



You are free: to copy, distribute and transmit the work; to adapt the work.
You must attribute the work in the manner specified by the author or licensor

EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO DE COMUNIDADES RURAIS POR MEIO DE FOSSA SÉPTICA BIODIGESTORA¹

Leandro José Simoni Peres²; Gilberto José Hussar³; Euzebio Beli⁴

RESUMO

O grande crescimento demográfico trouxe como consequência, o aumento no consumo de recursos naturais e dos poluentes gerados. O problema do lançamento de águas residuárias tratadas ou não, provoca alterações nas propriedades físicas e químicas da água, o que pode resultar em profundas e severas alterações ecológicas no ambiente aquático. Na zona rural, o problema da disposição inadequada do esgoto doméstico é ainda mais grave, pois estas localidades não dispõem de qualquer infra-estrutura para tratamento. Uma das alternativas para se evitar a disposição incorreta de efluentes domésticos é o uso de fossa séptica, a qual é economicamente viável e de fácil instalação. Tal método consiste de unidades de tratamento de esgoto doméstico nas quais são feitas a separação e transformação da matéria sólida contida no esgoto. Avaliou-se sua eficiência avaliada através de análises de DQO, Turbidez e pH, obtendo as seguintes médias dos resultados: remoção média de 55,10% para DQO, média de 36,2% para turbidez sendo esses insatisfatórios comparados com trabalhos de outros autores, e uma variação de pH na faixa de 7,5, mostrando-se à um nível bom para proliferação da colônia bacteriana, quando o sistema operou no período de 10/01/2006 à 25/10/2006 com um TDH de 21 dias. Concluindo-se que a fossa séptica biodigestora não promove uma boa remoção de DQO e turbidez apesar de um bom comportamento do pH e um alto tempo de detenção hidráulico.

Palavras-chave: Esgoto doméstico, Fossa Séptica, Biodigestor

EFFICIENCY OF THE TREATMENT OF DOMESTIC SEWAGE IN RURAL COMMUNITIES THROUGH SEPTIC TANK BIODISGESTOR

ABSTRACT

The large population growth as a consequence, the increase in consumption of natural resources and the pollutants generated. The problem of the release of wastewater treated or untreated, causes changes in physical and chemical properties of the water, which can in severe and profound ecological changes in the aquatic environment. In rural areas, the problem of the inadequate disposal of the domestic sewage is even worse, because these places have no infrastructure for treatment. One of the alternatives to avoid the improper disposal of domestic sewage is the septic use of septic tank, which is economically viable and easy installation. This method consists of units of domestic wastewater treatment that are made in which the separation and processing of solid matter contained in sewage. We evaluated its effectiveness evaluated through analysis of COD, turbidity and pH, obtaining the following average results: average removal of 55.10% for COD, an average of 36.2% for turbidity and these unsatisfactory compared with works of other authors and a variation of pH in the range of 7.5, showing up at a good level for the proliferation of bacterial colony, when the system operated in the period from 10/01/2006 to 25/10/2006 with an HRT of 21 days. It's possible to conclude that the septic tank digester does not promote a good removal of COD and turbidity, despite a good pH and a high hydraulic detention time.

Keywords: Domestic wastewater, Septic Tank, Biodigestor

Trabalho recebido em 8/06/2009 e aceito para publicação em 27/08/2009.

¹ Trabalho apresentado para Conclusão de Curso de Graduação em Engenharia Ambiental pelo primeiro autor.

² Engenheiro Ambiental – Unipinhal. Av. Hélio Vergueiro Leite, 01 Jardim Universitário, Esp.Sto Pinhal – SP.

³ Professor Orientador. Mestre. Curso de Engenharia Ambiental Unipinhal. e-mail: gjhussar@unipinhal.edu.br.

⁴ Professor Curso de Engenharia Ambiental e Administração Unipinhal. e-mail: beli@unipinhal.edu.br.

1. INTRODUÇÃO

A história do uso da água na Terra é complexa e está diretamente ligada ao crescimento da população humana, ao grau de urbanização e aos usos múltiplos que afetam a quantidade e qualidade de água (LEME 2003, apud TUNDISI 2003).

O crescimento demográfico implica no incremento da exploração e utilização da água, resultando no aumento de todo o tipo de águas residuárias.

Este crescimento sem nenhum planejamento leva os recursos hídricos a um processo de deterioração. A diminuição da disponibilidade dos recursos hídricos e a deterioração da qualidade das águas superficiais e subterrâneas apontam para uma tendência de um aproveitamento racional desse precioso recurso, com o mínimo de dano ao meio ambiente (HUSSAR, 2002).

O problema do lançamento de águas residuárias tratadas ou não, provoca alterações nas propriedades físicas e químicas da água, o que pode resultar em profundas e severas alterações ecológicas no meio ambiente aquático (SPERLING, 1996).

As principais conseqüências da disposição de águas residuárias no meio ambiente aquático é provocada pela estabilização da matéria orgânica, causando principalmente a eutrofização

dos corpos receptores e doenças de veiculação hídrica, que são transmitidas pela água contaminada não tratada. As enfermidades mais comuns que podem ser transmitidas pela água são: febre tifóide, disenteria, cólera, diarreia, hepatite, leptospirose e giardíase.

Segundo o BRASIL (1998) apenas 3,4% do esgoto sanitário coletado nos domicílios brasileiros recebe tratamento e só uma pequena parcela tem destinação final sanitariamente adequada no meio ambiente.

Na zona rural, o problema da disposição inadequada do esgoto doméstico é ainda mais grave, pois estas localidades não dispõem de qualquer infraestrutura para tratamento. Uma das alternativas para se evitar a disposição incorreta de efluentes domésticos é o uso de fossa séptica.

A fossa séptica nada mais é do que um tanque enterrado, que recebe o esgoto. Ele retém a parte sólida e inicia o processo de purificação da parte líquida, o qual é concluído através da filtração no solo (BRASIL, 2001).

Essas fossas sépticas são fundamentais no combate a doenças, verminoses e endemias (como a cólera), pois evitam o lançamento dos dejetos humanos diretamente nos córregos, rios, lagos ou na superfície do solo. O seu uso é

essencial para a melhoria das condições de higiene das populações rurais, pelo seu baixo custo de instalação e seu simples modo de manuseio (BRASIL, 2001).

O objetivo deste trabalho é avaliar a eficiência de um sistema de tratamento de esgoto de doméstico por meio de fossa séptica biodigestora.

2 – REVISÃO DE LITERATURA

2.1- Águas residuárias.

Somente 3% da água do planeta está disponível como água doce. Destes 3%, cerca de 75% estão congelados nas calotas polares, em estado sólido, 10% estão confinados nos aquíferos e, portanto, a disponibilidade dos recursos hídricos no estado líquido é de aproximadamente 15% destes 3%.(ANA, 2002)

Cerca de 88 milhões de brasileiros vivem em domicílios desprovidos de sistemas de coleta do esgoto sanitário (BRASIL, 1998)

Segundo o BRASIL (1998) apenas 3,4% do esgoto sanitário coletado nos domicílios brasileiros recebe tratamento e só uma pequena parcela tem destinação final sanitariamente adequada no meio ambiente. Resumindo, todos os 41,8 milhões de domicílios brasileiros produzem esgoto sanitário, desse total, 31,5 milhões produzem esgoto sanitário de forma mais intensiva, 12,8 milhões

despejam diariamente o esgoto sanitário a céu aberto.

2.2 – Caracterização do esgoto

Os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos (CHERNICHARO, 1997).

Neste fato há um caráter ou potencial poluidor do despejo, os quais definem a qualidade do esgoto, podendo ser divididos em três categorias: parâmetros físicos, químicos e biológicos (SPERLING,1996). Nesse trabalho só foram abordados os que serão usados como parâmetros nas análises.

Característica física analisada foi a turbidez que é causada por uma grande variedade de sólidos em suspensão (SPERLING,1996).

As características químicas analisadas foram a DQO – demanda química de oxigênio, mede o consumo de oxigênio correspondente a uma oxidação química da matéria orgânica, obtida através de uma fonte oxidante em um meio ácido (SPERLING,1996) e o pH: indicador das características ácidas ou básicas do esgoto. Os processos de oxidação biológica geralmente tendem a reduzir o pH (SPERLING,1996).

2.3 – Principais técnicas de tratamento de esgotos domésticos

A remoção dos poluentes no tratamento de esgoto domésticos, de forma a adequar o lançamento a uma quantidade desejada ou ao padrão de qualidade que não afete o meio ambiente, sendo de baixo custo e de fácil manuseio, é indispensável principalmente em comunidades carentes e na zona rural. Podemos ter as seguintes formas de tratamento, filtros anaeróbios, reatores de manta de lodo (UASB) (CHERNICHARO, 1997), e o tanque séptico, que foi visto como o ideal para áreas rurais e pequenas comunidades.

O filtro anaeróbio ascendente é basicamente uma unidade de contato, na qual os esgotos passam através de uma massa de sólidos biológicos contida dentro do reator (CHERNICHARO, 1997).

Embora seja eficiente seu custo não é de fácil acesso para moradores rurais.

Reatores de manta de lodo é um processo anaeróbio com sistema compacto, baixa demanda de área, baixo custo de implantação e de operação e de baixa produção de lodo, mas há uma emissão de maus odores (CHERNICHARO, 1997). Portanto sua instalação próxima a uma propriedade rural ou em alguma comunidade torna-se inviável.

2.4. – Tratamento Anaeróbio

Os sistemas anaeróbios são bastante apropriados como primeira etapa, e

eventualmente a única, no tratamento de efluentes com elevadas concentrações de matéria orgânica, como é o caso daqueles gerados pela agroindústria. Uma satisfatória remoção de DBO ocorre sem o gasto de energia elétrica, e com a utilização de reduzidas áreas de implantação (VON SPERLING, 1998).

Como sistemas de tratamento anaeróbio podem ser apontados as lagoas de estabilização anaeróbias e os digestores anaeróbios

O tratamento de resíduos pela fermentação anaeróbia tem sido empregado para a estabilização da matéria orgânica presente nos resíduos. Esta tecnologia é limitada face à produção de gás metano pelas bactérias metanogênicas, cuja velocidade de crescimento é muito lenta, a qual se reflete no tempo longo de retenção de sólidos e de retenção hidráulica que exigem grandes tanques de fermentação. Outro aspecto a considerar é que o efluente da digestão anaeróbia (biodigestores) possui ainda uma alta concentração de matéria orgânica solúvel ou insolúvel que requer tratamento antes de ser descartado (OLIVEIRA, 1993).

Os processos de tratamento de resíduos pela fermentação anaeróbia, levando-se em consideração as características do digestor podem ser divididos em quatro categorias: digestores convencionais, digestores de fluxo

descendente, digestores de fluxo ascendente e reator anaeróbio compartimentado (OLIVEIRA, 1993; VON SPERLING, 1998).

2.4.1. Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual populações bacterianas interagem estritamente para promover a fermentação estável e autoregulada da matéria orgânica, resultando os gases metano e dióxido de carbono, bem como na amônia (McCARTY, 1982; FORESTI, 1994).

Como vantagens da digestão anaeróbia em relação aos processos aeróbios, pode-se citar: o baixo consumo de energia; a baixa produção de lodo e a produção de gás metano como fonte de energia. Por sua vez, apresenta como desvantagens a alta sensibilidade do processo a mudanças de condições ambientais (temperatura, pH e alcalinidade).

No processo de digestão anaeróbia, participam diversos grupos de bactérias, cada qual com funções distintas e específicas, interagindo com os outros grupos, e promovendo um mecanismo auto-regulador e intrínseco (FORESTI, 1994).

Neste trabalho, as etapas serão detalhadas de acordo com VAN

HAANDEL & LETTINGA (1994), que descrevem processo de digestão anaeróbia como sendo composto por quatro etapas cinéticas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

a) *Hidrólise*: é um processo lento realizado por enzimas extracelulares, onde ocorre a solubilização de substratos complexos (HENZE & HARREMOËS, 1983). Os principais produtos da hidrólise são os aminoácidos, peptídeos, açúcares simples, ácidos graxos, poliolefinas, ou fenóis, que serão fermentados durante a etapa da acidogênese (SOUBES, 1994).

b) *Acidogênese*: Na acidogênese os compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, são excretados como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático e compostos minerais como hidrogênio, gás carbônico, amônia, gás sulfídrico, e outros (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). Na etapa de acidogênese, ocorre a fermentação de açúcares e de aminoácidos. Os produtos mais importantes desta etapa são o lactato, propionato, acetato, butanodiol, formiato, isopropanol e hidrogênio (SOUBES, 1994).

c) *Acetogênese*: nesta etapa, os álcoois, ácidos graxos e compostos aromáticos gerados na etapa anterior, degradam-se e há produção de ácido

acético, gás carbônico e hidrogênio, que são os substratos das metanogênicas (SOUBES, 1994). A pressão parcial do gás hidrogênio influencia significativamente a cinética desta etapa (NOUR, 1996).

d) *Metanogênese* em geral é o passo que limita a velocidade do processo de digestão anaeróbia, embora em temperatura abaixo dos 20°C a hidrólise possa se tornar limitante. Utilizando o acetato e hidrogênio transformam os mesmos em metano (GUJER & ZEHNDER, 1983).

2.4.2 – Fossa Séptica Biodigestora

É comum em propriedades rurais o uso de “fossas negras” que contaminam o lençol freático e, obviamente os poços “caipiras”, cuja água veicula doenças como, cólera, hepatite, salmonelose e outras (BRASIL).

As fossas sépticas são unidades de tratamento primário de esgoto doméstico nas quais são feitas a separação e transformação da matéria sólida contida no esgoto (CHERNICHARO, 1997). São uma benfeitoria complementar e necessária às moradias, principalmente rurais, no combate a doenças, verminoses e endemias (como cólera), pois evitam o lançamento de dejetos humanos diretamente em rios, lagos, nascentes ou mesmo na superfície do solo. O seu uso é essencial para a

melhoria das condições de higiene das populações rurais. Esse tipo de fossa nada mais é que um tanque enterrado, que recebe os esgotos (dejetos e águas servidas), retém a parte sólida e inicia o processo biológico de purificação da parte líquida (efluente). Mas é preciso que esses efluentes sejam filtrados no solo para completar o processo biológico de purificação e eliminar o risco de contaminação (BRASIL, 2001).

Segundo CHERNICHARO (1997), esse método tem baixa eficiência na remoção de DQO, nutrientes e patógenos, mas segundo BRASIL (2001) a fossa séptica biodigestora é capaz de produzir adubo orgânico totalmente isento de microorganismos patogênicos para o homem como bactérias, vírus e ovos de vermes, onde mostram estudos fitos com o uso desse adubo em graviola e gerou ótimos resultados.

2.4.3. Reatores anaeróbios compartimentados

Os reatores anaeróbios compartimentados são unidades que dispõem de diversas chicanas verticais ou câmaras, que fazem com que a água residuária se movimente com fluxo ascendente e descendente através de regiões com grandes quantidades de microrganismos ativos que se concentram junto ao fundo do reator. A maneira de

retenção de biomassa proposta por essa concepção de reator é muito simples, diminuindo os custos com material de enchimento ou dispositivos de separação de fases. A título ilustrativo, no caso anaeróbio, o reator compartimentado pode ser encarado como uma sucessão de reatores UASB em série, sem os mecanismos de separação de fases e, de acordo com BACKMANN et al (1985), não necessitando de granulação do lodo para sua operação.

O reator anaeróbio compartimentado (RAC) apresenta uma configuração simples, presença de divisões internas (câmaras), que possibilitam um maior contato entre microrganismos, substratos e baixo custo de construção quando, comparado com os demais reatores anaeróbios (NOUR, 1996).

O RAC apresenta as seguintes vantagens: configuração simples; divisões internas (câmaras) que possibilitam maior contato entre microrganismos e substratos; baixo custo de construção quando, comparado com os demais reatores anaeróbios; não há necessidade de equipamentos como agitadores; adotam-se pequenas profundidades para o reator; não há necessidade de dispositivos de separação gás/líquido/sólido; em virtude de sua configuração o arraste de microorganismos é reduzido sendo

favorecida a formação de grânulos; possuem tempo de detenção hidráulico (TDH) relativamente baixo; podem ser operados durante longos períodos de tempo sem descarte do lodo; suportam dejetos com altas e baixas concentrações de DBO; elevado volume útil; baixo consumo de energia elétrica; não utilização de equipamentos onerosos; alta capacidade de retenção de sólidos biológicos ativos; retenção de biomassa sem o uso de meio fixo; obtenção de ótimo desempenho mesmo com lodo não granular; possuem elevada estabilidade e resiliência a choques orgânicos e hidráulicos; podem funcionar a baixas temperaturas; a seqüência ascendente/descendente de escoamentos reduz a lavagem da biomassa; podem apresentar remoção de DBO até 95%; possibilidade de separação das fases do processo, hidrólise e acidogênese na primeira câmara e metanogênese nas seguintes e possibilidade de operação intermitente (BACHMANN et al., 1985; BOOPATHY & TILCHE, 1991; POVINELLI, 1994; NOUR, 1996; CHERNICHARO, 2000; BARBER & STUCKEY, 1999; ZANELLA 1999).

Por outro lado, os mesmos autores apresentam as seguintes desvantagens: produção de efluente com baixa qualidade visual; possibilidade de produção de odores; necessidade de pós tratamento; partida lenta; efluente com baixa

quantidade de oxigênio dissolvido; remoção insatisfatória de nitrogênio, fósforo e organismos patogênicos. Estas desvantagens são inerentes ao próprio processo anaeróbio.

Segundo BOOPATHY & TILCHE (1992) apud BARBER & STUCKEY (1999), estudos de atividade bacteriana realizados com um reator compartimentado de 3 câmaras mostram que pelo menos 85% das bactérias ativas de cada compartimento localizam-se no fundo da câmara, e na primeira câmara esse número sobe para 92%. Já estudos realizados por BOOPATHY & SIEVERS (1991) apud BARBER & STUCKEY, (1999) e ZANELLA (1999) apontam que uma câmara inicial de maior volume em reatores compartimentados provoca uma ação natural de filtração do esgoto reduzindo a perda de sólidos por arraste, devido às menores velocidades ascensionais de líquido e gás nessa câmara.

Conhecidos mundialmente como ABR (anaerobic baffled reactor), foram propostos pela primeira vez em 1982 por BACHMANN e colaboradores na Primeira Conferência Internacional de Processos Biológicos de Filme Fixo (NOUR, 1996).

A configuração inicial do RAC apresentado por BACHMANN et al. (1982), era de um reator anaeróbio de discos rotativos funcionando de maneira

estática, sem a rotação dos discos. O reator anaeróbio com discos rotativos mostrou-se seguro e estável em operação, com pequena possibilidade de entupimento face ao seu alto volume de vazios. Por outro lado, apresentava como desvantagem o alto custo em virtude de sua complicada construção.

BACHMANN et al. (1985) analisaram o desempenho de um reator compartimentado para o tratamento de água residuária sintética. O reator foi operado com tempos de detenção hidráulicos que variaram de 71 a 4,8 horas respectivamente, apresentando reduções de DQO de 92% para TDH maiores e até 55% para TDH menores. Os autores concluíram que o referido reator apresenta elevada estabilidade e recuperação ao processo biológico, alto aproveitamento do volume do reator, suporta altas cargas orgânicas, boa produção de gás, facilidade na operação, não exige complicados dispositivos para a separação de gases e sólidos produzidos, a presença das divisões em compartimentos dificulta o arraste de sólidos e a não necessidade do descarte de lodo em nenhuma das câmaras durante o período de operação do sistema.

De acordo com CAMPOS (1999) esse tipo de reator apresenta várias das principais vantagens de reatores UASB, além de poder ser construído sem o separador de gases, portanto, com menores

profundidades, facilitando a sua execução enterrada e representando uma redução de custos de implantação, embora no atual estágio de desenvolvimento seja mais indicado para pequenas e médias vazões.

Por se tratar de uma concepção ainda nova em termos de tratamento de efluentes, esse tipo de reator ainda não possui parâmetros consolidados de projeto, sendo a maioria das experiências realizadas com parâmetros empíricos, normalmente baseados em projetos de reatores UASB. Segundo CAMPOS (1999) os reatores anaeróbios compartimentados são projetados com tempos de detenção hidráulica variando de 12 a 24 horas e profundidade de 2,5 a 3,5 m, parâmetros esses considerados conservadores por outros autores. ZANELLA (1999) e SILVA (2001b) utilizaram para seus estudos um reator compartimentado com profundidade de 1,30 m chegando a operar o reator com tempo de detenção hidráulico nas câmaras anaeróbias de 4 horas.

O desenho inicial proposto para os reatores compartimentados mostrou-se bastante eficiente para os ensaios realizados em escala de bancada. O mesmo modelo, quanto aplicado à escala piloto, apresentou problemas hidráulicos, tendo seu desenho modificado dando origem à concepção mais atualizada para esse tipo de reatores onde o escoamento descendente é feito por meio de tubulações que

distribuem o esgoto no fundo de cada câmara, mantendo o princípio do escoamento ascendente através da manta de lodo.

A evolução no projeto do reator compartimentado aponta para a utilização da primeira câmara de maior volume, funcionando como um decantador de alta taxa, proporcionando um maior acúmulo de biomassa ativa nessa câmara e de uma das câmaras, a última, atuando em sistema aeróbio, fazendo o polimento do efluente. Essa concepção foi utilizada por ZANELLA (1999) e SILVA (2001b). A modificação proposta exige o uso de um decantador secundário, onde o lodo oriundo da câmara aeróbia pode ser recolhido e recirculado para as câmaras iniciais do reator, anaeróbias, possibilitando a remoção de nutrientes.

FORESTI (1982), BOOPATHY & TILCHE (1991) e CLARETO (1997), também destacam a superioridade na eficiência dos reatores compartimentados no tratamento de águas residuárias com alta concentração de carga orgânica quando comparados aos reatores em única fase. Em reatores compartimentados há maior resistência e choques decorrentes da variação afluente, onde somente a primeira câmara é alimentada com substrato e as subsequentes com efluentes da câmara anterior, separando o processo em etapas

seqüenciais que podem facilitar a degradação da matéria orgânica.

O uso de reatores em série beneficia potencialmente a seleção de grupos de microrganismos melhores adaptados, responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Esta seleção diminui a competição entre os microrganismos, melhorando o rendimento deste e conseqüentemente, obtendo maior eficiência do processo. Além disso, a compartimentalização atenua a potencialidade de toxicidade nas câmaras que se seguem (CLARETO 1997).

3 – MATERIAL E MÉTODOS

3.1– Caracterização da Área de estudo

A área onde foi instalada a fossa séptica localiza-se no município de Espírito Santo do Pinhal(SP)

O município de Espírito Santo do Pinhal possui aproximadamente 45.000 habitantes e está situado no estado de São Paulo, na zona fisiográfica de São José do Rio Pardo e 5ª região administrativa de Campinas, sendo que a sede do município está localizada nas coordenadas 22°11'00" S e 46°44'00" W (PREFEITURA MUNICIPAL, 1999).

A área está localizado na Bacia do rio Mogi Guaçu, na sub-bacia Alto do Mogi (CBH, 1999).

O clima na região é do tipo CWr no sistema de Koeppen, indicando Clima úmido, quente, com períodos secos no inverno. A precipitação média anual na região varia entre 1600 a 1800mm/ano, com maio concentração no verão. A temperatura média anual é de 18°C, com mínima de 14°C no mês de julho, e máxima de 21°C no mês de janeiro (CBH, 1999).

A propriedade rural onde foi instalada a fossa dispõe de apenas uma casa, contudo será construída outra, por isso a fossa séptica foi dimensionada para dez pessoas.

3.2- Fossa Séptica

A execução da fossa séptica começa pela escavação do buraco onde ela vai ficar enterrada no terreno.

O fundo do buraco foi compactado, com um desnível de 3%.

O sistema foi montado conforme recomendação da Embrapa, com três câmaras em série, cuja principal característica foi a entrada do afluente localizada na parte de cima nos quatro compartimentos.

O reator foi montado, utilizando-se caixas de fibra dotadas de respectivas

tampas para tornar o meio anaeróbio, sendo alimentados pela tubulação diretamente dos vasos sanitários.

O primeiro compartimento foi instalado em uma caixa com capacidade de 1000 litros. A alimentação para o primeiro compartimento do reator foi através de cano de PVC de diâmetro de 4", colocados na parte de cima da câmara. Este compartimento têm como objetivos reter a maior parcela possível de sólidos, promover a digestão parcial dos sólidos sedimentáveis e promover certa redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) solúvel.

O efluente do primeiro compartimento foi coletado por tubulação de PVC, com diâmetro de 4" em forma de cachimbo a 10 cm do fundo da câmara, sendo lançado em seguida, no segundo compartimento, também na parte superior da caixa. Esta unidade, bem como as demais foram instaladas em caixas de fibra de 1000 litros, cujo abastecimento e

escoamento seguem o mesmo método descrito anteriormente.

Os materiais e ferramentas utilizados na montagem da fossa séptica estão citados nas Tabelas 1 e 2.

Foram feitas análises de DQO, turbidez, pH, no laboratório de Recursos Hídricos do Unipinhal. Tanto no afluente quanto no efluente, foram analisados os parâmetros acima após 267 dias de funcionamento. Com um TDH de 20 dias, e as caixas sendo abastecidas apenas por efluente proveniente do vaso sanitário.

Para a realização das análises foram coletadas amostras do afluente na entrada da fossa séptica biodigestora (esgoto bruto) e do efluente que já passou pelo processo de decomposição da fossa séptica. Isso para obter uma comparação de dados para a constatação de sua eficiência. Após a coleta, as amostras são trazidas ao laboratório e as análises são feitas imediatamente para não haver risco de perda de algumas de suas propriedades.

Tabela 1: Lista de material e ferramentas necessárias para montagem da fossa séptica

Quantidade	Descrição
5	Caixa de cimento amianto 1000 L
10	Tubo PVC 100 mm para esgoto de 6m
1	Válvula de retenção de PVC 100 mm
4	Curva 90° longa PVC 100mm
5	Luva de PVC 100mm
4	T de inspeção de PVC 100mm
20	O´ring 100 mm
4	Tubo PVC soldável 25mm
4	Cap de PVC soldável 25mm
4	Flange PVC soldável 25mm
2	Flange PVC soldável 50mm
2	Tubo PVC soldável 50mm
1	Registro de esfera de PVC 50 mm
3	Cola de silicone de 300 g
50	Borracha de vedação 15x15mm
1	Pasta lubrificante para juntas elásticas em PVC rígido - 400g
2	Adesivo pra PVC – 100g
1	Neutrol litro

Tabela 2: Ferramental utilizado

Quantidade	Descrição
1	Serra copo 100mm
1	Serra copo 50mm
1	Serra copo 25mm
1	Aplicador de silicone
1	Arco de serra com lâmina de 24 dentes
1	Furadeira elétrica
2	Lixa comum número 100
1	Pincel de 4”
1	Estilete ou faca

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do presente trabalho estão apresentados nas Tabelas 3, 4 e 5 ilustrados pelas Figuras 1, 2, 3.

Conforme é possível observar nas Tabelas 3 e 4 e Figuras 1 e 2 a redução da

DQO e turbidez, respectivamente, durante o tratamento variou de 50% à 58,20%, verificando-se uma remoção média de 55,10% para DQO e 29,7% á 49% com média de 36,2% para turbidez quando o sistema operou no período de 10/01/2006 à

25/10/2006 com um TDH de 21 dias. Na análise da variação de pH os resultados foram satisfatórios, trabalhando na faixa de

7,5, pH bom para proliferação da colônia bacteriana, mostrado no Tabela 5 e Figura 3.

Tabela 3. Valores de DQO do afluente (esgoto sanitário) e do efluente do sistema de tratamento.

Período	11/Set	18/Set	15/Set
	267 dias	274 dias	281 dias
Afluente mg/L	1086	1373	1427
Efluente mg/L	466	574	713
Redução (%)	57,10	58,20	50,00

% Redução da DQO – ocorrida entre o afluente e o efluente do sistema de tratamento.

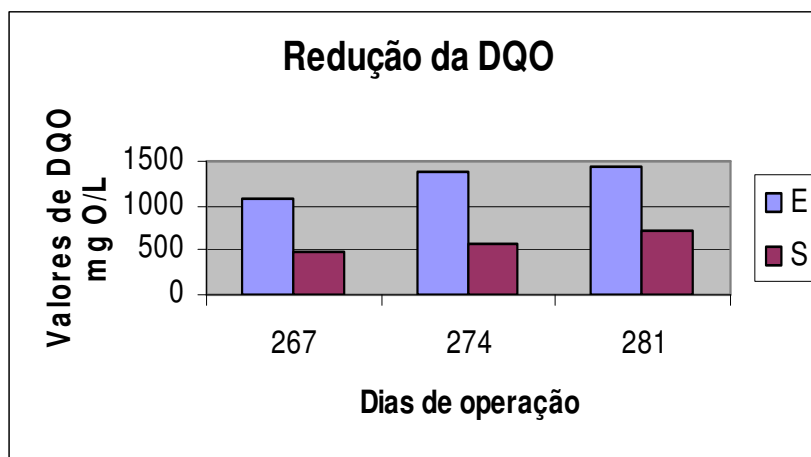


Figura 1- Gráfico ilustrando redução de DQO (mg.L⁻¹)

Tabela 4. Valores de turbidez do afluente (esgoto sanitário) e do efluente do sistema de tratamento.

Período	11/Set	18/Set	15/Set
	267 dias	274 dias	281 dias
Afluente (UNT)	84,6	79,5	84
Efluente (UNT)	59	40,7	59
Redução (%)	30,20%	49%	29,7%

% Redução da turbidez – ocorrida entre o afluente e o efluente do sistema de tratamento.

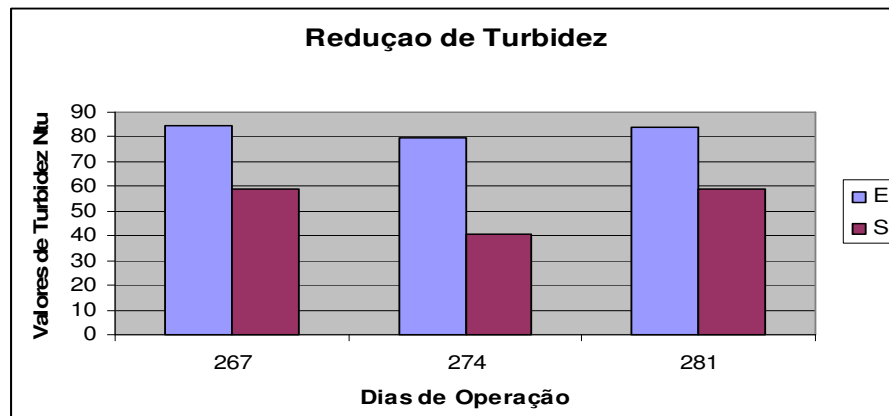


Figura 2- Gráfico ilustrando a redução de Turbidez (UNT).

Tabela 5. Valores d pH do afluente (esgoto sanitário) e do efluente do sistema de tratamento.

Período	11/Set 267 dias	18/Set 274 dias	15/Set 281 dias
Afluente	7,4	7,1	7,3
Efluente	7,9	7,9	7,9

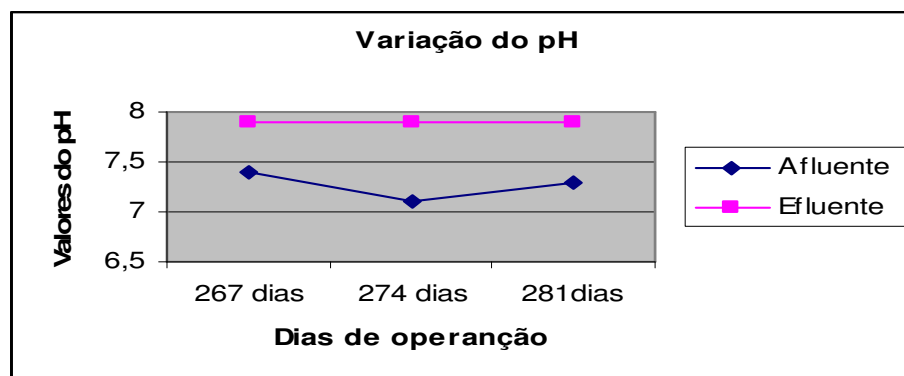


Figura 3- Gráfico da variação do pH

BOOPATHY *et al.* (1988) estudaram o comportamento de um RAC, para o tratamento de água residuária proveniente de uma destilaria de uísque. Os autores verificaram que as maiores remoções de DOQ total e solúvel alcançaram 90 e 91 % , respectivamente.

BOOPHATY & TILCHE (1991) estudaram a utilização de reator anaeróbio compartimentado híbrido no tratamento de melaço de açúcar de beterraba com uma taxa de 4,33 kg DQO/ m³ dia, chegando a remoções de 89% de DQO.

CLARETO (1997) obteve, para o tratamento de chorume, índices de

remoção de DQO nunca inferiores a 75%, chegando a 88% de remoção de DQO e 86% de remoção de ácidos voláteis com tempo de detenção de 5 dias. O estudo mostrou que a maior parte da remoção de DBO, DQO e sólidos totais foi realizada pela primeira câmara do reator.

VALENTIM (1999) propôs uma adaptação da configuração atual do tanque séptico de câmaras em série utilizando o conceito do RAC. O referido autor obteve uma remoção média de DQO de 61% operando com um TDH de 16 horas.

HUSSAR (2001) utilizando um RAC de quatro câmaras, tratou o efluente líquido de suinocultura, sendo utilizados dois tempos de detenção hidráulicos, 10,76 dias e 21,52 dias. Os resultados obtidos para o TDH de 10,76 dias foram: remoção de DQO entre 67,48% a 91,86% (média de 79,78%), para os Sólidos Sedimentáveis entre 75,00% a 99,83% (média 93,75%). No período de 21,52 dias a redução da DQO foi de 78,58% a 83,46% (média de 80,52%), e a redução de Sólidos Sedimentáveis variou de 33,33% a 99,88% (média de 69,61%). Estes resultados demonstram a eficiência do RAC na remoção da DQO de águas residuárias .

De acordo com METCALF & EDDY (1991), muitas bactérias responsáveis pelo tratamento do resíduo líquido sobrevivem em pH entre 4,0 e 9,5,

mostrando que o pH obtido no sistema é aceitável.

5. CONCLUSÃO

Após a realização do experimento em questão, e diante dos resultados obtidos, apresenta-se os seguintes resultados:

1- As porcentagens de remoção de DQO foram baixas quando comparadas com valores obtidos por outros autores, apesar do alto tempo de detenção hidráulico.

2- A remoção de turbidez também foi baixa, devido ao grande arraste de sólidos.

3- Durante o período de experimentação os valores de pH mantiveram-se entre 7,1 e 7,9, mantendo-se nos níveis ideais para as bactérias responsáveis pelo tratamento de água residuária.

6 - RECOMENDAÇÕES

1- Mudar a configuração da tubulação interna do sistema.

2- Instalar um sistema de pós tratamento, por exemplo, um filtro biológico.

7 - REFERÊNCIAS

ANA-Agência Nacional das Águas. **A evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil**, Edição comemorativa do dia mundial das águas, 64 p (2002).

- BACHMANN, A.; BERAD, V. L.; McCARTY, P. L. Performance characteristics of the anaerobic baffled reactor. **Water Research**, Great Britain, v. 19, n° 1, p. 99-106., 1985.
- BARROS, F. G.; CAMPOS, J. R., **Tratamento de Esgotos Sanitários por Reator Anaeróbio Compartimentado**. In: XXIII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL – Havana, 1992. Anais, p. 297 – 307.
- BARBER, W. P.; STUCKEY, D. C., The Use of Anaerobic Baffled Reactor (ABR) for Wastewater Treatment: A Review. **Water Research**. v. 33, n. 7. p.1559 – 1578, 1999.
- BOOPATHY, R.; LARSEN, V. F.; SENIOR, E. Performance of the anaerobic baffled reactor (ABR) in treating distillery waste water from a scotch whisky factory. **Biomass**, v. 16, p. 133-143. 1988.
- BOOPATHY, R.; TILCHE, A., Anaerobic Digestion of High Strength Molasses Wastewater Using Hybrid Anaerobic Baffled Reactor. **Water Research**, v. 25, n. 7, p. 785 – 790, 1991.
- BRASIL. EMBRAPA. **Fossa Séptica Biodigestora**. São Carlos, 2001.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE, DATASUS Base de dados sobre a Saúde no Brasil.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal MMA: “AGENDA 21: OCASO DO BRASIL, Perguntas e Respostas”, Brasília, 19 CAMPOS, J. R. (coordenador), **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processos Anaeróbios e Disposição Controlada no Solo**, Rio de Janeiro, ABES, Projeto PROSAB, (1999), 464 p.98.
- CBH- COMITE DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MOGI GUAÇU. **Diagnóstico da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi Guaçu "Relatório Zero"**. Mogi Guaçu: UNIPINHAL, 1999. CD-ROM.
- CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Princípios do tratamento Biológico de águas Residuárias: Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG, 1997
- CLARETO, C. R., **Tratamento Biológico de Líquidos Percolados Gerados em Aterros Sanitários Utilizando Reator Anaeróbio Compartimentado**. Dissertação (Mestrado) – São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 1997. 102 p.
- FORESTI, E., O Comportamento Singular do Sistema de Lodos Ativados Quando Utilizado no Tratamento de Águas Residuárias de uma Indústria de Fermente Biológico. Tese – Doutorado. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 1982. 121 p.
- FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: **Taller y Seminnario Latinoamericano de Tratamento Anaerobio de Aguas Residuales**, 3, 1994, Montevideo. **Proceedings...** Montevideo: Graphis Ltda. Juan C. Gomez, 1994, p. 97-110.
- GUJER, W.; ZEHNDER, A.J.B. Conversion process in anaerobic digestion. **Water Science and Technology**. Oxford, v. 15, n.° 8, p. 127-167, 1983.
- HENZE, M.; HARRAMOËS, P. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactor. **Water Science and Technology**. Great Britain, IAWQ, v. 15, n.° 1, p. 12-16, 1983.
- HUSSAR, G.J. Aplicação da Água de escoamento de tanque de piscicultura na irrigação da alface:

- Aspectos Nutricionais. **Ecossistema**, Espírito Santo do Pinhal, n. 27, p.4952, 20 jan. 2002.
- LEME, Edson J. A.. Hidrologia Estatística da Vazão do Rio Jaguari Mirim. **Ecossistema**, Espírito Santo do Pinhal, n. 27, p.77-81, 20 jan. 2002
- McCARTY, P.L. One hundred years of anaerobic treatment systems. In: International Symposium on Anaerobic Digestion, 2, 1981, Travemünde. **Proceedings...**Amsterdam: Elsevier Biomedical Press B.V., 1982, p. 3-22.
- NOUR, E.A. **Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator anaeróbio compartimentado**. São Carlos, 1996. 284p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- PEREIRA, N.S., **Terra planeta poluído**, 1º edição, Rio Grande do Sul: Editora Sagra, 1976, 170p.
- POVINELLI, S. C. C. **Estudo da hidrodinâmica e partida de reator anaeróbio com chicanas tratando esgoto sanitário**. São Carlos: EESC, USP, 1994. Tese (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1994. 181 p.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE ESPÍRITO SANTO DO PINHAL. Aspectos Geográficos, Morfológicos e Climáticos. **Revista Pinhal 150 anos**. p. 15-19, 1999.
- SILVA, S.A. **Tratamento biológico de águas residuárias**, São Paulo: Edição CETESB e ABES, 1979, 50p.
- SILVA, G. H. R. (a) **Reator Compartimentado Anaeróbio/Aeróbio Tratando Esgoto Sanitário: Desempenho e Operação**. Dissertação (Mestrado) – Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, 2001. 166 p.
- SPERLING, Marcos Von. **Princípios do Tratamento Biológico de águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.
- TUNDISI, J.G. **Água no Século XI – enfrentando a escassez**. RiMa Editora, São Carlos, 2003. 247p.
- VALENTIN, M. A. A. **Uso de Leitões Cultivados no Tratamento de Efluente de Tanque Séptico Modificado**, Campinas: FEAGRI, UNICAMP, 1998, Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Agrícola – Universidade Estadual de Campinas, 1999, 113 p.
- VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994. 125 p.
- ZANELLA, L., **Partida de um reator Compartimentado Híbrido Anaeróbio/Aeróbio Tratando Esgoto Sanitário**. Dissertação (Mestrado) – Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, 1999. 118 p.