



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
CAMPUS I – CAMPINA GRANDE

PABLO LUIZ FERNANDES GUIMARÃES

TRATAMENTO DE ÁGUAS AMARELAS EM LEITOS FILTRANTES
INTERMITENTES

Campina Grande - PB

Fevereiro 2014

PABLO LUIZ FERNANDES GUIMARÃES

**TRATAMENTO DE ÁGUAS AMARELAS EM LEITOS FILTRANTES
INTERMITENTES**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, em cumprimento às exigências para obtenção do Título de Mestre.

Área de concentração: Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária

Orientador: Prof. Dr. Rui de Oliveira

Coorientadora: Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura

Campina Grande - PB

Fevereiro 2014

**TRATAMENTO DE ÁGUAS AMARELAS EM LEITOS FILTRANTES
INTERMITENTES**

Dissertação aprovada em ___/___/___.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Rui de Oliveira

Orientador

Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura

Coorientadora

Profa. Dra. Celeide Maria Belmont Sabino Meira

Examinador Interno

Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior

Examinador Externo

AGRADECIMENTOS

A Deus, por proporcionar condições adequadas para o desenvolvimento das minhas atividades.

A minha família, por sempre ter me dado apoio incondicional na minha formação profissional.

Aos meus colegas de Laboratório, Narcísio, Rafaela, Joseane, Igor, Alesca, Francisco Bandeira, Antônio, Savana, Valmária, com os quais dividi momentos de aprendizado e lazer.

Ao meu orientador Rui de Oliveira, a quem tenho grande admiração por seu comprometimento, sabedoria e humildade, pelos conhecimentos transmitidos, atenção, paciência e disponibilidade de tempo para desenvolvimento do trabalho.

A minha orientadora Mônica de Amorim Coura, pelas considerações pertinentes referente ao desenvolvimento do trabalho.

Aos professores Celeide e Gilson, por terem aceitado participar da minha banca.

A CAPES pelo apoio financeiro.

E a todos que contribuíram para o êxito desse trabalho.

RESUMO

O presente trabalho tem o objetivo de estudar o desempenho de leitos percoladores intermitentes (filtros) no tratamento de águas amarelas, a fim de verificar o potencial desta tecnologia como parte integrante de sistemas ecológicos descentralizados de tratamento de águas residuárias. Tendo sido utilizados três tipos de leitos diferentes, um composto por areia, um segundo por areia e calcário e outro por carvão ativado granular. Para verificar a eficiência dos filtros o afluente e o efluente tratado foram caracterizados por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológico. O afluente apresentou características de potencial reuso em culturas agrícolas devido a elevada concentração de nutrientes, particularmente nitrogênio e fósforo, e ausência de indicadores de contaminação fecal. O filtro constituído por areia e o outro de areia e calcário não foram eficazes no tratamento físico. Apesar da boa eficiência na recuperação de nitrogênio, esses filtros produziram efluentes em que o nitrogênio amoniacal instável era predominante. Por outro lado, o filtro preenchido por carvão ativado granular apresentou bom desempenho na recuperação de nitrogênio, produzindo um efluente bem nitrificado com excelente qualidade estética, ausência de indicadores de contaminação fecal e sem risco de sodificação do solo. Portanto, o efluente obtido pelo tratamento de águas amarelas em filtros com leito de carvão ativado granular parecem ser um excelente fertilizante natural, proporcionando uma recirculação significativa de nutrientes.

Palavras-chave: Águas amarelas; Leitos percoladores intermitentes; Filtros intermitentes; Reuso agrícola.

ABSTRACT

The present work aims to study the performance of intermittent percolation beds (filters) treating yellow waters in order to verify the potential of this technology as part of decentralized ecological systems of wastewater treatment. Three different types of beds were used, one was made of sand, a second one made up with limestone and sand and another of granular activated carbon. To verify the efficiency of filters the influent and treated effluent were characterized by physical, chemical and microbiological parameters. The influent showed characteristics for potential reuse in agricultural crops due to high concentration of nutrients, particularly nitrogen and phosphorus, and absence of faecal contamination indicators. The bed filled with sand and the other filled with sand and limestone were not effective for physical treatment. Despite being very efficient in nitrogen recovery these filters produced effluents in which the unstable ammoniacal nitrogen was the predominant form. On the other hand the filter filled with granular activated carbon showed a good performance in nitrogen recovery aside producing a well nitrified effluent with very good aesthetic quality, absence of faecal contamination indicators and without soil sodium hazard. Therefore, effluents of filters filled with activated carbon treating yellow waters appear to be an excellent natural fertilizer providing a significant recirculation of nutrients.

Keywords: Yellow waters treatment; Intermittent percolation beds; Intermittent filters; Agricultural reuse.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Fluxo linear de massa em um sistema convencional de esgotamento sanitário	16
Figura 2 - Fluxo cíclico de massa em um sistema de esgotamento sanitário sustentável	17
Figura 3 - As opções de tratamento e utilização dos fluxos separados de águas residuárias	18
Figura 4 - Vaso sanitário compartimentado.....	22
Figura 5 - Mictório individual (A) e coletivo (B).....	23
Figura 6 - Mecanismo básico do transporte do efluente na filtração.....	26
Figura 7 - Efeito da carga hidráulica nos filtros.....	29
Figura 8 - Ciclo biológico do nitrogênio.....	41
Figura 9 - Ilustração dos componentes do sistema experimental.....	51
Figura 10 - Representação esquemática do sistema experimental.....	52
Figura 11 - Curva de distribuição granulométrica da areia.....	57
Figura 12 - Formação de CO ₂ resultante do teste de reatividade do calcário.....	54
Figura 13 - Valores de turbidez do afluente e efluente.....	59
Figura 14 - Valores de cor nos efluentes dos leitos de areia.....	59
Figura 15 - Porcentagem do aumento de cor nos efluentes dos leitos de areia.....	59
Figura 16 - Valores de condutividade elétrica do afluente e efluente.....	60
Figura 17 - Valores de DQO efluente nos leitos de areia.....	60
Figura 18 - Porcentagem de remoção de DQO efluente nos leitos de areia.....	60
Figura 19 - Concentração das frações de nitrogênio nos efluentes dos leitos de areia.....	61
Figura 20 - Valores de pH do afluente e efluente.....	61
Figura 21 - Valores de alcalinidade do afluente e efluente.....	62
Figura 22 - Concentração das frações de nitrogênio nos efluentes dos leitos de areia+calcáric	62
Figura 23 - Concentração de oxigênio dissolvido do afluente e efluente.....	63
Figura 24 - Porcentagem de recuperação de nitrogênio nos efluentes dos leitos de areia.....	63
Figura 25 - Valores de turbidez do afluente e efluente.....	64
Figura 26 - Valores de cor no efluente leito de CAG.....	64
Figura 27 - Remoção de cor no leito de CAG.....	64
Figura 28 - Valores de condutividade elétrica do afluente e efluente CAG.....	65
Figura 29 - Valores de DQO efluentes nos leitos de CAG.....	65

Figura 30 - Porcentagem de remoção de DQO efluentes nos leitos de CAG.....	65
Figura 31 - Concentração das frações de nitrogênio nos efluentes do leito de CAG.....	66
Figura 32 - Valores de alcalinidade do afluente e efluente do leito de CAG.....	66
Figura 33 - Valores de pH do afluente e efluente do leito de CAG.....	67
Figura 34 - Concentração de OD do afluente e efluente do leito de CAG.....	67
Figura 35 - Porcentagem de recuperação de nitrogênio nos efluentes do leito de CAG.....	68
Figura 36 – Perda de ortofosfato no leito de CAG.....	68
Figura 37 – Afluente e efluente dos filtros com leito de areia.....	72
Figura 38 – Afluente e efluente dos filtros com leito CAG.....	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Concentração das águas amarelas em diferentes sistemas de coleta.....	20
Tabela 2 - Patógenos que podem ser excretados na urina e importância da urina como meio de transmissão	21
Tabela 3 - Estimativa da concentração de urina no efluente de mictório.....	50
Tabela 4 - Especificações do carvão de casca de coco de dendê.....	53
Tabela 5 - Caracterização do carvão ativado utilizado.....	53
Tabela 6 - Caracterização da areia.....	54
Tabela 7 - Parâmetros monitorados, método e frequência.....	57
Tabela 8 - Caracterização das águas amarelas.....	58
Tabela 9 - Análise de coliformes termotolerantes do afluente e efluente.....	69
Tabela 10 - Diretrizes para interpretação da qualidade de água para irrigação.....	69
Tabela 11 - Concentração de cátions e resultado do RAS para o efluente do filtro com CAG	70
Tabela 12 - Culturas tolerantes a elevada salinidade sem perdas de produtividade.....	75

SUMÁRIO

1- INTRODUÇÃO	12
1.1- Objetivo Geral	13
1.2- Objetivos Específicos	14
2- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1- Saneamento ecológico	15
2.2- Águas amarelas	18
2.2.1- Características quantitativas	19
2.2.2- Características qualitativas	20
2.2.3- Características microbiológicas.....	21
2.2.4- Dispositivos de segregação	22
2.2.5- Técnicas de tratamento.....	23
2.3- Filtração intermitente	24
2.3.1- Mecanismos de remoção	25
2.3.2- Aspectos hidráulicos	28
2.3.3- Colmatação.....	29
2.3.4- Meio Suporte	30
2.4 - Carvão ativado	32
2.4.1- Adsorção por carvão ativado.....	33
2.4.2- Processo de ativação.....	34
2.4.3- Características do carvão ativado.....	35
2.4.3.1- Propriedades físicas.....	36
2.4.3.1.1- Porosidade	36
2.4.3.1.2- Área superficial	37
2.4.3.2- Propriedades químicas.....	37
2.4.4- Granulometria.....	38

2.4.5- CAG no tratamento de efluentes domésticos	39
2.5 - Ciclo do nitrogênio	40
2.5.1 - Amonificação	42
2.5.2 - Nitrificação.....	43
3- MATERIAIS E MÉTODOS.....	49
3.1- Afluente aplicado nos filtros.....	49
3.2- Descrição e operação dos filtros.....	50
3.2.1- Características do meio percolador	52
3.3- Métodos analíticos	55
4. RESULTADOS	58
4.1- Resultados das análises físico-químicas e microbiológicas das águas amarelas.	58
4.2- Resultados dos parâmetros do efluente dos leitos de areia	58
4.3- Resultados dos parâmetros do efluente do leito de CAG	63
5- DISCUSSÃO	71
5.1- Caracterização das águas amarelas.....	71
5.2- Análise do efluente dos filtros com leitos de areia.....	71
5.3- Análise do efluente dos filtros com leitos de CAG.....	73
6- CONCLUSÕES	76
7- RECOMENDAÇÕES	78
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79
ANEXO A - Estimativa do volume médio de água consumido por uso em mictórios.....	89

1- INTRODUÇÃO

A quantidade de recursos hídricos no planeta é constante; em contrapartida o aumento da demanda, com o crescimento populacional e atividades que envolvem o desenvolvimento da sociedade, resulta num grande problema sanitário-ambiental. Além disso, o uso indiscriminado e a poluição dos recursos hídricos agrava a problemática relacionada à escassez de água tanto quantitativamente quanto qualitativamente.

Diante deste panorama se faz necessária a adoção de medidas conservacionistas dos recursos hídricos que, preferencialmente, deveriam ser inseridas nas políticas e programas governamentais. Dentre estas medidas podem ser citados programas educativos de conscientização sobre o uso de água, incentivo à pesquisa de novas tecnologias, fontes alternativas de abastecimento de água, recarga artificial de aquíferos, aproveitamento das águas pluviais, reuso de águas residuárias, mudança nos processos industriais, entre outras.

No âmbito do reuso de águas, as de origem doméstica, segundo Magri et al. (2008), podem ser classificadas em águas cinzas (lavatório, chuveiro, tanque e máquina de lavar roupas) e águas negras (pia de cozinha e vaso sanitário), e estas ainda em águas marrons (vaso - fezes) e águas amarelas (vaso - urina). São denominadas águas amarelas, as águas residuárias geradas em mictórios ou em vasos sanitários com compartimentos separadores para coleta de urina, ou seja, a urina é o componente principal deste resíduo líquido, além da própria água utilizada no aparelho sanitário para condução desta excreta para a rede coletora (CONSTAZI et al., 2010).

A urina contribui com aproximadamente 80% do nitrogênio, 55% do fósforo e 60% do potássio presentes no esgoto doméstico (JÖNSSON, 2002), as descargas sanitárias equivalem a cerca de 1/6 do consumo per capita de água potável e os microrganismos patogênicos que são expelidos na urina não apresentam risco significativo de transmissão de doenças quando lançados ao ambiente (NOUR et al., 2006). De acordo com as informações supracitadas, quanto ao aspecto quantitativo, presença considerável de nutriente e baixo risco, enquanto agente transmissor de enfermidades, permitem caracterizar as águas amarelas como um efluente com elevado potencial de reuso.

Caso suas potencialidades fossem aproveitadas poder-se-ia conseguir uma economia de 36% de energia, a qual deixaria de ser utilizada nas estações de tratamento de esgoto e na produção de fertilizantes, uma redução de até 25% no uso de fertilizantes comerciais e uma

redução na emissão de gases (NH_3) que contribuem indiretamente para a intensificação do efeito estufa (LIND et al., 2001; JÖNSSON, 2002).

Porém a logística que envolve o reuso das águas amarelas compreende a implementação de alguns processos como separação, coleta, armazenamento, transporte e tratamento. Para simplificar e otimizar estes processos o saneamento ecológico propõe a gestão descentralizada dos esgotos sanitários, capaz de proporcionar a separação, tratamento e reuso *in loco* do efluente, eliminando a etapa de transporte que, na maioria das vezes, onera e inviabiliza seu reuso.

A descentralização está sendo cada vez mais reconhecida como um modelo sustentável de gerenciamento de esgotos domésticos, com potencial para ampliar o acesso da população mundial ao abastecimento de água e ao saneamento adequado e, concomitantemente, aumentar a eficiência de tratamento, possibilitando o reuso do efluente (LIBRALATO et al., 2012). Tecnologias de tratamento na gestão descentralizada podem variar desde simples métodos biológicos (filtros, terras úmidas, reatores anaeróbios) até sistemas de alta tecnologia como filtração por membrana, lodos ativados ou por radiação ultravioleta.

A filtração intermitente se enquadra no cenário de descentralização uma vez que se apresenta como uma alternativa simples de fácil instalação, operação e manutenção, de baixo custo e de conhecimento amplamente difundido entre os técnicos. Além de ser uma tecnologia de tratamento ideal para as condições de regime hidráulico características de sistemas descentralizados, os quais apresentam baixas cargas hidráulicas e grandes variações de vazão (LIMA, 2008). Neste contexto este trabalho se propôs a estudar a aplicação de leitos percoladores intermitentes para o tratamento de águas amarelas.

1.1- Objetivo Geral

O objetivo desta pesquisa é estudar o tratamento de águas amarelas geradas em mictórios, mediante o emprego da técnica de percolação em filtros intermitentes, analisando a qualidade do efluente obtido, a fim de verificar o potencial desta tecnologia como parte integrante de sistemas ecológicos descentralizados de tratamento de águas residuárias.

1.2- Objetivos Específicos

- Caracterizar qualitativamente as águas amarelas através de análises físico-químicas e microbiológicas;
- Estudar o desempenho de filtros percoladores intermitentes no tratamento das águas amarelas com relação às suas características físicas, remoção de matéria orgânica e recuperação de nitrogênio;
- Avaliar as características do efluente tratado e seu potencial como fertilizante agrícola.

2- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1- Saneamento ecológico

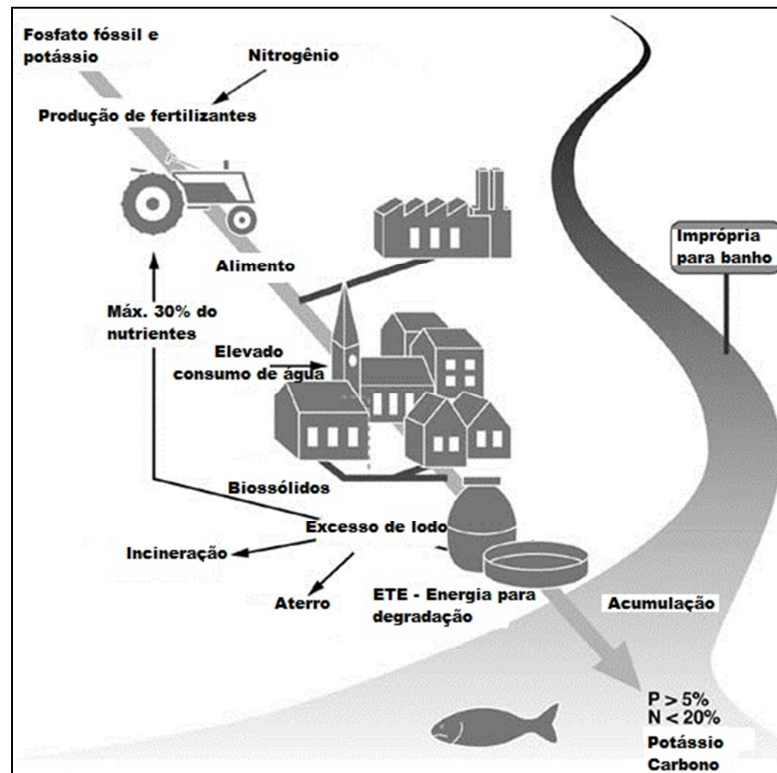
De fato, a água é um recurso natural renovável e possui seu fluxo permanente e volume inalterado em virtude do ciclo hidrológico (BAZZARELLA, 2005). Além disso, a água é um fator limitante para a nutrição, saúde pública, bem estar físico e mental, lazer, e desenvolvimento das atividades humanas. Embora seja um recurso abundante, este tem se tornado cada vez mais escasso devido a vários fatores como crescimento populacional, ineficiência dos sistemas de saneamento básico, má distribuição geográfica e gestão do recurso.

Os sistemas convencionais de esgotamento sanitário baseiam-se na coleta e transporte de águas residuárias utilizando água potável como meio de transporte (LETTINGA et al., 2001). Grandes volumes de água são utilizados, estimando-se que 99,9% do esgoto doméstico são constituídos de água e apenas 0,1% por sólidos (grosseiros, sedimentáveis e dissolvidos) que contem nutrientes e microrganismos (VON SPERLING, 1996). Assim, o sistema convencional de esgotamento sanitário mistura pequenas quantidades de substâncias potencialmente nocivas com grandes quantidades de água potável.

Ainda segundo Otterpohl et al. (1997), outra desvantagem dos sistemas convencionais de esgotamento sanitário é a produção de um fluxo linear de materiais, causando acumulação e mistura do ciclo da água com o ciclo de nutrientes (Figura 1). Esse sistema adota a premissa de que os nutrientes eliminados nas excretas humanas não têm valor significativo e devem ser descartados (ESREY et al., 1998). Por um lado os problemas urgentes relacionados à higiene são solucionados, por outro, os impactos ambientais nos recursos hídricos utilizados são enormes (OTTERPOHL et al., 2002).

Para minimizar a ocorrência desses problemas, os sistemas convencionais de esgotos e estações de tratamento centralizado não devem ser considerados como única solução tecnológica possível para o saneamento. É importante o estudo de sistemas alternativos aos convencionais, que possuam controle na fonte (sistemas descentralizados), baseadas no reuso das águas através da avaliação das diferentes qualidades do efluente nas fontes e recuperação e recirculação de nutrientes aplicando o tratamento adequado (OTTERPOHL et al., 1997; ESREY et al., 2001).

Figura 1: Fluxo linear de massa em um sistema convencional de esgotamento sanitário

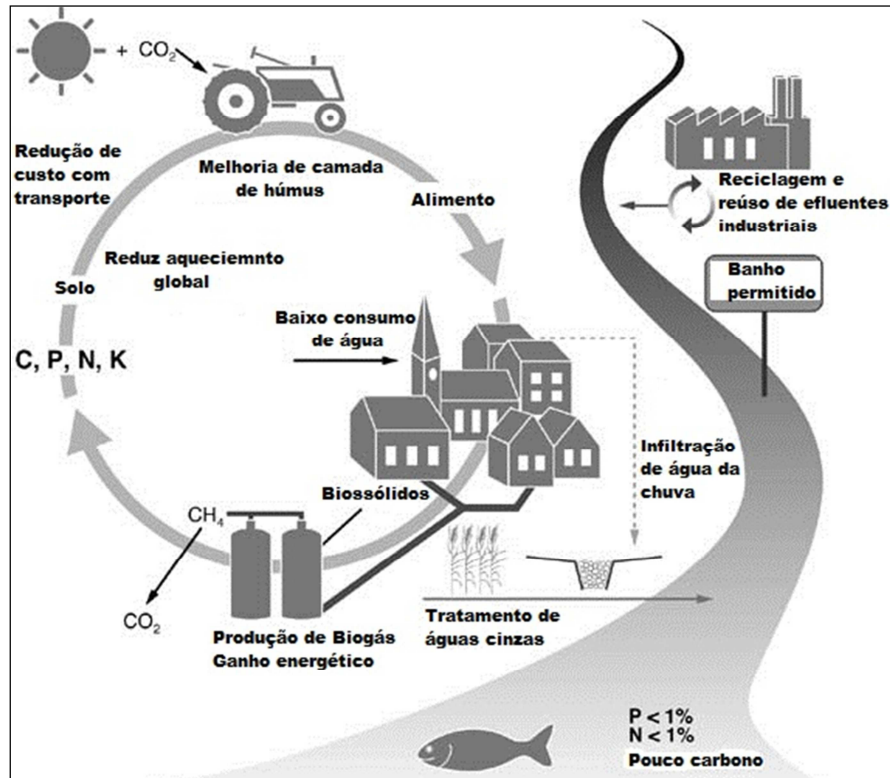


Fonte: Adaptado de Otterpohl et al. (2013).

O saneamento ecológico é um caminho alternativo, visando à sustentabilidade ambiental e econômica, para evitar as desvantagens de um sistema convencional de esgotamento sanitário. O paradigma do saneamento ecológico é baseado nos caminhos naturais dos ecossistemas e no ciclo fechado de materiais (Figura 2). As excretas humanas (fezes e urina) bem como as demais águas residuárias domésticas são reconhecidas como um recurso (não como um resíduo) que pode ser disponível para o reuso (LANGERGRABER & MUELLEGGER, 2005). A recuperação de nutrientes das excretas é parte integrante e importante desse ciclo, pois promove a preservação de águas de melhor qualidade para fins potáveis e reduz a poluição no meio ambiente (ZANCHETA, 2007). De acordo com Werner et al. (2004), o saneamento ecológico:

- Reduz os riscos de saúde relacionados ao saneamento, à água e aos resíduos contaminados;
- Previne a poluição das águas superficiais e subterrâneas;
- Previne a degradação da fertilidade do solo;
- Otimiza a gestão dos nutrientes e dos recursos hídricos.

Figura 2 - Fluxo cíclico de massa em um sistema de esgotamento sanitário sustentável



Fonte: Adaptado de Otterpohl et al. (2013).

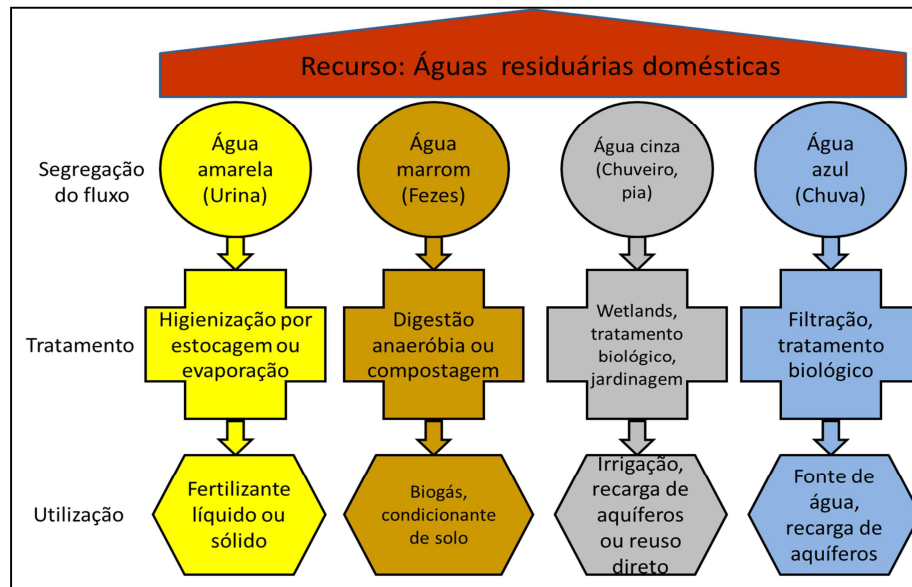
A partir desta nova concepção, o saneamento ecológico adota como estratégia a segregação, tratamento e reuso *in loco* das águas residuárias geradas nas edificações para otimizar o potencial de reuso, conforme observado na Figura 3 (LANGERGRABER & MUELLEGGER, 2005). Esta gestão descentralizada de esgotos sanitários pode ser implantada em nível individual (residências) ou coletivo (bairros e comunidade isoladas), bem como parques industriais ou instituições (CRITES & TCHOBANOGLOUS, 1998).

Aplicar a abordagem de gestão do efluente doméstico na fonte permite estruturar e gerir separadamente os diferentes tipos de águas geradas (amarela, marrom, cinza ou azul), aplicando o tratamento e uso pertinentes às características de cada efluente (BARRETO, 2009). O estudo da composição dos diferentes tipos de águas residuárias é de fundamental importância para o sucesso dos projetos de reuso de água e reciclagem de nutrientes. Quanto mais informação se obtiver sobre o efluente, melhor se poderá caracterizá-lo e, assim, escolher o tratamento mais adequado, atendendo aos requisitos de qualidade exigidos para o reuso que se deseja (BAZZARELLA, 2005).

O aproveitamento das águas amarelas como fonte de nutrientes se ajusta aos conceitos do saneamento ecológico, cujo principal foco é o reuso dos nutrientes presentes na urina,

fezes e água cinza (ASMUS, 2009). O reuso das águas amarelas é parte integrante do ciclo fechado que é proposto, pois promove a recirculação dos nutrientes, a economia de água e redução da poluição dos recursos hídricos.

Figura 3 - As opções de tratamento e utilização dos fluxos separados de águas residuárias



Fonte: Adaptado de Werner et al. (2004).

2.2- Águas amarelas

São consideradas águas amarelas, as águas residuárias provenientes de dispositivos separadores de fezes e urina. Podem ser geradas em mictórios ou em vasos sanitários com compartimentos separados para coleta de fezes e de urina. Ou seja, urina é o componente principal deste resíduo líquido, além da própria água utilizada no aparelho sanitário para o transporte da excreta para a rede coletora (NOUR et al., 2006).

Aplicando os conceitos do saneamento ecológico visando à separação dos fluxos de evacuação da urina e fezes é possível obter um gerenciamento alternativo de águas amarelas, permitindo a recuperação e a recirculação de nutrientes que não contenham resíduos contaminantes. Este tipo de efluente contribui com menos de 1% do volume do esgoto sanitário gerado em áreas urbanas, mas contém a maior parte dos nutrientes que são essenciais na agricultura (N, P, K), em quantidades bastante adequadas para o uso direto na produção (ESREY et al., 1998).

Se toda a urina produzida fosse coletada em separado, cerca de 80 a 85 % das emissões de compostos de nitrogênio e 50 % de compostos de fósforo deixariam de

contaminar e comprometer a qualidade dos corpos de água. Num cenário ideal de total reaproveitamento destes nutrientes na agricultura poder-se-ia substituir 25% do uso de fertilizantes comerciais, resultando numa economia de 36% de energia, a qual deixaria de ser utilizada nas estações de tratamento de esgoto e na produção de fertilizantes (LIND et al., 2001; JÖNSSON, 2002).

O gerenciamento alternativo de águas amarelas tem um papel importante relacionado à economia de água, uma vez que o consumo deste recurso nas descargas de aparelhos sanitários equivale a cerca de 1/6 do consumo per capita de água potável. Portanto, a utilização nas edificações de mictórios ou de vasos sanitários com dispositivos de separação urina/fezes pode resultar numa preservação de significativa quantidade de água potável (NOUR et al., 2006).

O maior volume de produção de águas amarelas ocorre no meio urbano e seu gerenciamento necessita de uma logística que compreende a implementação de alguns processos como separação, coleta, armazenamento, transporte e tratamento. Frequentemente, durante o seu armazenamento e manejo há perdas do nitrogênio através da hidrólise, pela ação de microrganismos, com produção e volatilização de amônia, diminuindo o seu valor nutricional. Durante o seu transporte, é subtraído do seu valor econômico o ônus com o combustível e com os impactos ambientais, como a emissão de dióxido de carbono (ASMUS, 2009). Adotando uma tecnologia de tratamento descentralizada que proporcione o reuso imediato, *in loco*, destas águas residuárias, seriam eliminadas as etapas de armazenamento e transporte, preservando as características nutricionais do efluente e diminuindo o custo do sistema, respectivamente.

2.2.1- Características quantitativas

O volume de urina nas águas amarelas depende da quantidade excretada por cada indivíduo que, por sua vez, varia de acordo com as quantidades de líquido ingerido e as perdas por transpiração. O volume médio diário de urina por pessoa adulta é em torno de 1,5L, distribuídos em 7 micções (VINNERÅS et al., 2006). Já Zancheta (2007) constatou, em seu estudo, o valor médio de 1,23L/dia e uma frequência de micção de até 8 vezes. Valores muito próximos também foram obtidos por Bazzarella et al. (2005) e Rios (2008), com volumes médios de 1,25L e 1,46L respectivamente.

Quanto à fração de água no efluente, esta irá variar em função da pressão do ramal de alimentação, frequência de uso, manutenção do sistema, sazonalidade (inverno ou verão), tempo de acionamento e hábitos dos usuários. De acordo com levantamento bibliográfico feito o volume de água pode variar entre 1,8L em mictório com acionamento hidromecânico (ANA, 2005) e 6L em vasos sanitários convencionais (PERONA, 2011).

2.2.2- Características qualitativas

As águas amarelas são constituídas da água utilizada para evacuação da excreta, onde geralmente é utilizada água potável, e também da urina humana que é uma solução complexa de água contendo concentrações de sais e nutrientes. O cloreto de sódio (NaCl) e a ureia [CO(NH₂)₂] são os principais constituintes da urina. Em torno de 80% do nitrogênio total da urina, está na forma de nitrogênio orgânico (ureia) e o restante está em forma de nitrogênio inorgânico (amônia) (RIOS, 2008). Além da ureia e do cloreto de sódio a urina é constituída de potássio (K), cálcio (Ca), sulfatos (SO₄), e fósforo (P). O fósforo é disponível como fosfatos (H₂PO₄⁻ ou HPO₄²⁻) e o potássio como um componente iônico (K⁺) (LIND et al., 2001).

A urina contribui com aproximadamente 88% de nitrogênio, 67% de fósforo e 73% de potássio presentes no esgoto doméstico. No entanto, a concentração destes nutrientes da urina humana varia de pessoa para pessoa, de região para região, dependendo de seus hábitos alimentares, da quantidade de água potável consumida, atividades físicas, tamanho corporal e fatores ambientais (KARAK & BHATTACHARYYA, 2010).

Tabela 1 – Concentração das águas amarelas em diferentes sistemas de coleta

Origem do recurso	Unidade	Doméstica	Local de trabalho	Urina fresca
pH	-	9,0	9,0	6,2
N_{total}	g/m ³	1795	1793	8830
Amônia	g/m ³	1691	1720	463
Nitrito + Nitrato	g/m ³	0,06	-	-
P_{total}	g/m ³	210	76	800-2000
DQO	g/m ³		1650	-
K	g/m ³	1150	770	2737
Na	g/m ³	982	837	3450
Cl	g/m ³	2500	1400	4970
Ca	g/m ³	15,75	28	233
Mg	g/m ³	1,63	1,0	119
B	g/m ³	0,435	-	0,97

Fonte: Adaptado de Maurer et al. (2006).

Dependendo do sistema de coleta das águas amarelas, como visto anteriormente, o efluente pode variar quanto à porcentagem de água. Esta água dilui a concentração total das substâncias presentes na urina tornando as águas amarelas diferentes da urina quanto a este aspecto. Na Tabela 1 é possível observar a diferença de concentração das substâncias considerando diferentes ambientes de coleta do efluente (MAURER et al., 2006).

A concentração de metais pesados na urina é menor do que a encontrada no estrume apresentando, por exemplo, menos cádmio que os fertilizantes artificiais. Além disso, a urina apresenta traços de elementos como B, Cu, Zn, Mo, Fe, Co e Mn (KARAK & BHATTACHARYYA, 2010).

2.2.3- Características microbiológicas

Alguns tipos de bactérias podem causar infecções do trato urinário, porém a transmissão ambiental destes é geralmente de baixa probabilidade. A E. coli é a causa mais comum das infecções do trato urinário (SCHÖNNING & STENSTRÖM, 2004).

Tabela 2 - Patógenos que podem ser excretados na urina e importância da urina como meio de transmissão

Patógenos	Urina como meio de transmissão	Importância
Leptospira interrogans	Usualmente através da urina animal	Provavelmente baixo
Salmonella typhi e Salmonella paratyphi	Provavelmente incomum, excretada na urina em infecção sistêmica.	Baixo comparado com outros meios de transmissão
Schistosoma haematobium (ovos excretados)	Não direta, mas indiretamente, a larva infecta os humanos através da água doce.	É necessário considerar em áreas endêmicas onde água doce é disponível
Mycobacteria	Incomum, normalmente transportado pelo ar.	Baixo
Vírus: citomegalovirus (CMV), JCV, BKV, adeno, hepatite e outros	Normalmente não reconhecido, com exceção de casos isolados de hepatite A e sugerido para a hepatite B. Necessita de mais informação.	Provavelmente baixo
Microsporidia	Sugerido, mas não reconhecido.	Baixo
Causadores das doenças venéreas	Não sobrevivem durante períodos significativos fora do corpo.	-
Infecções do trato urinário	Não há uma transmissão ambiental direta.	Baixo

Fonte: Adaptado de Schönning & Stenström (2004).

Os patógenos tradicionalmente conhecidos que são excretados na urina são *Leptospira interrogans*, *Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi* e *Schistosoma haematobium*. Existe uma variedade de outros patógenos que são detectados na urina, como mostrado na Tabela 2, mas sua presença pode ser considerada insignificante para o risco da transmissão ambiental de doenças (SCHÖNNING & STENSTRÖM, 2004).

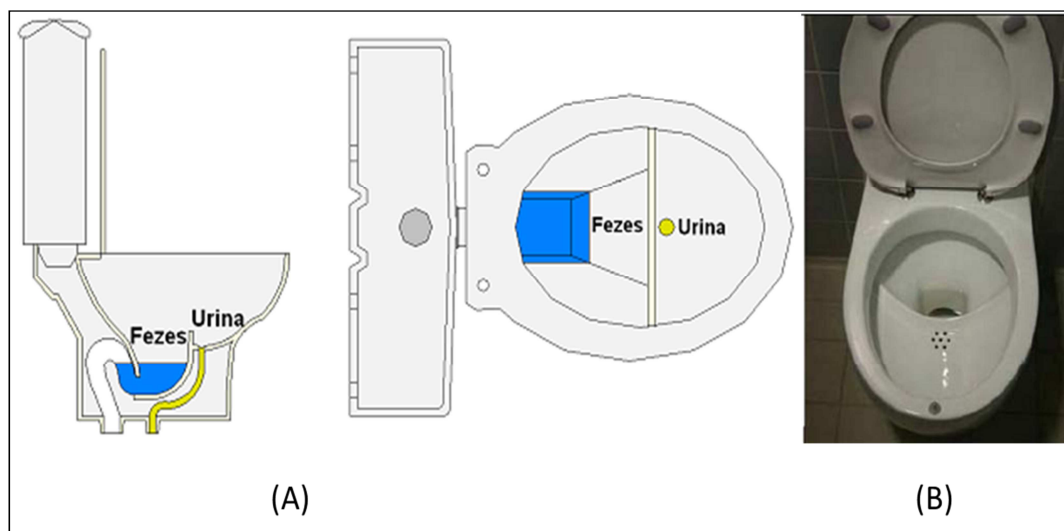
O principal risco de transmissão de doenças pelo uso e manejo de urina humana está relacionado com a contaminação cruzada, ou seja, contato da urina com as fezes (SCHÖNNING & STENSTRÖM, 2004). Ainda que remota a contaminação pode ocorrer por bactérias presentes na pele ou pelo contato direto com o agente (HÖGLUND et al., 2000; NOUR et al., 2006).

2.2.4- Dispositivos de segregação

A separação de águas amarelas das marrons pode ser realizada por meio de mictórios ou de vasos sanitários separadores, que possuem em seu interior um compartimento específico para coleta de urina (JOHANSSON et al., 2000).

A Suécia é um dos pioneiros na produção de vasos sanitários separadores (Figura 4). Essas técnicas começaram a ser desenvolvidas há mais de 30 anos. Na década de 1990 foi construído, pelos suecos, o primeiro sistema separador de urina de porcelana e, em 1995, construíram eco-vilas, onde as casas possuíam vasos com sistema separador, com intuito de facilitar o tratamento, reduzindo a quantidade de água que é desperdiçada com a descarga (RIOS, 2008).

Figura 4 - Vaso sanitário compartimentado



Fonte: A: Rios (2008) e B: Kvarnström et al. (2006).

Os mictórios, individuais ou coletivos (Figura 5), não foram criados com o mesmo intuito dos vasos separadores, de segregar a urina das fezes, porém podem exercer o mesmo papel e ainda possuem uma vantagem sobre os vasos quanto à redução significativa de uma possível contaminação cruzada de microrganismos patógenos.

Figura 5 - Mictório individual (A) e coletivo (B)



Fonte: A: <<http://www.leroymerlin.com.br>> e B: Autor.

2.2.5- Técnicas de tratamento

Os principais processos de tratamento das águas amarelas, objetivando sua reciclagem na agricultura, são a estocagem em reservatórios fechados por períodos de tempo pré-determinados, a concentração para redução de volume e a precipitação de cristais (hidroxiapatita e estruvita). Dentre estes, a prática mais comum é a estocagem da urina, necessária para reduzir os riscos biológicos da sua utilização na agricultura, apesar do risco ser baixo (ZANCHETA, 2007).

As propriedades únicas das águas amarelas permitem que uma grande variedade de tecnologias possa ser usada para o tratamento. De acordo com Maurer et al. (2006), sete principais objetivos de uma unidade de tratamento podem ser definidos: redução de volume, recuperação de fósforo, recuperação de nitrogênio, estabilização, higienização, remoção de micropoluentes e remoção biológica de nutrientes. Nesta perspectiva várias tecnologias têm sido estudadas, dentre as quais podem ser citadas: estocagem, acidificação, alcalinização,

evaporação, congelamento, micro e ultrafiltração, osmose reversa, aplicação de zeólitos, carvão ativado, precipitação de estruvita, volatilização de amônia e destilação.

2.3- Filtração intermitente

A filtração é um método de tratamento bastante antigo, inicialmente adotado na remoção de turbidez para a potabilização de água. A partir do Século XIX, na Europa e nos Estados Unidos, o processo passou a ser aproveitado na depuração de esgotos (MICHELS, 1996).

O tratamento nos sistemas de filtração, usados para o tratamento de águas residuárias nos EUA desde os anos 1800, é realizado através de processos físicos e químicos, mas principalmente, por microrganismos ligados ao meio filtrante (SOLOMON et al., 1998).

A tradição de aplicação de esgotos e efluentes no solo é antiga, os mecanismos de sua purificação não eram entendidos como processos biológicos até o trabalho de Alexander Mueller, em 1865, que demonstrou, em coluna de filtração, que a purificação ocorria durante a passagem do esgoto na coluna do solo, pela ação de organismos vivos (PETERS e ALLEMAN, 1982).

O conceito de filtração intermitente surgiu em 1868 em Londres, como a primeira tentativa exitosa de converter o tratamento com uso do solo em um processo controlado (JEWELL & SEABROOK, 1979). Sir Edward Frankland desenvolveu um sistema de filtração utilizando cilindros de vidro preenchidos com materiais que variaram da brita grossa ao solo turfoso. Frankland adotou uma frequência de duas aplicações diárias e manteve a operação com sucesso por mais de quatro meses. Embora o desempenho do filtro tenha sido, então, creditado exclusivamente a mecanismos físico-químicos, ficou estabelecido o conceito de filtração intermitente, para processos que inserem um período de descanso e aeração entre duas aplicações de esgoto (PETERS & ALLEMAN, 1982).

Já nos EUA, em 1887, sob a direção de Allen Hazen, foi realizada uma série de experimentos de filtração semelhantes aos testes anteriores de Frankland sobre dosagem intermitente, no entanto, os filtros foram significativamente maiores. Seus resultados verificaram o potencial tratamento da filtração intermitente, indicando que os microrganismos aderidos ao meio filtrante poderiam degradar o esgoto em ambiente aeróbio facilitado pela dosagem intermitente (PETERS & ALLEMAN, 1982).

O tratamento físico é resultante da retenção mecânica de partículas e o químico se processa pela adsorção de determinados compostos. Mas, a purificação depende principalmente da oxidação bioquímica que ocorre no contato do afluente com a cultura biológica (TONETTI et al., 2004). Devido a esta característica, Jordão & Pessoa (1995) afirmam que este tipo de sistema é incorretamente chamado de filtro, pois seu funcionamento não possui como explicação primordial o tratamento físico.

Em 1871 a primeira estação de tratamento em grande escala, de filtros intermitentes, foi construída na Europa (JEWELL & SEABROOK, 1979). Já nos Estados Unidos os primeiros filtros intermitentes foram colocados em operação em 1889 (MIDDLEBROOKS, 1974).

Os filtros intermitentes são reatores aeróbios de leito fixo onde ocorre uma etapa de retenção, envolvendo mecanismos físicos, e uma etapa de depuração, na qual predominam mecanismos biológicos. Eles proporcionam tratamento secundário avançado, ou terciário, para esgotos decantados ou efluentes de tanques sépticos. Em condições normais de operação no que concerne aos parâmetros como carga orgânica, sólidos suspensos, cor e organismos indicadores de contaminação fecal os filtros intermitentes de areia podem produzir efluentes de alta qualidade significativamente melhores do que aqueles obtidos com aeração prolongada e definitivamente superiores aos de lagoas de estabilização facultativas individuais (ANDERSON et al., 1985).

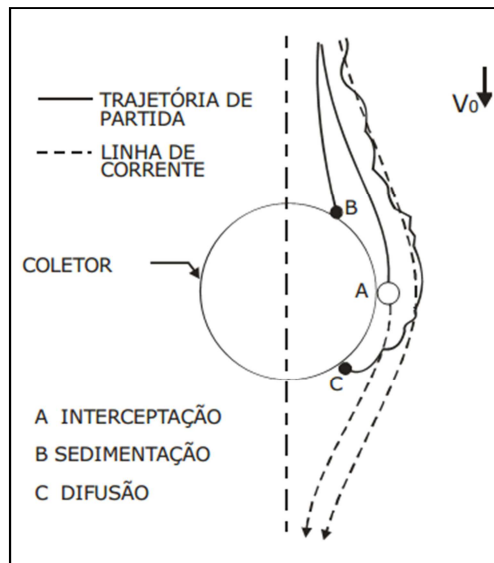
2.3.1- Mecanismos de remoção

Processos físicos, químicos e biológicos ocorrem simultaneamente em um filtro, em um certo grau. Filtração, sedimentação, impacto inercial, interceptação, adesão, floculação, difusão, adsorção, absorção e atividade biológica são mecanismos de remoção de contaminantes do esgoto em leitos de filtração (ANDERSON et al., 1985).

A filtração propriamente dita envolve a retenção mecânica, fenômeno essencialmente físico que depende do tamanho das partículas e da granulometria do leito filtrante. A fração das partículas retidas cresce na medida em que o tamanho dos grãos que compõem o leito se reduz. A matéria em suspensão mais grosseira é retida na superfície do filtro por ação meramente mecânica. As partículas menores são retidas entre os grãos, entretanto, esse fenômeno só adquire importância quando o tamanho das partículas se aproxima do tamanho médio dos poros (SCHMITT, 1989 apud COHIM, 2006).

A interceptação, segundo Yao et al. (1971), compreende três mecanismos: a interceptação propriamente dita, a sedimentação e a difusão, conforme mostrado na Figura 6. A interceptação propriamente dita é a forma por meio da qual as partículas de matéria em suspensão podem colidir com os grãos do leito filtrante se forem conduzidas mediante uma linha de fluxo muito próxima do grão, de modo que rocem a superfície deste. Quanto maior a partícula, mais factível será a sua interceptação (Linha A da Figura 6).

Figura 6 - Mecanismo básico do transporte do efluente na filtração



Fonte: Adaptado de Yao et al. (1971).

A sedimentação ocorre por gravidade nos interstícios do meio. Se a densidade da partícula é maior que a da água, a sedimentação ocorre como resultado da força da gravidade atuando sobre a partícula. Essa força (a gravidade) vai produzir a componente vertical da resultante da velocidade de condução dessas partículas. O efeito combinado do peso das partículas submersas e da força de arraste do fluxo pode causar a colisão das mesmas com os grãos do leito. A influência da sedimentação é mais notável para partículas maiores que 10 μm (Linha B da Figura 6) (YAO et al., 1971).

A energia térmica dos gases e líquidos se manifesta como um movimento desordenado de suas moléculas, sujeitando a um bombardeio randômico as pequenas partículas em suspensão, o que resulta no já conhecido movimento browniano das partículas; o termo difusão é utilizado para descrever este processo, representado pela letra C na Figura 6 (YAO et al., 1971). A difusão é importante na remoção de partículas muito pequenas, como os vírus.

Ela ocorre por causa dos pequenos interstícios que existem no meio poroso e porque o fluxo é laminar (ANDERSON et al., 1985).

O impacto inercial, a interceptação e a adesão ocorrem quando as partículas, ao se moverem através do filtro, se chocam contra grãos do meio, sendo então removidas. As partículas se movendo entre os poros também se chocam com outras, formando flocos que são posteriormente removidos por outros mecanismos. A adsorção física dos constituintes ocorre na superfície do meio filtrante devido a forças eletrostáticas, eletrocinéticas e de van der Waals, enquanto a adsorção química ocorre devido à ligação e interação química entre esses constituintes e o meio (ANDERSON et al., 1985).

A atividade biológica no meio filtrante resulta na remoção de materiais poluentes por assimilação biológica e biossíntese. Isso é possível devido à formação de uma fina camada de bactérias, denominado de biofilme, que começa a se desenvolver em torno dos grãos do leito. Esse biofilme é de fundamental importância na operação do filtro porque ele retém por meio de absorção a matéria solúvel e coloidal e os microrganismos presentes no esgoto sob tratamento. O material retido é decomposto e oxidado durante o período de descanso entre duas aplicações. A depuração biológica aeróbia se divide esquematicamente em duas fases: uma fase rápida de adsorção e de acumulação dos compostos sob a forma de reserva e uma fase mais lenta de mineralização e de excreção dos compostos mineralizados. É durante esta fase que acontece a maior parte do consumo do oxigênio (CRITES & TCHOBANOGLOUS, 1998).

Menoret et al. (2002) afirmam que é imprescindível o atendimento de dois aspectos fundamentais no funcionamento de um filtro intermitente: o aspecto hidráulico, pelo qual o efluente deve penetrar e ter um tempo de contato suficiente com o biofilme para garantir a degradação dos contaminantes; e aeração, onde oxigênio deve penetrar no interior do leito e do biofilme e atender as necessidades do metabolismo dos microrganismos aeróbios.

Segundo Menoret (2001), os três mecanismos responsáveis pelo aporte de oxigênio ao leito filtrante são:

- Diluição no efluente, na qual pode atingir, no limite, cerca de 9,0 mg/l dependendo de fatores como temperatura, salinidade, altitude, e mesmo assim pode ser considerado desprezível;
- Convecção, relacionada ao movimento de ar no leito, gerado pela variação do estoque de efluente no leito filtrante;

- Difusão, relacionada ao gradiente de concentração entre a atmosfera e o leito, através da superfície.

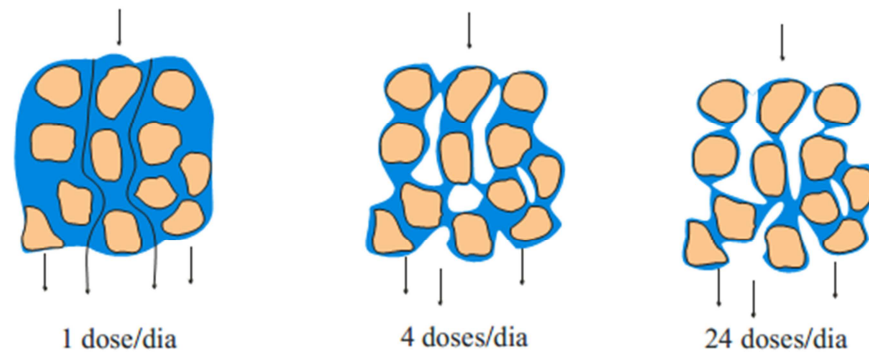
2.3.2- Aspectos hidráulicos

Filtro de fluxo vertical é mais empregado devido à maior incorporação de oxigênio, em relação aos filtros de fluxo horizontal, via convecção e difusão atmosférica no material filtrante. O transporte de oxigênio via convecção ocorre devido à existência de um gradiente de pressão entre o ar e o meio filtrante. Este fenômeno ocorre devido à intermitência de aplicação do efluente, onde após a percolação através do meio filtrante, cria-se um vácuo que então é equalizado com o ar, promovendo um arraste de O₂ atmosférico para o leito filtrante. A fração de O₂ arrastada, somada àquela fração difundida, tende a penetrar e ser distribuída às camadas mais profundas do leito filtrante. (SEZERINO, 2006).

A aplicação intermitente do efluente permite a aeração do meio, possibilitando a oxigenação necessária para a degradação aeróbia, e nos intervalos, por falta de alimento, ocorre a respiração endógena, controlando o crescimento dos organismos, evitando que o biofilme (massa celular) obstrua os vazios, o que impediria a passagem do líquido e do ar, interrompendo o processo (LOUDON et al., 2003).

A manutenção de um fluxo não saturado no interior do meio também é importante. Para isso, a granulometria do meio, a carga hidráulica diária e a forma como esta é aplicada no filtro devem convergir para tal condição de insaturação, conforme ilustrado na Figura 7. Quando o volume de líquido aplicado é suficiente para preencher todo o espaço vazio do meio, parte da matéria orgânica e microrganismos passam através do filtro sem tratamento. À medida que o volume aplicado por dose é reduzido, ocorre um fluxo parcialmente saturado. Quando o volume é reduzido mais ainda, o fluxo torna-se não saturado e escoar em uma fina lâmina em torno das partículas do meio. Com isso, os fenômenos físicos de remoção, já descritos, são favorecidos e o oxigênio do ar pode acessar todo o leito através dos espaços intersticiais. Assim, tendo em vista que o processo de purificação ocorre em duas etapas, remoção seguida de oxidação, é imperativo que a aplicação do líquido a ser tratado se dê em finas lâminas (CRITES & TCHOBANOGLIOUS, 1998).

Figura 7 - Efeito da carga hidráulica nos filtros



Fonte: Adaptado de Crites & Tchobaougous (1998).

Outro aspecto relevante do fracionamento da carga hidráulica diária é o aumento do contato do efluente com o biofilme, assim a intermitência de aplicação favorece os mecanismos físicos de remoção e a troca de solutos entre o biofilme e o efluente (COHIM, 2006).

Tradicionalmente, os filtros intermitentes têm sido empregados para tratar pequenos volumes diários de esgotos sanitários, quase sem necessitar manutenção, com carreiras (período de entre uma lavagem e outra do leito ou substituição do mesmo) muito grandes, até superiores a um ano, mas também operando com taxas de aplicação hidráulica muito baixas, inferiores a $0,20 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ (DARBY et al., 1996; SABBAH et al., 2003; BALL, 1997; SOLOMON, 1998).

A norma brasileira que regulamenta a construção e operação de filtros intermitentes de areia é a NBR 13969 (ABNT, 1997): Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Esta recomenda que no pós-tratamento de efluente do tanque séptico, a taxa de aplicação deve limitar-se a $100 \text{ L}/\text{m}^2.\text{dia}$ e caso seja proveniente de um processo aeróbio este valor duplica para $200 \text{ L}/\text{m}^2.\text{dia}$. Ainda segundo esta norma a aplicação do afluente deve ser feita de modo intermitente a fim de manter uma condição aeróbia no seu interior.

2.3.3- Colmatação

Obstrução do filtro, eventualmente ocorre à medida que os espaços dos poros entre os grãos começam a encher-se com material inerte e biológico. É então observada uma perda de carga e uma vez que a condutividade hidráulica cai abaixo da carga hidráulica média, ocorre a formação de zonas mortas. Embora a qualidade do efluente não se deteriore inicialmente, as

condições anaeróbias criadas dentro filtro, por causa da obstrução, resultará na cessação da nitrificação. Assim a aplicação de afluente deve ser interrompida (ANDERSON et al., 1985).

A colmatção pode ser causada por fatores físicos, químicos e biológicos. A física é normalmente causada pela acumulação de materiais sólidos estáveis dentro ou sobre a superfície do meio suporte. É dependente do tamanho dos grãos, porosidade do meio filtrante e da quantidade de sólidos em suspensão dos afluentes. O fenômeno é mais rápido em leitos com granulometrias mais finas, e mais profundo nos que têm granulometrias mais grosseiras (ANDERSON et al., 1985).

As reações químicas entre os elementos dissolvidos no fluido percolante ou substâncias que ultrapassem o limite de solubilidade, resultam na formação de precipitados que se depositam na superfície dos grãos do leito, diminuindo o espaço disponível para a passagem do fluido, caracterizando uma colmatção de natureza química (REMÍGIO, 2006; SILVA, 2012).

O desequilíbrio da população biológica dentro do filtro é a principal causa da colmatção biológica. Componentes tóxicos em águas residuais e de alta carga orgânica, ausência de oxigênio dissolvido e diminuição da temperatura do filtro são as causas mais prováveis de desequilíbrios microbianos. A acumulação do biofilme e uma diminuição da taxa de decomposição de contaminantes do afluente retidos no interior do meio acelera o entupimento do filtro (ANDERSON et al., 1985).

2.3.4- Meio Suporte

Segundo a NBR 13969 (1997) o meio filtrante é definido como material destinado a reter sólidos ou fixar microrganismos na superfície para depuração de esgotos. Jordão & Pessoa (2009) relatam que o “meio suporte” antigamente denominado de “meio drenante” ou “meio filtrante”, é constituído de uma massa de sólidos com a finalidade de agregar a biomassa em condições favoráveis ao desenvolvimento das reações bioquímicas que caracterizam o processo, permitindo certa ventilação.

A utilização bem sucedida de um material granular de um meio suporte depende da escolha adequada do tamanho e uniformidade dos grãos. O diâmetro efetivo (d_{10}) dos grãos afeta quantidade de afluente que pode ser filtrado, a taxa de filtração, a profundidade de penetração de partículas, e a qualidade do efluente do filtro. Meios granulares demasiado grosseiros reduzem o tempo de retenção de água residual até um ponto em que a decomposição biológica adequada não é atingida. Composto por grãos finos, o meio limita a

quantidade de águas residuais que pode ser filtrada com sucesso devido ao entupimento precoce do filtro (ANDERSON et al., 1985). O coeficiente de uniformidade dos meios filtrantes intermitentes, segundo a NBR 13969 (1997) em concordância com Anderson et al. (1985), deve ser inferior a 4.

O tamanho dos grãos também influencia na oxigenação do meio, que será maior quando existir um maior espaço de vazios, pela menor existência de partículas finas, que ocupariam espaços entre grãos maiores. Em contrapartida, quanto menor a superfície específica do meio (devido à pouca presença de grãos menores), menor será a quantidade de microrganismo aderida, responsável pela degradação biológica (OFFICE OF ENVIRONMENTAL HEALTH & SAFETY, 2000 apud DULTRA, 2007).

A análise do diâmetro efetivo por si só pode ser enganoso quando se descreve o tamanho do meio filtrante. Meios com diâmetros efetivos similares, mas com coeficientes de uniformidade diferentes, podem produzir desempenhos significativamente diferentes. O coeficiente de uniformidade (d_{60}/d_{10}) representa a desigualdade no tamanho das partículas, quanto maior este coeficiente mais irregular é o meio. São recomendados tamanhos efetivos entre 0,40 mm e 1,5 mm (ANDERSON et al., 1985). Já a NBR 13969 (1997) recomenda que o diâmetro efetivo dos grãos deva estar entre 0,25 mm e 1,2 mm.

A disposição ou posicionamento de diferentes tamanhos de grãos ao longo do leito filtrante é também uma consideração importante. Um leito com meio homogêneo muitas vezes não ocorre devido a práticas de construção e variações dos materiais locais. Por sua vez mudanças abruptas na granulometria criam zonas de saturação, que podem atuar como selos de água, limitando os mecanismos biológicos, além de promover o entupimento e reduzir a ação do filtro a um mero mecanismo de retenção mecânica. O uso dos meios com um coeficiente de uniformidade inferior a 4 minimiza este problema (ANDERSON et al., 1985).

Além de areia outros meios granulares, como antracito, granada, ilmenita, carvão ativado, e rejeito mineral podem ser usados. Meios alternativos, como estes devem ser duráveis e insolúveis em água. Qualquer argila, barro, calcário ou material orgânico pode aumentar a capacidade de adsorção inicial da areia (geralmente para a remoção de fósforo), mas podem tanto conduzir a uma condição de entupimento grave quanto reduzir o tempo de carreira do filtro. Qualquer meio que não seja areia deve obedecer aos mesmos requisitos aqui discutidos (ANDERSON et al., 1985).

2.4 - Carvão ativado

Os primeiros usos de carvões ativados, geralmente preparados a partir de madeira carbonizada (carvão vegetal), foram aplicações médicas. Na Grécia foi encontrado um papiro que data do ano 1550 a. C. descrevendo o uso do carvão vegetal como adsorvente para determinadas práticas médicas. Quanto ao tratamento de água com carvão ativado, sabe-se que já em 450 a. C. nos barcos fenícios se armazenava a água para beber em barris com a madeira parcialmente carbonizada. Esta prática continuou até o Século XVIII como meio de prolongar a qualidade da água nas viagens transoceânicas. Posteriormente, no ano 400 a. C., Hipócrates recomenda filtrar a água com carvão vegetal para eliminar maus cheiros, sabores e prevenir doenças (BANDEIRA, 2007).

A primeira aplicação do carvão ativado no setor industrial ocorreu na Inglaterra, em 1974, como agente de descoloração na indústria de produção do açúcar. A primeira aplicação em grande escala ocorreu em 1854, quando o prefeito de Londres ordenou a instalação de filtros de carvão vegetal em todos os sistemas de ventilação de esgotos para eliminar os odores. Em 1872 aparecem as primeiras máscaras com filtros de carvão ativado, utilizadas na indústria química para evitar a inalação de vapores de mercúrio. A Primeira Guerra Mundial estimulou o desenvolvimento da produção e aplicação do carvão ativado, que foi utilizado em máscaras de proteção contra gases venenosos (BANDOSZ, 2006).

Atualmente, os carvões ativados têm sido utilizados em tratamentos como purificação, desodorização, desintoxicação, filtração, descoloração, desclorificação, remoção de substâncias orgânicas e inorgânicas (COUTINHO et al., 2000). Essas aplicações fazem do carvão ativado um produto de grande interesse para muitos setores econômicos nas mais diversas áreas, entre as quais alimentícia, farmacêutica, química, petrolífera, nuclear, automobilística, mineração, tratamento de água potável, água industrial e do ar atmosférico (MUSSATO & ROBERTO, 2004).

O carvão ativado consiste em um material com alto teor de carbono, estrutura porosa altamente desenvolvida de forma microcristalina - diferente da estrutura do grafite devido à orientação das camadas - elevada área superficial específica e possuindo heteroátomos ligados aos átomos de carbono, principalmente O, N e H (GORGULHO et al., 2008). Essas propriedades do carvão ativado lhe atribuem grande capacidade de adsorção de moléculas presentes em fases líquidas ou gasosas.

2.4.1- Adsorção por carvão ativado

O termo adsorção foi utilizado pela primeira vez em 1881 por Kayser para descrever a captação de gases por carvões (BANDOSZ, 2006). A adsorção é uma operação de separação na qual são utilizadas características de alguns sólidos (adsorvente) de acumularem, em suas superfícies, substâncias (adsorvato) presentes em uma fase fluida (liquida ou gasosa) (BRINQUES, 2005).

A adsorção pode ocorrer tanto por mecanismos físicos (fisissorção) como por mecanismos químicos (quimissorção) que, sob condições favoráveis, podem ocorrer simultaneamente. Este processo ocorre nas interfaces fluido/sólido. A fisissorção envolve interações eletrostáticas e as forças de van der Waals entre o adsorvato e o adsorvente, é um processo reversível uma vez que este tipo de ligação é fraca. Já a quimissorção ocorre quando há reação química entre o sítio ativo de adsorção e o adsorvato, é dificilmente reversível por causa das fortes forças envolvidas (DI BERNARDO et al., 2002; LOFRANO, 2012).

O processo de adsorção depende de vários fatores, os quais incluem a natureza do adsorvente, do adsorvato e as condições de adsorção (CLARK, 2010).

a) Natureza do adsorvente (CLARK, 2010):

As características dos adsorventes que influenciam na adsorção são: distribuição do tamanho dos poros, conteúdo de cinzas, densidade e área superficial (quanto maior a área disponível para a adsorção maior será a quantidade adsorvida).

A natureza do material que da origem ao carvão resulta na estrutura molecular do adsorvente que exerce grande influência no grau de adsorção em função do tipo e posição do grupo funcional presente na superfície.

b) A natureza do adsorvato:

As características do adsorvato que influenciam na adsorção são: o tamanho e o peso da molécula, polaridade e hidrofobicidade, solubilidade do adsorvato no solvente utilizado, além da acidez ou basicidade, podem afetar a capacidade de adsorção de um adsorvato sobre um adsorvente (SCHNEIDER, 2008).

Compostos com diâmetros menores tem maior facilidade na difusão para o interior da partícula sólida (FRANCISCHETTI, 2010).

Adsorvatos constituídos por grupos polares diminuem a adsorção de soluções aquosas pela alta afinidade com água (CLARK, 2010).

c) As condições de contorno:

Os principais fatores que podem influenciar na adsorção são: a temperatura, polaridade do solvente, relação sólido – líquido, tamanho das partículas do sólido, concentração inicial do adsorvato, pH da solução, outras espécies competitivas e impurezas na superfície do adsorvente (SCHNEIDER, 2008).

Na maioria dos sistemas um aumento da temperatura implica uma diminuição na quantidade adsorvida. A dessorção pode ser realizada com um aumento de temperatura, ou seja, temperaturas altas geralmente diminuem ou retardam o processo de adsorção (CLARK, 2010).

Quanto mais alta a relação sólido-líquido maior a taxa de adsorção, devido à disponibilidade de uma maior área de contato para o adsorvato. Em relação ao tamanho das partículas, quanto menor o tamanho maior a superfície de contato e melhor a taxa de adsorção (CLARK, 2010).

O pH da solução afeta a extensão da adsorção, pois a distribuição da carga da superfície do adsorvente pode mudar (devido à composição das matérias-primas e à técnica de ativação), variando assim a extensão de adsorção de acordo com os grupos funcionais do adsorvato. Por exemplo, a adsorção de azul de metileno é aumentada pelo aumento do pH (até um valor de 9). Para pH inferior a 5 os adsorventes são carregados positivamente: neste caso, a adsorção é diminuída porque o azul de metileno é um corante catiônico (LOFRANO, 2012).

A ionização do adsorvato geralmente é adversa à adsorção por sólidos hidrofóbicos. Materiais altamente ionizados são fracamente adsorvidos, baixos pHs favorecem a adsorção de ácidos orgânicos enquanto que pHs altos favorecem a adsorção de bases orgânicas (CLARK, 2010).

2.4.2- Processo de ativação

Na década de 1880, R. von Ostrejko descobriu os carvões ativados como são conhecidos atualmente e, em 1901, patenteou dois diferentes métodos de produção, que hoje são a base dos processos de ativação química e ativação física utilizados industrialmente (BANDOSZ, 2006).

O processo de ativação tem por finalidade aumentar a porosidade e área superficial. A princípio, qualquer material que possui alto teor de carbono pode ser ativado. A maior parte dos materiais carbonáceos possui certo grau de porosidade natural, com área superficial

variando entre 10 e 15 m²/g. No decorrer da ativação a área superficial aumenta com a oxidação dos átomos de carbono. Após a ativação, o carvão pode apresentar área superficial acima de 800 m²/g. Os precursores mais utilizados são cascas de coco, de arroz, de nozes, carvões minerais (antracito, betuminoso, linhito), madeiras, turfas, resíduos de petróleo, ossos de animais, entre outros materiais carbonáceos (CLAUDINO, 2003).

Os carvões ativados são obtidos através de duas etapas: a carbonização do material precursor, através da queima e a ativação (física ou química) propriamente dita.

A carbonização consiste no tratamento térmico (pirólise) do material precursor em atmosfera inerte, em temperatura superior a 473 °K. É uma etapa de preparação do material, onde são removidos componentes voláteis e gases leves (CO, H₂, CO₂ e CH₄), produzindo uma massa fixa de carbono e uma estrutura porosa primária que favorece a ativação posterior (PIZA, 2008). O carvão obtido pela carbonização do material celulósico é essencialmente microporoso, mas essa microporosidade pode tornar-se preenchida ou parcialmente bloqueada pelos produtos de decomposição. Então, para aumentar o volume dos microporos torna-se necessário fazer a ativação (CLARK, 2010).

A ativação física, também chamada gaseificação, é o processo no qual o material carbonizado sofre reação com um gás oxidante, geralmente vapor de água, CO₂ ou uma mistura de ambos em temperaturas na faixa de 800 a 1000°C (BOUCHELTA et al., 2008). Já a ativação química envolve a impregnação de agentes desidratantes como ácido fosfórico, hidróxido de potássio e cloreto de zinco, geralmente sobre o precursor ainda não carbonizado com posterior carbonização a temperaturas superiores a 673 °K. Em seguida o reagente químico é removido, por exemplo, por extração expondo a estrutura porosa do carvão ativado (CLAUDINO, 2003).

2.4.3- Características do carvão ativado

As propriedades do carvão ativado dependem das estruturas porosas e dos grupos químicos presentes em sua superfície. As propriedades físicas da superfície são descritas pela área superficial específica e porosidade, enquanto que as propriedades químicas dependem da presença ou ausência de grupos ácidos ou básicos sobre sua superfície (MORENO-CASTILLA, 2004).

2.4.3.1- Propriedades físicas

Do ponto de vista estrutural, o carvão ativado pode ser definido como um material com elevado conteúdo em carbono, microcristalino e elevada porosidade. A porosidade deve-se aos espaços existentes entre as diversas camadas irregulares de carbono de que o carvão é constituído. A disposição aleatória das camadas bem como o cruzamento entre elas impede o reordenamento da estrutura que caracteriza o grafite. Também possui elevada dureza, necessária para evitar perdas excessivas devido à fricção e manuseio (BANDEIRA, 2007).

2.4.3.1.1- Porosidade

Segundo a União Internacional de Química Pura e Aplicada – IUPAC, os poros podem ser classificados em (BANDOSZ, 2006):

- Macroporos: apresentando diâmetro maior que 50nm;
- Mesoporos: com diâmetro entre 2 e 50nm;
- Microporos secundários: apresentando diâmetro ente 0,8 e 2nm;
- Microporos primários: apresentando diâmetro menor que 0,8nm.

A medida da porosidade de um carvão ativado é feita através da análise de sua capacidade adsorviva para compostos tais como iodo, melação, azul de metileno e fenol (MOLETTA, 2011).

- a) Número de Iodo (indica microporosidade) - expressa a quantidade de iodo, em massa, que é adsorvida em determinada massa de carvão sob condições específicas e geralmente está relacionado com a adsorção de moléculas de pequena massa molecular; é geralmente expresso em mg/g. O número de iodo típico de carvão ativado é 900, com valores maiores que 1000 para melhores classificações de carvão (PEREIRA, 2011; DI BERNARDO, 2005).
- b) Índice de Azul de Metileno (indica mesoporosidade) - expressa a quantidade de azul de metileno, em massa, que é adsorvida em determinada massa de carvão ativado sob condições específicas. O índice de azul de metileno fornece uma indicação da capacidade do carvão ativado em adsorver moléculas com dimensões similares à do azul de metileno e está relacionado à área superficial dos poros maiores que 1,5nm (DI BERNARDO, 2005).

Os microporos contribuem para a maioria da área superficial que proporciona alta capacidade de adsorção para moléculas de pequenas dimensões, tais como gases e solventes comuns. Mesoporos são importantes para difusão nos microporos e adsorção de moléculas grandes, tais como corantes, e proporcionam maioria da área superficial para carvões impregnados com produtos químicos. Já os macroporos são normalmente considerados sem importância para adsorção e sua função é servir como meio transporte para as moléculas (FRANCISCHETTI, 2010).

2.4.3.1.2- Área superficial

Área superficial é a área total da superfície porosa do carvão, calculada pela equação de BET (Brunauer-Emmett-Teller), pelos dados de adsorção e dessorção de nitrogênio, sob condições específicas. É expressa em m^2/g de carvão ativado (PIZA, 2008). O método baseia-se na adsorção/dessorção de nitrogênio a $77 \text{ }^\circ\text{K}$ na superfície do adsorvente. A adsorção é proporcional ao aumento da pressão e aos sítios ativos vazios, já a dessorção é proporcional ao número de sítios ocupados e à redução da pressão. Além da área esta metodologia permite determinar o volume e a distribuição de poros (CLARK, 2010).

Os carvões ativados são caracterizados por uma grande área superficial entre $300\text{--}4000 \text{ m}^2/\text{g}$ (PEREIRA, 2011). Quanto maior a área superficial maior será a tempo de contato e área disponível para a interação adsorvente-adsorvato.

2.4.3.2- Propriedades químicas

As propriedades adsorventes de um carvão ativado não só estão definidas pela sua estrutura porosa como também pela sua natureza química. O carvão ativado apresenta na sua estrutura átomos de carbono com valência insaturada, grupos funcionais (principalmente de oxigênio e nitrogênio) e componentes inorgânicos responsáveis pelas cinzas, todos eles com um papel relevante nos processos de adsorção. Os grupos funcionais formam-se durante o processo de ativação por interação dos radicais livres da superfície do carvão com átomos de oxigênio e nitrogênio que podem em parte provir do material precursor ou da atmosfera. Estes grupos funcionais fazem com que a superfície do carvão se torne quimicamente reativa, afetando as propriedades adsorventes, especialmente para moléculas de caráter polar. Deste modo, o carvão ativado pode ser considerado em princípio como hidrófobo, pela sua pouca

afinidade com a água, o que é uma característica importante em aplicações como a adsorção de gases em presença de umidade, ou de espécies em solução aquosa. No entanto, a presença de grupos funcionais na superfície do carvão ativado possibilita igualmente sua interação com a água, tornando a sua superfície mais hidrófila (BANDEIRA, 2007).

A oxidação (processo de ativação) da superfície resulta na formação de grupos funcionais que atribuem ao carvão ativado um caráter anfótero, já que pode se comportar como ácido ou como base, ou seja, tem tanto cargas negativas (aniônicas) como cargas positivas (catiônicas) para atrair íons livres em solução ou suspensão. O fator determinante que fará que um carvão seja globalmente ácido ou básico dependerá da concentração destes grupos. A presença predominante dos grupos funcionais piranos, cromenos, cetonas e éteres são responsáveis pelas propriedades básicas da superfície de um carvão e incrementará a capacidade do carvão para a troca com ânions. Por outro lado a presença predominante de grupos funcionais como ácidos carboxílicos, fenóis, carbonilo, anidrido carboxílico, ciclo peróxido tornam o carvão mais hidrófilo e ácido, aumentando seu potencial trocador de cátions (BANDEIRA, 2007; JANKOWSKA, et al., 1991; CHEREMISINOFF & ELLERBUSCH, 1978).

2.4.4- Granulometria

O tamanho da partícula (granulometria) é uma característica tão importante quanto as propriedades descritas anteriormente. A classificação do carvão ativado quanto à granulometria divide-se em carvão ativado em pó (CAP) ou carvão ativado granular (CAG). Para certas aplicações específicas a escolha deve ser feita entre o carvão em pó ou granular, independentemente das propriedades porosas. Por exemplo, um filtro usado para tratar uma emissão gasosa, um material granular deve ser escolhido. Caso contrário, a queda de pressão seria enorme. Além disso, o carvão granular deve ser denso, ter elevada dureza e um baixo índice de abrasão (BANDOSZ, 2006).

Carvão ativado em pó tem um tamanho de partícula típico inferior a 100 μm , os valores mais comuns são em torno de 15-25 μm . Normalmente, este é utilizado em aplicações em que o soluto pode ter problemas na difusão dos poros de transporte para os poros de adsorção e onde uma enorme quantidade de tempo é necessária para atingir o equilíbrio, caso fosse utilizada uma forma granular. As aplicações típicas para o CAP são tratamentos de

águas residuais industriais e municipais, descoloração de açúcar, na indústria de alimentos, usos farmacêuticos e remoção de mercúrio e de dioxinas (BANDOSZ, 2006).

O carvão ativado granular tem um tamanho médio de partícula entre 1-5 mm. É normalmente usado em sistemas de leito fixo em processos contínuos e com baixas quedas de pressão, aplicado para adsorvatos gasosos e líquidos. Na maioria das aplicações em fase gasosa (purificação de gás, recuperação de solventes, filtração de ar e máscaras de gás, catálise) é utilizado o CAG. Além disso, o CAG vem substituindo o CAP em muitas aplicações de fluido líquido, tais como a extração de ouro e tratamento de água potável. O CAG tem a vantagem, em comparação com CAP, de proporcionar uma queda de pressão mais baixa, juntamente com o fato de que pode ser regenerada ou reativada e, por conseguinte, reutilizada mais de uma vez. No entanto, o CAG deve ter, além de uma adequada distribuição de tamanho dos microporos, uma alta densidade aparente, uma dureza elevada e um baixo índice de abrasão (BANDOSZ, 2006).

2.4.5- CAG no tratamento de efluentes domésticos

O carvão ativado é um material extremamente eficaz e largamente usado tanto na purificação de água para consumo humano como no tratamento de águas residuais. O CAG costuma ser aplicado em leitos profundos de fluxo contínuo para eliminar os contaminantes do líquido a purificar, sendo ainda preferido quando é previsível a ocorrência de picos de concentração de contaminantes (BANDEIRA, 2007).

O processo de adsorção por CAG possui vantagens em relação a outras técnicas de tratamento de água para consumo humano e águas residuais por não gerar subprodutos indesejáveis, substâncias tóxicas não interferem na eficiência do tratamento, o meio pode ser regenerado e reativado e ser superior em termos de simplicidade de concepção e operação (LOFRANO, 2012).

No tratamento de efluentes a adsorção em CAG é usada geralmente como um meio filtrante em processos terciários de tratamento onde, além dos sólidos sedimentáveis (tratamento primário) e do material orgânico (tratamento secundário), também removem os nutrientes, nitrogênio e fósforo e compostos orgânicos não biodegradáveis (CASAS, 2004).

Na filtração com CAG, além dos mecanismos de adsorção física e química, ocorre o processo de biodegradação através de bactérias que se proliferam formando um biofilme. As bactérias aderidas ao CAG promovem a biodegradação de carbono orgânico dissolvido,

remoção do carbono orgânico total e oxidação de amônia. A atividade bacteriana em filtros CAG contribui para um aumento da vida útil do CAG, por outro lado, o crescimento microbiano inadequado promove o entupimento do leito necessitando de uma retrolavagem (BANDOSZ, 2006).

Dependendo do efluente a ser tratado e da finalidade para a qual é utilizada, a filtração com CAG, além de remover as substâncias que produzem gosto, odor e matéria orgânica dissolvida, remove também cor (característica física, devida à existência de matéria dissolvida), fenóis, sólidos em suspensão, matéria orgânica não biodegradável, trihalometanos, pesticidas, herbicidas, hidrocarbonetos aromáticos, remoção de metais pesados (Hg, Cd, Pb, Zn), perfluorocarbonos, cianotoxinas e agrotóxicos (CASAS, 2004; BANDOSZ, 2006).

Em relação à remoção de microrganismos patogênicos, Presznhuk (2004) estudou a filtração com CAG como pós-tratamento de efluentes de uma estação de tratamento de esgoto doméstico, constatou na sua pesquisa que a filtração com CAG proporcionou uma remoção de 100% de coliformes totais e termotolerantes nos momentos iniciais e após a formação do biofilme nos filtros a remoção de coliformes totais foi de 94,4% e 95,1% de coliformes termotolerantes.

2.5 - Ciclo do nitrogênio

É importante o estudo do ciclo do nitrogênio, pois suas várias formas de ocorrência têm significado ambiental através de vários fenômenos como eutrofização, chuva ácida, efeito estufa, depleção de oxigênio dissolvido em corpos aquáticos, toxicidade para algumas espécies de peixes e problemas de saúde pública quando presentes em água de abastecimento.

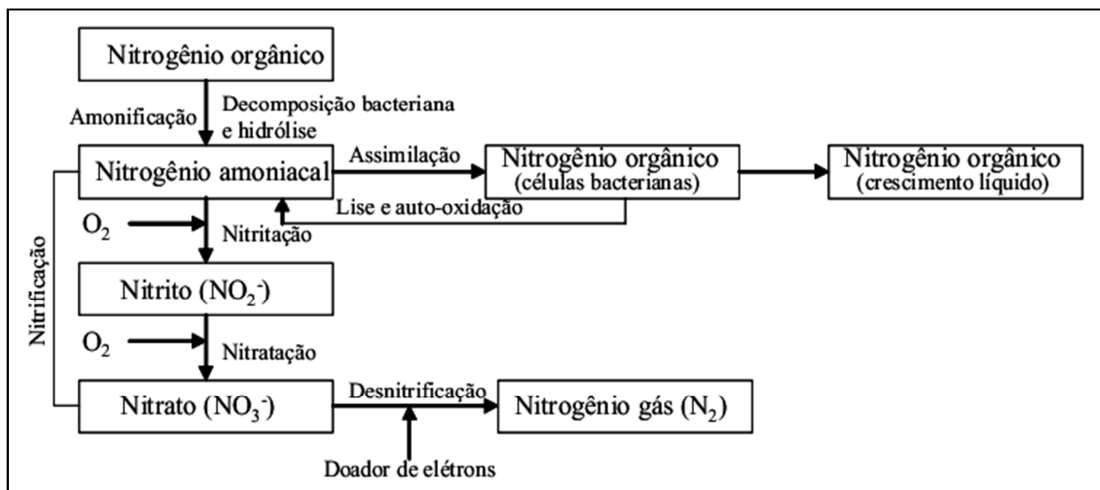
Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, este elemento químico assume várias formas e estados de oxidação, podendo ser encontrado no meio ambiente nas seguintes formas químicas: nitrogênio molecular (N_2), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia gasosa (NH_3), íon amônio (NH_4^+), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos) (DERKS, 2007).

O suprimento e ciclagem ambiental das formas disponíveis deste elemento são largamente dependentes da decomposição biológica do nitrogênio presente nos componentes acumulados dentro da biota. Os processos de decomposição são dependentes das atividades

microbianas que são capazes de transformar o estado de oxidação do nitrogênio. Estes processos, resumidos na Figura 8, são: assimilação, amonificação, nitrificação e desnitrificação (CHAZAL & LENS, 2000).

O nitrogênio é um elemento essencial para os seres vivos, fazendo parte da sua nutrição e constituinte da estrutura das proteínas e dos ácidos nucleicos. Logo sua ocorrência nas águas residuárias doméstica advém da degradação do material vegetal e animal, assim como da excreção de resíduos de origem humana (urina e fezes), nomeadamente aminoácidos, ureia, ácido úrico, purinas e pirimidinas (USEPA, 2009).

Figura 8 - Ciclo biológico do nitrogênio



Fonte: Adaptado de Franchin (2006).

O material nitrogenado em águas residuárias compõe-se principalmente de nitrogênio amoniacal (gasoso, NH_3 ; e salino, NH_4^+) e nitrogênio orgânico (uréia, aminoácidos e outras substâncias orgânicas como o grupo amino). Ocasionalmente ocorrem traços de formas oxidadas do nitrogênio, nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (VAN HAANDEL et al., 2009). Logo as tecnologias de tratamento se baseiam nos processos que atuam na transformação dessas formas de nitrogênio.

As técnicas de tratamento de águas residuárias doméstica visam a remoção de nitrogênio tanto por mecanismos físico-químicos como por via biológica. No entanto, a remoção do nitrogênio por processos biológicos apresenta-se efetiva e com baixos custos, razão pela qual tem sido utilizada preferencialmente em detrimento dos processos físico-químicos (USEPA, 1993).

Os mecanismos atuantes nas transformações biológicas do nitrogênio já foram resumidos na Figura 8. Na amonificação o nitrogênio orgânico é convertido para nitrogênio amoniacal pela atividade microbiana e hidrólise. Na assimilação ocorre o processo inverso da amonificação no qual amônia é incorporada à biomassa, aumentando o nitrogênio orgânico. Embora uma parcela do nitrogênio amoniacal possa ser assimilada na síntese celular, de acordo com Araujo (2009), sua importância na remoção de nitrogênio das águas residuárias é pequena, tornando os processos de nitrificação e desnitrificação os principais pela remoção dos compostos nitrogenados.

Na nitrificação, a amônia é oxidada sendo convertida a nitrato. Na desnitrificação, o nitrato é convertido a nitrogênio gasoso. Nessa combinação de processos o nutriente é perdido para a atmosfera, desperdiçando seu potencial de reuso.

Muitos pesquisadores e profissionais concordam que são necessários novos projetos e tecnologias baseadas na recuperação de recursos como água, nutrientes e energia ao invés de simplesmente remover poluentes e evitar a poluição. Assim, visando o reaproveitamento do nitrogênio, seria ideal uma tecnologia que evitasse a sua perda para a atmosfera, ou seja, um tratamento no qual não ocorresse a desnitrificação. Segundo Udert & Wachter (2011) um método alternativo para a recuperação do nitrogênio é sua estabilização pelo processo de nitrificação.

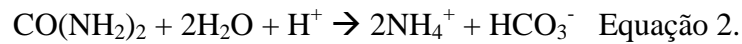
2.5.1 - Amonificação

O nitrogênio orgânico é transformado em nitrogênio amoniacal (NH_4^+ e NH_3) através da atividade endógena dos microrganismos, envolvendo reações bioquímicas catalisadas por enzimas. Esse processo é denominado amonificação (Equação 1) devido à formação de amônia como produto da reação. Na amonificação, além da formação de amônia, há uma produção de alcalinidade de 3,57 gCaCO_3 por cada grama de nitrogênio amonificado, o que pode ajudar no processo de nitrificação, visto que esta etapa tende a consumir alcalinidade e reduzir o pH (SILVA, 2009).



Na urina recém excretada grande parte do nitrogênio aparece na forma de ureia $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$. Quando no meio ambiente, a hidrólise bioquimicamente induzida da ureia gera grandes quantidades de amônia e bicarbonato (amonificação) (Equação 2). A enzima catalisadora é a ureia amidohidrolase, também conhecida como urease. As bactérias que a

processam são encontradas em toda parte, inclusive nos sistemas separadores de urina (UDERT et al., 2003; NOUR et al., 2006).



Devido à liberação da amônia e do bicarbonato ocorre um aumento no pH na urina, podendo ocasionar a precipitação de cristais de inorgânicos como estruvita, calcita e hidroxiapatita (NOUR et al., 2006).

2.5.2 – Nitrificação

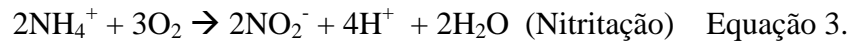
A nitrificação consiste na oxidação da amônia (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-) por meio de bactérias estritamente aeróbias, quimioautotróficas obrigatórias que não necessitam de substrato orgânico para seu crescimento, sendo a energia para o crescimento proveniente da oxidação de compostos inorgânicos de nitrogênio, incluindo uma etapa intermediária com a formação de nitrito (NO_2^-) (ARAÚJO, 2009).

Além dos microrganismos autótrofos nitrificantes, muitos organismos heterótrofos são capazes de produzir formas oxidadas de nitrogênio a partir da amônia, entretanto menos significantes em sistemas naturais (FRANCHIN, 2006). É importante destacar que a nitrificação pelas bactérias nitrificantes autotróficas é considerada mais significativa do que a realizada pelas bactérias heterotróficas, já que as taxas de nitrificação de organismos autotróficos são, aproximadamente, dez vezes maiores que as de organismos heterotróficos (GASPAR, 2003).

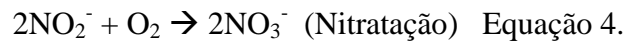
Rittmann et al. (1994) relataram que apesar de haver competição entre bactérias autotróficas e heterotróficas, também existem interações benéficas a ambas: as bactérias heterotróficas produzem compostos orgânicos que estimulam a atividade das autotróficas, biodegradam compostos orgânicos inibitórios para as autotróficas e produzem polímeros extracelulares que melhoram a agregação de ambas no meio suporte (essencial para boa retenção celular). As bactérias autotróficas produzem e liberam produtos solúveis, que aumentam o fornecimento de substrato às heterotróficas.

Na primeira etapa da nitrificação ocorre a nitrificação, ou seja, a oxidação da amônia para nitrito, como mostra a Equação 3, os principais microrganismos envolvidos no processo são as bactérias do gênero *Nitrosomonas*. No entanto, outros gêneros de bactérias autotróficas

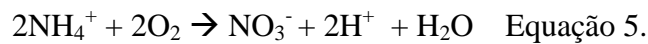
são capazes de obter energia a partir da oxidação de amônia a nitrito, são eles os *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosorobio* (METCALF & EDDY, 2003).



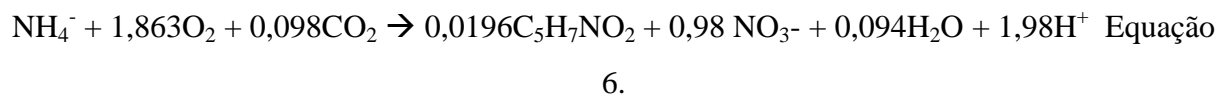
Na segunda etapa, nitrata\c{c}\~{a}o, o nitrito \c{e} oxidado a nitrato, como mostra a Equa\c{c}\~{a}o 4, os principais microrganismos participantes do processo s\~{a}o as bact\~{e}rias do g\~{e}nero *Nitrobacter*. O nitrito pode tamb\~{e}m ser oxidado por outros g\~{e}neros de bact\~{e}rias autotr\~{o}ficas: *Nitrococcus*, *Nitrospira*, *Nitrocystis* e *Nitrospina* (METCALF & EDDY, 2003).



A rea\c{c}\~{a}o global para a completa oxida\c{c}\~{a}o de am\~{o}nia a nitrato, excluindo a s\~{i}ntese celular, \c{e} dada pela Equa\c{c}\~{a}o 5:



A equa\c{c}\~{a}o estequiom\~{e}trica global para a completa oxida\c{c}\~{a}o de am\~{o}nia a nitrato, incluindo a s\~{i}ntese celular \c{e} dada pela Equa\c{c}\~{a}o 6 (METCALF & EDDY, 2003).



De acordo com as equa\c{c}\~{a}o\c{e}s supracitadas dois importantes aspectos que se referem ao processo de nitrifica\c{c}\~{a}o biol\~{o}gica podem ser observados: o elevado consumo de oxig\~{e}nio dissolvido para que o processo seja completamente efetuado (4,57g O₂ por grama de nitrog\~{e}nio oxidado, onde 3,43g O₂ para a produ\c{c}\~{a}o de nitrito e 1,14g O₂ por grama de nitrito oxidado) e o significativo consumo de alcalinidade (por cada g de nitrog\~{e}nio amoniacal convertido, ser\~{a}o necess\~{a}rios 7,14 g de alcalinidade na forma de CaCO₃) em virtude da produ\c{c}\~{a}o de \~{i}ons de hidrog\~{e}nio associada ao processo de nitrifica\c{c}\~{a}o (METCALF & EDDY, 2003).

O metabolismo das bact\~{e}rias nitrificantes \c{e} sens\~{i}vel a fatores ambientais que podem influenciar diretamente na taxa de crescimento e conseq\~{u}entemente na taxa de oxida\c{c}\~{a}o da am\~{o}nia. Dentre esses fatores tem-se temperatura, pH, alcalinidade, oxig\~{e}nio dissolvido, concentra\c{c}\~{a}o do substrato, rela\c{c}\~{a}o carbono/nitrog\~{e}nio, subst\~{a}ncias t\~{o}xicas e inibit\~{o}rias. Ainda

segundo Metcalf & Eddy (2003) as bactérias nitrificantes precisam de CO₂ e de fósforo para o crescimento celular.

- Temperatura

Segundo Ferreira (2000) o processo de nitrificação ocorre numa larga faixa de temperatura, de 4 a 45° C, sendo a temperatura ótima para *Nitrosomonas* igual a 35° C, e de 35 a 42° C como ótima para as *Nitrobacter*.

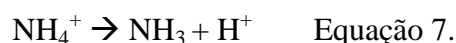
Em temperaturas baixas (< 20 °C), a nitratação é muito mais rápida que a nitritação, de modo que se pode considerar que a nitratação é imediata e a acumulação de nitrito sempre será muito pequena em sistemas sob condições estacionárias. Em contraste, em temperaturas elevadas (>25°C) a nitritação é mais rápida que a nitratação, e, por esta razão, pode haver acumulação de nitrito quando forem observadas condições adequadas (VAN HAANDEL et al., 2009).

- pH e alcalinidade

As bactérias nitrificantes são sensíveis ao pH e as taxas de crescimento podem diminuir significativamente em valores de pH abaixo de 6,8. Sob valores de pH próximos de 5,8 a 6,0 as taxas podem ser de 10 a 20 por cento da taxa sob pH 7. Taxas de nitrificação ótimas ocorrem em valores de pH no intervalo de 7,5 a 8. Um pH de 7 a 7,2 é normalmente requerido para manter as taxas de nitrificação razoáveis, e para locais com águas de baixa alcalinidade, é feita adição de alcalinidade ao sistema de tratamento de águas residuais, para manter os valores de pH aceitáveis (METCALF & EDDY, 2003).

Baixos valores de pH podem ocasionar a formação de ácido nitroso livre HNO₂ que, por sua vez, é potencialmente tóxico para microrganismos nitrificantes (ALMEIDA, 2007). No entanto Franchin (2006) ressalta que sistemas sob condições de pH mais baixos que os valores considerados ótimos têm obtido sucesso no processo de nitrificação.

O íon amônio coexiste em equilíbrio com a amônia e íons H⁺ como mostra a Equação 7; em níveis de pH acima de 8 o sentido da reação favorece a formação de amônia livre (SAWYER, 2003). Tal forma de nitrogênio, de acordo com Metcalf & Eddy (2003), inibe as bactérias nitrificantes.



A alcalinidade é consumida como parte do processo de nitrificação, porque são liberados íons de hidrogênio quando a amônia é convertida a nitrato. A nitrificação consome 7,14 gramas de alcalinidade, na forma de carbonato de cálcio (CaCO_3), por grama de amônia removida (METCALF & EDDY, 2003).

Caso ocorra no sistema uma situação de escassez de alcalinidade carbonato, a síntese de microrganismos nitrificantes é comprometida pelo déficit de carbono inorgânico. Adicionalmente, a manutenção do pH em faixas adequadas para ocorrência de nitrificação pode ser comprometida (ALMEIDA, 2007).

Almeida (2007) destaca que para concentrações de alcalinidade residual (efluente do reator) acima de 45 mgCaCO_3/L as taxas de nitrificação parecem não ser alteradas substancialmente, ainda segundo o autor, para nitrificação em sistemas com biofilmes, é recomendado manter alcalinidade acima de 50 mgCaCO_3/L . Para valores inferiores a 50 mgCaCO_3/L após a oxidação da amônia, faz-se necessária a adição de alcalinidade (PARCIAS, 2008).

A alcalinidade pode ser fornecida por fontes externas pela adição de substâncias químicas como o hidróxido ou bicarbonato de sódio (FRANCO, 2011), ou ser retirada da combinação da nitrificação com outros processos biológicos, como a amonificação e a desnitrificação, os quais fornecem alcalinidade ao meio (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Biestenfeld et al. (2003) observaram que para uma faixa de pH situada entre 7,0 e 7,5 as taxas de nitrificação em biofilmes não tiveram uma boa correlação com pH. Indicaram ainda que taxa de nitrificação foi reduzida em função da alcalinidade, não havendo uma associação direta com o pH. Dessa forma, a presença de alcalinidade em concentrações adequadas permitiriam o atendimento aos requisitos de carbono inorgânico por parte de bactérias nitrificantes, bem como aos requisitos de alcalinidade associados à neutralização de íons de hidrogênio gerados na nitrificação.

- Oxigênio dissolvido

Como foi dito anteriormente, o processo de nitrificação ocorre em condições aeróbias, na quais as bactérias nitrificantes requerem aproximadamente 4,57 mgO_2 por mg N-NH_4 oxidado. Portanto, quanto maior a concentração de amônia a ser oxidada, maior será o requisito de oxigênio.

Microrganismos nitrificantes são estritamente aeróbios e possuem elevada afinidade por oxigênio. Caso o oxigênio não seja suficiente para atender aos requisitos das biomassas heterotrófica e nitrificante a taxa de remoção de amônia decresce em função da competição por oxigênio, predominantemente capturado pela biomassa heterotrófica nas porções externas do biofilme (ALMEIDA, 2007).

Surampalli et al. (1997), relata que a velocidade máxima de nitrificação ocorre em concentrações de OD maiores que 2 mg/L enquanto Almeida (2007) afirma que é necessária uma mínima concentração de 1,8 mg/L de O₂ para nitrificação completa. Já Ferreira (2000) constatou que as taxas e velocidades ótimas de nitrificação podem ser obtidas com níveis de OD da ordem de 4,0 mg O₂/L, desde que exista uma população ótima de bactérias nitrificantes.

Barnes e Bliss (1983) apud Franchin (2006), relatam que a concentração de OD crítica, abaixo da qual a nitrificação não se processa, encontra-se em torno de 0,2mg/L. Segundo Metcalf & Eddy (2003), sob baixas concentrações (<0,5 mg/L) de oxigênio dissolvido as taxas de nitrificação são altamente inibidas. Tal condição exerce maior efeito inibitório nas oxidadoras de nitrito (*Nitrobacter*) do que para as oxidadoras de amônia (*Nitrosomonas*). Em tais casos, a nitrificação incompleta ocorrerá e um aumento da concentração de nitrito no efluente será observado. Entretanto, Araujo (2009) observou que quando a concentração de OD foi igual a 1,5mg/L, não foram observadas concentrações significativas de nitrito.

- Relação carbono/nitrogênio

À medida que a relação DBO/NTK aumenta, uma proporção maior da área do material suporte é coberta por bactérias heterotróficas e a taxa de nitrificação é reduzida (METCALF & EDDY, 2003). O aumento de microrganismos heterotróficos dificulta a transferência de substrato (N-amoniaco e O₂) desfavorecendo a coexistência de microrganismos nitrificantes e heterotróficos no biofilme DBO/NTK (ALMEIDA, 2007).

Com baixa relação de C/N, as bactérias heterotróficas, limitadas pelo carbono, disponibilizam amônia em excesso para nitrificação. Para altas relações C/N, o processo de nitrificação é inibido pelo excesso de carbono orgânico e a concentração de nitrato cai, chegando a zero (CALLADO, 2001).

Van Loosdrecht et al. (2000) afirmam que a relação DQO/N deve ser mantida baixa (em torno de 1) para se garantir a máxima atividade dos microrganismos nitrificantes. Em seu estudo, para uma relação DQO/N = 5 a atividade nitrificante se tornou praticamente nula. Já Almeida (2007) relata que relações de DBO/NTK entre 5 e 10, podem ser favoráveis ao processo de nitrificação.

- Amônia não ionizada

O próprio substrato pode tornar-se inibitório para as bactérias dependendo de sua concentração. A nitrificação é inibida pela amônia não ionizada (NH_3) ou amônia livre e ácido nitroso não ionizado (HNO_2). Concentrações de amônia (N-NH_3) de, respectivamente, 100 mg/L e 20 mg/L podem iniciar a inibição da oxidação de amônia e nitrito, e a concentração de nitrito (N-NO_2) de 280 mg/L pode iniciar a inibição da oxidação de nitrito (METCALF & EDDY, 2003).

3- MATERIAIS E MÉTODOS

Considerações gerais

Neste estudo, desenvolvido no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Campina Grande, foi avaliado o tratamento de águas amarelas pela percolação em filtros com leitos de areia e carvão ativado granular.

O projeto foi desenvolvido em escala-piloto tendo sido construídos três filtros um com leito de carvão ativado granular, um segundo com leito de areia e um terceiro com leito de areia mais uma camada superior de calcário. Os filtros foram operados do dia 6/5/2013 até o dia 5/7/2013 e, após este período, com base nos dados obtidos que indicaram ineficiência do tratamento físico nos filtros de areia, apenas o filtro de carvão continuou sendo alimentado até o dia 4/10/2013. Nessa data foi observado um aumento significativo da perda de carga devido à colmatção do meio poroso que teve, como consequência, a diminuição da velocidade de escoamento e o acúmulo de afluente acima do leito de percolação.

3.1- Afluente aplicado nos filtros

A concentração de urina nos efluentes dos mictórios é muito variável e para tornar o objeto de estudo mais representativo foi feita uma estimativa, baseada na literatura, do volume de água gasto (Anexo A) e do volume de urina excretada por uso para obter uma concentração de urina aplicada nos filtros compatível com a realidade.

A Tabela 3 indica que o resultado da estimativa da concentração de urina no efluente de mictório, calculado a partir do volume de água gasto e urina excretada, varia de 3 a 11% e teve como valores médios 6,9 e 7,7%. Por fim para simular o efluente dos mictórios de banheiros masculinos, foi coletada urina com voluntários do sexo masculino entre 15 e 60 anos. Em seguida, a urina foi misturada com água de abastecimento obtendo uma concentração final de 7,3% de urina na mistura, concentração esta que tem uma boa representatividade da realidade.

Tabela 3 - Estimativa da concentração de urina no efluente de mictório

Estimativa da produção de urina por cada micção			
	L/pes.d	mL/micção(1)	mL/micção(2)
Fittscher & Hahn (1998)	1,57	196	224
Rauch (2003)	1,5	188	214
Bazzarella et al. (2005)	1,47	184	211
Bazzarella et al. (2005)	1,04	130	149
Zancheta et al. (2006)	1,03	129	147
Zancheta (2007)	1,18	148	169
Sousa (2008)	1,19	149	170
Rios (2008)	1,46	183	209
Soares (2011)		217	217
Média		169	190

Consumo de água por uso em mictórios		Porcentagem de urina no efluente dos mictórios	
	L/uso	P/ micção média (1)	P/ micção média (2)
NBR 5626	5	3,3	3,7
NBR 13713/ NBR 5626	1,5	10,1	11,2
Oliveira (1999)	1,86	8,3	9,3
Oliveira (1999)	1,63	9,4	10,4
ANA (2005)	3,8	4,3	4,8
ANA (2005)	1,8	8,6	9,5
SABESP (2013)	4	4,1	4,5
DRACO (2013)/SABESP (2010)	2	7,8	8,7
DECA (2013)/Perona (2011)/ AL CORRAL (2013)	2,5	6,3	7,1
		Média	6,9%
			7,7%

Onde 1 e 2 são os volumes e a porcentagens de urina calculados a partir da frequência de 7 micções diárias relatada por Vinnerås (2006) e de 8 micções encontradas por Soares (2011) e Zancheta (2007), respectivamente.

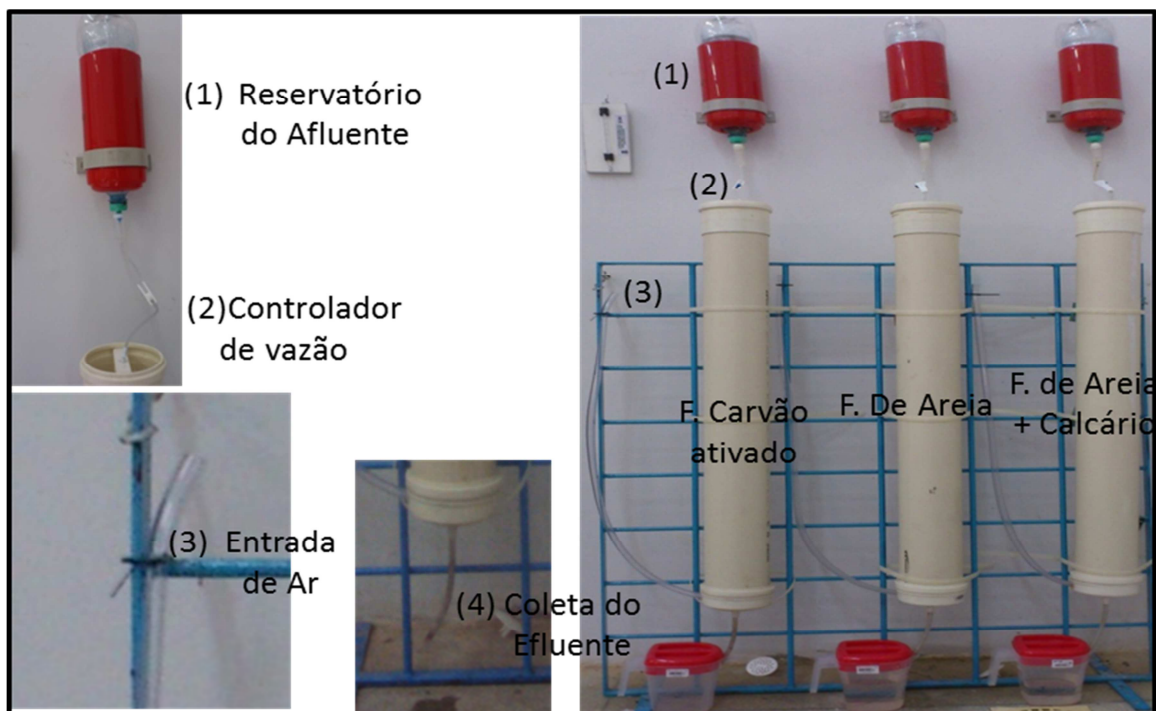
3.2- Descrição e operação dos filtros

Os filtros foram confeccionados em tubos de PVC com diâmetro interno de 100 mm (área superficial de 0,0079m²) e altura total de 1 metro. Cada filtro era aberto na parte superior e fechado na parte inferior com um CAP de PVC de 100 mm com um pequeno orifício, onde foi instalada a tubulação (4) de saída do efluente. Logo acima um reservatório para o afluente constituído de uma garrafa PET de 1,5 litros (1) e uma pinça rolete (2) com regulagem precisa que permitiu um excelente controle e manutenção de gotejamento para controlar a vazão de alimentação. Na parte lateral inferior do filtro foi instalado um tubo de

PVC flexível (3) com diâmetro de 1,5cm para proporcionar entrada de ar. Todos os elementos citados estão demonstrados na Figura 9.

A base do filtro foi preenchida com 5 cm de brita com granulometria de 12 a 25mm e logo acima uma camada de 10cm de brita com granulometria de 2,4 a 9,5mm. Esse material teve o objetivo de sustentar o meio percolador e impedir que partículas fossem arrastadas junto com o efluente. Para impedir que a porção superior do leito perdesse sua uniformidade, devido ao impacto do afluente, foi disposta acima do leito percolador uma camada de 5cm de brita com granulometria de 12 a 25mm.

Figura 9 - Ilustração dos componentes do sistema experimental.



Os filtros foram operados de modo a manter condição aeróbia no seu interior. Para tanto, a aplicação do efluente foi feita de modo intermitente, permitindo reaeração do leito. Para ampliar a aeração do leito, foi instalado na lateral de cada filtro um tubo de PVC flexível onde a captação do ar foi feita de forma natural, não existindo qualquer equipamento mecânico com a finalidade de cumprir tal função.

Por não existir norma para filtros que tratam este tipo de efluente, a taxa de aplicação de 100 L/dia x m², foi baseada na NBR 13969/97, que dispõe sobre a aplicação direta de efluentes de tanques sépticos em filtros de areia. Como cada filtro tem uma área superficial de 0,0079m² e a taxa de aplicação foi de 100 L/dia x m², resultou numa quantidade de 790mL de

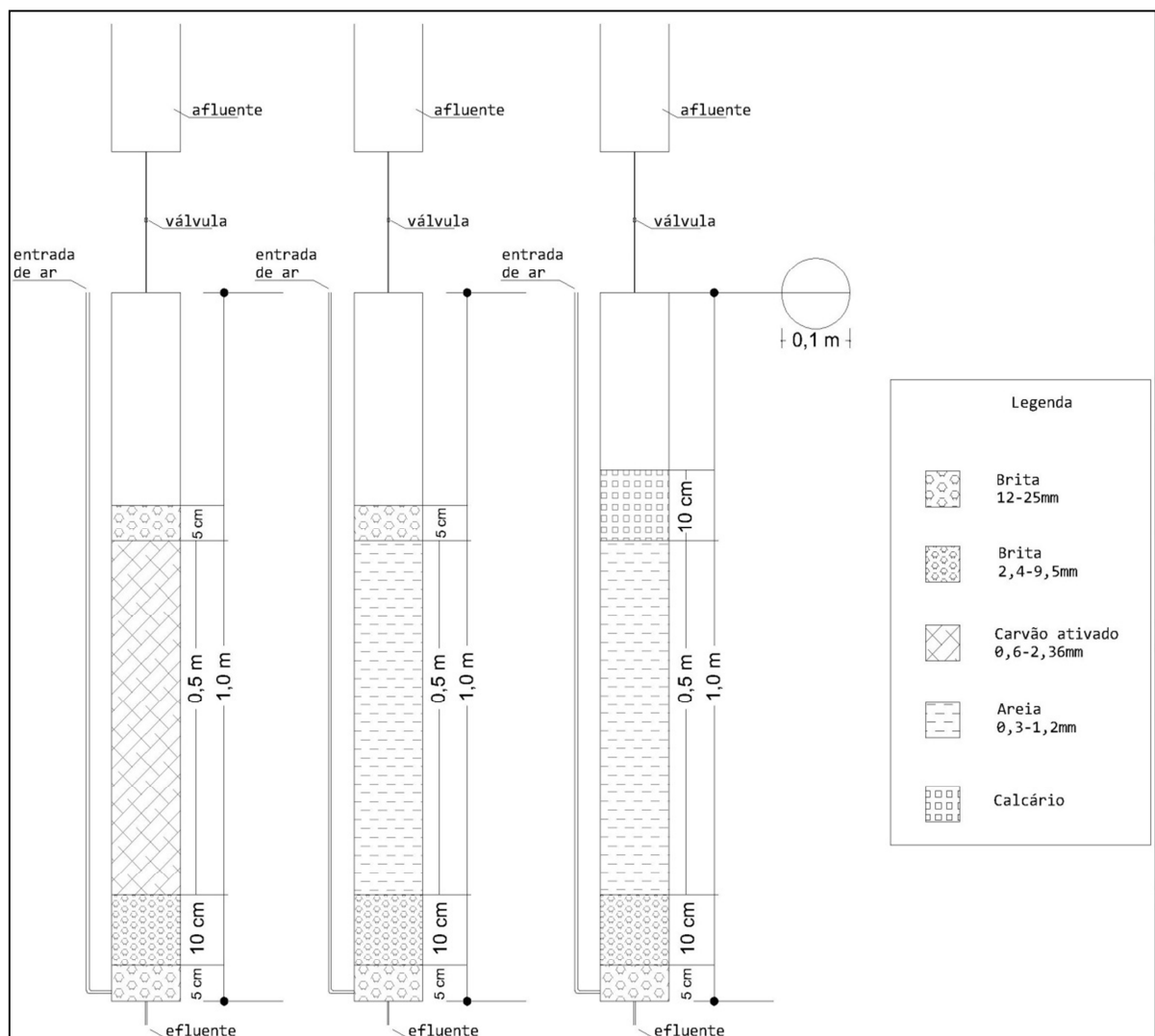
afluente. Este volume foi aplicado diariamente, com fluxo descendente, em cada filtro num período de 7 horas com uma vazão de 1,89mL/mim.

3.2.1- Características do meio percolador

Todos os materiais (areia, carvão ativado, calcário, brita) de preenchimento dos filtros foram lavados com água destilada e secos à temperatura ambiente. Este procedimento teve como objetivo a eliminação de partículas finas, possíveis impurezas e matéria orgânica aderida ao material.

No primeiro filtro o meio percolador foi composto de uma camada de 50 cm de carvão ativado, no segundo por 50cm de areia e no terceiro uma camada de 50cm de areia mais uma camada de 10cm de calcário. A Figura 10 ilustra esquematicamente como os meios percoladores foram dispostos nos filtros.

Figura 10 - Representação esquemática do sistema experimental



O carvão ativado utilizado foi adquirido junto à CARBONMAR COM. E IND. DE CARVÃO ATIVADO LTDA, cujas especificações estão discriminadas na Tabela 4. Trata-se de um carvão ativado granular vegetal originário da casca de coco de dendê com granulometria 8 x 30 mesh (0,60 – 2,36 mm).

Tabela 4 - Especificações do carvão de casca de coco de dendê

Parâmetro	Valor
Número de iodo	Mínimo 900 mg/g
Índice de Azul de Metileno	120 a 250 mg/g
Densidade Aparente	Mínimo 0,45 – 0,55 g/cm ³
Dureza	Mínimo 98 %
Área de superfície	850 a 1000 m ² /g
Remoção de odor	Excelente
Granulometria	8 x 30 mesh

Fonte: CARBONMAR COM. E IND. DE CARVÃO ATIVADO LTDA.

Tabela 5 - Caracterização do carvão ativado utilizado

Parâmetro	Valor
Massa	2,353 kg
Altura do meio	50 cm
Granulometria	0,6 – 2,36 mm
Diâmetro efetivo (D₁₀)	0,49 mm
Coefficiente de uniformidade (D₆₀/D₁₀)	2,71
pH⁽¹⁾	9,11
Superfície específica BET	673,7 m ² /g
Volume de microporos	0,347 cm ³ /g
Área de microporos	488,1634 m ² /g
Tamanho médio dos microporos	20,6574 Å

(1): Guerra (2012).

A caracterização do carvão foi realizada nas dependências do Laboratório de Desenvolvimento de Novos Materiais (LabNov) e do Laboratório de Engenharia de Pavimentos (LEP) da Universidade Federal de Campina Grande. Os parâmetros avaliados incluem: granulometria (norma ASTM D2862 – 92), superfície específica, área, tamanho

médio e volume de microporos pelo método BET. Guerra (2012) utilizou do mesmo material no seu estudo e realizou a análise de pH pela técnica de PZC e obteve como resultado 9,11. As características acerca do carvão ativado granular utilizado no sistema experimental são apresentadas na Tabela 5.

A areia utilizada nos filtros foi adquirida no comércio local e visualmente classificada como grossa. A caracterização se deu por meio de ensaio granulométrico (peneiramento) realizado no LEP que resultou na curva granulométrica apresentada na Figura 11, da qual podem ser obtidas algumas informações sobre a areia (Tabela 6).

Figura 11 - Curva de distribuição granulométrica da areia

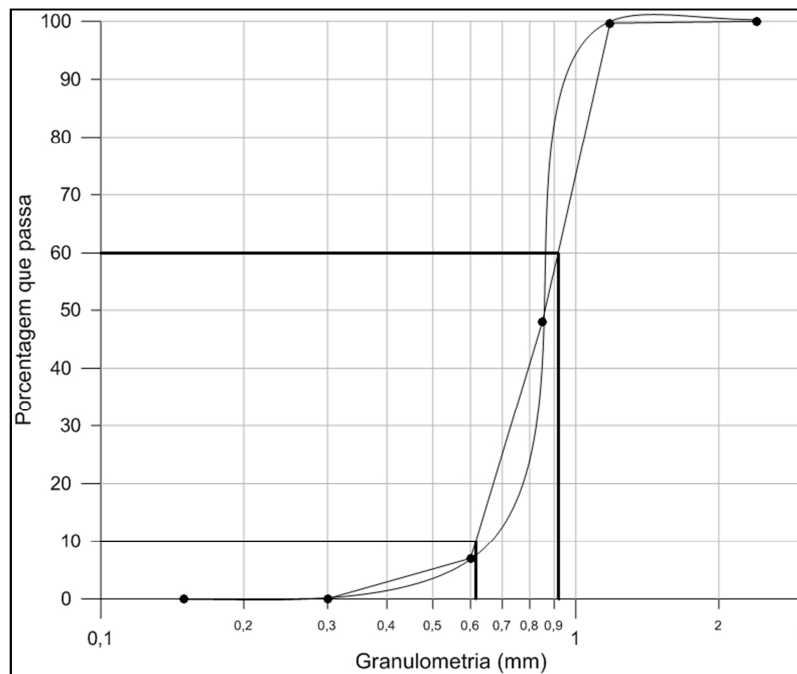


Tabela 6 - Caracterização da areia

Parâmetro	Valor
Massa	5,8 kg
Altura do meio	50 cm
Granulometria	0,3 – 1,2 mm
Diâmetro efetivo (D ₁₀)	0,63 mm
Coefficiente de uniformidade (D ₆₀ /D ₁₀)	1,5

A obtenção desses parâmetros permite a caracterização granulométrica do material para verificar se o mesmo se enquadra dentro dos limites recomendados pela NBR 13969

(1997). De acordo com essa norma o diâmetro efetivo deve estar entre 0,25 e 1,2 mm e o coeficiente de uniformidade ser inferior a 4.

O calcário, constituído em sua maior parte por carbonato de cálcio e magnésio, usado no terceiro filtro teve por objetivo conferir alcalinidade ao sistema e analisar sua possível influência no processo de nitrificação. Este material também foi comprado no comércio local e classificado pelo fornecedor como calcário calcítico britado com granulometria de 9,5 a 19 mm.

Para testar a reatividade do carbonato presente no calcário foi imersa uma porção do material numa certa quantidade de ácido clorídrico concentrado. A reação entre estas duas substâncias resulta na formação de cloreto de cálcio e do gás dióxido de carbono como mostra a Equação 8. O desprendimento do gás, resultante da reação à qual foi submetido o material, pode ser visualizado na Figura 12.

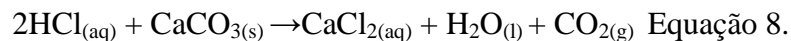
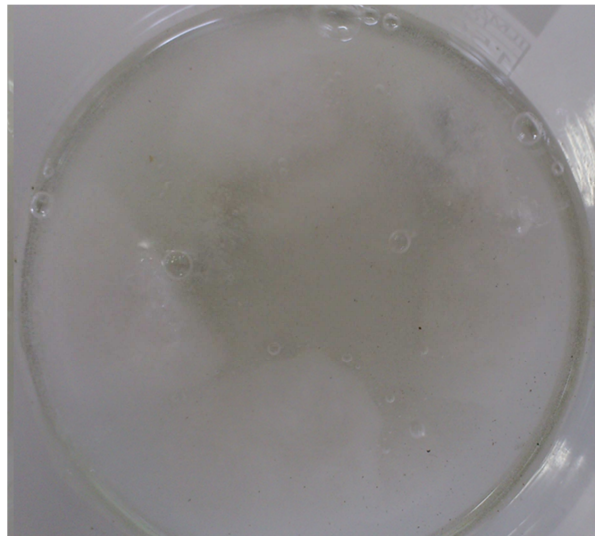


Figura 12 - Formação de CO₂ resultante do teste de reatividade do calcário.



Fonte: Elaborada pelo autor.

3.3- Métodos analíticos

Afluente e efluente dos filtros foram monitorados diariamente entre os dias 6/5/2013 e 5/7/2013. Após esta data apenas o filtro com leito de carvão ativado continuou sendo operado e, conseqüentemente, monitorado até o dia 4/10/2013 quando foi observada sua colmatação.

As variáveis utilizadas no monitoramento eram de natureza física (cor, turbidez e condutividade), química (alcalinidade, nitrogênio, fósforo, sódio, cálcio, potássio, magnésio, dureza, DQO e oxigênio dissolvido) e microbiológica (coliformes termotolerantes).

Foram realizadas aproximadamente 3340 análises em amostras coletadas entre 9 e 10h da manhã, sendo as amostras imediatamente analisadas. Os parâmetros analisados, frequência e seus respectivos métodos analíticos estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Parâmetros monitorados, método e frequência

Parâmetro	Unidade	Método	Frequência			
			6/5 a 5/7/2013	15/7 a 2/8/2013	5/8 a 16/8/2013	20/8 a 4/10/2013
pH	-	Eletrométrico -Standard Methods 4500-H ⁺ B.	Diária	Semanal	Semanal	Mensal
Cor	uC	Comparação visual - Standard Methods 2120 B.	Diária	Semanal	Semanal	Mensal
Turbidez	uT	Nefelométrico – Standard Methods 2130 B.	Diária	Semanal	Semanal	Mensal
Condutividade	mS/cm	Condutivímetro - Standard Methods 2510 B.	Diária	Diária	Semanal	Mensal
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	Titulométrico – Standard Methods 2320 B.	Diária	Semanal	Semanal	Mensal
Nitrogênio amoniacal	mg /L	Titulométrico – Standard Methods 4500-NH ₃ C.	Diária	Semanal	Semanal	Mensal
Nitrogênio total	mg /L	Semi-micro Kjeldahl – Standard Methods 4500-Norg C.	Diária	Semanal	Semanal	Mensal
Nitrito	µg/ L	Colorimétrico – Standard Methods 4500 NO ₂ ⁻ B.	Diária	Semanal	Semanal	Mensal
Nitrato	mg /L	Espectrofotométrico do salicilato de sódio, método de Rodier (1975)	Diária	Semanal	Semanal	Mensal
Oxigênio dissolvido	mg /L	Eletrodo de membrana – Standard Methods 4500-O G.	Diária	Semanal	Semanal	
DQO	mg /L	Digestão em Refluxo Fechado – Titulométrico – Standard Methods 5220 D.	Diária	Semanal	Semanal	Mensal
Dureza total	mg CaCO ₃ /L	Titulométrico com EDTA– Standard Methods 2340 C.		Diária		
Cálcio	mgCa/L	Titulométrico com EDTA– Standard Methods 3500-Ca B.		Diária		
Magnésio	mg Mg/L	Método do cálculo - Standard Methods_3500-Mg B.		Diária		
Ortofosfato	mg /L	Ácido ascórbico - Standard Methods 4500-P E.			Diária	
Sódio/Potássio	ppm	Fotometria de emissão de chama - Standard Methods 3500-Na B, 3500-K B.		Diária		
Coliformes termotolerantes	UFC/100mL	Membrana de filtração -Standard Methods 9222 D.			Diária	

4. RESULTADOS

4.1- Resultados das análises físico-químicas e microbiológicas das águas amarelas

Os resultados das análises físico-químicas e microbiológicas realizadas nas amostras de águas amarelas, utilizadas como afluentes aplicados nos leitos percoladores intermitentes, são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Caracterização das águas amarelas

Parâmetro	n	Valor médio	Valor mínimo	Valor máximo	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)
pH	41	6,7	5,9	8,1	0,45	6,7
Cor (uC)	35	151	43	500	103,7	68,6
Turbidez (uT)	35	5,9	0,1	45	10,8	184
CE (mS/cm)	47	2,3	1,7	3,5	0,49	21
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	33	423	106	1710	335,9	79
DQO (mg /L)	37	892	232	1560	300	33,6
OD (mg /L)	30	5,8	3,8	7,9	1,1	19,2
NTK (mg N-NH ₃ /L)	40	854	417	1378	256,9	30
NH ₃ (mg N-NH ₃ /L)	40	113	27	421	84,7	75
NO ₃ (mg N-NO ₃ /L)	40	0	-	-	-	-
NO ₂ (mg N-NO ₂ /L)	40	0	-	-	-	-
Ortofosfato (mg P-PO ₄ /L)	17	41,7	23	68,5	13,9	33,5
C. termotolerantes	16	Ausência	-	-	-	-

Foi observada significativa discrepância entre os valores máximos e mínimos dos parâmetros analisados. Este fato se deve à variação da concentração dos constituintes da urina humana, causada por fatores climáticos, fisiológicos, dieta e atividades praticadas de cada indivíduo.

4.2- Resultados dos parâmetros do efluente dos leitos de areia

As Figuras 13, 14, 15 e 16, ilustram o desempenho dos filtros com leito de areia quanto ao tratamento físico das águas amarelas. Neste aspecto os efluentes dos dois filtros apresentaram resultados semelhantes. A turbidez do efluente aumentou em relação ao afluente. Também foi observado um significativo aumento da cor, que teve um incremento de 50 a 500% da cor do afluente. A condutividade elétrica dos efluentes dos dois filtros aumentou cerca de 1,5 a 3 vezes em relação ao afluente.

Figura 13– Valores de turbidez do afluente e efluente

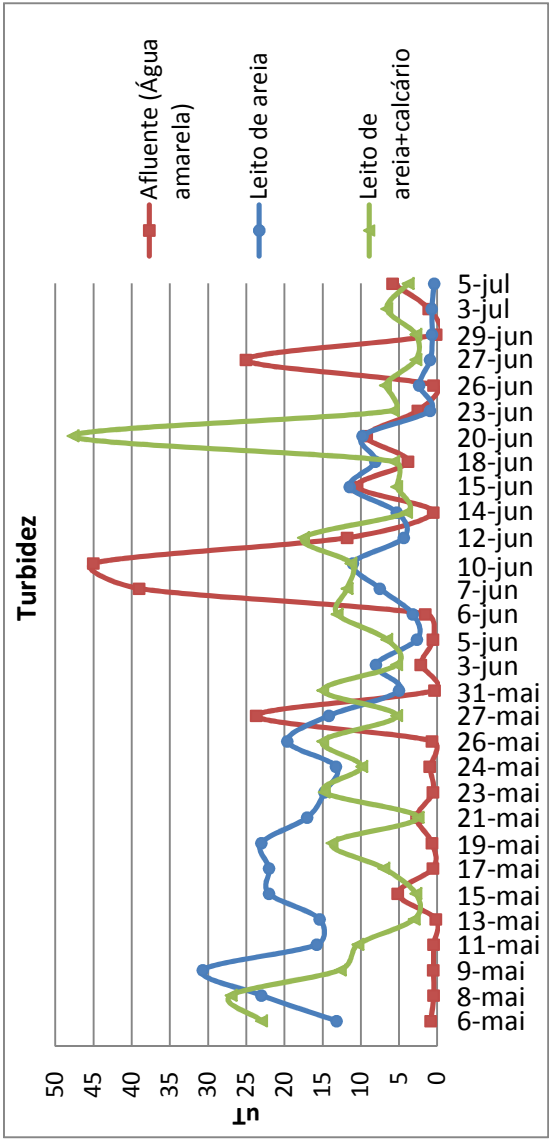


Figura 14 – Valores de cor nos efluentes dos leitos de areia

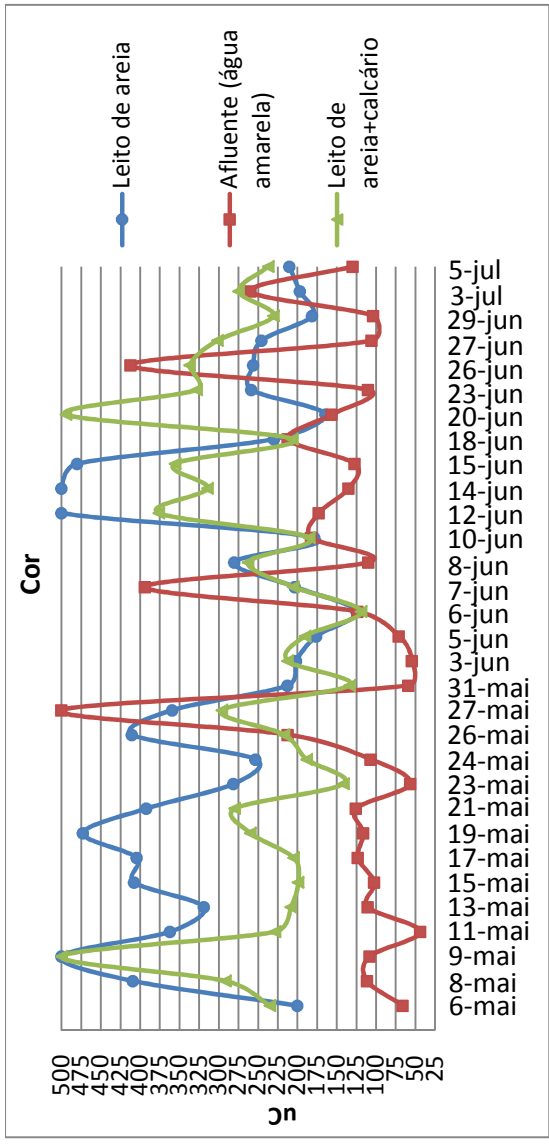


Figura 15 – Porcentagem do aumento de cor nos efluentes dos leitos de areia

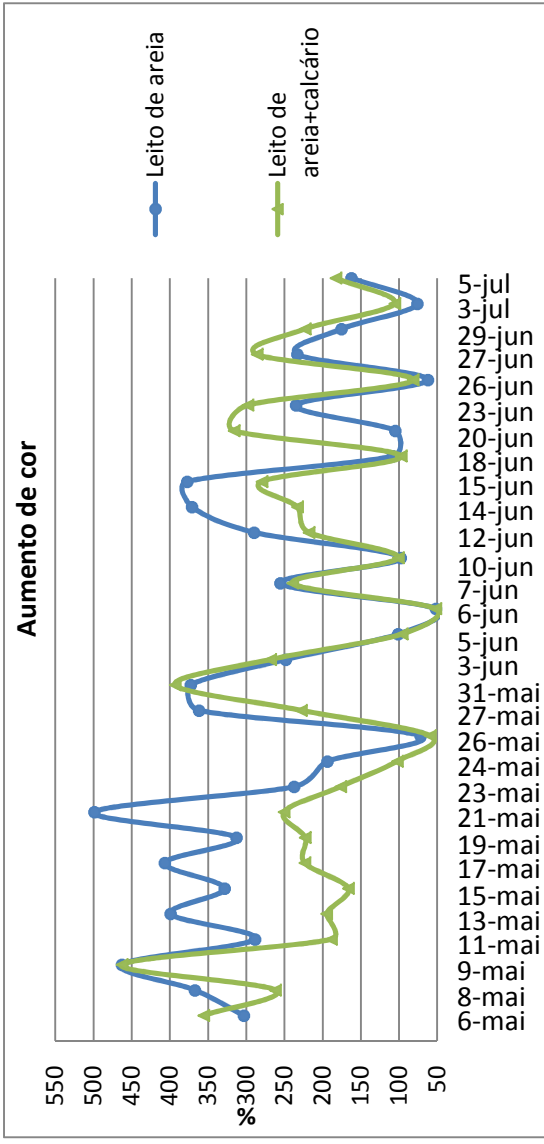


Figura 16 – Valores de condutividade elétrica do afluente e efluente

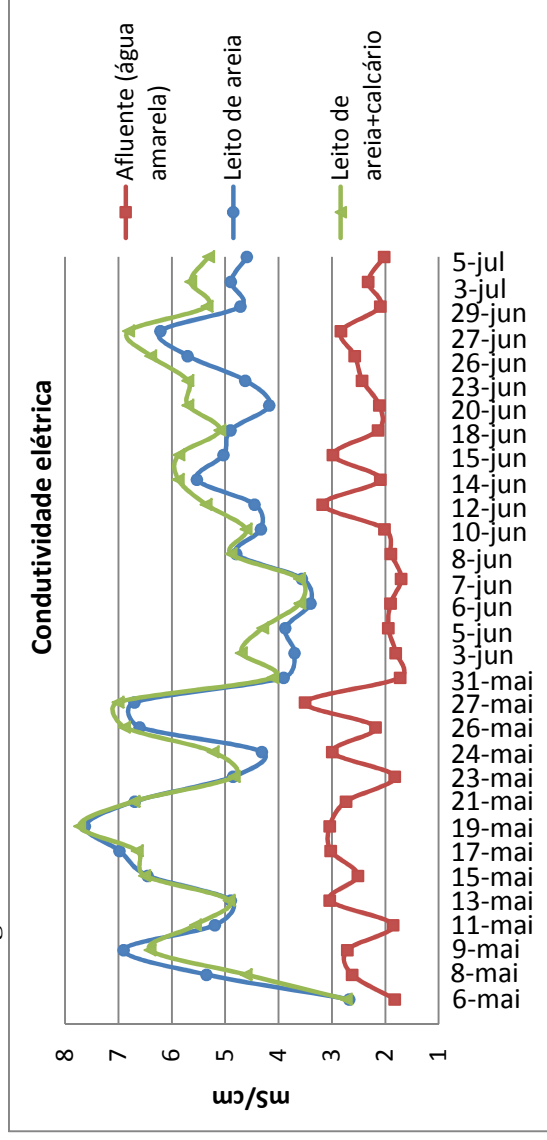


Figura 17 – Valores de DQO efluente nos leitos de areia

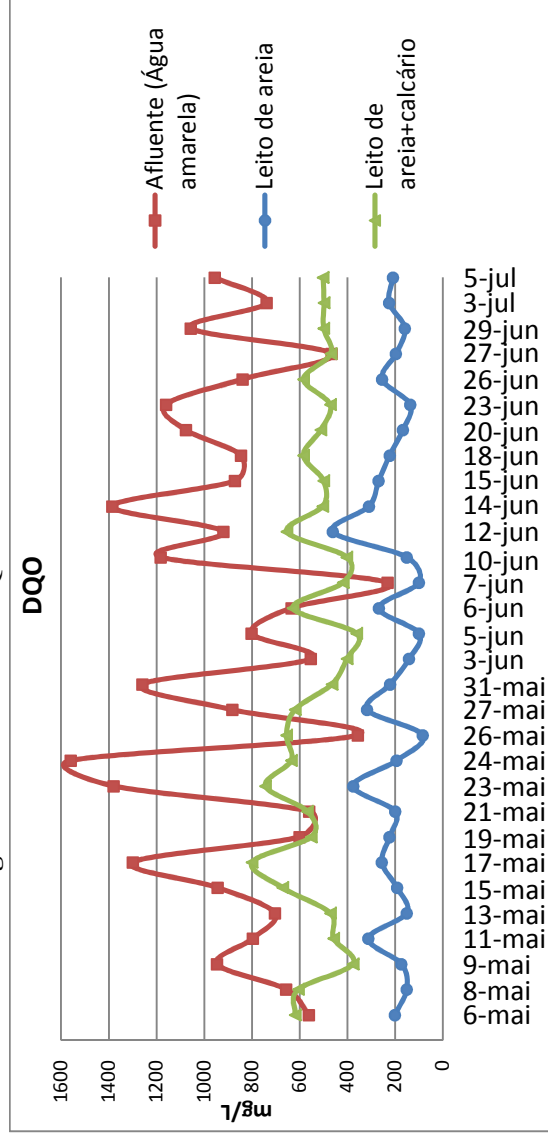
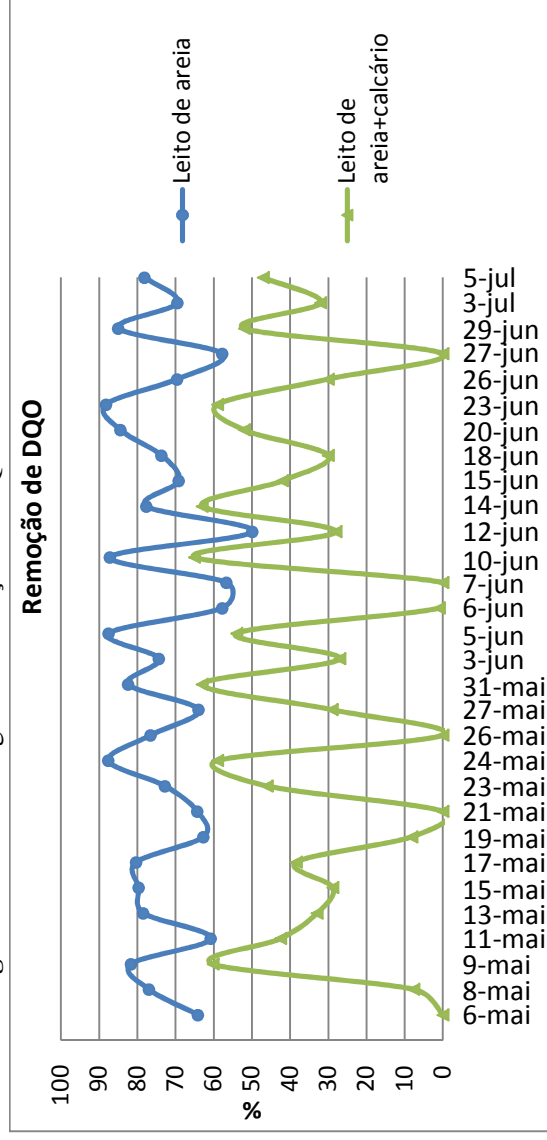


Figura 18 – Porcentagem de remoção de DQO efluente nos leitos de areia



A remoção de matéria orgânica, em termos de DQO como mostra a Figura 17 e 18, foi mais eficiente no filtro com leito de areia no qual, na maioria das vezes, foi atingida uma eficiência acima de 60%, chegando até 90% de remoção da DQO do afluente. Já o filtro com leito de areia e calcário removeu no máximo 60% da DQO do afluente e, por vezes, não foi removida nenhuma fração de matéria orgânica.

A Figura 19 demonstra que praticamente todo (de 90 a 100%) o nitrogênio presente no efluente do filtro com leito de areia, encontrava-se na forma de amônia, evidenciando que, nesse leito, ocorreu amonificação quase completa da ureia. Onde, em média, cada mg de N-orgânico convertido em N-amoniaco produziu cerca de 3,7 mgCaCO₃ de alcalinidade (pela estequiometria da equação de amonificação este valor é de 3,57 mg CaCO₃/mgN), consequentemente, o pH (Figura 20) e a alcalinidade (Figura 21) aumentaram.

Figura 19 – Concentração das frações de nitrogênio nos efluentes dos leitos de areia

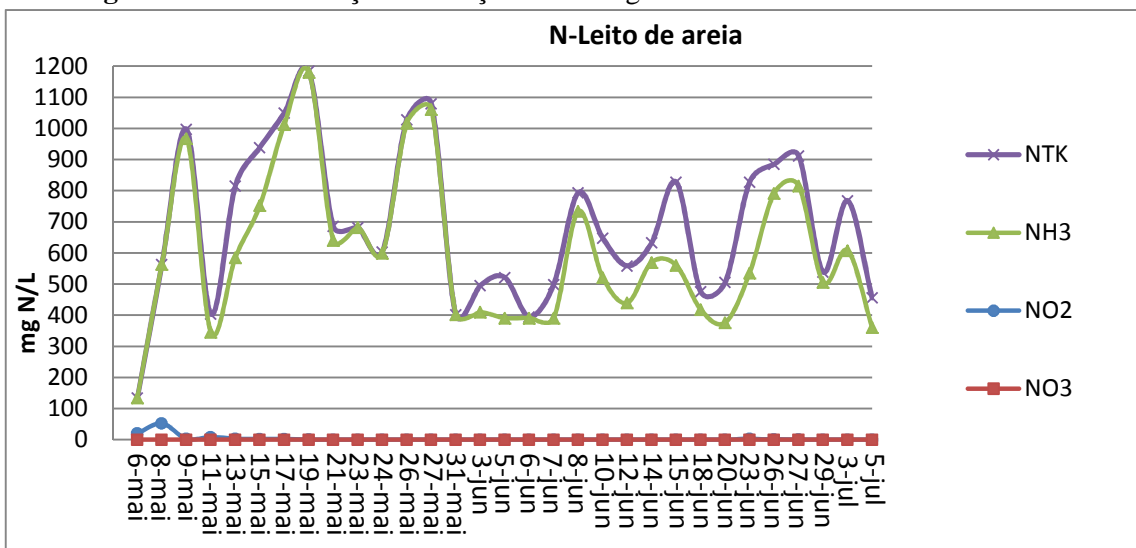


Figura 20 – Valores de pH do afluente e efluente

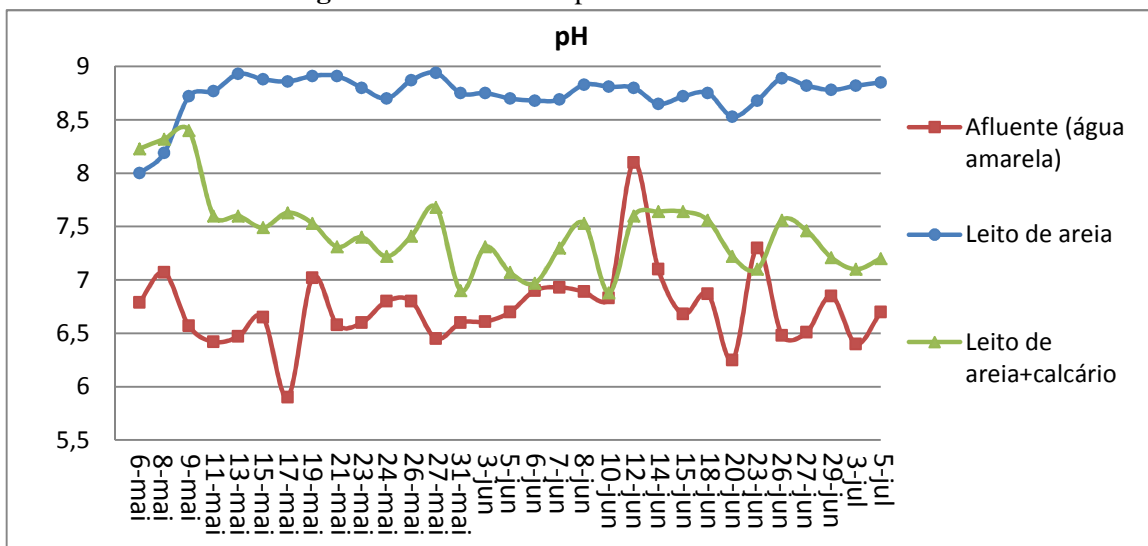
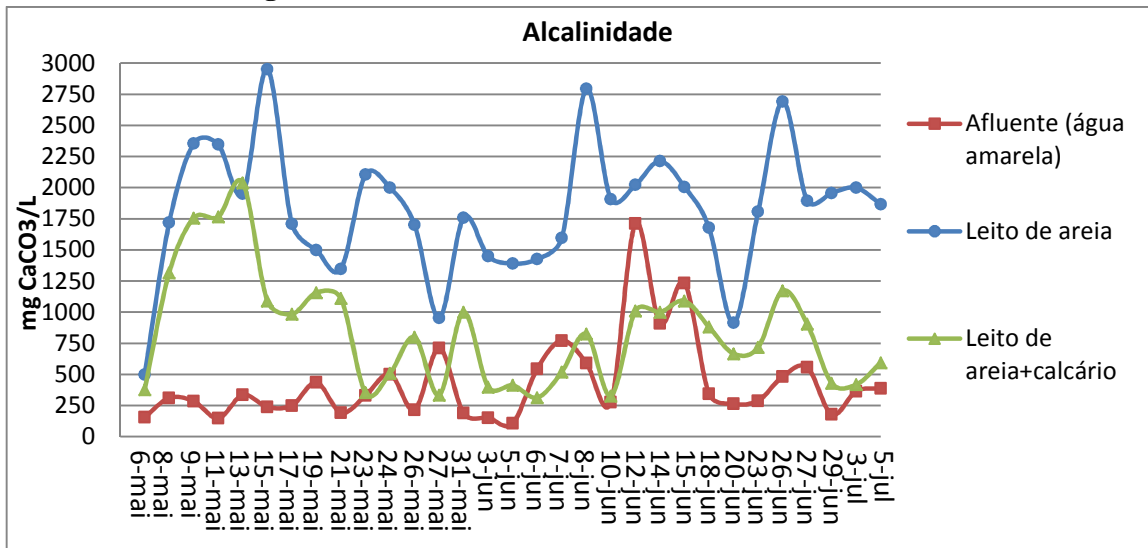


Figura 21 – Valores de alcalinidade do afluente e efluente

De acordo com a Figura 22, as frações de nitrogênio no efluente do filtro com leito de areia e calcário, encontravam-se nas formas de amônia e nitrito, em média 53 e 47%, respectivamente, indicando que, nesse leito, parte da ureia amonificada foi oxidada para nitrito, caracterizando a nitrificação de parte do nitrogênio amoniacal.

Após início da nitrificação no leito de areia e calcário, praticamente toda alcalinidade (Figura 21) produzida na etapa de amonificação foi consumida, mantendo o pH (Figura 20) e alcalinidade próximos aos valores observados no afluente.

A elevada remoção de matéria orgânica, no leito de areia, a nitrificação e remoção de matéria orgânica, no leito de areia e calcário, resultou, nos dois filtros, um consumo significativo de oxigênio dissolvido, ocorrendo, na maioria das vezes, concentração efluente menor que 1 mgO₂/L, conforme ilustrado na Figura 23.

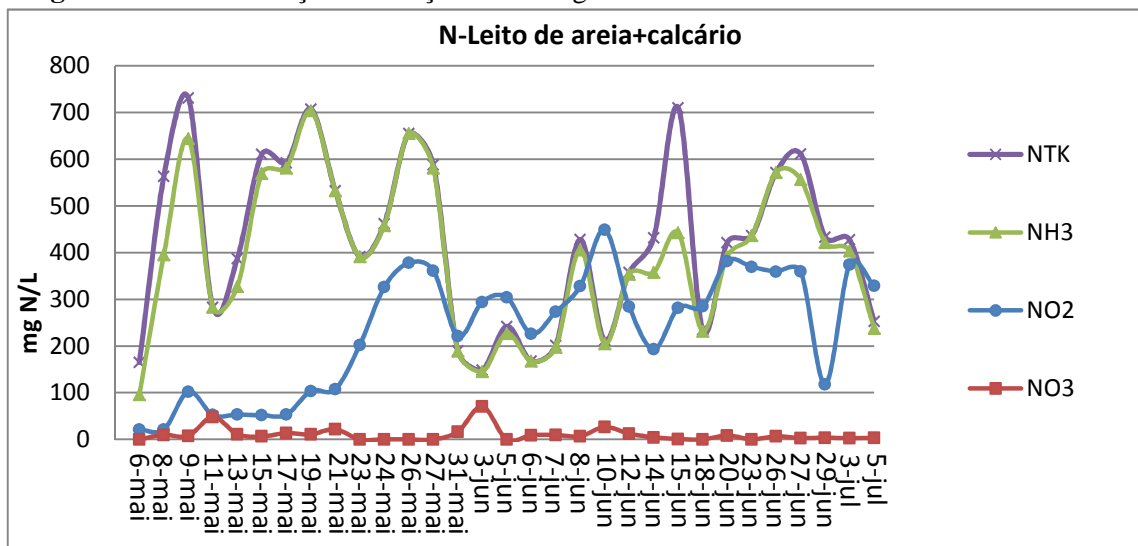
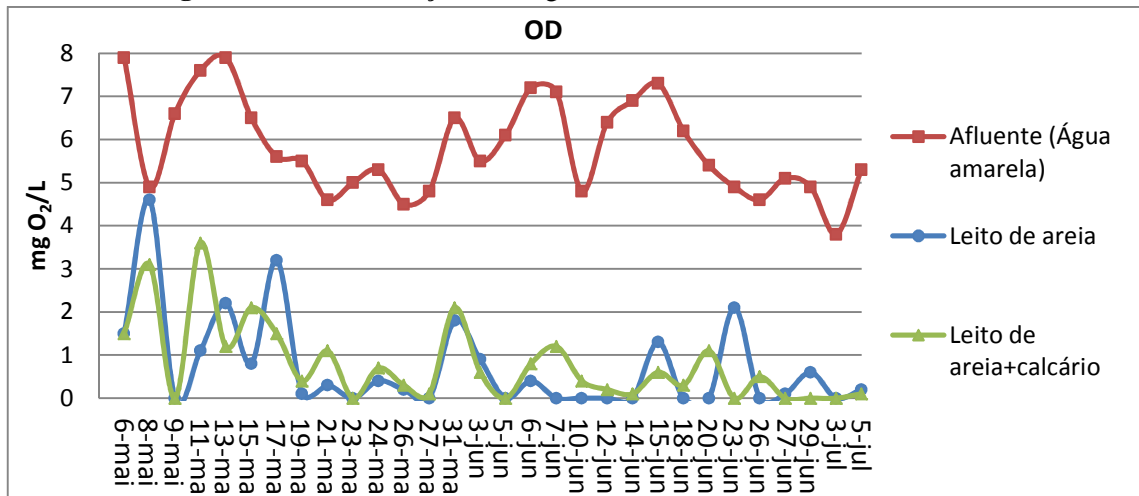
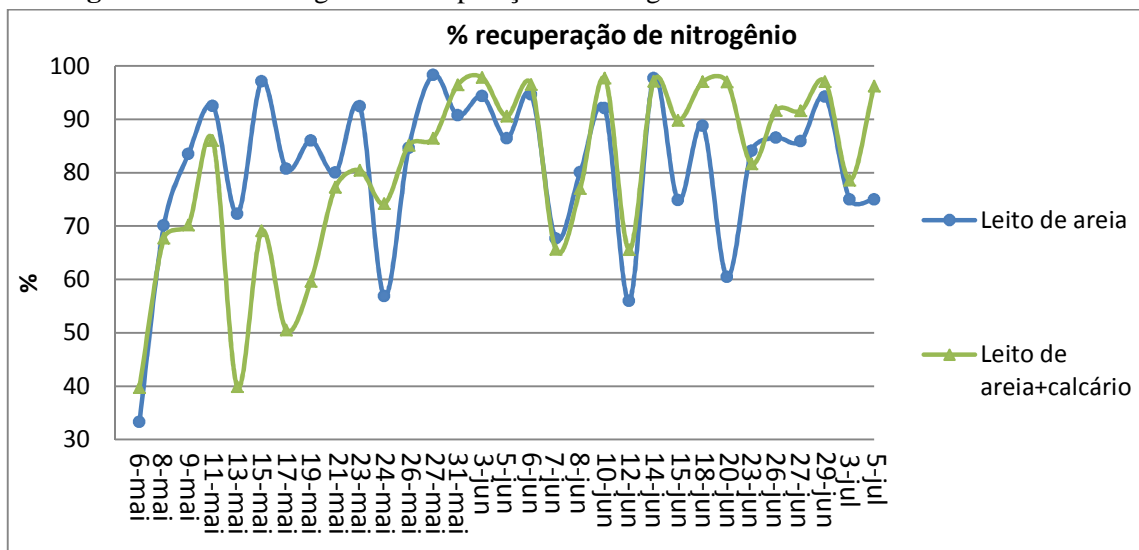
Figura 22 – Concentração das frações de nitrogênio nos efluentes dos leitos de areia+calcário

Figura 23 – Concentração de oxigênio dissolvido do afluente e efluente

Quanto à recuperação de nitrogênio das águas amarelas as porcentagens dos dois filtros foram bem próximas. A Figura 24 permite observar uma baixa eficiência no início, porém após certo tempo de operação a recuperação, na maioria das vezes, foi acima de 75% do nitrogênio total do afluente.

Figura 24 – Porcentagem de recuperação de nitrogênio nos efluentes dos leitos de areia

4.3- Resultados dos parâmetros do efluente do leito de CAG

As Figuras 25, 26, 27 e 28, mostram o desempenho do filtro com leito de CAG quanto ao tratamento físico das águas amarelas. Neste aspecto o filtro de CAG se mostrou muito eficiente na remoção de turbidez e cor das águas amarelas. Mesmo quando a turbidez do afluente apresentou valores elevados (por exemplo 45 uT) o leito de CAG foi eficaz na sua remoção, proporcionando um efluente com níveis de turbidez sempre abaixo de 5 uT. Também foi observada uma significativa remoção da cor, com redução mínima de 60%, mas

muitas vezes acima de 85% e chegando até 97% com relação à cor do afluente. A condutividade elétrica do efluente do filtro aumentou cerca de 1,5 a 2 vezes em relação ao afluente.

Figura 25– Valores de turbidez do afluente e efluente

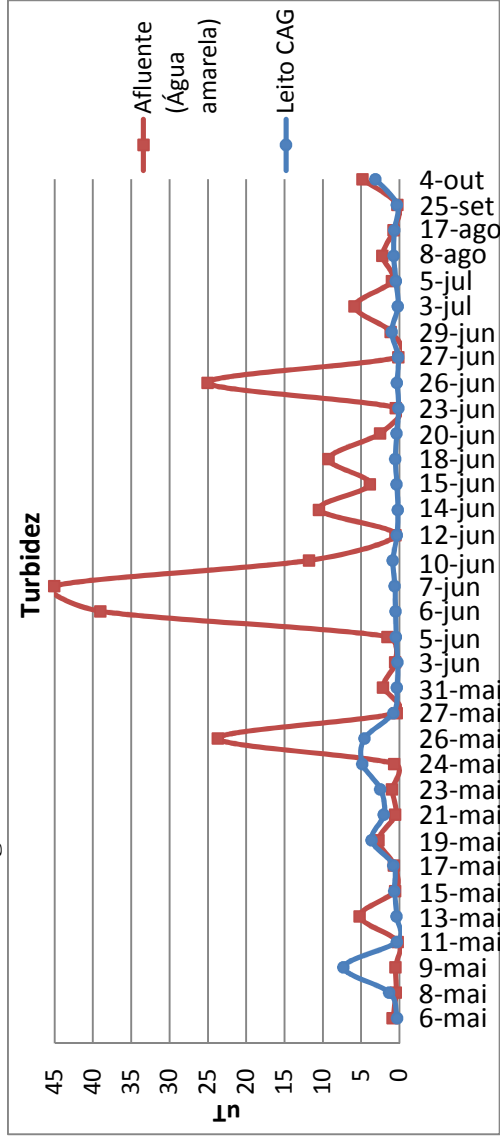


Figura 26 – Valores de cor no efluente leito de CAG

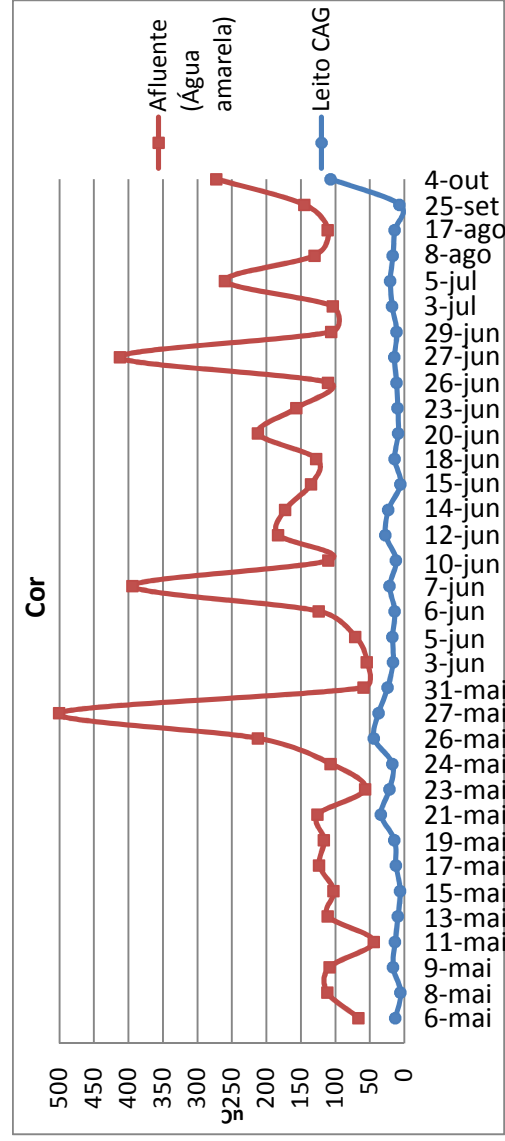


Figura 27 – Remoção de cor no leito de CAG

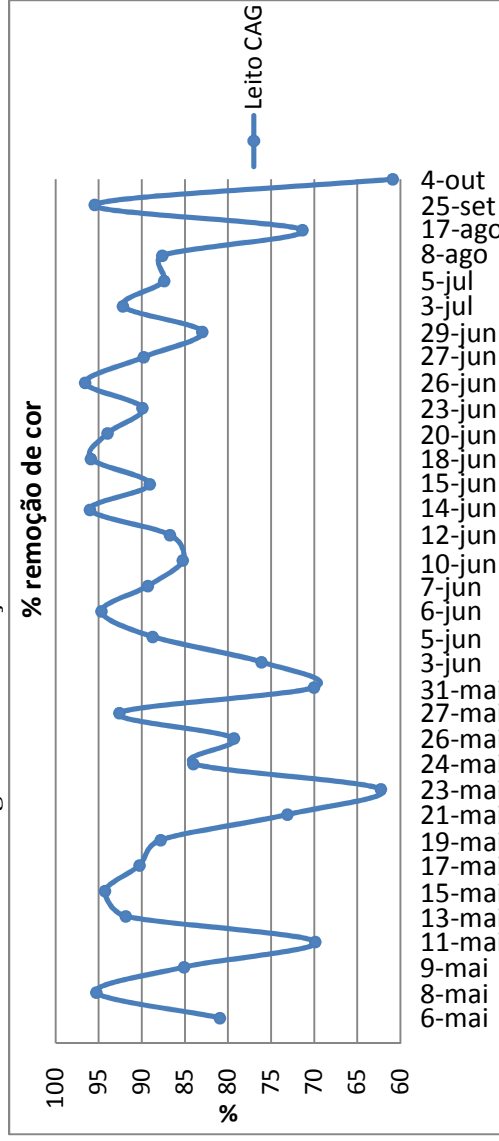
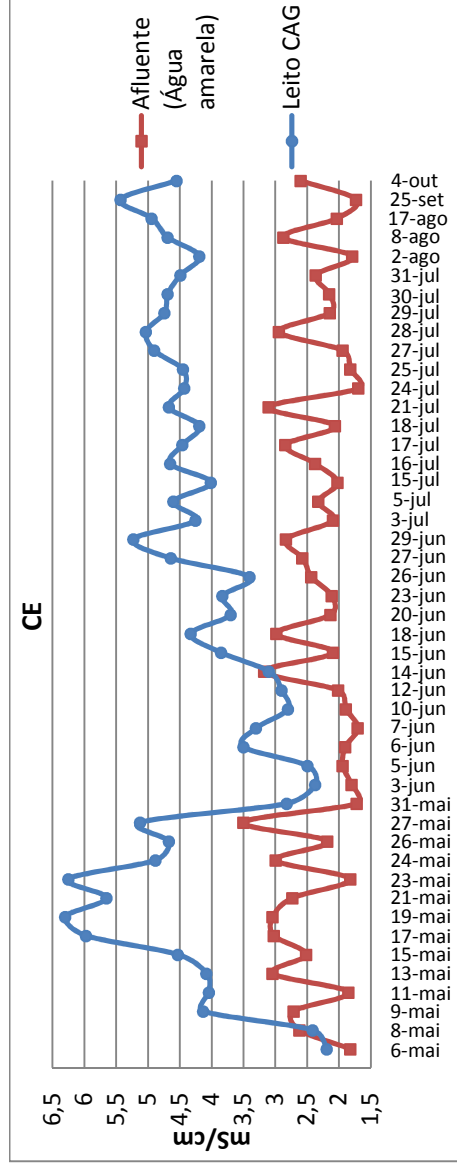


Figura 28 – Valores de condutividade elétrica do afluente e efluente CAG



Como mostram as Figuras 29 e 30, a eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO, no leito de CAG foi acima de 60%, muitas vezes acima de 75% e chegando até 99% de remoção da DQO do afluente.

Figura 29 – Valores de DQO efluente nos leitos de CAG

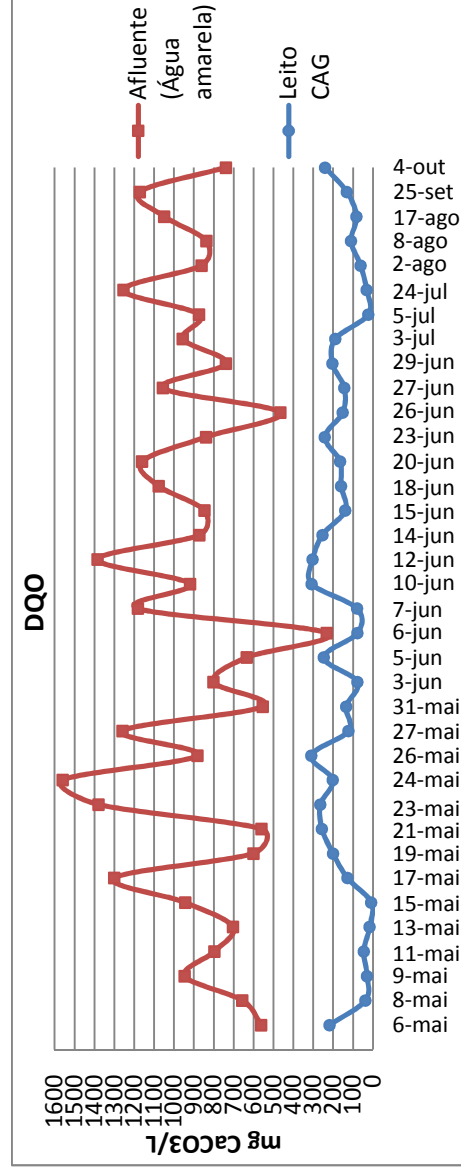
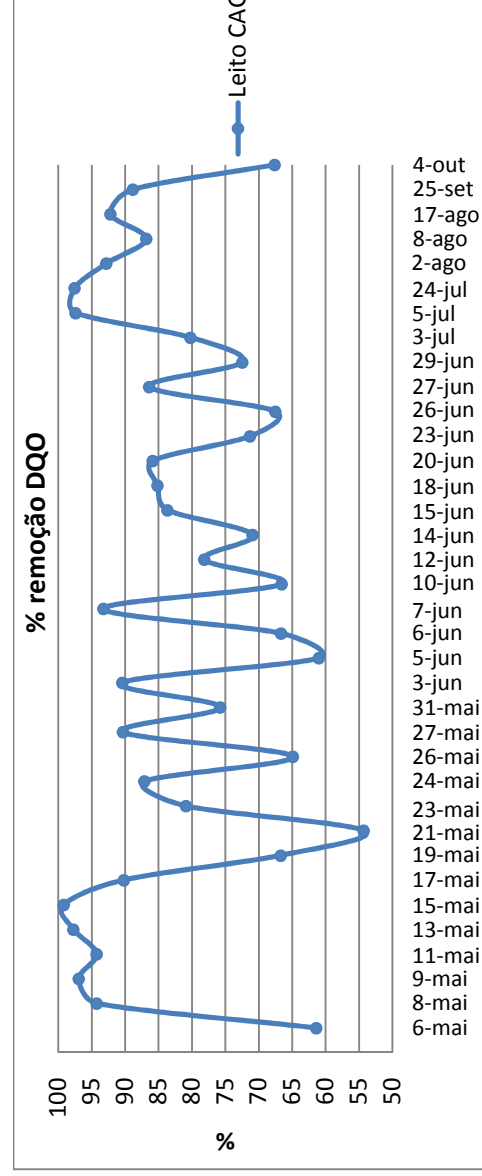
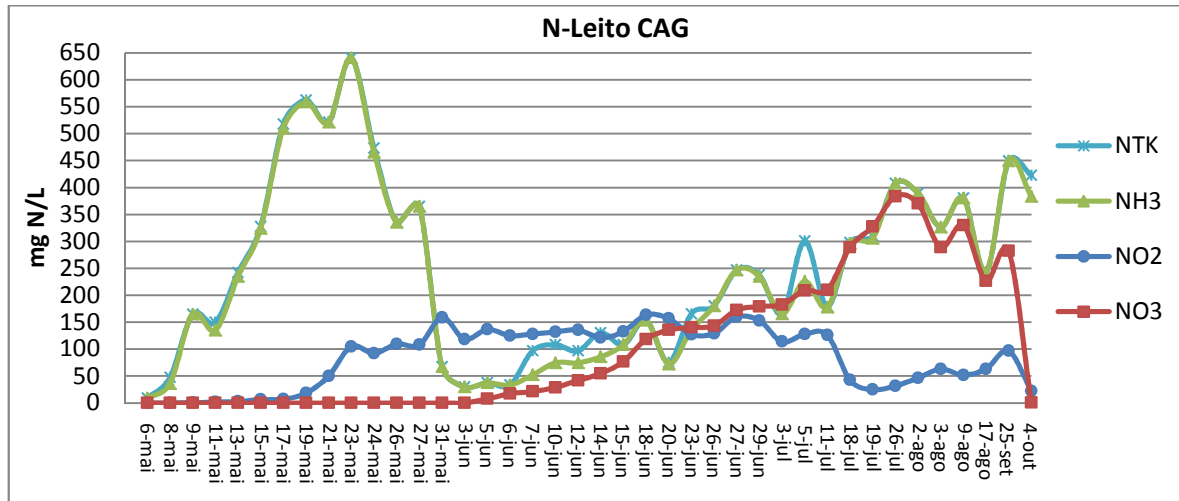


Figura 30 – Porcentagem de remoção de DQO efluente nos leitos de CAG



Como ilustrado na Figura 31, as frações de nitrogênio no efluente do filtro com leito de CAG, encontravam-se nas formas de amônia, nitrito e nitrato (em média 40, 20 e 40% respectivamente), indicando que nesse leito parte da ureia amonificada foi oxidada para nitrito e, em seguida, parte do nitrito oxidada para nitrato, caracterizando a nitrificação completa de parte do nitrogênio.

Figura 31 – Concentração das frações de nitrogênio nos efluentes do leito de CAG



Após início da nitrificação, baseado na quantidade de nitrogênio nitritado (média de 104 mgN/L) e nitrado (média de 224 mgN/L), e nos resultados de alcalinidade do efluente (Figura 32), permitem concluir que praticamente toda alcalinidade, produzida na etapa de amonificação e contida no afluente, foram consumidas (média de 1989 mgCaCO₃/L). A concentração de alcalinidade no efluente diminuiu para concentrações entre 60 e 190 mgCaCO₃/L, conseqüentemente o pH (Figura 33) diminuiu em relação ao afluente e se manteve entre 5,3 e 6,5.

Figura 32 – Valores de alcalinidade do afluente e efluente do leito de CAG

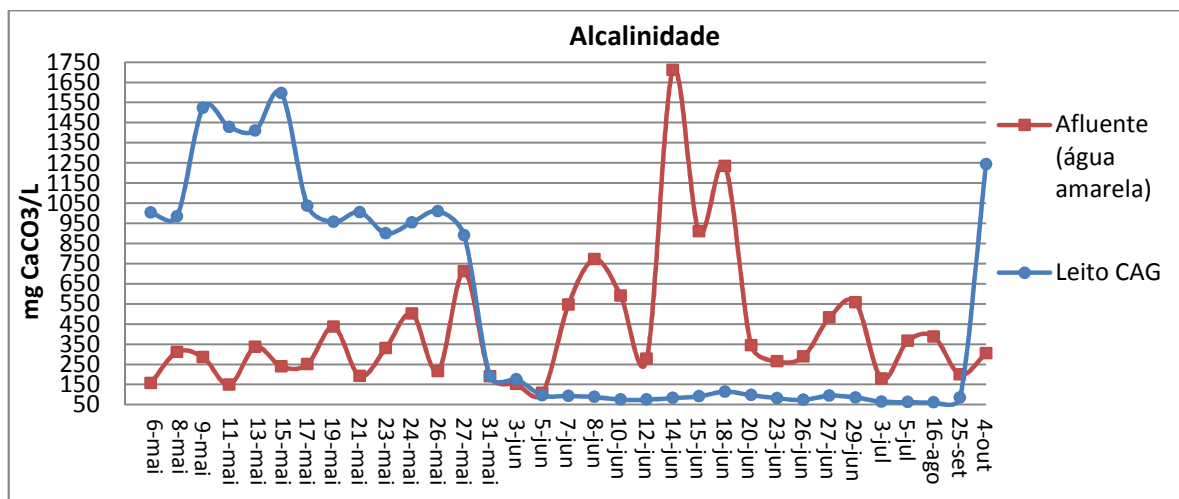
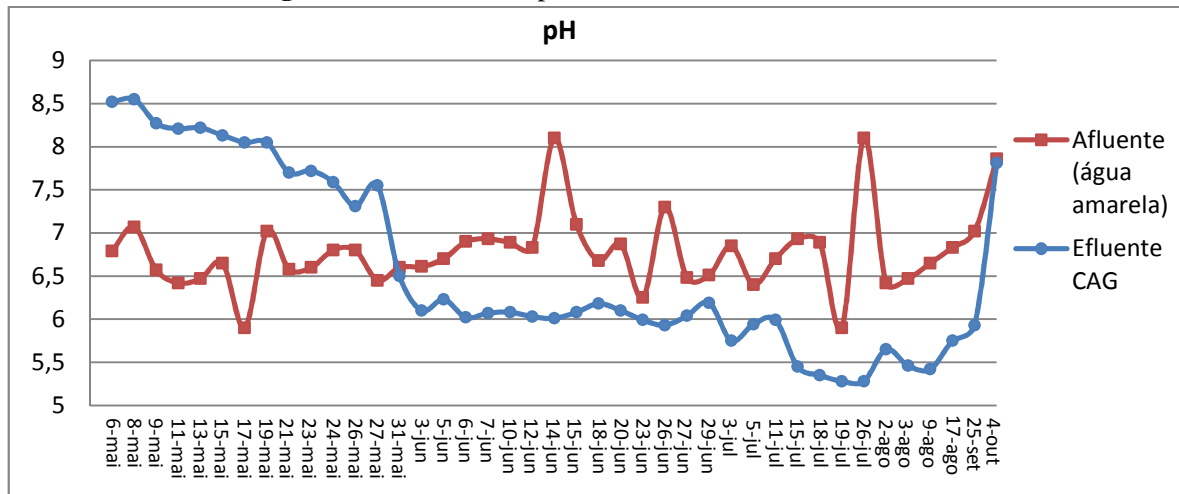
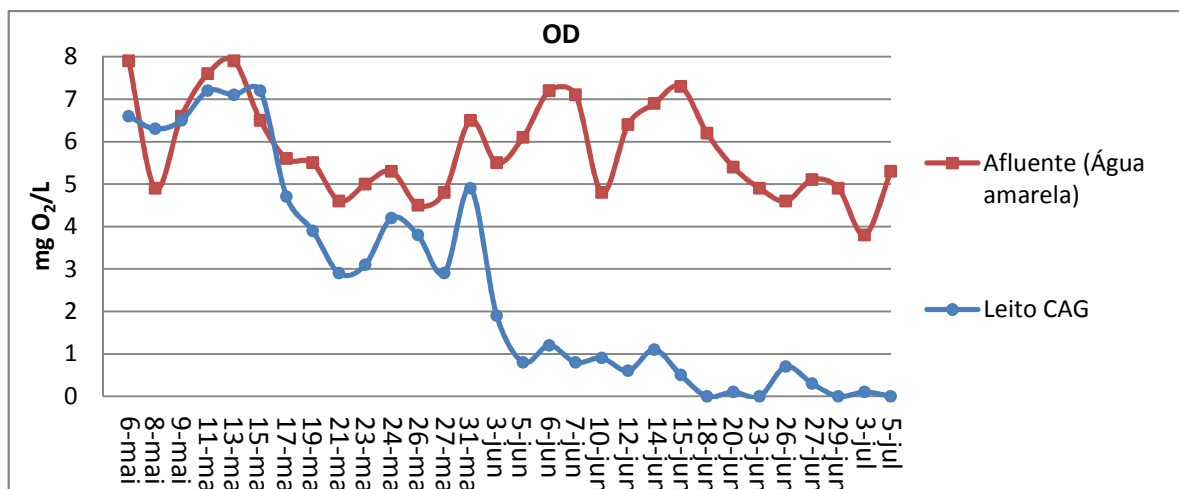


Figura 33 – Valores de pH do afluente e efluente do leito de CAG

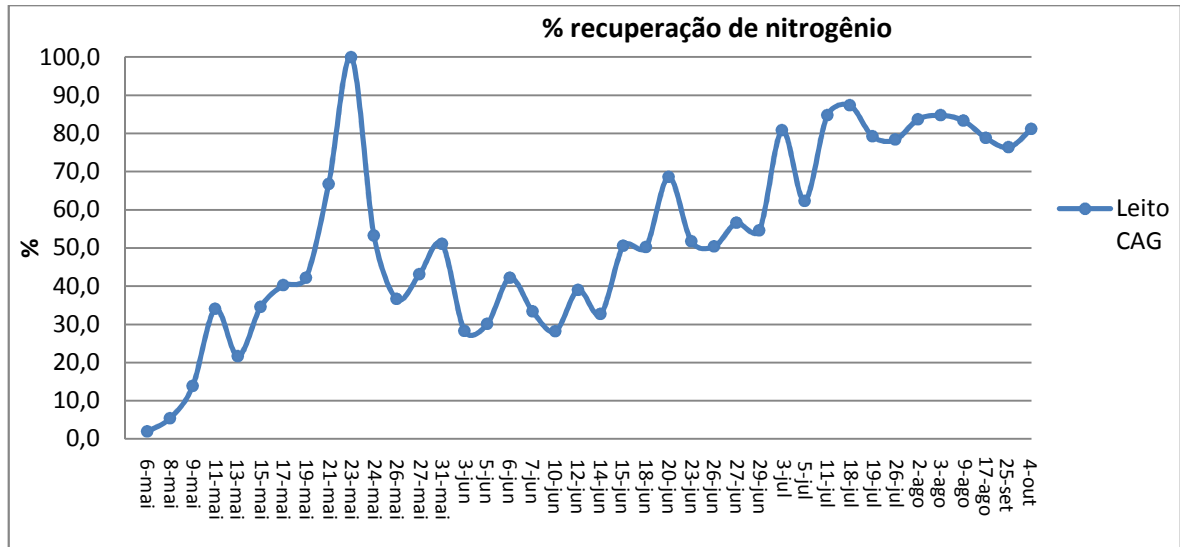
Observando os últimos pontos das Figuras 31, 32 e 33, é possível verificar que, após a colmatação do leito, as concentrações de nitrito e nitrato caíram subitamente, chegando a zero, indicando que a nitrificação cessou, causando o aumento do pH, alcalinidade e concentração de amônia no efluente.

A concentração de OD no afluente (média de 5,8mg/L) permite a conversão de apenas 1,2mg de nitrogênio amoniacal para nitrato. Porém, a aplicação intermitente proporcionou o aporte de oxigênio através dos mecanismos de convecção e difusão, possibilitando a transformação de maiores quantidades de amônia. Com base na estequiometria e quantidade de nitrogênio nitrificado, pode ser afirmado que foram consumidos em média 359 mgO₂/L para nitrificação e 1025 mgO₂/L para nitratação. Tal consumo, significativamente maior que a quantidade de oxigênio diluída no afluente, é o responsável pela diminuição da concentração no efluente, a qual, na maioria das vezes, ficou abaixo de 1mg/L como ilustra a Figura 34.

Figura 34 – Concentração de OD do afluente e efluente do leito de CAG

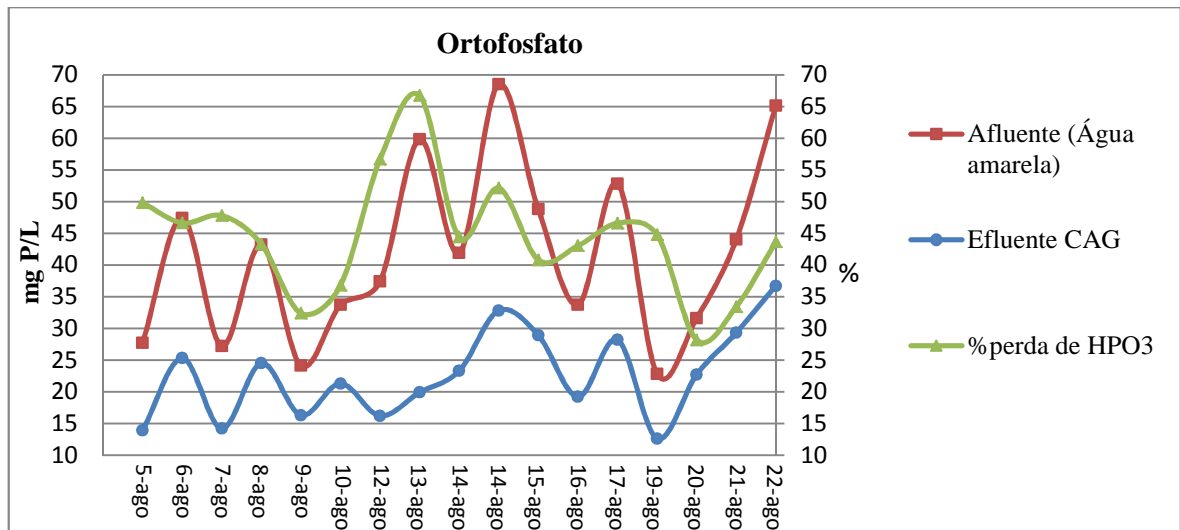
A Figura 35 permite verificar que no início a recuperação de nitrogênio ficou abaixo de 50%, porém, após aclimatação das bactérias nitrificantes, a recuperação de nitrogênio ficou acima de 50% e se estabilizou em cerca de 80%.

Figura 35 – Porcentagem de recuperação de nitrogênio nos efluentes do leito de CAG



A Figura 36 ilustra o comportamento de ortofosfato no afluente e no efluente do leito com CAG, bem como sua remoção, a qual variou de 28 a 57%.

Figura 36 – Perda de ortofosfato no leito de CAG



A Tabela 9 mostra o resultado das análises microbiológicas do afluente (água amarela) e efluente do filtro com leito de CAG.

Tabela 9 – Análise de coliformes termotolerantes do afluente e efluente

Diluição	n	Afluente (água amarela)	Efluente CAG
Bruta	16	Ausente	Ausente
10⁻¹	16	Ausente	Ausente
10⁻²	16	Ausente	Ausente
10⁻³	16	Ausente	Ausente

A razão de adsorção de sódio (RAS), índice que descreve a proporção relativa em que se encontra o Na⁺ em relação aos íons Ca²⁺ e Mg²⁺, traduz o risco de sodificação do solo. Onde no caso de elevada proporção de sódio, os íons Na⁺ são adsorvidos nas partículas do solo, deslocando os íons de cálcio e magnésio, resultando num solo com má drenagem (impermeabilização) interna que dificulta a absorção de nutrientes e água das culturas (AYERS & WESTCOT, 1985).

A condutividade elétrica é usada como uma medida da concentração de sais dissolvidos, que representa o risco salinidade para o cultivo. Salinidade excessiva reduz a atividade osmótica de uma planta e assim impede a sua absorção de água e nutrientes do solo, e, portanto, reduz a produtividade das culturas. No entanto, efluentes salinos podem ser utilizados para a irrigação, mesmo que a produtividade da cultura seja reduzida, além do mais, existem culturas (por exemplo, de algodão) que são tolerantes a médio- altos níveis de salinidade (MARA, 2003).

Na Tabela 10 são apresentadas as diretrizes para interpretação da qualidade da água utilizada para irrigação, bem como, a equação para o cálculo da RAS.

A Tabela 11 apresenta os resultados de condutividade elétrica, das variáveis (Na⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺) necessárias para o cálculo da RAS e seu respectivo resultado para o efluente do filtro com leito de CAG.

Tabela 10 – Diretrizes para interpretação da qualidade de água para irrigação

RAS	Risco de sodificação	CE (mS/cm)	Risco de salinização	Cálculo do RAS
0 a 10	Baixo	0,1 a 0,25	Baixo	$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}}$ <p>Onde: Ca²⁺, Mg²⁺ e Na⁺ expressos em meq/L.</p>
11 a 18	Médio	0,25 a 0,75	Médio	
19 a 26	Alto	0,75 a 2,25	Alto	
>27	Muito alto	>2,25	Muito alto	

Fonte: Adaptado de Richards (1954).

Tabela 11 – Concentração de cátions e resultado do RAS para o efluente do filtro com CAG

CE (mS/cm)	Ca ²⁺ (meq/L)	Mg ²⁺ (meq/L)	Na ⁺ (meq/L)	RAS	Risco Sodificação	Risco Salinização
4,7	0,6	9,7	9,5	4,2	Baixo	Muito alto
4,5	1,8	8,2	11,7	5,2	Baixo	Muito alto
4,2	2,8	7,6	7,4	3,3	Baixo	Muito alto
4,7	1,2	7,9	5,5	2,6	Baixo	Muito alto
4,4	2,0	6,2	2,5	1,3	Baixo	Muito alto
4,5	2,3	5,5	9,2	4,6	Baixo	Muito alto
4,9	1,8	5,6	10,0	5,2	Baixo	Muito alto
5,0	2,8	3,8	3,0	1,7	Baixo	Muito alto
4,7	2,4	5,6	3,1	1,5	Baixo	Muito alto
4,5	1,6	5,9	3,9	2,0	Baixo	Muito alto
4,2	2,6	6,0	3,0	1,5	Baixo	Muito alto
4,7	1,6	6,6	3,1	1,5	Baixo	Muito alto
4,9	1,8	5,8	3,1	1,6	Baixo	Muito alto

5- DISCUSSÃO

5.1- Caracterização das águas amarelas

As águas amarelas, de uma maneira geral, apresentam baixa quantidade de sólidos em suspensão, evidenciada pelos resultados de turbidez (valor médio de 5,9 uT); tal característica reduz a possibilidade de uma colmatação física dos leitos percoladores. Em contrapartida, a elevada presença de substâncias dissolvidas, indicada pelo parâmetro de cor (valor médio de 151 uC), aumenta a vulnerabilidade do meio percolador quanto à colmatação química e nem todo tipo de material, por exemplo, a areia, tem uma boa eficiência na remoção da cor do afluente.

Para o tratamento biológico característico de um filtro intermitente, todos os parâmetros analisados são favoráveis ao processo de nitrificação. A grande disponibilidade de nitrogênio, apresentando um valor médio de 854 mgN /L, associado à relação DQO/N que sempre se manteve abaixo de 2 e, muitas vezes, abaixo de 1, permite condições favoráveis para a atividade dos microrganismos nitrificantes. O pH (valor médio de 6,7) e alcalinidade (valor médio de 423 mg CaCO₃/L) estiveram na faixa ótima, na maioria das vezes entre 6,5 e 8, e concentração superior à mínima recomendada de 50 mg CaCO₃/L, respectivamente. As concentrações de oxigênio dissolvido (média de 5,8 mgO₂/L) também apresentaram valores superiores às concentrações mínimas (2 mgO₂/L) requeridas para uma nitrificação completa.

Com vistas ao reuso em culturas agrícolas é importante destacar a presença considerável de macronutrientes, nitrogênio e fósforo (média de 41 mgP-PO₄/L), necessários ao desenvolvimento vegetal e a qualidade higiênica devido à ausência de microrganismos indicadores de contaminação fecal. Assim, as águas amarelas podem ser classificadas como fertilizante agrícola natural de grande potencial.

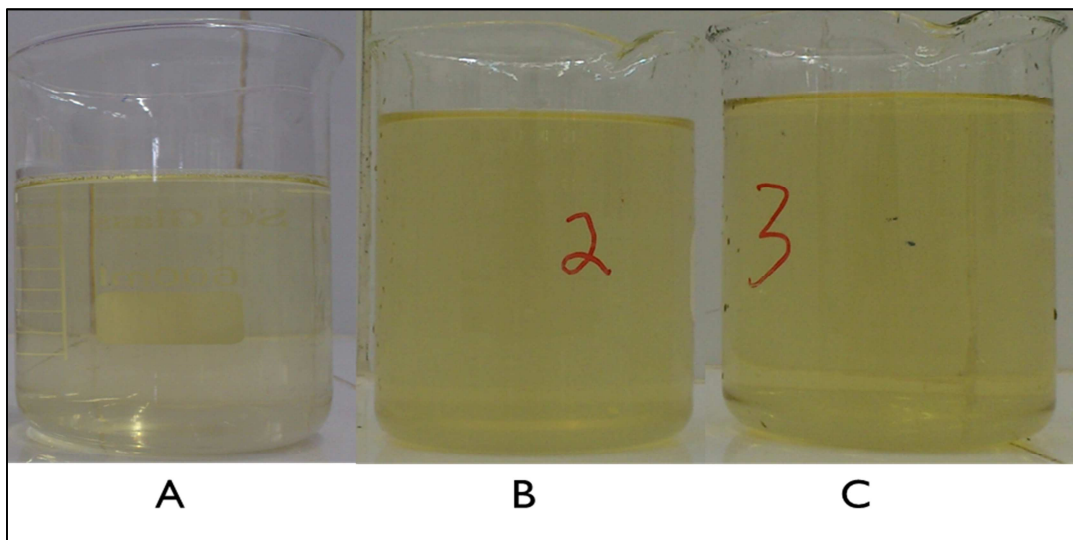
5.2- Análise do efluente dos filtros com leitos de areia

Os filtros com leito de areia não foram eficazes no tratamento físico. Como visto na Figura 37, o aumento da turbidez (em média de 6 uT para 15uT) e cor (em média de 151 uC para 302 uC), juntamente com o odor caracterizado pela presença de amônia em pH básico, contribuem para uma má qualidade estética do efluente o que pode causar rejeição dos possíveis usuários que venham adotar este tipo de tratamento.

A condutividade do efluente dos filtros com leitos de areia aumentou devido à formação de íons NH₄⁺ resultante da amonificação da ureia. Para reuso na agricultura valores

de condutividade maiores que 2,25 mS/cm, condição observada no efluente dos filtros de areia, variando de 2,67 a 6,6 mS/cm, podem causar salinização do solo, dificultar absorção de água e nutrientes das plantas. Porém, vale salientar que os íons NH_4^+ , responsáveis pelo aumento da condutividade, são uma das formas de nitrogênio assimiláveis pelas plantas, aliado ao fato de que algumas culturas, como beterraba, trigo e soja, toleram elevada condutividade elétrica (5 a 8 mS/cm) sem perdas de produtividade, o que contribui para viabilizar o reuso do efluente dos filtros com leitos de areia.

Figura 37 – Afluente e efluente dos filtros com leito de areia



Nota: A, B e C representam o afluente (Água amarela), efluente do filtro com leito de areia e o efluente do filtro com leito de areia e calcário, respectivamente.

A remoção de matéria orgânica foi consideravelmente maior no filtro com leito de areia (60 a 90%) do que no leito de areia e calcário (máximo de 60%). No leito de areia, como ocorreu apenas amonificação, todo o oxigênio foi disponibilizado para remoção de matéria orgânica. Enquanto que o consumo de parte do oxigênio dissolvido para oxidação da amônia, no leito de areia e calcário, explica a diferença entre as eficiências de remoção de matéria orgânica.

No efluente do filtro com leito de areia, em decorrência do processo de amonificação, praticamente todo nitrogênio presente estava na forma de amônia numa concentração média de 605 mgN/L, resultando num significativo aumento de alcalinidade e pH (8,5 a 8,9). Já no efluente do filtro com leito de areia e calcário, devido à nitrificação de parte da amônia, as frações de nitrogênio presentes estavam na forma de amônia e nitrito, em média 392 e 234

mgN/L, respectivamente. Isso resultou num consumo de parte da alcalinidade, mantendo os seus valores e o pH (6,8 a 7,6) próximos aos do afluente (valor médio de 6,7).

Mesmo com todas as condições favoráveis (operação intermitente, relação DQO/N < 2, pH de 6,8 a 8, alcalinidade > 50mgCaCO₃/L, OD > 2mg/L), em nenhum dos filtros de areia ocorreu nitrificação completa. Uma possível explicação seria o tempo insuficiente de contato entre a comunidade de bactérias e o afluente para transformação do nitrogênio, devido à baixa área superficial específica (0,002m²/g) da areia.

O filtro que foi adicionado a camada de calcário, aumentou-se 10cm de altura útil em relação ao leito preenchido apenas com areia, possibilitando um maior tempo de contato entre o biofilme e o afluente, resultando num efluente nitritado, o que contrapõe a hipótese de que a concentração de nitrogênio amoniacal acima de 100mg/L inibe a atividade das *Nitrosomonas*.

No filtro constituído por areia e calcário não ocorreu a completa nitrificação, portanto, a possível alcalinidade conferida pelo calcário não foi fator determinante para oxidação da amônia. A elevada alcalinidade (em média 498 mgCaCO₃/L) no efluente do filtro com leito de areia, resultante da amonificação, reforça a ideia de que é dispensável a utilização do calcário como fonte de alcalinidade.

A recuperação de nitrogênio nos filtros com leito de areia foi de 75 a 98% do nitrogênio presente no afluente. Apesar da boa eficiência, a maioria do nitrogênio está presente na forma de amônia e tende a ser volatilizado em virtude do elevado pH. Então para evitar grandes perdas de nutrientes, o efluente deve ser reutilizado o mais rápido possível ou ser submetido a outra etapa de tratamento que transforme este nitrogênio numa forma estável.

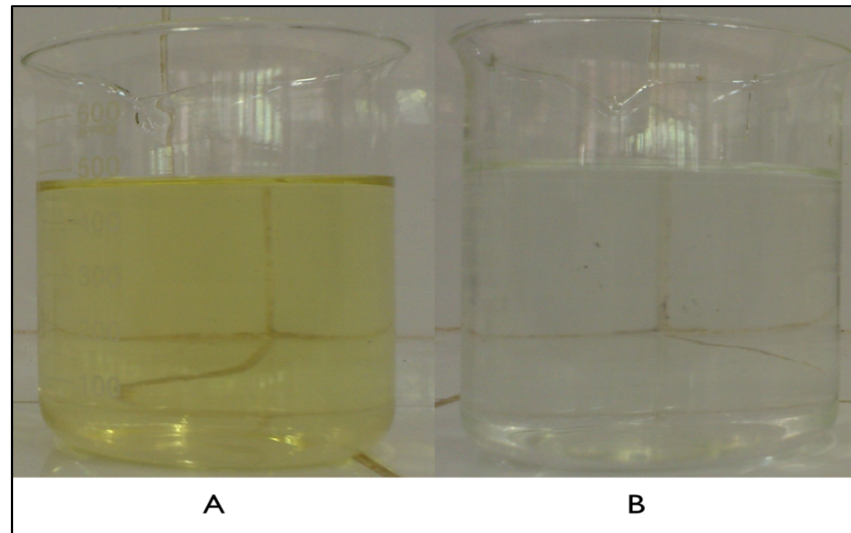
5.3 - Análise do efluente dos filtros com leitos de CAG

O filtro com leito de CAG foi eficaz no tratamento físico, devido à sua estrutura microporosa que proporciona uma robusta propriedade de adsorção. Como visto na Figura 38, a remoção da turbidez (em média de 5,9uT para 1,5uT) e cor (em média de 151uC para 16uC), juntamente com a ausência de odor, contribuem para uma excelente qualidade estética do efluente, tornando-se um aspecto positivo para aceitação da comunidade e usuários que venham adotar este tipo de tratamento.

No início da operação do filtro de CAG a remoção de matéria orgânica foi de 95 a 99%. Após aclimação das bactérias nitrificantes a eficiência de remoção de matéria orgânica diminuiu, uma vez que parte do oxigênio dissolvido disponível foi consumido na oxidação da amônia para nitrato. Entretanto, simultaneamente ao processo de nitrificação, as propriedades

adsorptivas do CAG proporcionaram uma eficiência de remoção de matéria orgânica entre 60 e 98%, em termos da DQO do afluente.

Figura 38 – Afluente e efluente dos filtros com leito CAG



Nota: 'A' representa o afluente (Água amarela) e 'B' o efluente do filtro com leito CAG.

A perda de 28 a 57% da concentração de ortofosfato presente no afluente é justificada pela necessidade das bactérias nitrificantes em assimilar fósforo no seu metabolismo celular e devido à precipitação de cristais de estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$).

O leito de CAG, ao contrário dos leitos de areia, possui elevada área superficial (673,7 m^2/g , cerca de 335.000 vezes maior), que proporcionou um elevado tempo de contato entre afluente e comunidade biológica, possibilitando a nitrificação de parte da amônia. Conseqüentemente as frações de nitrogênio presentes no efluente estavam na forma de amônio, nitrito e nitrato, em média 241, 104 e 224 mgN/L , respectivamente. A nitrificação consumiu grande parte da alcalinidade causando uma leve diminuição de pH (5,3 a 6,5) em relação ao afluente. É importante observar que o nitrogênio amoniacal, devido ao pH levemente ácido, estava presente em sua forma não volátil (amônio), assim todas as formas de nitrogênio eram estáveis.

A recuperação de nitrogênio nos filtros com leito de CAG, inicialmente, foi abaixo de 50% devido à adsorção nos microporos. Após a saturação dos microporos e crescimento dos microrganismos nitrificantes a eficiência ficou acima de 50% e se estabilizou entre 76 e 87%. A elevada eficiência de recuperação e a presença de formas estáveis de nitrogênio (nitrato, nitrito e amônio) proporcionam uma considerável recirculação de nutrientes.

Os resultados da RAS do efluente do CAG se mantiveram entre 1,3 e 5,2, valores que se enquadram na classificação de baixo risco de sodificação, possibilitando que o efluente seja aplicado para o reuso em culturas agrícolas sem nenhuma restrição quanto ao risco de impermeabilização do solo. Com relação ao risco de salinização, como já discutido, apesar dos valores se enquadrarem numa classificação de alto potencial de salinização, este risco efetivo pode ser reduzido uma vez que as plantas assimilam o nitrato e amônio que são responsáveis pelo aumento da condutividade do efluente, assim como os níveis de condutividade encontrados, entre 4,2 e 5 mS/cm, são toleráveis por várias culturas agrícolas como mostra a Tabela 12.

Tabela 12 – Culturas tolerantes a elevada salinidade sem perdas de produtividade

Cultivo	CE (mS/cm)
Cevada (<i>Hordeum vulgare</i>)	5,3
Algodão (<i>Gossypium hirsutum</i>)	5,1
Beterraba (<i>Beta vulgaris</i>)	4,7
Sorgo (<i>Sorghum bicolor</i>)	4,5
Trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	4,0
Agripiro alto (<i>Agropyron elongatum</i>)	5,0
Agripiro crestado (<i>Agropyron crestatum</i>)	5,0
Capim-bermuda (<i>Cynodon dactylon</i>)	4,6
Cevada forrageira (<i>Hordeum vulgare</i>)	4,0

Fonte: Adaptado de Ayers & Westcot, (1985).

A maioria das pesquisas sobre tratamento de águas amarelas tem como objeto de estudo a urina bruta (sem diluição) e, como resultado, obtêm um efluente com elevada condutividade elétrica (49 a 126 mS/cm), chegando ser maior que os valores característicos das águas oceânicas. Os valores de condutividade elétrica supracitados inviabilizam o reuso do efluente devido ao elevado risco de salinização, fazendo-se necessária a diluição do efluente com água. Rios (2008) na sua pesquisa utilizando águas amarelas como fonte alternativa de nutriente em cultivo hidropônico da alface obteve como melhor resultado as soluções nutritivas que eram constituídas de 5 e 10% de urina tratada por meio da estocagem. Este fato dá grande relevância à fração de água utilizada nos mictórios para condução da urina, uma vez que proporciona a diluição da urina, evitando odores nos banheiros, facilita o tratamento do efluente e dispensa a necessidade de diluição após o tratamento, como evidenciado neste trabalho.

O efluente do filtro com CAG pode ser caracterizado como excelente fertilizante natural devido à boa qualidade estética, presença de nitrogênio em formas estáveis, ausência de indicadores de contaminação fecal e sem risco de impermeabilização do solo.

6- CONCLUSÕES

Com relação à caracterização das águas amarelas:

- A partir dos parâmetros monitorados foi confirmada a grande variação da concentração dos constituintes das águas amarelas em virtude de fatores climáticos e fisiológicos que mudam de acordo com cada lugar e indivíduo;
- Os resultados mostraram que, do ponto de vista físico, as águas amarelas apresentam baixa turbidez, elevada cor e, a partir dos valores de condutividade, se conclui que oferecem um risco alto de salinização do solo, caso aplicadas na agricultura sem tratamento;
- Os resultados evidenciaram, quanto às características químicas, a presença significativa de matéria orgânica (DQO = 892 mg/L), nitrogênio (NTK= 854 mgN-NH₃/L), fósforo (41 mgP-PO₄/L) e alcalinidade total (423 mgCaCO₃/L);
- Quanto às características microbiológicas não foram detectados microrganismos indicadores de contaminação fecal;
- As águas amarelas apresentaram condições (relação DQO/N < 2, pH de 6,8 a 8, alcalinidade > 50 mgCaCO₃/L, OD > 2mgO₂/L) ideais para um bom desempenho do tratamento biológico em filtros intermitentes;
- O efluente dos mictórios masculinos é objeto importante na abordagem do esgotamento sanitário ecológico, uma vez que possui características adequadas para o reuso em culturas agrícolas devido à elevada concentração de nutrientes, particularmente nitrogênio e fósforo, e ausência de microrganismos indicadores de contaminação fecal.

Com relação ao desempenho dos filtros com leito de areia:

- O efluente apresentou elevada cor e odor característico que afetam a qualidade estética do efluente e podem causar incômodos e rejeição da comunidade que adote este tipo de tratamento;

- Mostrou-se eficiente na recuperação de nitrogênio (75 a 98%), porém devido à forma instável de nitrogênio o efluente deve ser aplicado de forma imediata, evitando perdas significativas de nutrientes, ou submetido a outra unidade de tratamento que transforme o nitrogênio numa forma estável;
- Apesar dos inconvenientes do ponto de vista estético e nutricional do efluente, é possível aplicar o filtro com leito de areia em comunidades que não tenham acesso a outros materiais para compor o meio filtrante.

Com relação ao desempenho dos filtros com leito de CAG:

- A excelente qualidade estética, devido à remoção de cor, turbidez e odor, evita a rejeição da população e se torna um atrativo para utilização do filtro com leito de CAG;
- A eficiente recuperação de nitrogênio (80%), em formas estáveis, aliado à ausência de microrganismos indicadores de contaminação fecal e ao baixo risco de impermeabilização do solo, torna o efluente do filtro com leito de CAG um excelente fertilizante natural;
- As características do efluente possibilitam por em prática os conceitos do esgotamento sanitário ecológico quanto ao fluxo cíclico de matéria e recirculação de nutrientes.

Com relação à filtração intermitente:

- Esta tecnologia se mostrou de fácil instalação e operação permitindo enquadrá-la num cenário de gestão descentralizada das águas residuárias, viabilizando o tratamento e reuso *in loco* do efluente e concomitantemente ampliando o acesso e eficiência dos sistemas de esgotamento sanitário;
- O desempenho dos filtros com operação intermitente se mostrou eficiente no tratamento de águas amarelas, principalmente com o leito de CAG, tornando-o apto a integrar uma estrutura complexa que é proposta pelo esgotamento sanitário ecológico a fim de promover a recirculação de nutrientes das águas residuárias, preservando os recursos hídricos e economizando energia.

7- RECOMENDAÇÕES

- Estudar o tratamento de águas amarelas em filtros compostos de leitos com altura útil maior que 50 cm;
- Avaliar o desempenho do tratamento de águas amarelas em filtros constituídos de leitos com diferentes granulometrias;
- Adotar um tratamento em série através de um filtro com leito de areia seguido por outro com leito de CAG;
- Estudar a utilização de um leito misto constituído de areia e CAG;
- Avaliar o tratamento com auxílio de um dispositivo que disponibilize oxigênio ao meio filtrante;
- Verificar a influência do fracionamento do volume afluente, aumentando a frequência de aplicação, na qualidade do efluente dos filtros;
- Estudar a aplicação de outros materiais para compor o meio filtrante, por exemplo, zeólitos.
- Verificar a viabilidade econômica para implantação de um sistema de filtração intermitente para tratamento de água amarela em escala real;
- Avaliar os efeitos da aplicação do efluente dos filtros em culturas agrícolas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969 - Tanques Sépticos: Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação.** Rio de Janeiro, 1997.
- ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13713 - Instalações hidráulicas prediais - Aparelhos automáticos acionados mecanicamente e com ciclo de fechamento automático - Requisitos e métodos de ensaio.** Rio de Janeiro, 2009.
- ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 5626 - Instalação predial de água fria.** Rio de Janeiro, 1998.
- AL CORRAL. Disponível em: <<http://www.alcorral.com.br/economia.asp>>. Acessado em: 30/01/2013
- ALMEIDA, P. G. S. **Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase na nitrificação.** Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- ANA, Agência Nacional das Águas; SAS/ANA, Superintendência de Conservação de Água e Solo; FIESP, Federação das Indústrias do Estado de São Paulo; DMA, Departamento de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável; SindusCon-SP, Sindicato da Indústria da Construção do Estado de São Paulo; COMASP, Comitê de Meio Ambiente do SindusCon- SP - **Conservação e Reuso da Água em Edificações.** Prol Editora Gráfica. São Paulo, junho de 2005.
- ANDERSON, D. L. J.; SIEGRIST, R. L.; OTIS, R. J. **Technology assesment of intermittent sand filter.** Municipal Environmental Research Laboratory. Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency (EPA),1985.
- ARAUJO, R. F. **Nitrificação de efluentes de reatores anaeróbios em filtros submersos aerados.** Dissertação, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2009.
- ASMUS, A. F. **Sistema para conservar o nitrogênio na urina visando seu reuso como fertilizante.** Dissertação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Mato Grosso do Sul, 2009.
- ASTM - American Society for Testing Material. D 2862-92, **Particle Size Distribution of Granular Activated Carbon.** New York, 1992.
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **Water quality for agriculture.** Irrigation and Drainage Paper, 29 Rev. 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 1985.
- BALL, J.; DENN, G. **Design of Recirculating Sand Filters Using a Standardized Methodology.** Site Characterization and Design of Onsite Septic Systems. American Society for Testing Materials. Fredericksburg, Virgini, 1997.
- BANDEIRA, J. F. M. **Propriedades de carvões activados produzidos a partir de diferentes materiais precursores.** Dissertação - Universidade de Aveiro. Aveiro, 2007.

BANDOSZ, T. J. **Activated carbon surfaces in environmental remediation.** Interface science and technology – Volume 7. The City College of New York, New York, 2006.

BARRETO, J. A. **Comparação de eficiência de evaporadores de urina e estudo da variação das propriedades da urina durante o ciclo de evaporação.** Dissertação - Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2009.

BAZZARELLA, B. B.; DIAS, G. B.; BASTOS, F. P.; LEE, P. W.; GONÇALVES, R. F. **Caracterização quali-quantitativa da urina humana com vistas ao aproveitamento agrícola.** In: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Campo Grande – MS 2005.

BAZZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não-potável em edificações.** Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico. Vitória, 2005.

BIESTERFELD, S.; FARMER, G.; RUSSEL, P.; FIGUEROA, L. **Effect of alkalinity type and concentration on nitrifying biofilm activity.** Water Environmental Research v. 75, n. 24, 2003.

BOUCHELTA, C.; MEDJRAM, M.S.; BERTRAND, O.; BELLAT, J. **Preparation and characterization of activated carbon from date stones by physical activation with stream.** Journal of Analytical Applied Pyrolysis, v. 82, 2008.

BRINQUES, G. B. **Asorção de tolueno de solução aquosa em leito de carvão ativado em planta piloto.** Dissertação – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

CALLADO, N. H. **Reatores sequenciais em batelada em sistema anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário sintético com remoção de nutrientes.** Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2001.

CASAS, A. L. **Tratamento de efluentes industriais utilizando a radiação ionizante de acelerador industrial de elétrons e por adsorção com carvão ativado. Estudo comparativo.** Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, autarquia associada à Universidade de São Paulo. São Paulo, 2004.

CHEREMISINOFF, P.N.; ELLERBUSCH, F. **Carbon Adsorption Handbook.** Ann Arbor Science 1ª Ed, 1978.

CLARK, H. L. M. **Remoção de fenilalanina por adsorvente produzido a partir da torta prensada de grãos defeituosos de café.** Dissertação em Ciência dos Alimentos. Faculdade de Farmácia, UFMG, Belo Horizonte, 2010.

CHAZAL, P.M.; LENS, P.N.L. **Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution.** Edited by Piet Lens and Look Hulshoff Pol, IWA Publishing. London, 2000.

CLAUDINO, A. **Preparação de carvão ativado a partir de turfa e sua utilização na remoção de poluentes.** Dissertação em Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

COHIM, E. H. B. S. **Polimento de efluente de USAB com filtros intermitentes de areia.** Dissertação. Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, Salvador, 2006.

COSTANZI, R. N.; FRIZZO, E.; DOMBECK D.; COLLE G.; ROSA J. F. da; MAIBUK, L. A. C. do; FERNANDES M. da S. P. **Reuso de água amarela.** Revista de Engenharia e Tecnologia V. 2, Nº 1, 2010.

COUTINHO, A.R.; BARBIERI, F.C.; PAVANI, P.A. **Preparação de carvões ativados a partir de fibras de celulose.** In: 2º Encontro brasileiro de adsorção. Anais de trabalhos apresentados, Leonel T. Pinto (editor), Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2000.

CRITES, R.; G. TCHOBANOGLOUS. **Small and Decentralized Wastewater Management Systems.** New York: The McGraw-Hill, 1998.

DARBY, J.; TCHOBANOGLOUS, G.; ASRI NOR, M.; MACIOLEK, D. **Shallow Intermittent Sand Filtration: Performance Evaluation.** The Small Flows Journal, 1996.

DECA. Disponível em: <<http://www.deca.com.br/sustentabilidade/>>. Acessado em: 01/02/2013.

DERKS, Y. M. **Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética de nitrificação.** Dissertação – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

DI BERNARDO, L., DI BERNARDO, A.; CENTURIONE, P. L. F. **Ensaio de Tratabilidade de Água e Resíduos gerados em Estações de Tratamento de Água.** São Carlos: RiMa, 2002.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. di B. **Métodos e técnicas de tratamento de águas.** 2ª ed. São Carlos: RIMA, 2005.

DRACO. **Válvulas de mictório**. Disponível em: <<http://www.dracoeletronica.com.br/>>. Acesso em: 30/01/2013.

DULTRA, F. A. **Aplicação da filtração intermitente em leito de areia e de escória da metalurgia do cobre no tratamento de esgotos com ênfase em reuso**. Dissertação, Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, Salvador, 2007.

ESREY, S.; GOUGH, J.; RAPAPORT, D.; SAWYER, R.; SIMPSON-HÉBERT, M.; VARGAS, J.; WINBLAD, U. **Ecological sanitation**. Swedish International Development Cooperation Agency - SIDA, Estocolmo, 1998.

ESREY, S.; ANDERSSON, I.; HILLERS, A.; SAWYER, R. **Closing the loop - Ecological sanitation for food security**. Swedish International Development Cooperation Agency - SIDA, México, 2001.

FERREIRA, E. S. **Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 2000.

FITTSCHEN, I.; HAHN, H. H. **Characterization of the municipal wastewaterpaert human urine and preliminary comparison with liquid cattle excretion**. Water science technology, v. 38, n. 6. Alemanha, 1998.

FRANCHIN, A. C. **Nitrificação de efluente de reator anaeróbio compartmentado em filtros percoladores com a utilização da serragem de couro do tipo wet blue como meio suporte**. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2006.

FRANCISCHETTI, J. Z. **Influencia das características físico-químicas de carvões ativados na adsorção de saxitoxinas**. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília. Brasília, 2010.

FRANCO, I. F. N. **Estudo dos processos de nitrificação e desnitrificação numa estação de tratamento de águas residuais**. Dissertação, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2011

GASPAR, P. M. F. **Pós-tratamento de efluentes de reator UASB em sistemas de lodos ativados visando a remoção biológica do nitrogênio associada à remoção físico-química do fósforo**. Dissertação - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

GORGULHO, H.F.; MESQUITA, J.P.; GONÇALVES, F.; PEREIRA, M.F.R.; FIGUEIREDO, J.L. **Characterization of the surface chemistry of carbon materials by**

potentiometric titrations and temperature-programmed desorption. Carbon, v. 46, n. 12, New York, 2008.

HÖGLUND, C.; VINNERÅS, B.; STENSTRÖM, T. A.; JÖNSSON, H. **Variation of chemical and microbial parameters in collection and storage tanks for source separated human urine.** Journal of Environmental Science and Health, v. 35, n. 8, 2000.

JANKOWSKA, H.; SWIATKOWSKI, A.; CHOMA, J. **Active Carbon.** Ellis Horwood. New York, 1991.

JEWELL, W.; SEABROOK, B. **A history of land application as a treatment alternative.** Washington: United States Environment Protection Agency – USEPA, 1979.

JOHANSSON, M.; JÖNSSON, H.; HÖGLUND, C.; RICHERT-STINTZING, A.; RODHE, L. **Urine separation: closing the nutrient cycle.** Estocolmo, 2000.

JÖNSSON, H. **Urine separating sewage systems - environmental effects and resource usage.** Water Science and Technology, v. 46, n. 06-07, 2002.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 3ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

KARAK, T.; BHATTACHARYYA, P. **Human urine as a source of alternative natural fertilizer in agriculture: A flight of fancy or an achievable reality.** In: Resources, Conservation and Recycling, 2010.

KVARNSTRÖM, E.; EMILSSON, K.; STINTZING, A. R.; JOHANSSON, M.; JÖNSSON, H.; PETERSENS, E.; SCHÖNNING, C.; CHRISTENSEN, J.; HELLSTRÖM, D.; QVARNSTRÖM, L.; RIDDERSTOLPE, P.; DRANGERT, J. ECOSANRES. **Separação de urina: um passo em direção ao saneamento sustentável.** Estocolmo, 2006.

LANGERGRABER, G.; MÜLLEGGER, E. **Ecological sanitation - A way to solve global sanitation problems?.** Environment International. Austria, 2004.

LETTINGA, G.; LENS, P.; ZEEMAN, G. **Environmental protection technologies for sustainable development.** In: Decentralized sanitation and reuse - concepts, systems and implementation. IWA Publishing, Londres, 2001.

LIBRALATO, G.; GHIRARDINI, A. V.; AVEZZÙ, F. **To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management.** Journal of Environmental Management 94, 2012.

LIMA, R. G. **Tratamento descentralizado de efluentes como alternativa a despoluição dos recursos hídricos da região metropolitana de Aracaju/SE.** Dissertação - Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, 2008.

LIND, B.; BAN, Z.; BYDÉN, S. **Volume reduction and concentration of nutrients in human urine.** Ecological Engineering, v. 16, n. 04, 2001.

LOFRANO, G (Editor). **Emerging compounds removal from wastewater.** Editora Springer, New York, 2012.

LOUDON, T. L.; BOUNDS, T. R.; CONVERSE, J. C.; BUCHANAN, J. **Media Filters,** Módulo. University Curriculum Development for Decentralized Wastewater Management. National Decentralized Water Resources Capacity Development Project. University of Arkansas, USA 2003.

MAGRI, M. E.; FENELON, F. R.; RABELO, L.; ROSSETO, T. S.; PHILIPPI L. S. **Reúso de águas cinzas tratadas em descarga de vaso sanitário e rega de jardim.** XIII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belém 2008.

MAURER, M.; PRONK W.; LARSEN, T. A. **Treatment processes for source-separated urine.** In: Water Research. Suíça, 2006.

MARA, D. **Domestic wastewater treatment in developing countries.** Earthscan. London, 2003.

MENORET, C. **Traitement D'Effluents Concentres par Cultures Fixees Sur Gravier ou Pouzzolane.** These (Doctorat), Université Montpellier II. 2001.

MENORET, C.; BOUTIN, C.; LIENARD, A.; BRISSAUD, F. **Use of recycling through medium size granular filters to treat small food processing industry effluents.** Water Science Technology, v.45, n.12, 2002.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering. Treatment and Reuse,** 4th Edition, McGraw-Hill, New York, 2003.

MICHELS, C. J. **System suited for small communities.** Water Environmental & Technology, v. 7, n. 8, p. 45-48, 1996.

MIDDLEBROOKS, E.; MARSHALL, G. R. **Intermittent Sand Filtration to Upgrade Existing Wastewater Treatment Facilities.** Utah Water Research Laboratory, Logan, Utah, 1974.

MOLETTA, N. R. **Caracterização e aplicação de carvão ativado produzido a partir de biomassa amilácea.** Monografia - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2011.

MORENO-CASTILLA, C. **Eliminación de Contaminantes Orgânicos de las aguas mediante adsorción em materiales de carbón.** In: RODRÍGUEZ-REINOSO, F. (Ed.)

Adsorbentes en la solución de algunos problemas ambientales. Universidade de Granada, Madrid, 2004.

MUSSATO, S. I.; ROBERTO, I. C. (2004). **Avaliação de diferentes tipos de carvão ativo na destoxificação de hidrolisado de palha de arroz para produção de xilitol**. Ciência e Tecnologia de Alimento: Campinas, v. 24, n. 1, 2004.

NOUR, E. A. A.; PHILLIPPI, L. S.; ROSTON, D. M.; ZANELLA, L.; GONÇALVES, R. F. Gerenciamento de águas negras e amarelas. In: PROSAB, Programa de pesquisa em saneamento básico. **Uso Racional da Água em Edificações**. Vitória, 2006.

OLIVEIRA, L. H. **Metodologia para implantação de programa de uso racional de água em edifícios**. Tese de Doutorado - Escola Politécnica da USP, São Paulo, 1999.

OTTERPOHL, R.; GROTTKER, M.; LANGE, J. **Sustainable water and waste management in urban areas**. Water Science Technologies. V. 35, N. 9, 1997.

OTTERPOHL, R.; BRAUN, U.; OLDENBURG, M. **Innovative technologies for decentralised wastewater management in urban and peri-urban areas**. In: Specialised Conference on Small Water and Wastewater Treatment Systems, 5. Istanbul, 2002.

OTTERPOHL, R.; ALBOLD, A.; OLDENBURG, M. **Differentiating Management of Water Resources and Waste in Urban Areas**. Disponível em: <<http://www.gdrc.org/uem/waste/oldenburg.html>>. Acesso em: 14/12/2013.

PARCIAS, D. O. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos**. Dissertação, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2008.

PEREIRA, F. A. V. **Impregnação de carvão ativado para remoção de enxofre do óleo diesel por adsorção**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

PERONA, J. F. **Eficiência do uso da água nas edificações**. Monografia (Especialização) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2011.

PETERS, R.W.; ALLEMAN, J.E.. **The history of fixed film wastewater treatment systems**. FIRST INTERNATIONAL CONFERENCE ON FIXED-FILM BIOLOGICAL PROCESSES. Kings Island, Ohio, 1982.

PIZA, A. V. T. **Avaliação da capacidade adsortiva de carvões ativados para remoção de diuron e hexazinona**. Dissertação – Universidade de Ribeirão Preto. Ribeirão Preto, 2008.

PRESZNHUK, R. A. O. **Estudo da Viabilidade do Filtro de Carvão de Bambu como Pós-Tratamento em Estação de Tratamento de Esgoto por Zona de Raízes: Tecnologia Ambiental e Socialmente Adequada.** Dissertação (Mestrado em Tecnologia) - Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná. Curitiba, 2004.

RAUCH, W.; BROCKMANN, D.; PETERS, I.; LARSEN, T.A.; GUJER, W. **Combining urine separation with waste design: an analysis using a stochastic model for urine production.** Water Research. V 37. 2003.

REMÍGIO, A. F. N. **Estudo da colmatação biológica de sistemas filtro-drenantes sintéticos de obras de disposição de resíduos domésticos urbanos sob condições anaeróbias.** Tese de Doutorado, Universidade de Brasília. Brasília, 2006.

RICHARDS, L.A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils.** United States Salinity Laboratory Staff. United States Department of Agriculture. Agriculture Handbook Nº 60. Washington, 1954.

RIOS, E. C. S. V. **Uso de águas amarelas como fonte alternativa de nutriente em cultivo hidropônico da alface (*Lactuca sativa*).** Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2008.

RITTMANN, B. E.; REGAN J. M.; STAHL D. A. 1994. **Nitrification as a source of soluble organic substrate in biological treatment.** Water Science and Technology, v. 30, 1994.

SABBAH, I.; GHATTAS, B.; HAYEEK, A.; OMARI, J.; HAJ, Y.; ADMON, S.; GREEN, M. **Intermittent sand filtration for wastewater treatment in rural areas of the Middle East – a pilot study.** Water Sci Technol. Israel, 2003. Disponível em: http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?cmd=Retrieve&db=PubMed&list_uids=14753530&dopt=Abstract. Acesso em: 21/11/2013.

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **O Uso Racional da Água no Comércio.** FECOMERCIO - Federação do Comércio do Estado de São Paulo. São Paulo, 2010.

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Manual de gerenciamento para controladores de consumo de água.** Disponível em: http://site.sabesp.com.br/uploads/file/asabesp_doctos/Manual%20do%20controlador.pdf. Acesso: 03/02/2013.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering and science.** 5th ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.

SCHNEIDER, E. L. **Adsorção de compostos fenólicos sobre carvão ativado.** Dissertação - Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Toledo, 2008.

SCHÖNNING, C.; STENSTRÖM, T. A. **Diretrizes para o uso seguro de urina e fezes nos sistemas de saneamento ecológico**. Programa EcoSanRes. Estocolmo, 2004.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.

SILVA, H. A. F. **Nitrificação em Sistemas de Lodo Ativado**. Dissertação, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

SILVA, R. G. L. **Estudo dos mecanismos de formação e de inibição da incrustação por sulfato de cálcio em processos de nanofiltração**. Tese de doutorado, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2012.

SOARES, W. C.; ALVES, W. C.; ZANELLA, L.; CHIEKA, A. J. **Alternativas simples para coleta de urina em escritório e comparação de sistemas de filtração para obtenção da estruvita visando aproveitamento de nutrientes**. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2011.

SOLOMON, C.; PETER, C.; MACKNE, C.; LAKE, A. **Intermittent sand filter**. United States Environment Protection Agency – USEPA, 1998.

SURAMPALLI, R. Y.; TYAGI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMAN, J. A. **Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors**. Bioresource Technology, Oxford, v.61, n.2, p.151-157, 1997.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R.; FIQUEIREDO, R. F.; **O emprego do filtro de areia no pós-tratamento de efluente de filtro anaeróbio**. Sanare, revista técnica da Sanepar, Curitiba, V. 21, n. 21, 2004.

UDERT, K.M. & WACHTER, M. **Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation**. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Switzerland, 2011.

UDERT, K.M.; LARSEN, T.A.; BIEBOW, M.; GUJER, W. **Urea hydrolysis and precipitation dynamics in a urine-collecting system**. Water Research, 2003.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Nitrogen control**. Office of research and development. Washington, 1993.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Nutrient control design Manual: State of technology review report**. Ohio, 2009.

VAN HAANDEL, A. C. & MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações.** Campina Grande –PB, 1999: Epgraf.

VAN HAANDEL, A.; KATO, M.; VON SPERLING M. Remoção biológica de nitrogênio: aplicações para o sistema de lodo ativado. In: Programa de pesquisa em saneamento básico. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção.** Fortaleza, 2009.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; VAN BENTHUM, W. A. J.; HEIJNEN, J. J. **Integration of nitrification and denitrification in biofilm airlift suspension reactors.** Water Science and Technology, v. 41, 2000.

VINNERÅS, B., PALMQUIST, H.; BALMÉR, P.; JÖNNSSON, H. **The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste – a proposal for new Swedish design values.** Urban Water Journal, v.03, n.01, 2006.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** UFMG v. 2. Belo Horizonte, 1996.

WERNER, C.; OTTERPOHL, R.; JONSSON, H. **10 Recommendations for action from the Lu beck symposium on ecological sanitation.** Abril 2003, In: Werner C., Avendano V., Demsat S., Eicher I., Hernandez L., Jung C., Kraus S., Lacayo I., Neupane K., Rabięga A., Wafler M., editors. Ecosan—closing the loop — Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation, Abril de 2003, Lubeck, Alemanha, 2004.

WERNER, C.; FALL, P. A.; SCHLICK, J.; MANG, H.-P. **Reasons for and principles of ecological sanitation.** Abril 2003, In: Werner C., Avendano V., Demsat S., Eicher I., Hernandez L., Jung C., Kraus S., Lacayo I., Neupane K., Rabięga A., Wafler M., editors. Ecosan—closing the loop — Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation, Abril de 2003, Lubeck, Alemanha, 2004.

YAO, K.; HABIBIAN, M.; O'MELIA, C. **Water and wastewater filtration: Concepts and Applications.** Environmental Science and Technology, Vol. 5, nº.11, 1971.

ZANCHETA, P.G.; REBOUÇAS C.C.; GONÇALVES, R.F. **Efeitos da estocagem na composição físico-química e biológica da urina humana objetivando o seu aproveitamento na agricultura.** VIII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Fortaleza, 2006.

ZANCHETA, P. G. **Recuperação e tratamento da urina humana para uso agrícola.** Dissertação (Mestrado), Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2007.

ANEXO A

Estimativa do volume médio de água consumido por uso em mictórios

Tipo de mictório/ Fonte	NBR 5626	NBR 13713	Oliveira (1999)	ANA (2005)	SABESP (2013)	SABESP (2010)	DRACO (2013)	DECA/AL CORRAL (2013)	Perona (2011)	Tempo de fechamento de válvula de mictório NBR 13713/2009	Nº descargas Vinnerås 2006/Zanchetta 2007	Vol. água/uso
Mictório com sifão: válvula de descarga	0,5 L/s									10s		5 L
Mictório sem sifão: caixa de descarga, registro de pressão ou válvula de descarga	0,15 L/s									10s		1,5 L
Mictório tipo calha: caixa de descarga ou registro de pressão	0,15 L/s.m									10s		1,5 L
Mictório de acionamento manual e fechamento automático		0,15 L/s								10s		1,5L
Mictório com descarga contínua			13L/pessoa.dia								7/8vezes	1,86L/1,63 L
Mictório com descarga manual e flexível				3,8 L/descarga								3,8L
Mictório com acionamento hidromecânico				1,8 L/descarga								1,8L
Mictório convencional					4 L/descarga							4 L
Mictório convencional						2 L/descarga						2 L
Mictório de acionamento manual e fechamento automático							2 L/descarga					2 L
Mictório antigo com registro								0,25L/s		10s		2,5 L
Mictório									2,5L			2,5 L