing$ 5 mm) conectados por mangueiras de silicone à parte superior e externa do TEvap. Os orifícios corresponderam a pontos de: entrada da água cinza nas câmaras, coleta de efluente tratado na câmara anaeróbia, condução do biogás para fora do TEvap e condução do efluente da câmara para a próxima camada. Estes últimos, foram feitos no nível da saída do efluente das câmaras para a camada de RCD na lateral do tubo de PVC. Após a montagem, as câmaras foram vedadas com silicone.

À medida em que a camada era terminada, foi mensurado o volume útil por meio de enchimento com volume conhecido de água.

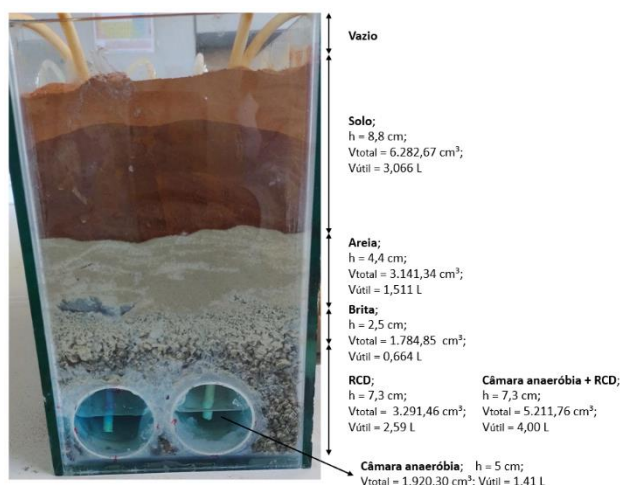


Figura 1: Fotografia das camadas do TEvap em escala de bancada e algumas medidas.

Camada de RCD: Estes resíduos são agregados em granulometria 2 mm. A camada foi alocada em volta das câmaras. O RCD usado apresentou coeficiente de uniformidade (Cu) igual a 1,2, o que indica que o material é bem uniforme, e o coeficiente de curvatura (Cc) igual a 0,689, o que indica que o material tinha uma graduação

aberta, ou seja, o material apresentou uma curva granulométrica de material bem graduado e contínua, com insuficiência de material fino, para preencher os vazios entre as partículas maiores. Desse material foi utilizado um volume de 4130 cm³.

Camada de brita: Um volume de 1050 cm³ foi usado de pedra brita que tinha um coeficiente de uniformidade (Cu) igual a 2,8, o que indicou que o material era uniforme, e o coeficiente de curvatura (Cc) igual a 0,803 o que indicou que o material tinha uma graduação aberta também.

Camada de areia: Um volume de 3080 cm³ foi utilizado de área de coeficiente de uniformidade (Cu) igual a 1,71, o que indicou que o material era bem uniforme e o coeficiente de curvatura (Cc) igual a 0,964, o que indicou que o material tinha uma graduação aberta.

Camada de solo: O solo apresentou coeficiente de permeabilidade de $3,935 \cdot 10^{-6} \text{ ms}^{-1}$, o que indicava que o material era característico de uma areia muito fina, silte, mistura de areia silte e argila ou uma argila estratificada, sendo um solo com baixa permeabilidade.

Ensaio para o estudo do comportamento hidrodinâmico do TEvap

Antes de iniciar o procedimento de análise da hidrodinâmica, realizou-se um período de limpeza do sistema em que ele foi alimentado por uma bomba peristáltica com água destilada. Durante este período, a condutividade elétrica (CE) na sua saída foi monitorada, pois, no começo da operação CE consideravelmente alto e com o decorrer das semanas foi possível observar a sua diminuição até a estabilização num valor médio de 12 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-2}$, durante um período de 5 dias.

O cloreto de sódio (NaCl) foi utilizado como material traçador na concentração de 0,2 mg.L⁻¹ e na vazão de 15 mL.min⁻¹. Este ensaio foi conduzido por 2100 minutos. A condutividade elétrica (CE) das amostras do efluente final do tanque (x, em $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$) foi determinada para estimar a concentração de NaCl (y, em mg.L⁻¹) por meio de uma curva de diversas concentrações de 0, 0,1, 0,2, 0,3, 0,4 e 0,5 g.L⁻¹, obtendo valores de condutividade de acordo com o Figura 2.

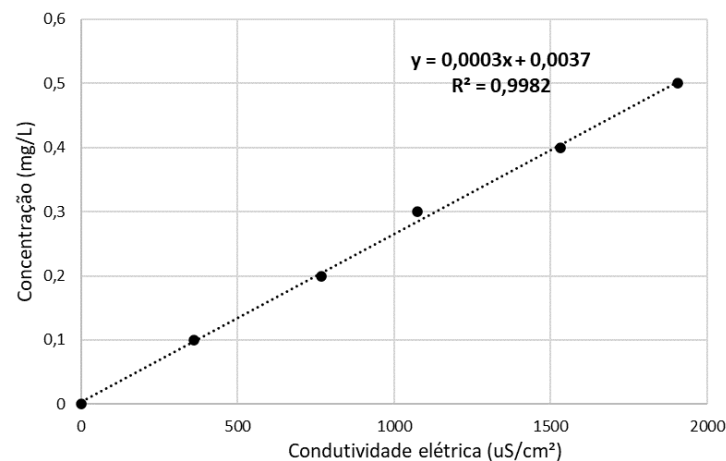


Figura 2: Gráfico de concentração de NaCl pela condutividade elétrica.

Para a análise da hidrodinâmica foi usado um recipiente de 10 litros como recipiente de entrada com a solução de traçador. Optou-se por fazer a análise hidrodinâmica na forma de degrau, onde faz-se a injeção do traçador de forma constante e analisa-se a saída do sistema, para observar como ocorre a saída de material até a formação de uma saída constante do material, ou seja, na saída observa-se que com o passar do tempo a concentração do traçador começa a aumentar aos poucos, até atingir um patamar estável que em geral tende a ser muito próxima a concentração do traçador na entrada.

Condução experimental e avaliação do sistema

O sistema foi operado em dias alternados, com alimentação intermitente. Dessa forma, considerou-se como dias operacionais (d_{op}), os dias corridos desde o primeiro dia de funcionamento e, os dias em que houve a alimentação do sistema foram considerados como dias operados (d_o).

Para a interpretação dos resultados e análise da eficiência do sistema foi realizado uma correção das vazões, sendo a vazão operada (Q_o) igual a vazão diária operada no sistema nos dias em que ele foi operado e a vazão corrigida (Q_c) uma vazão diária equivalente a vazão diária média que o sistema foi submetido, calculado de acordo com a equação 1

$$Q_c = Q_o * d_o / d_{op} \quad \text{equação (1)}$$

O sistema foi alimentado com água cinza doméstica provenientes da lavagem de louça de uma refeição principal de um habitante, utilizando detergente biodegradável e aproximadamente 20 litros de água. Foram feitas três coletas durante o período operacional, sendo a primeira exatamente no dia em que o sistema começou a ser operado. A segunda no dia operacional 102 e a terceira no dia operacional 165. Em cada coleta foi usado em média 40 gramas de detergente, totalizando assim uma concentração de 2 g.L⁻¹.

A água residuária cinza foi coletada, caracterizada e armazenada congelada em recipientes de 0,5 L. Conforme necessário, os recipientes eram descongelados em temperatura ambiente no dia do uso no TEvap. As amostras foram caracterizadas de acordo com a APHA (2017) segundo parâmetros de pH, turbidez, condutividade elétrica, DQO, nitrogênio amoniacal (NH₄), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), fósforo total (P_{total}) e fósforo inorgânico (P_{inor}).

A operação do sistema foi dividida em 3 fases de acordo com a Tabela 1. Na primeira fase, ocorreu um período de acomodação do sistema, onde o mesmo foi operado com uma vazão de 0,21 Ld⁻¹, por 22 dias, já na segunda fase o sistema foi operado com 0,28 Ld⁻¹, por 54 dias, perfazendo 1,4 vezes o TDH, e por fim na terceira fase o sistema foi operado com a vazão de 0,56 Ld⁻¹, por 47 dias, perfazendo 2,35 vezes o TDH.

Tabela 1: Condições operacionais de cada fase de operação do TEvap.

Fase	Vazão operada (mL/dia)	TDH teórico	Dias operados	Dias operacionais	Vazão corrigida (mL/dia)	TDH corrigido
1	210	50,62	22	46	100,4	105,84
2	280	37,96	54	91	166,2	63,98
3	560	19,98	47	56	470,0	22,62

A forma de alimentação do sistema foi selecionada no sentido de simular as cargas geradas em uma residência em escala real com vazão intermitente em que o sistema é submetido a um ciclo diário durante 14 minutos, realizada em todos os dias úteis da semana.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estudo do comportamento hidrodinâmico do TEvap

O TDH teórico pôde ser obtido pela relação entre o volume útil e vazão de entrada, nesse caso ponderou-se apenas as dimensões básicas e o escoamento perfeito, desconsiderando possíveis anomalias que poderiam ocorrer no escoamento, como caminhos preferenciais ou curto-circuitos. Para o sistema em análise o valor para o TDH teórico do sistema foi de 709 min.

O TDH real foi obtido pelo ensaio hidrodinâmico, sendo os resultados dos ensaios hidrodinâmicos do sistema apresentados nos gráficos da Figura 3. Na Figura 3a é apresentada a curva de resposta padrão, com a concentração do traçador na saída do sistema e na Figura 3b é apresentada a curva de distribuição do tempo (DTR) de detenção hidráulica (curva E).

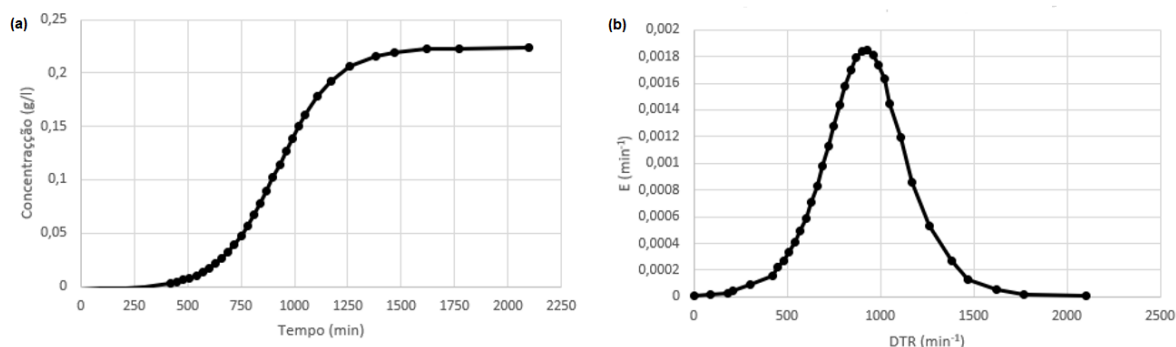


Figura 3: Gráfico de resposta padrão e DTR obtidos para o efluente final do TEvap.

Aplicando as teorias proposta por Levenspiel (2000), foi possível obter alguns parâmetros de interesse do sistema. Primeiramente, o TDH real que foi 942 min, o número de reatores de mistura perfeita em série igual a 13,96 e o número de dispersão longitudinal (D/uL) igual a 0,032. Estes resultados indicam que o escoamento do sistema se aproximou mais de um reator de fluxo pistonado, similar ao obtido no estudo de Carvalho e colaboradores (2008). A provável existência de zonas de recirculação interna, curto-circuitos e a adsorção do traçador pelo meio granular podem justificar o retardo no TDH (BORGES et al., 2009).

Avaliação da eficiência global do sistema

A partir da caracterização da água cinza está disposta na Tabela 3, onde são apresentadas as médias das três coletas realizadas e também o desvio padrão (DP).

Tabela 3: Caracterização da água residual cinza.

	pH	CE (μScm^{-1})	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	Turb. (NTU)	DQO (mgL^{-1})	P _{ino} (mgL^{-1})	P _{total} (mgL^{-1})	NH ₄ (mgL^{-1})	NO ₂ (mgL^{-1})	NO ₃ (mgL^{-1})
Média	5,11	214	21,4	214	1.479,2	1,34	2,54	5,94	0,12	4,12
DP	0,63	28	3,9	32	346,7	0,57	0,84	1,07	0,10	1,33

Na Figura 4 estão apresentados os dados de condutividade elétrica que foram analisados nas câmaras anaeróbias paralelas (C1 e C2) e na saída do TEvap após a camada de solo (S), de modo que a primeira análise, foi feita com 10 dias operacionais. A fase 1 se deu desde o início da operação do sistema até o dia 46, a fase 2 a partir do dia 47 até o dia 138 e, por fim, a fase 3 se deu a partir do dia 139 até o dia 194.

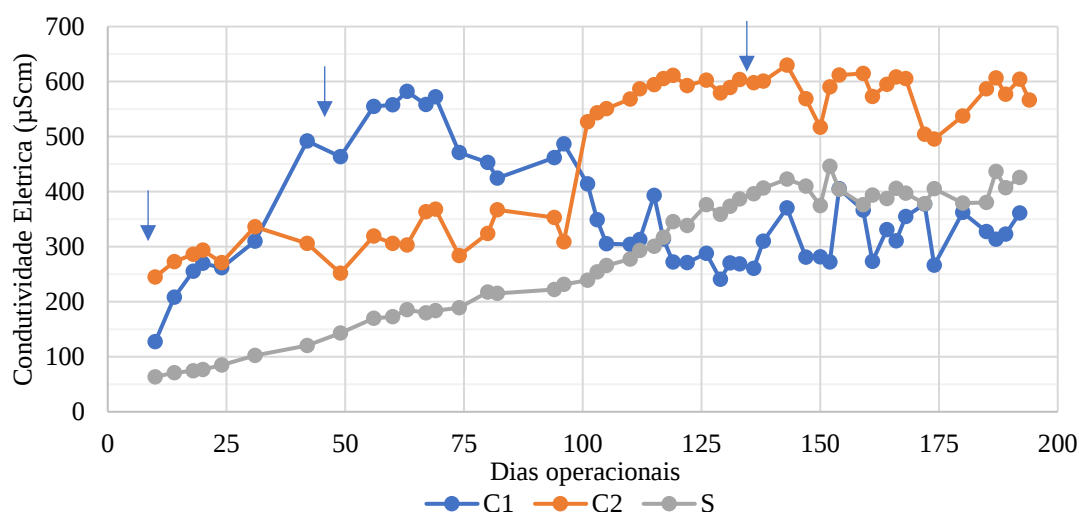


Figura 4: Comportamento da condutividade elétrica de acordo com o dia operacional.

Com relação a variação do valor da condutividade elétrica no sistema, observou-se tendência de aumento nas duas câmaras nos primeiros 40 dias, período da fase 1, chamado de *startup* ou fase de adaptação do sistema. Enquanto na saída, a CE foi aumentando gradativamente até atingir um comportamento de estabilidade na fase 3, entre 375 e 446 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, sendo em média de 405,83 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (DP = 20,31). O aumento gradativo da CE e dos demais parâmetros monitorados na saída era esperado, uma vez que o sistema iniciou seu funcionamento cheio de água e à medida que foi sendo alimentado com a água cinza, houve o efeito de concentração e acúmulo de substâncias no TEvap.

O aumento da CE nas câmaras pode indicar a capacidade dos microrganismos em converter as moléculas maiores e complexas em de íons e cátions que, por consequência, aumentam o valor de CE no meio.

Já o comportamento da condutividade elétrica nas câmaras durante a fase 2 foi mais variável, tendo a C1 com uma tendência de diminuição enquanto na C2 observa-se o oposto, sendo na câmara 1 igual a 341,31 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ e na câmara 2 igual a 359,4 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$.

Na fase 3 a CE das câmaras apresentou tendência de estabilização. Contudo em valores diferentes para cada câmara, de 326,79 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (DP = 34,90) para a câmara 1 e de 577,41 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (DP = 31,09) para a câmara 2.

O monitoramento do pH (Figura 5) indicou que na C1 no início o material se mostrava mais neutro e com o tempo houve uma tendência de acidificação durante a fase 1 e 2 enquanto na fase 3 o efluente se mostrou com um pH estável, em média de 5,52 (DP = 0,25). Já na C2 ocorreu o oposto, no início se apresentou mais ácido com valor mínimo de pH igual a 4,4 e com o tempo ocorreu um aumento gradual. Durante a fase 1 e fase 2, o pH médio foi de 6,36 (DP = 0,16), mais neutro do que na C1 durante a mesma fase.

Por fim, o pH da saída apresentou estabilidade na fase 1 com média de 6,72 (DP = 0,03) e na fase 3 com média de 7,57 (DP = 0,07).

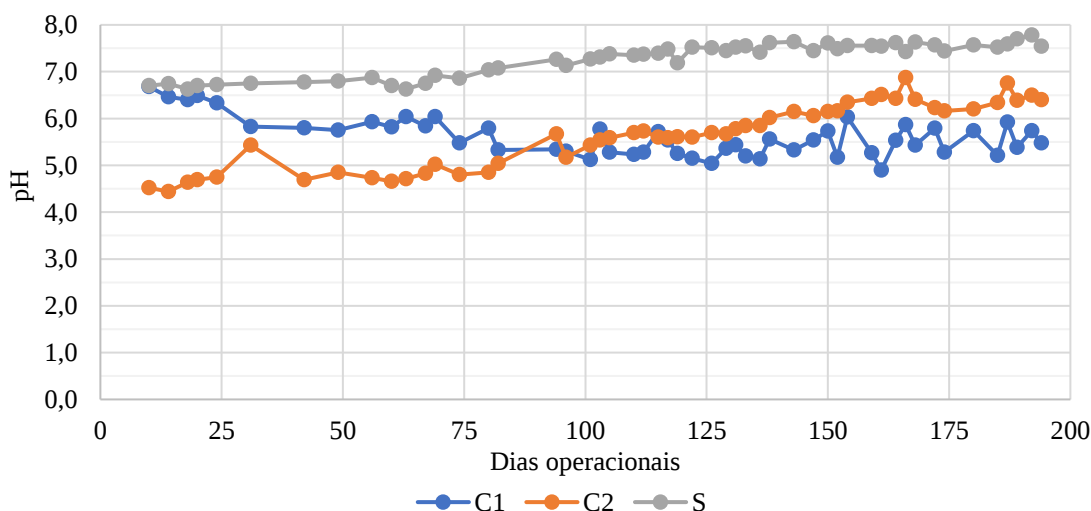


Figura 5: Comportamento da pH de acordo com o dia operacional.

Estes resultados de pH não indicaram que as reações de conversão (acetogênese e metanogênese) da fase metanogênica estivessem ocorrendo exclusivamente na câmara anaeróbia. Possivelmente estas fases finais estivessem ocorrendo nas camadas granulares de RCD e brita, que traz como consequência a formação de gases fora da câmara anaeróbia, os quais impactam na formação de bolsas de gases nas camadas superiores da câmara anaeróbia. Já para o valor de saída, observa-se uma tendência de neutralidade, e representa eficiência do sistema em estabilizar e neutralizar esse valor de pH no escoamento espacial e vertical do TEvap.

Na Figura 6 pode-se observar o comportamento da turbidez durante o período analisado. Na saída observa-se que a valor permaneceu próximo a 0 durante e toda a fase e durante a maior parte da fase 2, período no qual começou a apresentar uma tendência de aumento até chegar ao patamar de 40,8 NTU. Aos 152 dias operacionais (terceira fase) apresentou brusca queda e permanência nesse patamar, na terceira fase a turbidez manteve-se em média de 12,17 NTU (DP = 9,49).

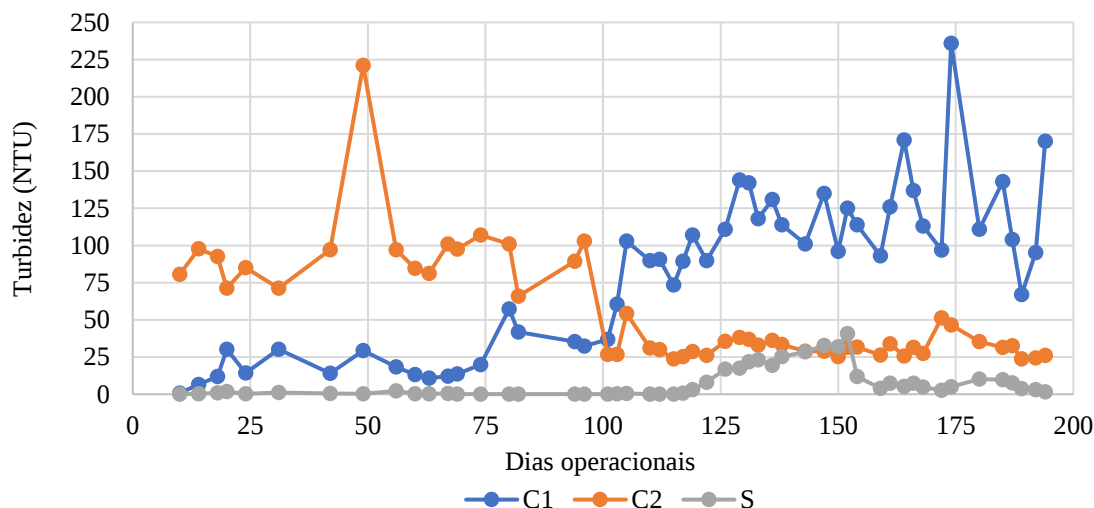


Figura 6: Comportamento da Turbidez de acordo com o dia operacional.

No caso das câmaras observa-se uma tendência como a que ocorreu com o pH, porém com uma maior ênfase na fase 2, onde a amplitude de variação foi de 197,30 NTU para a C1 e 133,07 NTU para a C2. Na fase em ambas as câmaras houve uma tendência de estabilização com valores de turbidez em média de 15,45 NTU (DP = 8,49) e 85,12 NTU (DP = 9,25) para a C1 e C2, respectivamente. Já na fase 3 também ocorreu uma tendência de estabilização, com a C1 apresentando em média 124,12 NTU (DP = 27,78) e a C2 apresentando em média 31,26 NTU (DP = 4,92).

No Figura 7 pode-se observar o comportamento da DQO durante as três fases operacionais, em que o sistema apresentou uma boa eficiência na remoção da matéria orgânica, medida como DQO, considerando a saída do sistema. Na fase 1 o sistema apresentou 100% de remoção da DQO, enquanto na fase 2 a média de saída foi de 24,21 mgDQO.L⁻¹ (DP = 24,92) resultando numa eficiência média de 98,36%. Já na terceira fase o sistema apresentou 68,29 mgDQO.L⁻¹ (DP = 29,31) apresentando uma eficiência 95,38%, um pouco inferior a da fase 2 contudo ainda satisfatória, considerando o tratamento anaeróbio.

A DQO de entrada foi em média de 1479 mg.L⁻¹. Logo no início da alimentação com água cinza, nas duas câmaras anaeróbias o valor da DQO aumentou devido ao TDH real das câmaras ser de aproximadamente 106 dias. Na fase dois, os valores DQO foi mais variável, apresentando média de 666,44 mgDQOL⁻¹ (DP = 112,32) o que representou cerca de 55% de remoção de DQO.

Já na fase 3 o comportamento da DQO nas câmaras foi similar, apresentando amplitude de variação de 256,86 mgDQOL⁻¹ e 208,84 mgDQOL⁻¹ para a C1 e C2, respectivamente. Contudo o valor médio se apresentou diferente, de 777,42 mgDQOL⁻¹ (DP = 72,93) para a C1 e de 506,04 mgDQOL⁻¹ (DP = 71,93) para a C2. Vale destacar que as câmaras anaeróbias removeram em média 62,5% da DQO de entrada. O restante da matéria orgânica foi removido nas camadas superiores (RCD, brita, areia e solo) pois ao final do período operacional a remoção de DQO total na saída do TEvap foi de 93%.

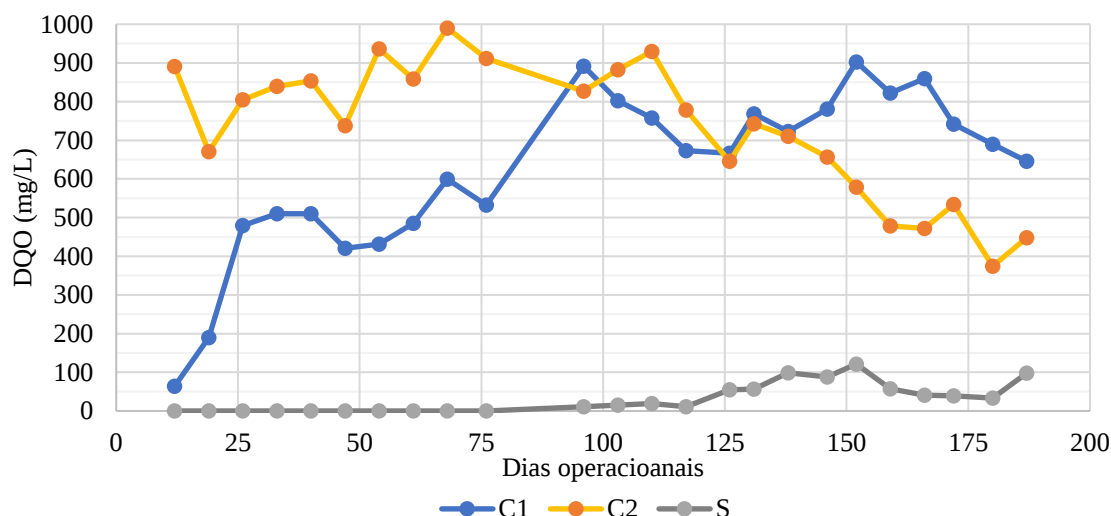


Figura 7: Comportamento da DQO de acordo com o dia operacional.

A concentração de fósforo total e inorgânico foi monitorada somente na saída final do TEvap. Como é possível ver na Tabela 4, só foi detectado fósforo na amostra a partir do dia operacional 123, ou seja, no final da fase 2. Desse modo durante esse período, o fósforo total apresentou média de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ ($DP = 0,01$) e o fósforo total apresentou média de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ ($DP = 0,01$), sendo a eficiência média de 99% e 98%, de fósforo total e fósforo inorgânico, respectivamente. Destaca-se que a água cinza tinha $2,54 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo total e $1,34 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo inorgânico.

Tabela 4: Resultados das análises de fósforo e nitrogênio ao longo período operacional.

Dias operacionais	Fósforo inorgânico (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	Dias operacionais	Nitrogênio amoniacal (mg/L)	Nitrito (mg/L)
123	0,03	0,05	129	0,62	0,01
131	0,03	0,04	138	0,79	0,01
137	0,02	0,02	-	-	-
152	0,05	0,04	153	0,97	0,02
166	0,02	0,03	166	0,67	0,01
187	0,02	0,03	187	1,61	0,01

Já o nitrogênio foi analisado nas suas três principais formas, amoniacal, nitrito e nitrato, sendo também analisado no ponto de saída do sistema. O nitrato não foi detectado em nenhuma fase operacional, enquanto o nitrito e nitrogênio amoniacal foram detectados a partir do dia operacional 129, como mostrado na Tabela 4. O nitrito apresentou média de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ ($DP = 0,004$), com uma remoção média igual a 92%. Já o nitrogênio amoniacal apresentou uma tendência de crescimento com o valor mínimo de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ e máximo de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$, desse modo o sistema apresentou como eficiência mínima de remoção de nitrogênio amoniacal igual a 73%.

Como apresentado o sistema apresentou eficiência satisfatória na remoção fósforo, e uma eficiência considerável de nitrogênio, contudo poderia estar ocorrendo no sistema um acúmulo ou ainda a adsorção desses minerais nas camadas de preenchimento do tanque, principalmente na camada de solo, que contem grânulos de diâmetros tão pequenos que são capazes de possuírem cargas elétricas e portando capacidade de adsorver alguns dos minerais, como relata Santos, Bastos e Aisse (2006) sobre a absorção de nutrientes nos solos.

CONCLUSÕES

O comportamento hidrodinâmico do sistema se aproximou ao de fluxo em pistão, que é coerente com o escoamento em meios porosos e granulares como é o caso das camadas de RCD, brita, areia e solo do TEvap.

Porém aliado ao pH, pôde-se observar que a fase acidogênica predominou nas câmaras anaeróbias, mostrando que possivelmente essas câmaras estejam subdimensionadas ou que seria necessário um mecanismo para aumentar o TDH nestas câmaras, como chicanas ou operar as câmaras em série ao invés de paralelo.

A visualização lateral do TEvap construído em vidro transparente facilitou observar a formação de zonas de acúmulo de gases que ocorrem juntamente com a formação de caminhos preferenciais por onde esses gases podem escapar para a superfície. Ressalta-se que estes estudos são viáveis em escala de bancada e precisam ser melhor investigadas.

A eficiência total na remoção de matéria orgânica como DQO foi em média de 95% na fase 3. A turbidez média de foi 12,17 NTU em todo período experimental. O pH apresentou um valor médio de 7,57 na fase 3, mas durante toda as fases o pH na saída apresentou-se próximo a 7,0 o que indica neutralidade característica da mineralização da matéria orgânica por processos biológicos anaeróbios. A CE no meio também teve um resultado coerente com o esperado apresentando média de 405,83 μScm^{-1} .

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. Standard methods for examination of water and wastewater. 23 ed. American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, 2017.
2. BORGES, Alisson C.; MATOS, Antônio T. de; CALIJURI, Maria do C.; OLIVEIRA, Gabriel H. H. de; ROLDÃO, João S. F.. Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 29, n. 2, p. 301-310, abr/jun. 2009.
3. CARVALHO, K Q de. Et al. Avaliação Hidrodinâmica de Reator UASB Submetido a Variação Cíclica de Vazão. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 226–235, abr/jun. 2008.
4. FIGUEIREDO, Isabel Campos Salles; BARBOSA, Ariane Corrêa; MIYAZAKI, Caroline Kimie; SCHNEIDER, Jerusa; COASACA, Raúl Lima; MAGALHÃES, Taína Martins; TONETTI, Adriano Luiz. Bacia de Evapotranspiração (BET): uma forma segura e ecológica de tratar o esgoto de vaso sanitário. Revista Dae, [S.L.], v. 67, n. 220, p. 115-127, 2019. Revista DAE. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2019.059>.
5. GALBIATI, A. F. Tratamento domiciliar de águas negras através de tanque de evapotranspiração. 2009. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Tecnologias Ambientais, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.
6. LEVENSPIEL, O. (1999) Engenharia das Reações Químicas. 3ª ed., São Paulo: Edgard Bluncher, 2000.
7. VON SPERLING M. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 2ª ed. Série: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1996.
8. PAMPLONA, S; VENTURI, M. Esgoto à flor da terra. Permacultura Brasil: Soluções ecológicas, Brasília, v. 16, n. 5, p. 18-19, set. 2004.
9. PONTES, Raquel Alves Ribeiro. Sustentabilidade de alternativas de tratamento descentralizado de esgoto em bases militares isoladas: uma abordagem por índice composto. 2023. 120 f. Dissertação (Doutorado) - Curso de Tecnologias Ambientais, Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Cuiabá MS, 2023.
10. ROCHA, Gabriel. Tanque de Evapotranspiração para Tratamento de Efluentes Doméstico em Zonas Rurais. 2020. 105 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2020.
11. SANTOS, M. L. F.; BASTOS, R. K. X; AISSE, M. M. (coord). Tratamento e utilização de esgotos sanitários. (Projeto PROSAB). 1ª edição. Rio de Janeiro -RJ: ABES, 2006. 427p.