



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

EWSON ANDRADE FERREIRA

TRATAMENTO DE ÁGUAS AMARELAS EM LEITOS DE PERCOLAÇÃO
INTERMITENTES EM SÉRIE

Campina Grande - PB

2015

EWSON ANDRADE FERREIRA

**TRATAMENTO DE ÁGUAS AMARELAS EM LEITOS DE PERCOLAÇÃO
INTERMITENTES EM SÉRIE**

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

Orientadores: Profª. Dra. Mônica de Amorim Coura e Prof. Dr. Rui de Oliveira .

Campina Grande - PB

2015

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

F383t Ferreira, Ewson Andrade.
Tratamento de águas amarelas em leitos de percolação intermitentes em série / Ewson Andrade Ferreira. – Campina Grande, 2015.
103 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2015.

"Orientação: Prof.^a Dr.^a Mônica de Amorim Coura, Prof. Dr. Rui de Oliveira".

Referências.

1. Esgotamento Sanitário Ecológico. 2. Nitrificação. 3. Leitos de Percolação. 4. Reuso de Águas Amarelas. I. Coura, Mônica de Amorim. II. Oliveira, Rui de. III. Título.

CDU 628.2(043)

Ewson Andrade Ferreira

Tratamento de Águas Amarelas em Leitos de Percolação Intermitentes em Série

Dissertação aprovada em 27/12/2015

COMISSÃO EXAMINADORA

Mônica de Amorim Coura
Prof. Dr.^a Mônica de Amorim Coura
Orientadora

Aprovada
Parecer

Rui de Oliveira
Prof. Dr. Rui de Oliveira
Orientador

Aprovada
Parecer

Dayse Luna Barbosa
Prof. Dr.^a Dayse Luna Barbosa
Examinador Interno

Aprovada
Parecer

Gilson Barbosa Athayde Júnior
Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior
Examinador Externo

APROVADA
Parecer

**TRATAMENTO DE ÁGUAS AMARELAS EM LEITOS DE PERCOLAÇÃO
INTERMITENTES EM SÉRIE**

*Aos meus avôs Vicente Praxedes e Alcides Leite
e meu bisavô Severino Nóbrega (et memoria).*

AGRADECIMENTOS

À minha esposa, Marília, por estar sempre disposta a me apoiar em todas as decisões.

Aos meus pais, Silas e Lenilda, pela garra e coragem, incentivo espiritual, cultural e material; exemplos de dedicação.

À toda minha família e especialmente minha avó Cleusenir e bisavó Severina, exemplos de oração.

Aos meus professores Mônica e Rui pelos diálogos, compreensão e orientação.

A todos os professores do PPGECA/UAEC/UFCG quanto a dedicação em ensinar.

Aos amigos do Laboratório de Saneamento da UAEC/UFCG.

A todos os meus colegas de trabalho na UAST/UFRPE.

Ao Deus da sabedoria e compreensão, por ter criado tudo e a todos, dado vida e livre arbítrio.

*E conhecereis a verdade e a verdade vos libertará;
Eu sou o caminho, a verdade e a vida; Se me
quiserdes conhecer e permitirdes que eu vos
liberte, então verdadeiramente sereis livres!*

Jesus.

RESUMO

Este trabalho descreve os resultados da nitrificação em dois sistemas de tratamento de águas amarelas, em escala de laboratório, monitorados entre 24 de abril e 04 de setembro de 2014, no Laboratório de Saneamento da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande, cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, nordeste do Brasil. Ambos os sistemas eram constituídos de três percoladores, dois em paralelo e o terceiro em série. No sistema 1, os percoladores em paralelo foram preenchidos com areia e o percolador em série com carvão ativado. Todos os percoladores do sistema 2 foram preenchidos com carvão ativado. A taxa de aplicação de urina diluída foi de $100 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, no experimento I, e de $200 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, no experimento II, e as concentrações médias afluentes de NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl) foram de $551,3 \text{ mg N.L}^{-1}$ e $706,6 \text{ mg N.L}^{-1}$, respectivamente. No experimento I as concentrações efluentes de nitrato foram de 250 mg N.L^{-1} e $317,1 \text{ mg N.L}^{-1}$ para os sistemas 1 e 2, respectivamente. No experimento II as concentrações efluentes de nitrato foram de $304,2 \text{ mg N.L}^{-1}$ e $458,6 \text{ mg N.L}^{-1}$ para os sistemas 1 e 2, respectivamente. A razão de adsorção de sódio (RAS) indicou que esses efluentes podem ser reusados em hidroponia. Os leitos de carvão ativado mostraram melhores resultados que os de areia na nitrificação.

Palavras-chave: Esgotamento sanitário ecológico. Nitrificação. Leitos de percolação. Reuso de águas amarelas.

ABSTRACT

This paper describes nitrification results in two laboratory scale systems treating yellow waters, monitored between 24th April and 4th September 4, 2014, in the Sanitation Laboratory of the Academic Unit of Civil Engineering, Federal University of Campina Grande, Campina Grande City, Paraíba state, northeastern Brazil. Both systems were made up of three percolators, two in parallel and a third one in series. In system 1, percolators in parallel were filled with sand and the percolator in series with activated carbon. All percolators in system 2 were filled with activated carbon. The application rate of diluted urine was 100 L.m⁻².d⁻¹, in experiment I, and 200 L.m⁻².d⁻¹, L.m⁻².d⁻¹, in experiment II, and the average inflow concentrations of TKN (Total Kjeldahl Nitrogen) were 551.3 mg N.L⁻¹ and 706.6 mgN.L⁻¹, respectively. In the first experiment nitrate effluent concentrations were 250 mg N.L⁻¹ and 317.1 mg N.L⁻¹ for systems 1 and 2, respectively. In the second experiment nitrate effluent concentrations were 304.2 mg N.L⁻¹ and 458.6 mg N.L⁻¹ for systems 1 and 2, respectively. The sodium adsorption ratio (SAR) indicated that these effluents can be reused in hydroponics. Activated carbon beds showed a better nitrification performance than those of sand.

Keywords: Ecological sanitation. Nitrification. Percolation beds. Reuse of yellow waters.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Esgotamento sanitário em linha ou convencional.....	21
Figura 2 – O conceito Holístico de Esgotamento Sanitário Ecológico.....	22
Figura 3 – Separação dos resíduos líquidos, sólidos e águas pluviais.....	25
Figura 4 – Vaso separador de excretas e utilização em Kissoro, Uganda.....	27
Figura 5 – Câmara de desidratação de fezes integrada ao banheiro.....	27
Figura 6 – Tanques pressurizados de urina na sede da GTZ, Eschborn, Alemanha.....	27
Figura 7 – Aparelhos separadores de excretas (fezes/urina)	33
Figura 8 – Mictórios femininos e masculino, respectivamente.	33
Figura 9 – Captura da partícula por colisão com leito filtrante.....	35
Figura 10 – Curva do efluente em função do volume de poros.....	38
Figura 11 – Distribuição granulométrica dos meios de areia e carvão ativado.....	51
Figura 12 – Sistema de percolação 1.....	53
Figura 13 – Sistema de percolação 2.....	54
Figura 14 – Imagem dos sistemas de percolação 1 (a) e 2 (b)	55
Figura 15 – Esquema de montagem das unidades de percolação.....	56
Figura 16 – Valores da condutividade elétrica após cada percolação de solução ácida.....	59
Figura 17 – Valores da turbidez após cada percolação de solução ácida.....	60
Figura 18 – Valores da condutividade elétrica após cada percolação de água destilada.....	61
Figura 19 – Valores da turbidez após cada percolação de água destilada.....	61
Figura 20 – Variação de pH no procedimento de lavagem com água destilada para redução da acidez.....	62
Figura 21 – Percolado de P12 (a) e P3 (b).....	63
Figura 22 – Percolado de P45 (a) e P6 (b).....	64
Figura 23 – Concentrações de NTK no sistema S1, durante o Experimento I.....	68
Figura 24 – Concentrações de NTK no sistema S2, durante o Experimento I.....	69

Figura 25 – Concentrações de nitrogênio amoniacal do sistema S1 durante o Experimento I	69
Figura 26 – Concentrações de nitrogênio amoniacal do sistema S2 durante o Experimento I.	70
Figura 27 – Concentrações de nitrogênio na forma de nitrito no Sistema S1, durante o Experimento I.	71
Figura 28 – Concentrações de nitrogênio na forma de nitrito no Sistema S2, durante o Experimento I.....	71
Figura 29 – Concentrações de nitrogênio na forma de nitrato no Sistema S1, durante o Experimento I.....	72
Figura 30 – Concentrações de nitrogênio na forma de nitrato no Sistema S2, durante o Experimento I.....	72
Figura 31 – Concentrações de NTK no sistema S1 durante o Experimento II.....	78
Figura 32 – Concentrações de NTK no sistema S2 durante o Experimento II.....	79
Figura 33 – Concentrações de nitrogênio amoniacal no sistema S1 durante o experimento II.....	80
Figura 34 – Concentrações de nitrogênio amoniacal no sistema S2 durante o Experimento II.....	80
Figura 35 – Concentrações de nitrogênio na forma de nitrito no sistema S1 durante o Experimento II.....	81
Figura 36 – Concentrações de nitrogênio na forma de nitrito no sistema S2 durante o Experimento.....	81
Figura 37 – Variação da concentração de nitrato no S1 para o experimento II.....	82
Figura 38 – Variação da concentração de nitrato no S2 para o experimento II.....	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Porcentagens de nutrientes nas águas residuárias domésticas.....	26
Tabela 2 – Substâncias filtradas, reabsorvidas e excretadas na urina	29
Tabela 3 – Valores comuns da micção diária em indivíduos adultos.....	29
Tabela 4 – massa diária encontrada nas excretas humanas	30
Tabela 5 – Especificações do carvão ativado fornecidas pela empresa CARBOMAR.....	51
Tabela 6 – Apresentação do coeficiente de uniformidade.....	52
Tabela 7 – Parâmetros monitorados e frequência durante o período de operação dos sistemas..	57
Tabela 8 – valores turbidez e condutividade elétrica para lavagem em molho	58
Tabela 9 – Valores médios da cor aparente, turbidez e condutividade elétrica para os sistemas 1 e 2 no Experimento I	63
Tabela 10 – Valores médios de pH e alcalinidade total para os sistemas S1 e S2 no Experimento I	66
Tabela 11 – Valores médios da dureza total, de cálcio e de magnésio para os Sistemas 1 e 2 no Experimento I.....	74
Tabela 12 – Valores da RAS estimados para os sistemas S1 e S2	74
Tabela 13 – Valores de eficiência para nitrificação dos Sistemas I e II, durante o Experimento I	88
Tabela 14 – Faixa de classificação da RAS.....	88
Tabela 15 – Valores de eficiência para nitrificação dos sistemas para o experimento II.....	91

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CAG	Carvão ativado granular
CU	Coefficiente de uniformidade
D _{10%}	Diâmetro efetivo
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
GTZ	Agência Alemã de Cooperação Técnica (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit)
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
P1	Percolador 1
P12	Percoladores em paralelo do sistema 1 com leito de areia
P2	Percolador 2
P3	Percolador 3
P4	Percolador 4
P45	Percoladores em paralelo do sistema 2 com leito de carvão ativado
P5	Percolador 5
P6	Percolador 6
pH	Potencial hidrogeniônico
PVC	Policloreto de vinila
RAS	Razão de adsorção de sódio
S1	Sistema 1
S2	Sistema 2
UNT	Unidades Nessler de Turbidez

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
1.1. Objetivo geral	19
1.2. Objetivos específicos	19
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	20
2.1. Esgotamento sanitário ecológico	20
2.1.1. Os sistemas convencionais de esgotamento	20
2.1.2. Conceito e princípio do Esgotamento Sanitário Ecológico	22
2.1.3. As tecnologias do Esgotamento Sanitário Ecológico	24
2.2. Águas amarelas	28
2.2.1. A formação da urina	28
2.2.2. Nutrientes valorosos presentes na urina	29
2.2.3. Algumas técnicas de recuperação dos nutrientes da urina	32
2.3. Filtração e percolação em leitos	35
2.3.1. O processo de filtração	35
2.3.2. Lixiviação e percolação	36
2.4. Características do meio percolante	39
2.5. Regime hidráulico intermitente	40
2.6. Filtros intermitentes de leito de areia	42
2.6.1. Eficiência e utilização	42
2.6.2. Colmatação em filtros de areia	43
2.7. O ciclo do nitrogênio	44
2.7.1. O processo de nitrificação	45
2.8. Adsorção	48
3. MATERIAIS E MÉTODOS	50
3.1. Preparação e construção dos percoladores	50
3.1.1. Características dos leitos percoladores	50

3.1.2.	<i>Lavagem dos leitos percoladores</i>	52
3.1.3.	<i>Montagem dos sistemas percoladores</i>	52
3.2.	Monitoramento e operação dos sistemas experimentais	54
3.3.	Análises de dados	56
4.	RESULTADOS	58
4.1.	Lavagem dos leitos	58
4.2.	Resultados do experimento I	62
4.2.1.	<i>Variação da cor aparente</i>	63
4.2.2.	<i>Variação da turbidez</i>	64
4.2.3.	<i>Variação da condutividade elétrica</i>	65
4.2.4.	<i>Variação do pH</i>	65
4.2.5.	<i>Variação da alcalinidade</i>	66
4.2.6.	<i>Variação da concentração de oxigênio dissolvido</i>	67
4.2.7.	<i>Variação da concentração de matéria orgânica</i>	67
4.2.8.	<i>Variação da concentração de nitrogênio total Kjeldahl</i>	68
4.2.9.	<i>Variação da concentração de nitrogênio amoniacal</i>	69
4.2.10.	<i>Variação da concentração de Nitrito</i>	70
4.2.11.	<i>Variação da concentração do nitrato</i>	71
4.2.12.	<i>Variação da concentração do ortofosfato solúvel</i>	73
4.2.13.	<i>Indicadores usados na estimativa da razão de adsorção do sódio (RAS)</i>	73
4.3.	Resultados para o experimento II	75
4.3.1.	<i>Variação do pH</i>	75
4.3.2.	<i>Variação da Alcalinidade</i>	76
4.3.3.	<i>Variação da concentração de oxigênio dissolvido</i>	76
4.3.4.	<i>Variação da concentração de matéria orgânica</i>	77
4.3.5.	<i>Variação da concentração do nitrogênio total Kjeldahl</i>	77
4.3.6.	<i>Variação da concentração de nitrogênio amoniacal</i>	79

4.3.7. <i>Varição da concentrações de nitrito</i>	80
4.3.8. <i>Varição da concentrações de nitrato</i>	82
5. DISCUSSÃO	83
5.1. Resultados do experimento I	83
5.2. Resultados do experimento II e comparação com o experimento I	89
6. CONCLUSÕES	92
7. RECOMENDAÇÕES	93
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	94

1. INTRODUÇÃO

O planeta terra tem boa parte da sua área superficial coberta por água. A água é um bem essencial à vida na terra e sem ela seria impossível realizar os processos de manutenção de qualquer organismo. Apenas pequena quantidade da água existente pode ser utilizada para produção de alimentos e para dessedentação de homens e animais, água doce de boa qualidade. Estas são provenientes da precipitação sobre o solo e possuem características diferentes das águas oceânicas, com moderada concentração de sais, permitindo a sua utilização no desenvolvimento das atividades humanas como a agricultura e os processos industriais.

O aumento populacional, principalmente nas áreas urbanas, ocorrido no século XX gerou uma alta demanda de água potável e de medidas eficazes de saneamento para evitar a proliferação de doenças no ambiente de convívio humano e a contaminação dos corpos hídricos com os despejos do esgotamento. O esgotamento sanitário convencional desenvolvido a partir do conceito de afastar as excretas para sanear o ambiente não mostrou ter capacidade de atender por completo toda a região urbana e periurbana devido aos altos custos de implantação das redes de esgoto.

A implantação de um sistema convencional requer grandes áreas, mão de obra especializada para concepção e manutenção, além de uma rigorosa fiscalização ao longo de todo o processo de tratamento do esgoto. O objetivo principal do tratamento dos efluentes sanitários nesse conceito é de lançar os despejos nos corpos hídricos com a menor carga possível de matéria orgânica e nutrientes de modo que evite o desenvolvimento generalizado de microrganismos, como acontece no fenômeno da eutrofização.

A partir da análise da situação da água e das mudanças climáticas na terra, da crescente industrialização e os efeitos desta sobre a oferta hídrica futura para manutenção da vida, em 1992, muitos países do mundo decidiram pela mudança na gestão dos recursos hídricos enfatizando principalmente o uso eficiente e o reuso das águas do esgotamento, bem como a destinação de investimentos de recursos financeiro governamentais para o desenvolvimento de tecnologias limpas (ONU, 2014; UN, 2014).

O reuso é uma técnica antiga existindo registros do emprego desta técnica na agricultura antes da era cristã na China e no período medieval, na Europa. O novo paradigma dos sistemas de esgotamento sanitário ecológico usa um tratamento de águas residuárias baseado no conceito de sustentabilidade focando na utilização de tecnologias acessíveis e de baixo custo. Além

disso, busca a separação dos resíduos sólidos e líquidos do esgotamento sanitário e seu reuso após o processo de higienização.

A água amarela é um resíduo líquido do esgotamento sanitário e faz parte da classificação proposta pelo esgotamento sanitário ecológico. Esta água residuária apresenta um grande potencial nas aplicações de reuso devido à grande quantidade de nutrientes presentes e a quantidade de água usada para diluição da urina.

A utilização de tecnologias simples como a percolação se mostra como uma alternativa na recuperação dos nutrientes e reutilização destes e da água na agricultura, bem como na conservação dos recursos hídricos. É neste âmbito que foi proposto o tratamento das águas amarelas por leitos de percolação intermitentes em série.

1.1. Objetivo geral

O presente trabalho visa estudar a recuperação do nitrogênio presente em águas amarelas, através da nitrificação em sistemas em série de leitos de percolação intermitentes, contribuindo para a geração de insumos para uso agrícola sustentável e a disseminação dos princípios do esgotamento sanitário ecológico.

1.2. Objetivos específicos

- Estabelecer a melhor configuração (Areia/Carvão Ativado Granular e Carvão Ativado Granular/Carvão Ativado Granular) entre leitos de percolação intermitentes em série para a recuperação de nitrogênio de águas amarelas.
- Verificar a influência da aplicação de duas taxas diferentes comparando os resultados quanto ao desempenho do processo de nitrificação.
- Estudar a influência dos fatores físicos, operacionais e de qualidade do efluente na amonificação e sua relação com a qualidade do efluente desejado segundo padrões de utilização na agricultura, sendo observado o indicador de razão de adsorção de sódio (RAS) e a condutividade elétrica do efluente dos sistemas.
- Otimizar a obtenção das formas estáveis do nitrogênio, a saber, nitrito e nitrato, através da manutenção de uma percolação não saturada no leito.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Esgotamento sanitário ecológico

2.1.1. *Os sistemas convencionais de esgotamento*

Os sistemas convencionais de esgotamento sanitário surgiram a partir da necessidade de afastar da zona urbana as excretas que eram lançadas nas ruas. Dessa forma foram projetadas tubulações para descarga das excretas em córregos e rios.

As abordagens convencionais de gestão de águas residuárias são classificadas nas categorias de água de lavagem (utiliza a água como veículo para carrear as excretas) e sistemas secos. A utilização da água para transporte das excretas subutiliza a mesma. No caso dos sistemas secos, apesar de não haver desperdício de água, pode ocorrer contaminação do lençol subterrâneo, dano ambiental e riscos à saúde humana e de animais (ESREY *et al.*, 1998; RWABIGENE, 2012).

Devido a quantidade de nutrientes e matéria orgânica presentes nos despejos, surgiram zonas mal cheirosas ao longo dos leitos dos rios, caracterizando mudança na qualidade da água. Assim, surgiram os sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias com processos físicos, químicos e biológicos (BERNDTSSON e HYVONEN, 2002).

A rede de esgotamento sanitário convencional torna-se onerosa quando objetiva atender as populações das zonas periféricas e rurais. Quando consegue atender a população de uma determinada área, a sustentabilidade ao longo prazo é questionável devido aos altos custos de manutenção e a demanda mão-de-obra especializada (ESREY *et al.*, 1998; MASSOUD, TARHINI e NASR, 2009; WERNER *et al.*, 2009).

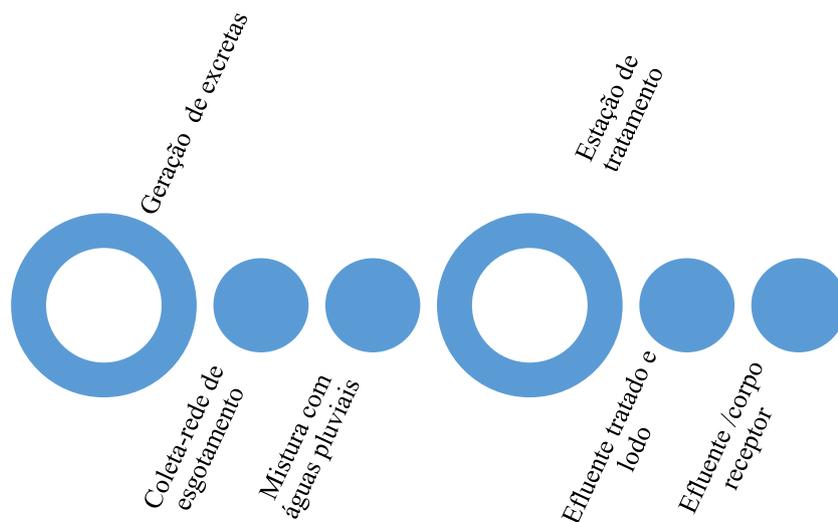
As desvantagens dos sistemas convencionais podem ser listadas como ineficiência no controle da poluição e eutrofização de corpos de água, devido aos despejos; alto investimento para obtenção de áreas e manutenção dos sistemas; perda de nutrientes; negligenciamento de áreas mais pobres; mistura do esgotamento sanitário com esgotos industriais que contêm compostos orgânicos e inorgânicos nocivos (ESREY *et al.*, 1998; WERNER *et al.*, 2009; RWABIGENE, 2012). Apesar disto, as técnicas utilizadas nestes sistemas convencionais podem ser utilizadas no tratamento das águas residuárias de maneira sustentável considerando os princípios do esgotamento sanitário ecológico.

O esgotamento sanitário em linha ou convencional, Figura 1, apesar de ter sua tecnologia baseada na observação de fenômenos ocorridos na natureza, como a sedimentação,

filtração e biodegradação entre outros, trata as excretas humanas como resíduos que devem ser postos fora do contato com o ambiente humano, evitando a contaminação por doenças veiculadas pelo esgoto (WERNER *et al.*, 2009). Considerando o contexto mencionado, os sistemas de esgotamento convencionais falham com relação à persistência da pobreza e à ausência de conhecimento da população acerca do assunto resultando em práticas sociais doentias (RWABIGENE, 2012).

Considerar as águas do esgotamento como resíduos que devem ser afastados, é um conceito equivocado pois na natureza todos os elementos percorrem um ciclo de transformações passando pelas mais diversas formas e combinações cumprindo papéis na cadeia produtiva e de suporte a vida. As excretas contêm valiosas quantidades de substâncias que podem ser utilizadas para produção de alimentos como o nitrogênio, o fósforo, o potássio, matéria orgânica, metais e outras.

Figura 1 – Esgotamento sanitário em linha ou convencional



Fonte: elaborada pelo autor

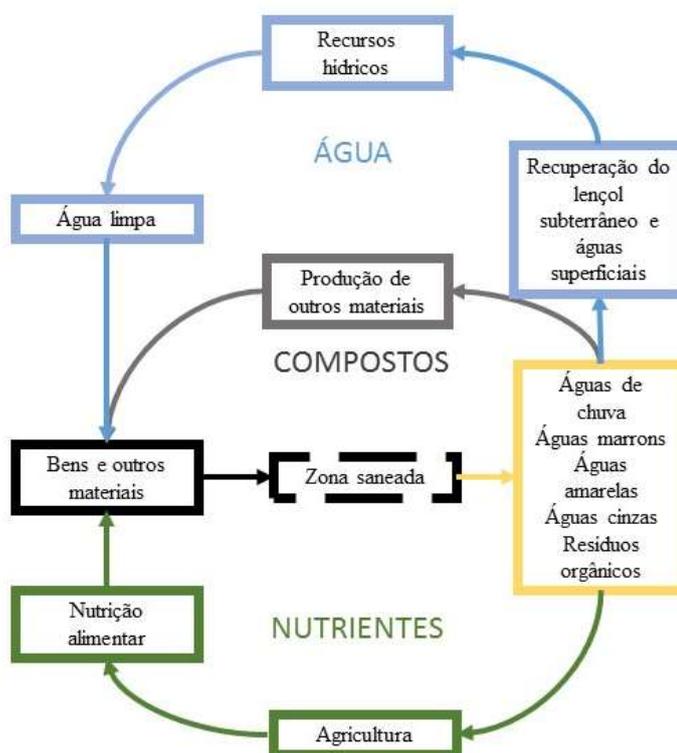
Considerando a degradação do meio ambiente, os riscos à saúde e o agravamento da crise resultante do atual sistema de esgotamento adotado, um novo paradigma deve ser colocado em prática buscando atingir os objetivos de desenvolvimento do milênio. No entanto, é preciso muito mais do que uma abordagem de engenharia e aspectos técnicos para mudar o atual sistema de saneamento. Para que os sistemas fechem os ciclos das substâncias, principalmente o da água, é necessário redesenhar a infraestrutura sanitária com aproximação das tecnologias já estabelecidas e criação de novas outras (BERNDTSSON e HYVONEN, 2002).

Essas tecnologias dentro desse novo conceito devem ter os menores custos de manutenção e serem adaptadas à realidade de cada região a fim de obter melhores resultados na mineralização das substâncias presentes nas excretas e na sua higienização, promover a eficiência no reuso da água e da fertilização (CREST *et al.*, 2007).

2.1.2. Conceito e princípio do Esgotamento Sanitário Ecológico

O esgotamento sanitário ecológico é uma nova forma de ver o esgotamento sanitário com conceito holístico (Figura 2), interdisciplinar, inovador e transformador de técnicas e metodologias, valendo-se da cooperação de áreas como a política e a ciência para promover a saúde, educação e mudança social. Busca incessantemente a participação da comunidade na tomada de decisão e planejamento através da capacitação e educação ambiental, com o objetivo de desenvolver uma tecnologia com menor custo e mais adequada à realidade local.

Figura 2 – O conceito Holístico de Esgotamento Sanitário Ecológico



Fonte: (LANGERGRABER e MUELLEGGGER, 2005)

Além disso, os sistemas descentralizados permitem flexibilização na gestão e uma série de processos que podem ser combinados para atender os objetivos do tratamento e às exigências de proteção da saúde pública e ambiental (MASSOUD, TARHINI e NASR, 2009).

O esgotamento sanitário ecológico é baseado num sistema sustentável de gerenciamento econômico e social adaptado aos usuários e às condições locais, não favorecendo nenhum tipo específico de tecnologia, podendo utilizar às já existentes, modificando-as para reaproveitamento dos recursos e também inovando nas formas de tratar o esgoto. Introduz o conceito de sustentabilidade orientado para a água e gestão dos recursos naturais (WERNER *et al.*, 2009).

Nesta nova abordagem de saneamento são explorados três aspectos fundamentais: transformação segura das excretas humanas, prevenção da poluição e uso seguro de produtos de higienização das excretas humanas para propósitos agrícolas (ESREY *et al.*, 1998). Todos estes aspectos fazem parte do princípio fundamental da filosofia do esgotamento sanitário ecológico que é a de fechar o ciclo de nutrientes e da água junto ao reuso na agricultura (WERNER *et al.*, 2009; LANGERGRABER e MUELLEGGGER, 2005; PRONK e KONÉ, 2009). A segurança na higienização das excretas evita a proliferação de doenças e a contaminação por parte dos operadores dos sistemas usados para a transformação necessária ao reuso. O aspecto de prevenir a poluição demonstra a atitude proativa do paradigma, enquanto que o terceiro aspecto, refere-se ao aproveitamento total da produção de fertilizantes à base de excretas higienizadas com segurança suficiente para serem utilizadas na produção de alimentos para o consumo humano.

O esgotamento sanitário ecológico apresenta muitas vantagens em relação aos sistemas lineares. Segundo Massoud, Tarhini & Nasr (2009) enquanto os sistemas de esgotamento descentralizados tratam, reusam e dispõem próximo, o centralizado o faz bem longe do ponto gerador. Assim, quando o esgotamento sanitário ecológico é utilizado de forma eficaz, promove o retorno de águas residuárias tratadas dentro da área da bacia hidrográfica de origem.

Os sistemas de gestão dos recursos hídricos, o meio ambiente e a economia são beneficiados porque nesse novo conceito os banheiros e o ambiente doméstico usam pouca ou nenhuma água e os sistemas de tratamento descentralizados têm baixo custo de implantação e manutenção além de serem tecnologias envolvidas na recuperação dos nutrientes. As tecnologias envolvidas no tratamento das excretas são simples, livre da liberação de odores, podendo ser instaladas dentro das residências, e com pouca capacitação podem ser operadas domesticamente realizando o controle do tratamento e da poluição no local de geração com baixo custo. Minimiza a introdução de patógenos, promove a reciclagem segura dos nutrientes, preserva os recursos minerais e a fertilidade dos solos, diminui ou não faz uso da energia elétrica para tratamento e evita a contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Esses sistemas

são capazes de reduzir os custos de manutenção dos sistemas convencionais quando utilizados em paralelo.

O grande investimento de capital e os custos de bombeamento de esgoto associados com sistemas centralizados pode ser reduzido, aumentando a acessibilidade dos sistemas de gestão de águas residuárias (MASSOUD, TARHINI e NASR, 2009). As principais barreiras para uma mudança do saneamento convencional incluem as leis, baixa prioridade na recuperação da água e dos nutrientes, a falta de investimentos e compromissos em infra-estrutura convencional e também a visão de um bem sem muito valor conferido a água (BERNDTSSON e HYVONEN, 2002).

Portanto, para que aconteça a mudança de rumo no esgotamento sanitário é necessário a utilização do campo jurídico, a apresentação de fatos que demonstrem a necessidade do reuso da água e associado a estes outras forças motrizes como valores éticos, normas sociais ou realidades econômicas supostamente fortes para alavancar o desenvolvimento do conceito e prática (BERNDTSSON e HYVONEN, 2002).

2.1.3. *As tecnologias do Esgotamento Sanitário Ecológico*

Como esse novo paradigma está baseado numa visão geral de uma situação ecológica, a tecnologia utilizada para tratamento das excretas não pode ser imposta como em um programa, esta será decidida por meio de aspectos técnicos, econômicos, sociais e ambientais. A perspectiva ambiental e a conscientização das pessoas quanto a utilização de determinada técnica são as ações principais que devem ser aplicadas antes da implantação de um sistema de esgotamento sanitário ecológico, já que a população estará vivenciando de perto o tratamento e o aproveitamento dos produtos higienizados.

Este novo paradigma deve ter acessibilidade, com respeito às condições econômicas da comunidade, e adequação em relação às condições ambientais e sociais. Como tal, a " tecnologia mais adequada " é a tecnologia que é economicamente viável, ambientalmente sustentável e socialmente aceitável (MASSOUD, TARHINI e NASR, 2009; PRONK e KONÉ, 2009).

Para que os sistemas que contêm a lógica desse novo paradigma funcionem corretamente, dois princípios técnicos básicos devem ser obedecidos, a separação dos tipos de escoamento pelas excretas contidas neles, ou pela presença de outras substâncias que podem ser recuperadas mais facilmente se não misturadas e a desnecessária utilização da diluição para escoamento evitando o consumo ineficiente da água. Além destes, outras orientações deve ser seguidas, de acordo com Berndtsson & Hyvonen (2002), os projetos devem conter medidas de

proteção à saúde e aproximar o escoamento de nutrientes para a reciclagem, não deve haver uso de água potável para transporte das excretas, deve haver economia dos recursos naturais e compatibilidade com a estrutura já existente. As soluções técnicas propostas devem ser bem aceitas pela população.

Segundo Werner *et al.* (2009), não é pré-requisito a separação das linhas de esgotamento sendo possível a aplicação do esgotamento sanitário ecológico em sistemas centralizados e combinados, desde que a abrangência destes sistemas seja apenas de uma pequena localidade. Mas as dificuldades encontradas com manutenção e operação dos sistemas podem, em alguns casos, inibir a utilização de unidades centralizadas.

Segundo UNESCO & GTZ, (2006), o escoamento de águas residuárias pode ser caracterizado da seguinte maneira: águas negras, misturas de fezes e urina com ou sem diluição de água; águas amarelas, somente urina ou urina diluída pela água de descarga; águas marrons, águas negras separadas da urina, com água de descarga; água cinzas, águas domésticas não misturadas com as águas residuárias dos banheiros. Ainda são incluídos na classificação do esgotamento sanitário a água dos canais de drenagem urbana e os resíduos orgânicos do lixo urbano. Na Figura 3 é apresentada a separação dos resíduos líquidos, sólidos e águas pluviais baseado na visão do esgotamento sanitário ecológico.



Fonte: (UNESCO, GTZ, 2006)

O objetivo principal desta separação é a recuperação mais eficiente dos nutrientes e da água aplicando a cada uma destas águas um tratamento específico e localmente adaptado controlando os riscos de contaminação higiênica, promovendo saúde, segurança alimentar e melhorias sociais. A composição das excretas dependem do tipo de hábitos alimentares da população local. Na Tabela 1 são apresentadas as porcentagens de nutrientes encontrados nos esgotamentos domésticos.

Tabela 1 – Porcentagens de nutrientes nas águas residuárias domésticas

Tipo de escoamento		Águas cinzas	Águas amarelas	Águas marrons
Equivalente volumétrico (L.hab ⁻¹ .ano ⁻¹)		25 a 100 mil	500	50
Nutriente	Carga (Kg. L ⁻¹ .ano ⁻¹)	Porcentagens (%)		
N	4 a 5	3	87	10
P	0,75	10	50	40
K	1,8	34	54	12
DQO	30	41	12	47

Fonte: (LANGE e OTTERPOHL, 2000)

Segundo ESREY *et al.*, (1998), a produção de urina e fezes é, respectivamente de 400 L.hab⁻¹.ano⁻¹ e 25 a 50 Kg.hab⁻¹.ano⁻¹. Essa vazão per capita de urina produzida libera para o esgotamento 4 Kg de nitrogênio, 0,4 Kg de fósforo e 0,9 Kg de potássio. Nas fezes as quantidades são 0,55 Kg nitrogênio, 0,18 Kg de fósforo e 0,37 Kg de potássio. Se considerarmos que para a produção de 250 Kg de cereais são necessários 5,6 Kg de nitrogênio, 0,7 Kg de fósforo e 1,2 Kg de potássio, pode-se afirmar que a recuperação dos nutrientes das fezes e da urina de um único indivíduo por ano seria capaz de suprir a necessidade de fertilizantes para produção de mais de 200 Kg de cereais (RWABIGENE, 2012). Pelo exposto é deduzido que a maior quantidade de nutrientes disponíveis para recuperação estão presentes no resíduo líquido das águas amarelas.

Algumas tecnologias foram utilizadas nos trabalhos demonstrados por LANGERGRABER e MUELLEGGER (2005). Em Kissoro, Uganda, vasos separadores em 250 banheiros secos foram instalados para a comunidade (Figura 4) durante os anos de 1999 e 2000, sendo predominante a instação de banheiros para cada residência apesar da proposta ter sido feita de instalação de públicos e de residenciais.

Segundo Werner *et al.* (2009) em Gujarat, Índia, foi construída uma instalação contendo oito vasos separadores de urina e fezes, quatro mictórios secos individuais. A urina era armazenada em tanques e utilizada como fertilizantes, além da coleta da água de chuveiros, tratada em filtros verticais, para utilização nos jardins de uma escola pública. Na Síria, nos arredores de Damasco, o uso de esgoto não tratado na produção de vegetação era comum, antes da implantação de uma wetland, com dois leitos de cana de açúcar, com padrões reduzidos em relação aos implantados na Europa pelas condições ambientais da região. O sistema foi capaz de reduzir a matéria orgânica em 85% e fósforo em 68% e tratar um volume de esgoto de 300 m³.dia⁻¹ que eram utilizados na agricultura local.

Tecnologias outras também podem ser usadas como o sistema implantado na sede da GTZ no ano de 2005, em Eschborn, Alemanha. O sistema consistia em manter uma pressão negativa nos vasos separadores de urina e fezes para diminuir o volume de água utilizado na

descarga. A pressão negativa também diminuía a presença de odores no ambiente (WERNER *et al.*, 2009).

Figura 4 – Vaso separador de excretas e utilização em Kisoro, Uganda.



Fonte: (LANGERGRABER e MUELLEGGER, 2005)

As Figuras 5 e 6, nessa ordem, apresentam a câmara de desidratação de fezes integrada ao banheiro e tanques pressurizados de urina na sede da GTZ, Eschborn, Alemanha. Dos exemplos de tecnologias abaixo podemos perceber o quanto o conceito de esgotamento sanitário ecológico é amplo e holístico, demonstrando a utilização de tecnologias novas para fins de aproveitamento dos nutrientes presentes nas excretas e também de tecnologias já estabelecidas, como é o caso das wetlands, utilizadas para tratamento e reaproveitamento do esgoto na produção de alimentos.

Figura 5 – Câmara de desidratação de fezes integrada ao banheiro.



Figura 6 – Tanques pressurizados de urina na sede da GTZ, Eschborn, Alemanha.



Fonte: (Werner et al. 2009)

2.2. Águas amarelas

2.2.1. A formação da urina

A urina é um líquido de características peculiares produzida pelo sistema excretor de muitos animais, o homem é um deles. O sistema excretor humano ou órgãos do aparato urinário é constituído de dois rins, dois ureteres, uma bexiga e uma uretra. Aos rins cabem as principais funções de todo o conjunto urinário, principalmente a de filtração do sangue, o restante dos órgãos são apenas condutos e armazenadores de líquidos. As principais funções dos rins que nos interessa, realizada durante o processo de filtração, é a regulação do pH e da composição iônica do sangue, do volume plasmático, pressão arterial, osmolaridade e da concentração de glicose sanguínea, além da excreção de dejetos e substâncias estranhas (TORTORA e DERRICKSON, 2011).

Quando da realização das ações destas funções, os rins retiram do sangue íons hidrogênio (H^+) e conservam os íons bicarbonato (HCO_3^-), com grande capacidade de tamponamento. Além destes, outros íons são alvos dos rins como o sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), cloreto (Cl^-) e fosfato (HPO_4^{2-}) assim como a glicose ($C_6H_{12}O_6$), para promover regulação da osmolaridade do sangue. A osmolaridade¹, por sua vez, é a concentração de partículas, íons ou moléculas, dissolvidas por litro de sangue. O valor normal para esse parâmetro é de 290 mOsm.L⁻¹ que quando é ultrapassado os rins retiram do plasma partículas com diâmetros máximo de 7 nm, este fato é verificado pela pequena presença de albumina na urina, já que o seu tamanho é de 7,1 nm (TORTORA e DERRICKSON, 2011; SILVERTHORN, 2010).

No sangue de uma pessoa saudável apenas espécies determinadas podem estar presentes como os íons citados acima, amônio, uréia e creatina, como material nitrogenado. Claro que como a filtração é função da pressão aplicada, ou seja, da quantidade de água presente no sistema, a quantidade de urina excretada e a concentração das espécies químicas filtradas, são variáveis. Na Tabela 2, são apresentados valores do processo de filtração realizado pelos rins.

A urina ao sair pela uretra, no ato da micção, tem de 50 a 1200 mOsm.L⁻¹ devido a redução do volume de água do filtrado e a concentração das substâncias ao longo do processo,

¹ A **osmolaridade** de uma solução é a medida do número total de partículas dissolvidas por litro de solução. As partículas podem ser moléculas, íons ou uma mistura de ambos. Para calcular a osmolaridade, se multiplica a molaridade pelo número de partículas por molécula, quando esta se dissocia em meio aquoso. Pode ser associado ao fator de Van't Hoff.

este parâmetro vem refletir a quantidade de água ou mesmo o grau de hidratação dentro do organismo humano (SILVERTHORN, 2010; CAHILL, FRYANDPETA e FOXALL, 2003).

A bexiga tem capacidade de armazenamento de urina na faixa de 400 a 550 mL, no entanto, a vontade de urinar acontece quando o volume atinge de 200 a 300 mL, em um indivíduo saudável (ROBERTSON e HAMLIN, 2010). Na Tabela 3 podem ser observados valores comuns do padrão de micção saudável. E estes são os valores normais obtidos em regiões onde foram feitos os estudos pelos autores citados, porém, como os valores de ingestão de líquidos por pessoa pode variar, a quantidade de urina e de micções diárias também, por isso a concentração da osmolaridade tem uma grande faixa de variação.

Tabela 2 – Substâncias filtradas, reabsorvidas e excretadas na urina

Substâncias	Filtrado por dia	Reabsorvido por dia	Urina excretada por dia
Água	180 L	178-179 L	1-2 L
Proteínas	2 g	1,9 g	0,1 g
Íons Sódio (Na^+)	579 g	575 g	4 g
Íons Cloreto (Cl^-)	640 g	633,7 g	6,3 g
íons bicarbonato (HCO_3^-)	275 g	274,97 g	0,03 g
Glicose ($C_6H_{12}O_6$)	162 g	162 g	0 g
Uréia	54 g	24 g	30 g
Íons potássio (K^+)	29,6 g	29,6 g	2 g (pode ou não ser)
Ácido úrico	8,5 g	7,7 g	0,8 g
Creatinina	1,6 g	0 g	1,6 g

Fonte: (TORTORA e DERRICKSON, 2011)

Tabela 3 – Valores comuns da micção diária em indivíduos adultos

Variável	Valores normais
Volume total diário (mL)	<2400
Micções por dia	5 – 8
Intervalo entre micções (h)	3 – 5
Volume por micção (mL)	200 – 500
Micções noturnas	0 – 1

Fonte: (O'DELL e LABIN, 2006)

2.2.2. Nutrientes valorosos presentes na urina

Os nutrientes tornam a terra fértil, e junto com a água e a energia solar, estabelecem a base para o desenvolvimento agrícola. A evolução da vida proporcionou o surgimento do ciclo biogeoquímico, que consiste na circulação e conservação das substâncias essenciais a vida (BERNDTSSON e HYVONEN, 2002).

Das excretas humanas a urina é a que possui a maior quantidade de substâncias que podem ser recuperadas e utilizadas para fins de produção vegetal, 90 % do valor fertilizante da excretas estão concentrados na urina. A reciclagem destes nutrientes previne a poluição, a

eutrofização dos corpos hídricos, e reduz a necessidade de fertilizantes minerais para adubação do solo (ESREY *et al.*, 1998).

Em comparação com os fertilizantes minerais o valor atual de macronutrientes produzidos por uma pessoa pode variar de 12 – 21 reais em um ano. Os argumentos monetários podem ser úteis na conscientização da população, mas o valor de reutilização e o aumento de rendimento, além dos benefícios na saúde e meio ambiente, na utilização desta excreta são intangíveis (RICHERT *et al.*, 2010). Por isso, deve ser importante reciclar e conservar nutrientes que já estão no sistema vivo. Neste sentido, os nutrientes químicos das excretas humanas devem atingir o solo sendo reutilizados na produção de alimentos (BERNDTSSON e HYVONEN, 2002).

Dos três nutrientes mais utilizados como fertilizante na agricultura, a urina contém 80% do nitrogênio, 5 a 7 vezes mais que nas fezes, dois terços do fósforo e acima de 80% do potássio (ESREY *et al.*, 2001). A urina é um fertilizante líquido de ação rápida, rico em nitrogênio e bem equilibrada, contendo mais de 95 % de água (RICHERT *et al.*, 2010). A Tabela 4 apresenta a massa de substâncias produzidas e excretadas diariamente na urina e nas fezes humanas.

Tabela 4 – massa diária encontrada nas excretas humanas

Nutriente (g.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	Urina	Fezes	Urina + Fezes
Nitrogênio	11	1,5	12,5
Fósforo	1,0	0,5	1,5
Potássio	2,5	1,0	3,5
Carbono orgânico	6,6	21,4	30,0
Peso úmido	1200	70 – 140	1200 – 1400
Peso sêco	60	35	95

Fonte: (ESREY *et al.*, 2001)

Além destes, a urina ainda possui quantidades de Cobre, Cromo, Níquel, Zinco, Chumbo, Cádmio e Mercúrio. Os quatro primeiros são considerados metais essenciais, encontrados normalmente, e os outros podem aparecer devido à presença na produção dos alimentos da dieta das pessoas (VINNERAS, PALMQUIST e BALME, 2006) .

A vantagem em relação aos outros fertilizantes reside no fato de que os nutrientes presentes na excreta líquida se encontram na forma iônica e portanto muito mais disponíveis para incorporação na vegetação. Como as quantidade de nitrogênio são muito maiores que as proporções P/N^2 e K/N^3 , a quantidade dessa substância será mais abundante em relação aos outros dois, e como é fator limitante do crescimento das plantas, não estará em falta na

² P/N – proporção entre fósforo e nitrogênio.

³ K/N – proporção entre potássio e nitrogênio.

fertilização correta, se forem tomados como base as quantidade de fósforo e potássio. Outro componente importante da urina é o sódio (*Na*) e, juntamente com os outros sais da urina, devem ser acompanhados de perto quando aplicados em área onde há risco de salinização. O estresse salino de cloreto de sódio pode ser um dos principais entraves na produção agrícola, especialmente em condições áridas. (RICHERT *et al.*, 2010).

O nitrogênio é usado para o crescimento da folha e caules, e a sua ausência afeta o acesso por parte da planta a outros nutrientes como fósforo e potássio, e além disso aumenta o nível de proteína no vegetal. O fósforo promove a resistência a seca, maturidade para formação de frutos e sementes e também ajuda no crescimento de legumes e nódulos. O potássio, assim como o fósforo, ajuda na resistência a seca, invernos, doenças, promove o crescimento de talos e caules resistentes reduzindo o acúmulo de água, aumenta o tamanho do grão do fruto e fortifica as raízes (ESREY *et al.*, 2001).

Segundo Udert & Wachter (2012), a urina também contém quantidades de cálcio magnésio e sulfato, além dos já citados anteriormente. O cálcio e o magnésio são excretados aproximadamente na mesma quantidade (ESREY *et al.*, 2001). A excreção de cálcio acontece porque, principalmente na dieta ocidental, estão presentes nos alimentos compostos como a proteína animal, o sódio, o fitato e o oxalato (SIENER e HESSE, 2002). O pH da urina fresca pode variar entre os valores de 4,8 a 7,5, mas quando estocada pode atingir valores de aproximadamente 9,0. Um fator a ser considerado é que as concentrações de sódio e potássio não têm qualquer relação com a variação de pH da urina (HÖGLUND, 2001; CAHILL, FRYANDPETA & FOXALL, 2003).

Segundo Etter *et al.* (2011) o íon Magnésio na urina também é encontrado em concentração suficiente para precipitação junto do fósforo. Esse metal é componente essencial para os processos realizados pela vegetação na realização da fotossíntese.

Devido às características da urina humana e a quantidade de substâncias presentes a recuperação dos nutrientes para utilização na agricultura torna-se um procedimento com visão sustentável. As diferenças na composição das excretas entre indivíduos de regiões diferentes reflete o tipo de alimentação regional. A cultura agrícola de uma região obterá todos os nutrientes necessários ao seu desenvolvimento nas excretas dos indivíduos que consomem os alimentos produzidos localmente. Daí a importância do tratamento localizado proposto pelo esgotamento sanitário ecológico. Todos os macronutrientes e vários outros micronutrientes e traços de metais, são importantes para o desenvolvimento de uma agricultura segura e produtiva. Quanto a presença de micropoluentes e compostos farmacêuticos na urina e a sua

incorporação junto as culturas agrícolas, não foram realizados estudos conclusivos. Existe a possibilidade de que estejam sendo degradados ou biodegradados, ou ainda sendo incorporados no solo e contaminando os lençóis freáticos.

No entanto, a grande concentração de oxigênio no solo, maior que na água, acelera o processo de biodegradação. Além disso, a elevada área superficial e a exposição aos raios UV também contribuem para degradação destes compostos, e ainda a larga flora composta de bactérias e fungos presentes no solo adaptados a degradação de moléculas orgânicas complexas (RICHERT *et al.*, 2010). Desta forma muitas são as metodologias e técnicas utilizadas para recuperação destes nutrientes, além daquelas simples apresentadas por Esrey *et al.* (1998).

2.2.3. Algumas técnicas de recuperação dos nutrientes da urina

Para que a urina seja tratada conforme os princípios do esgotamento sanitário ecológico, é bastante que ela esteja separada. Existem vários estágios ou formas de recuperar os nutrientes da urina. Segundo Esrey *et al.* (1998) e Esrey *et al.* (2001), a urina pode ter seus recursos recuperados por desvio, separação e processamento combinado. O desvio consiste em separar a urina usando dispositivo separador que evita o contato com as fezes. Na separação, as fezes e a urina descem junto para o recipiente separador, onde enfim o líquido é separado. No processamento combinado não existe a separação e a recuperação dos nutrientes é feita pelo tratamento da mistura das excretas.

Os dois métodos que permitem o contato da urina com as fezes aumentam o cuidado no trabalho de higienização, já que as fezes são as excretas que contém a maior quantidade de patógenos, mesmo coletadas de pessoas saudáveis (MEINZINGER, OLDENBURG & OTTERPOHL, 2009). Isso é particularmente importante porque a higienização úmida é mais difícil, pois este tipo de ambiente reproduz o ambiente dos intestinos dos mamíferos (ESREY *et al.*, 1998).

Os dispositivos de separação das fezes e urina mudaram um pouco em relação aos apresentados pelo Esrey et al (1998) e Esrey *et al.* (2001). Nas Figuras 7a e 7b são apresentados vasos separadores de excretas para sistemas seco (a) e com descarga de água (b). Nas Figuras 8a e 8b são apresentados mictórios feminino (a) e masculino (b).

A cerca de sistemas descentralizados Massoud, Tarhini & Nasr (2009) discutiram que esses podem ter seus efluentes dispostos, evaporados, utilizados para recuperação do lençol freático e reuso. As técnicas do sistema de esgotamento sanitário ecológico não podem de maneira alguma desperdiçar os nutrientes provenientes da sanitização, o seu sistema

descentralizado deve operar de maneira tal que permita o reuso em toda situação e disposição com aproveitamento agrícola.

Segundo Esrey *et al.* (1998) uma das formas de tratar a urina seria o estoque da urina e aplicação no solo pura ou diluída, de 2 – 5 partes para evitar o fenômeno da “queima” do vegetal. Outra forma apresentada pelo mesmo autor é a exposição ao calor em tanques para evaporação da água e concentração dos nutrientes. Em ambas as formas o estoque poderia ser feito no local de aplicação ou em pontos que pudessem ser coletados por fazendeiros para aplicação no campo.

Figura 7 – Aparelhos separadores de excretas (fezes/urina)



Fonte: (MEINZINGER, OLDENBURG & OTTERPOHL, 2009)



Fonte: (RICHERT *et al.*, 2010)

Figura 8 – Mictórios femininos e masculino, respectivamente.



Fonte: (JÚNIOR, 2010)

A estocagem da urina em recipiente aberto poderia levar a perda de grande quantidade de nitrogênio na forma de amônia, proveniente da decomposição da uréia. O transporte em separado por sistemas de tubulação poderia levar a grandes custos e portanto o tratamento local de secagem da urina e de inibição da amonificação aumentaria a porcentagem de recuperação dos nutrientes, principalmente o nitrogênio, esse fato é importante para a aplicação na agrícola.

Hellstrom, Johansson e Grennberg (1999), realizaram procedimentos de acidificação da urina com aplicação única e em aplicações múltiplas. O primeiro avaliou a concentração de ácido necessária para inibir a amonificação e também a adição para uma estocagem de alimentação única. No segundo caso, foi avaliado a acidificação parcelada para sistemas que receberiam urinas em larga escala e múltiplas alimentações. Os resultados mostraram que a aplicação de ácidos na concentração de 60 meq/L no início da estocagem, uma única vez, foi suficiente para inibir a amonificação por 210 dias, deixando o pH da urina entre 3 e 5. Assim a urina poderia ser estocada para aplicação no solo sem haver perda de nitrogênio na forma de amônia.

Pronk & Koné (2009) observaram que a amônia volatilizava quando a urina pura era aplicada sobre o solo devido ao aumento de pH. Então propuseram um trabalho utilizando as técnicas da eletrodialise, precipitação, destilação e nitrificação em filtros de areia para comparar a eficiência de cada uma na recuperação do nitrogênio. A eletrodialise removeu partículas com diâmetros maiores que 1 nm mas precisou da ozonização para tratar os hormônios e os micropoluentes que não foram retidos pela filtração. A precipitação de estruvita usando o magnésio removeu o fósforo e um percentual de 3% do nitrogênio, mas este compostos tem uma liberação dos nutrientes muito lenta quando aplicado no solo. Os melhores resultados foram obtidos pela destilação, concentrando os nutrientes em 7,5% em massa, seguido da nitrificação que mostrou uma eficiência de nitratação de 50%,

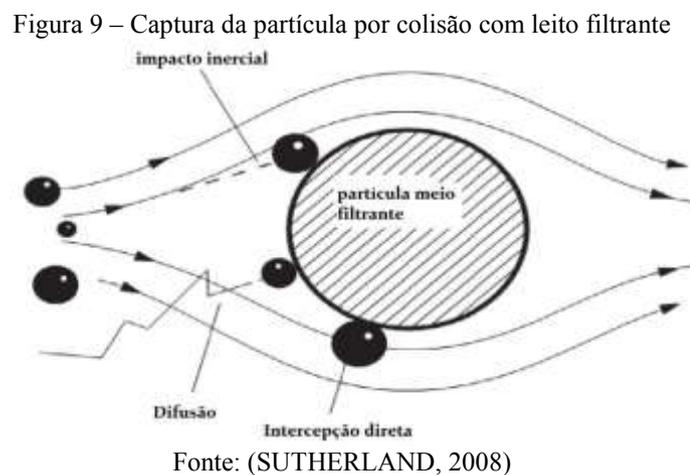
Udert & Wachter (2012) usaram a destilação e nitrificação em reator batelada de membrana no tratamento da urina obtendo um efluente com pH entre 6,2 e 7,0 e com 50% de conversão do nitrogênio total em nitrato. Feng, Wu & Xu (2008), utilizaram um leito recheado com anéis de cerâmica para nitrificação da urina obtendo conversão média de 39,4% do nitrogênio para nitrato. Além disso, utilizaram uma alga comestível e utilizada industrialmente na produção de alimentos, a *Spirulina Plantensis*, para recuperar os nutrientes do efluente.

2.3. Filtração e percolação em leitos

2.3.1. O processo de filtração

A filtração é o processo que tem por função primordial a remoção de partículas suspensas e dissolvidas em um meio líquido ou gasoso. A filtração especificamente é definida como o processo de separar uma ou mais fases distintas a partir de uma outra num processo que utiliza diferenças físicas entre as fases (tais como tamanho de partícula ou a densidade ou a carga elétrica) (SUTHERLAND, 2008). Para que o processo de filtração ocorra é necessário que a solução a ser filtrada passe pelo meio filtrante percolando entre os grãos e estes retêm o material dissolvido e particulado através de processos físicos, químicos e biológicos.

Na filtração os mecanismos relacionados são os de transporte e os de aderência. Os de transporte são os físicos e hidráulicos, já os de aderência são os de formação de pontes químicas, forças eletrostáticas e de van der Waals. Os mecanismos de transporte podem ser melhor diferenciados por coagem, sedimentação, interceptação, difusão, forças hidrodinâmicas e impacto inercial. Os mecanismos químicos são resumidos ao fenômeno de adsorção que ocorre dentro do meio filtrante. (LIBÂNIO, 2008; BERNARDO, 1980). A Figura 9 ilustra a captura das partículas por colisão com o leito filtrante.



A coagem está diretamente ligada a relação entre o tamanho do poro do meio filtrante e o tamanho da partícula presente no fluido a ser filtrado. A sedimentação ocorre justamente porque a partícula em suspensão tem maior peso específico que o fluido e por efeito gravitacional se deposita sobre o grão do meio filtrante. A interceptação ocorre quando a linha de escoamento que passa ao redor do grão tem distância menor que metade do diâmetro da partícula e por isso ocorre o choque e a deposição (LIBÂNIO, 2008).

As forças hidrodinâmicas envolvem a velocidade encontrada próxima a partícula que viaja com o fluido, esta por ser menor que a velocidade de escoamento, devido ao aspecto laminar do escoamento e ao tamanho da partícula a impedem de seguir a corrente. O impacto inercial acontece quando partículas de grande diâmetro e densidade adquirem grande quantidade de movimento, tendência de manter trajetória retilínea, e se chocam contra o grão do meio filtrante de modo tal que as linhas de corrente do escoamento não conseguem deslocá-lo da posição onde colidiu (SUTHERLAND, 2008).

A difusão está relacionada à captura de partículas que se movimentam entre os interstícios e no líquido com movimento browniano, que é provocado pela energia térmica da água; se apresenta em partículas com diâmetro menores que 1 μm , sendo a componente de difusividade mais forte que as forças da linha de corrente; (LIBÂNIO, 2008; BRINK, 2009).

As partículas podem aderir à superfície do grão ou ainda a outras partículas que estão sobre o grão, e para que isso ocorra é necessário que existam forças de ligações mais fortes que as de cisalhamento provocadas pela linha de escoamento. Particularmente estas forças atuam quando a distâncias entre as partículas é muito pequena, da ordem de 0,05 μm , podendo ser de diferença de sinal da carga (atração eletrostática) ou por dipolo induzido (força de van der Waals) (BRINK, 2009; ZAMANI e MAINI, 2009).

2.3.2. Lixiviação e percolação

O processo de lixiviação ocorre devido ao desprendimento de partículas e moléculas, ou íons, de uma superfície para um líquido que percola entre a porosidade de um leito sólido. É um fenômeno de transferência de massa associado à dessorção de material e que por fenômenos de forças de cisalhamento e repulsão química podem se desprender da superfície e serem carregados pela substância líquida com maior afinidade na dissolução.

A lixiviação é a dissolução por afinidade de um ou mais componentes de uma mistura sólida por contato com um solvente líquido. Esta operação unitária, uma das mais antigas, tem recebido muitos nomes. A lavagem originalmente referia-se a percolação do líquido através de um leito fixo de sólido, mas agora é usado para descrever o funcionamento em geral, independentemente de como ele se realize. A lixiviação portanto está presente em vários processos como a percolação, lavagem, extração e eluição. Nas células de organismos vivos, quando ocorre a passagem de um solvente, que não destrua a parede celular, a lixiviação trabalha em conjunto com a osmose para realizar o transporte de substâncias (TREYBAL, 1981). O transporte dinâmico dos solutos no solo por ação da passagem da água pode resultar

em muitos processos (ASSIS *et al.*, 2013), sendo particularmente importante para a agricultura e a ciência ambiental, no que tange a contaminação de aquíferos, e para as técnicas utilizadas no tratamento de águas residuárias.

A técnica de percolação foi utilizada em substituição a técnica da agitação para extração de substâncias de solos. Isso porque a agitação tornava o processo muito demorado porque com o tempo a diferença de concentração do soluto no solo diminuíam para valores tão pequenos que não permitiam uma grande transferência de massa para o líquido, necessitando de sucessivas aplicações de uma nova quantidade de extrator, sendo então um processo oneroso que precisava ser substituído.

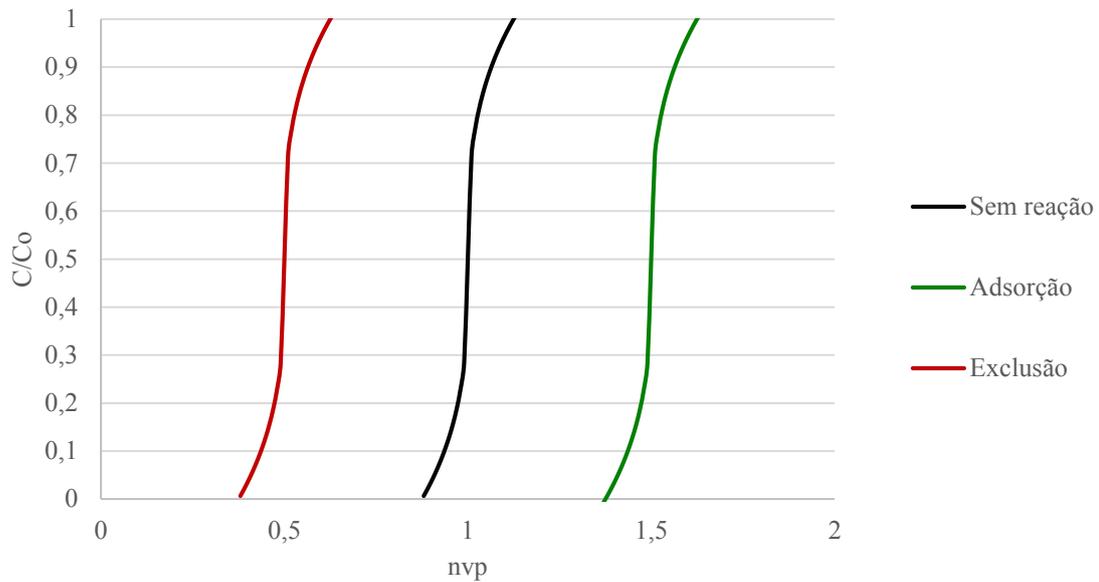
A percolação nada mais é do que uma filtração simples; é a passagem de um líquido por um sistema sólido ou meio poroso disperso. O processo deve ser realizado de maneira a evitar o turbilhonamento dentro do meio poroso e a pressão do líquido deve ser a maior possível. Essas precauções devem ser tomadas para garantir a renovação constante da lâmina de líquido, uma lavagem instantânea, ininterrupta e completa das camadas sucessivas do meio. Outros fatores que influenciam na percolação são o tipo de líquido extrator, a quantidade do mesmo, granulação ou agregação maior ou menor do leito, tempo de percolação e temperatura (NETO, 1942).

Considerando o escoamento da solução, na percolação, laminar, por ser um regime hidráulico mais realístico, e sem geração de turbilhões, a dinâmica da movimentação dos solutos pelo fluido é demonstrada por um gráfico chamado de curva de efluente (Figura 10), que relaciona a concentração relativa e o número de volume de poros.

Para o escoamento onde o ponto de inflexão da curva, ou seja, $\frac{c}{c_0} = 0,5$ (ponto de inflexão) e $nvp = 1$, o meio é considerado não reativo; quando o ponto de inflexão apresentasse para $nvp < 1$, dizemos que ocorreu exclusão iônica e/ou retenção hidráulica e quando $nvp > 1$, dizemos que o meio é reativo. A variação do número de volume de poros, em relação a unidade, se deve aos vários fenômenos ocorrentes entre o meio e o soluto e é chamado de Retardamento (R). O Retardamento indica a capacidade do meio de reter ou adsorver as substâncias (MARTINEZ, SILVA e PEREIRA, 2010).

Uma das formas de expressar a facilidade que o solo tem de reter os íons é através do fator de retardamento, característica própria de um determinado meio poroso em relação a uma substância. As partículas, segundo Fallah *et al.* (2012), por não poderem passar nos poros menores que seus diâmetros não têm fluxo geral semelhante ao da água quando passa por poros maiores que elas.

Figura 10 – Curva do efluente em função do volume de poros



Fonte: Bresler et al., (1982) *apud* Martinez, Silva e Pereira, (2010)

Concentração relativa: $\frac{C}{C_0}$;

Número do volume de poros: $nvp = \frac{Q \cdot t}{V_0}$;

Nas quais:

C – concentração do soluto ao longo do tempo;

C_0 – concentração inicial do soluto;

Q – vazão da solução;

t – tempo decorrido;

V_0 – volume dos poros;

Uma das formas de expressar a facilidade que o solo tem de reter os íons é através do fator de retardamento, característica própria de um determinado meio poroso em relação a uma substância. As partículas, segundo Fallah *et al.* (2012), por não poderem passar nos poros menores que seus diâmetros não têm fluxo geral semelhante ao da água quando passa por poros maiores que elas.

No retardamento por exclusão a concentração de saída será igual a de entrada para volume de percolado menor que o volume de poros. Isto indica que dentro da coluna de percolação houve retenção e grande parte dos poros está cheia de soluto no líquido retido.

Quando o retardamento é positivo, as interações existentes entre o soluto e o meio poroso indicam fenômenos de adsorção, e para que a concentração do efluente atinja o valor da

inicial o volume de afluente necessário deverá ser bem maior que o volume de poros. Se, de alguma forma, a aplicação do volume para este segundo caso não atingir o valor necessário para retirar toda a substância de dentro do leito percolante, então em uma nova aplicação ocorrerá a situação prevista no primeiro caso, ou de outra forma a concentração do soluto no efluente será maior que a alimentada.

Dessa forma deve-se entender que quando se refere a operação de percolação outras operações estão presentes já que o termo generaliza os processos envolvidos em uma determinada operação de separação. As operações de percolação podem ser realizadas de forma contínua ou intermitente. As operações intermitentes podem ser por jateamento momentâneo, gotejamento ou até mesmo imersão do sólido por um período determinado.

2.4. Características do meio percolante

Os principais meios utilizados para percolação são areia, carvão, antracito, garnet ou ilmenita (BRINK, 2009). O meio sólido utilizado para a operação de filtração e percolação dever ter características bem definidas como tamanho e distribuição de grãos, esfericidade, porosidade, densidade e dureza (LIBÂNIO, 2008). Estas características influenciam na perda de carga relacionada, a quantidade de horas para realização do processo, o tempo para realização de lavagem, a área superficial disponível para o desenvolvimento de biofilme, e os fenômenos de adsorção; na eficiência do processo em geral.

Dois parâmetros são utilizados para medir o tamanho dos grãos e da distribuição dos diâmetros de partícula em toda a massa sólida. O Tamanho efetivo ($D_{10\%}$), diâmetro da peneira que deixa passar apenas 10% de toda a massa peneirada e o coeficiente de uniformidade (CU), que é a relação entre o diâmetro efetivo e o diâmetro para o qual 60% das partículas passam (LIBÂNIO, 2008). O Departamento Internacional da Água (2001), recomenda, no uso da areia como meio poroso, que o $D_{10\%}$ esteja no intervalo de 0,25 e 0,40 mm e o CU , esteja na faixa entre 3 e 6. O coeficiente de uniformidade está relacionado a quão profundo as partículas puderam ir dentro do filtro. Os filtros que possuem alta granulometria e coeficiente de uniformidade permitem maior profundidade de penetração mas também podem permitir o transpasse de substâncias.

A forma dos grãos e sua geometria também são importantes pois quanto maior for a irregularidade de sua superfície maior será a capacidade de filtração, entretanto maior será a perda de carga podendo influenciar no tempo de lavagem do filtro. A porosidade do meio é dependente da esfericidade dos grãos do meio, que quanto mais esféricos maiores seriam seu

volume de espaços vazios, claro que considerando a comparação entre grão de mesmo diâmetro, pois quando o diâmetro diminui o volume dos interstícios também diminui (BERNARDO, 2003).

O comportamento dos processos envolvidos num meio poroso pode ser modificado de acordo com as qualidades físicas, como textura, estrutura, profundidade do perfil e, principalmente, porosidade. Conforme se alteram as propriedades de um meio poroso para outro, modifica-se o movimento de troca entre as espécies químicas, alterando o perfil de concentração das substâncias ao longo da coluna e também a lixiviação dos componentes da mistura. Os resultados obtidos por Assis, *et al.*, (2013), demonstram a diferença de movimentação entre os íons potássio e sódio provocada pela percolação de água através de um solo argiloso antes irrigado com esgoto doméstico.

Segundo Paterniani *et al.* (2011) as eficiências de remoção com meio filtrante areia e mantas sintéticas, carvão ativado e mantas sintéticas, foram respectivamente: 27,2 e 34,2% para sólidos em suspensão; 26,01 e 39,3% para turbidez; 33,7 e 44,01% para cor aparente; 57,5 e 74,6% para coliformes totais, e 70,7 e 72,6% para *E. coli.*, mostrando a importância das várias configurações que podem ser usados os materiais porosos para obtenção de bons resultados no tratamento de águas residuária.

2.5. Regime hidráulico intermitente

A principal característica do filtro ou percolador intermitente é a dosagem do efluente realizada de forma descontínua e intercalada, permitindo o desenvolvimento de uma comunidade de microorganismos aeróbios. Para tanto, a recuperação da oxigenação no meio deve ser suficiente para promover a atividade microbiana aeróbia.

Em particular, a intermitência modifica a quantidade de água, a fase de gás nos meios porosos, as reações químicas e as suas cinéticas, no tempo e no espaço (CREST *et al.*, 2007). Em condições não saturadas o meio poroso caracteriza-se pela justaposição da fase sólida, líquida, gasosa e biológica. A água no meio poroso pode se apresentar livremente fluindo pelos poros lentamente ou rapidamente de acordo com a umidade, retida no meio e como composição da matriz do meio, esta última não pode ser trocada ou mobilizada (MENORET, 2001).

Segundo Schmitt (1989) *apud* Menoret (2001), os mecanismos de aporte de oxigênio no meio poroso são adição pela diluição em água, que depende da temperatura da região; a contribuição pela convecção do ar, causado pela mudança de enchimento dos vazios do meio,

sendo máximo quando toda água tiver sido retirada; e por último, mas não menos importante, a contribuição relativa ao gradiente de concentração entre o ar e o leito poroso, a difusão.

Em um sistema intermitente, após cada aplicação de uma nova solução fluida, a ser percolada e filtrada pelo meio poroso, solução deslocadora, ocorre um choque com a solução retida pelos fenômenos capilares, solução deslocada, então, entre elas se estabelece uma zona de transferência de massa e as diferenças entre as duas se tornam menores, ao longo do tempo, já que ocorre mistura na interface por difusão de solutos e diferença de velocidade das soluções dentro de um mesmo poro e em poros diferentes. Devido as irregularidades dos caminhos promovidas pela aleatoriedade dos poros, ocorre o fenômeno da dispersão de uma solução na outra. Dessa forma a massa dentro do meio poroso se difunde, dispersa e é transportada por convecção. A velocidade do fluido é zero na superfície do sólido e é máxima em alguma região do poro. A aplicação de uma solução deslocadora e a ação conjunta desses processos faz com que a concentração de solutos ao longo da coluna e no seu efluente variem temporalmente (MARTINEZ, SILVA e PEREIRA, 2010).

Os resultados obtidos por Crest *et al.* (2007), em sistema intermitente, mostraram que o fluxo do efluente em cada aplicação modificava levemente no tempo de aplicação indicando uma variação macroscópica da permeabilidade e uma inerente variabilidade do caminho no meio poroso. O número de poros que entra em contato com o resíduo líquido pode variar de 46-54%, no início da operação, até um máximo de 100% e depois se reduz devido ao entupimento dos poros (BłAżEJEWSKI e MURAT-BłAżEJEWSKA, 2009).

A principal aplicação do sistema intermitente se dá em filtros para purificação de águas e águas residuárias. Estes podem ter os mais diversos tipos de meio filtrante como já citado anteriormente. Pode ser usado facilmente em regiões de climas tropicais devido as temperaturas favoráveis aos processos biológicos, e o reuso do seu efluente pode ser realizado quando o padrão necessário não exigir potabilidade ou na hidroponia. O tempo de percolação deve ser suficiente para manter o contato das substâncias e o biofilme formado e o intervalo entre alimentações deve ser tal que permita a restauração da aeração (COHIM, DOURADO e KIPERSTOK, 2008).

O contato ao longo do comprimento, o tempo de percolação e distribuição espacial entre a água residuária, a matriz do meio poroso e biofilmes associados, ocorre durante o fluxo não saturado alcançado por dosagem intermitente, estas por sua vez representam uma fração do fluxo em condições de saturação do meio poroso. Um fato a ser considerado para benefício dos processos envolvidos é que, na superfície de infiltração, a massa de microorganismos se

desenvolve mais facilmente e ocupa os poros, reduzindo a permeabilidade, e conseqüentemente promovendo um fluxo mais uniforme, concomitantemente insaturado e independente da carga hidráulica aplicada (VAN CUYK, et al. 2001).

2.6. Filtros intermitentes de leito de areia

2.6.1. Eficiência e utilização

No Brasil a filtração, como forma principal de tratamento, tem poucos registros, sendo mais utilizada a filtração direta ascendente para água de abastecimento (BERNARDO, 2003). Do ponto de vista hidráulico os filtros, para essa aplicação, podem ser classificados, quanto a direção do fluxo, em ascendentes e descendentes; quanto a velocidade de filtração, em rápidos e lentos; e quanto as camadas do meio filtrante, de camada única e camadas múltiplas (VIANNA, 1997).

Segundo a USEPA (1999), o leito do filtro pode ter uma profundidade entre 45 e 90 cm, $D_{10\%}$ entre 0,25 e 0,75 mm e CU maior que 4. A NBR 13696 recomenda um $D_{10\%}$ entre 0,25 e 1,2 mm, profundidade de 45 a 91 cm e CU maior que 4 (ABNT, 1997). No entanto, a aplicação a que se refere esse dimensionamento não é para aplicação direta do efluente mas para um pós tratamento.

O tratamento biológico das águas residuárias têm por objetivos transformar partículas dissolvidas ou particuladas biodegradáveis, capturar e incorporar sólidos suspensos e sedimentáveis no biofilme ou floco, transformar e remover nutrientes, e ainda, remover alguns traços de substâncias específicas (METCALF & EDDY, INC., 2003).

Os filtros intermitentes de leito de areia (FILA) podem ser usados para tratamentos de águas de chuva para posterior infiltração em solo e também para água de rios, no caso de abastecimento, além disso, na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes de águas residuárias domésticas e rurais (BIAŻEJEWSKI e MURAT-BIAŻEJEWSKA, 2009).

Torrens *et al.*(2009a), comparou três tipos de leitos porosos: a areia, a areia com plantação de *Phragmites australis* e pó de brita. O filtro de areia conseguiu remover eficientemente sólidos suspensos totais, DQO, DBO e nitrogênio amoniacal, este último com valores menores que 8 mg.L⁻¹; quanto ao fósforo a remoção proporcionou um valor médio de 2 mg.L⁻¹.

Torrens *et al.*(2009b), utilizando os mesmos leitos do trabalho anterior, demonstrou que os sistemas intermitentes também são capazes de remover organismos patogênicos, sendo este

processo influenciado pela profundidade do leito e da carga hidráulica, mas não tendo influência da presença de vegetação no leito.

O desenvolvimento de filmes biológicos em filtros de areia é essencial para a eficiência na remoção de substâncias. Quando a aplicação do afluente é feita de forma correta a extensão do filme dentro do filtro é bem mais uniforme, permitindo que o tempo de contato das substâncias presentes na água residuária seja bem maior, aumentando as chances de remoção de substâncias (VAN CUYK *et al.*, 2001).

Em sistemas baseados no solo os processos pelo qual passam os nutrientes são filtração, adsorção, decomposição microbiana, ou até mesmo aproveitamento pelos vegetais (RODGERS, HEALY e MULQUEEN, 2005). Os filtros intermitentes de leito de areia são importantes alternativas no tratamento de águas residuárias devido às propriedades físicas, químicas e biológicas envolvidas nos processos de percolação e a facilidade de operação e manutenção do sistema, já que a areia é um meio filtrante de grande abundância na natureza (MASSOUD, TARHINI e NASR, 2009), apresentando um ótimo custo-benefício e com potencial de utilidade na sustentabilidade ambiental.

2.6.2. Colmatação em filtros de areia

Os fenômenos de transformação da matéria que ocorre dentro dos filtros são realizados pela comunidade de microorganismos ali instalada, com quantidade proporcional a carga orgânica aplicada. Quando o resíduo líquido aplicado é muito rico em nutrientes, a quantidade de biomassa produzida pode influenciar no regime hidráulico do filtro. Os microorganismos se desenvolvem muito rapidamente e em uma mesma região, geralmente próximo a zona de alimentação, provocando o entupimento dos poros, e esse fenômeno é chamado de colmatação (VAN CUYK *et al.*, 2001).

A escolha do meio com relação a seu diâmetro e conseqüentemente porosidade é um importante fator influente na colmatação. Segundo os resultados obtidos por Rolland *et al.*, (2009) a compactação da areia, ou do meio poroso, melhorou a atividade microbiana tanto em areia grossa quanto em fina, no entanto, o comportamento do oxigênio dentro do meio demonstrou que a modificação proposta diminui a quantidade de ciclos do meio com menor porosidade natural, a areia fina, além de prejudicar a percolação devido a alta taxa de ocupação dos poros pela biomassa, que conseqüentemente levou a colmatação do filtro.

O fenômeno da colmatação em filtros não só acontece pelo desenvolvimento do filme bacteriano mas também pela retenção de partículas proporcionadas por todos os fenômenos físicos envolvidos no processo de filtração (BRINK, 2009).

O controle do entupimento de filtros é realizado justamente pela aplicação adequada da carga orgânica e hidráulica, além do intervalo de tempo entre alimentações. Durante as fases sem alimentação, a carência de alimentos produz a predação no biofilme diminuindo a sua atividade de crescimento, no entanto, estes períodos não devem ser longos para não prejudicar a retomada do processo depurador numa nova fase de alimentação (DEPARTAMENTO INTERNACIONAL DA ÁGUA, 2001).

A colmatação do filtro pode ser percebida por parâmetros hidráulicos, como a variação do tempo de retenção, por parâmetros estéticos do efluente, como a variação da turbidez e parâmetros como a variação da concentração de oxigênio dentro do meio filtrante (BRINK, 2009; VAN CUYK *et al.*, 2001).

Para reduzir custos operacionais e de construção é necessário conhecer as causas e as formas de controle da colmatação dentro do filtro, tornando esta tecnologia disponível para utilização no tratamento de águas residuárias. Segundo Leverenz, Tchobanoglous & Darby (2009), a concentração de DQO e sólidos suspensos totais são importantes para o fenômeno da colmatação. Os projetos em fase de implantação ou implantados, afim de melhorar a sustentabilidade, devem manipular as concentrações de matéria orgânica no efluente, mudar a forma como o afluente é aplicado no filtro e promover soluções para raspagem periódica da superfície do filtro.

2.7. O ciclo do nitrogênio

O nitrogênio é uma substância preponderante nas esferas ambientais, constituindo 78% da atmosfera, e embora não sendo tão importante quanto o carbono e oxigênio, é elemento essencial das proteínas (MANAHAN, 2013). Nas células representa cerca de 12 a 14% da massa protéica (BARNES e BLISS, 1983).

No ambiente, o estado de oxidação do nitrogênio varia de -3 a +5; esta faixa tem sete estágios mas, no ciclo onde há presença dos microorganismos, são apenas quatro: -3 (amônia), 0 (nitrogênio molecular), +3 (nitrito) e +5 (nitrato) (SAWYER, MCCARTY & PARKIN, 2003).

Os processos envolvidos no ciclo do nitrogênio são a fixação, assimilação, desaminação, amonificação, nitrificação e desnitrificação. Todos esses processos estão relacionados a

atividades de organismos vivos principalmente da esfera dos microorganismos (WEISMANN, CHOI & DOBROWSKI, 2007).

Devido a sua estabilidade, no estado de oxidação zero, N_2 , nitrogênio atmosférico, é difícil de ser utilizado. Portanto, os processos de fixação artificial ou aquele realizado pelos microorganismos demandam grande quantidade de energia (MANAHAN, 2013). O nitrogênio utilizado para fabricação de fertilizantes e explosivos é obtido por um processo industrial de fixação conhecido como síntese de Haber-Bosch (WEISMANN, CHOI & DOBROWSKI, 2007).

O processo de fixação de nitrogênio por microorganismos é responsável por cerca de 60% do processo total de fixação no solo. Esse só acontece em condições bem definidas como no período de crescimento do microorganismo, presença de um substrato oxidável, na ausência de outras formas de nitrogênio disponíveis como a amônia e à baixas concentrações de oxigênio (BARNES e BLISS, 1983).

Os seres humanos e animais não podem obter nitrogênio nas formas inorgânicas e por isso precisam obter proteínas de vegetais e animais. Estas proteínas são usadas para construir tecido muscular e quando se degradam, por ação do metabolismo, o nitrogênio é eliminado pela urina na forma de uréia (SAWYER, MCCARTY e PARKIN, 2003). Esse processo de obtenção de nitrogênio de substâncias é chamado de assimilação. Os microorganismos heterotróficos assimilam nitrogênio pela decomposição de material orgânico e os autotróficos, por sua vez, pela captura de amônia ou nitrato (BARNES e BLISS, 1983).

A amônia, em condições aeróbias, pode ser oxidada para nitrito e, posteriormente para nitrato, por um processo chamado de nitrificação. Este processo envolve a obtenção de energia pela oxidação do nitrogênio amoniacal por microorganismos quimiolitotróficos e aeróbios (SCHMIDELL *et al.*, 2007).

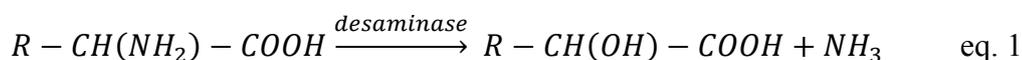
O retorno do nitrogênio para camada atmosférica acontece por um processo conhecido como desnitrificação (MANAHAN, 2013), e é um processo que envolve a redução do nitrogênio oxidado pelos microorganismos nitrificantes, em condições anóxicas, por microorganismos quimiorganoheterotróficos (WEISMANN, CHOI e DOBROWSKI, 2007).

2.7.1. O processo de nitrificação

A nitrificação começou a ser usada na Europa a partir de 1200 quando a urina diluída em água passou a ser percolada em montes de esterco numa das etapas para produção de pólvora; no entanto, o seu caráter biológico só foi estabelecido pelos pesquisadores no século

19. Deste então, muitos têm publicado acerca do isolamento de microorganismos nitrificantes, da bioquímica do processo, cinética, inibição, aplicação e significado ecológico (WIJFFELS e TRAMPER, 1995).

Para que ocorra a nitrificação a concentração de amônia disponível deve ser suficiente e, por tanto, os processos de desaminação (eq. 1) e amonificação (eq. 2 e 3) devem funcionar em conjunto com a nitrificação. A desaminação acontece quando na água residuária são encontradas moléculas de proteínas ou aminoácidos, estas sobre ação da enzima desaminase liberam moléculas de amônia. A uréia é hidrolizada pela ação da urease e os produtos dessa reação são carbonato e amônia (NUNES, 2011).



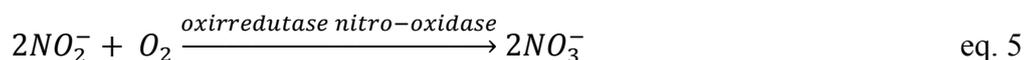
Muitos microorganismos têm se mostrado capazes de desenvolver etapas do processo de nitrificação, como a nitritação e a nitratação. As archaeas do filo Thaumarchaeota e *Nitrosopumilus maritimus*, oxidam a amônia a nitrito por um caminho diferente daquele promovido pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas* (VEUGER *et al.*, 2013; NORTON e STARK, 2011).

A bactéria autotrófica nitrificante requer uma proporção de amônio/amônia, ou seja, um pH favorável (equação 4), dióxido de carbono e oxigênio para promover seu crescimento. As culturas de *Nitrosomonas* são sensíveis a concentrações altas de amônio, mesmo que suas enzimas trabalhem em condições acima da neutralidade. A temperatura de desenvolvimento das bactérias nitrificantes é de 22°C, mas a faixa ótima de operação deve estar entre 25 e 30°C (NORTON e STARK, 2011). A taxa de crescimento máxima (μ_m) dobra a cada variação positiva de 7°C (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).



A primeira etapa da nitrificação, a nitritação, acontece com a redução da alcalinidade ou geração de acidez dentro do sistema como demonstra a equação 4. Esse fator é de grande importância pois a ausência de alcalinidade suficiente para tamponar a modificação do pH promovida por essa reação a inibe o processo. A segunda etapa do processo de nitrificação, a nitratação, ocorre com a oxidação do nitrito, é um processo muito rápido e está demonstrado na

equação 5. O pH ótimo para desenvolvimento do processo geral se encontra entre 7,2 e 8,0, mas taxas consideráveis de nitrificação podem ser encontradas a valores de pH em torno de 6,5 (NUNES, 2011; METCALF & EDDY, INC., 2003).



Outro parâmetro importante para o processo é a concentração de oxigênio dissolvido, este deve se situar entre 3 e 4 mg.L⁻¹ para propiciar uma alta eficiência da nitrificação no sistema (METCALF & EDDY, INC., 2003). Embora, Van Haandel & Marais (1999) afirmem que a concentração de oxigênio necessária para que ocorra a nitrificação esteja na faixa de 0,3 a 2,0 mg.L⁻¹. A taxa de crescimento dos microorganismos nitrificantes é bem menor que os heterótrofos, principalmente em baixas temperaturas. As heterótrofas têm um tempo de duplicação na faixa de 15 a 90 minutos, enquanto as nitrificantes se duplicam em um intervalo de um a dois dias (NUNES, 2011).

Tonetti *et al.* (2005), aplicou efluente de esgotamento doméstico à taxas menores que 80 L.m⁻².dia⁻¹ sobre filtro de areia obtendo efluentes e afluentes com valores de pH que mostraram o desenvolvimento do processo de nitrificação já que a diferença entre o pH de entrada e saída aumentou. O efluente apresentou pH ácido. O aumento do pH inicialmente propiciou as condições de alcalinidade necessárias para nitrificação. No entanto com o aumento das taxas, houve inibição da nitrificação e o pH voltou a valores próximos ao de entrada. O oxigênio dissolvido no afluente era de 1,72 mg.L⁻¹ e na saída os valores passavam para 6 mg.L⁻¹, em diferentes profundidades. Assim, ficou claro que a aeração do meio ocorria pelo maior número de poros contidos em leitos mais profundos e que o aumento das taxas de aplicação diminuía o oxigênio dissolvido. A profundidade do leito também foi importante na remoção de matéria orgânica com eficiência entre 55 e 90%. A nitrificação funcionou bem com as taxas menores que 80 L.m⁻².dia⁻¹, onde no efluente a concentração de nitrato era sempre superior a da amônia, no entanto, para taxas acima do valor anterior, os papéis se invertem.

Segundo os resultados obtidos por Rodgers, Healy & Mulqueen (2005) os filtros de areia são capazes de remover 97% da matéria orgânica, reduzir o nitrogênio total de 27 a 37% e ter uma taxa de conversão para nitrato de 88 a 100%, tendo também uma alta retenção de fósforo inicial, em torno de 90%, e que decresce com tempo de operação.

No seu trabalho Hoffmann *et al* (2005) conseguiu uma nitrificação, também em filtros de areia, de 10 a 12 g $NH_4 - N.m^{-2}.d^{-1}$, sem que houvesse necessidade de adição de qualquer produto alcalino pois a alcalinidade variou entre os valores de 45 e 90 mg $CaCO_3.L^{-1}$, esses resultados foram obtidos em leito com profundidade de 45 cm.

2.8. Adsorção

A alteração na concentração de uma determinada substância na interface, em comparação com as fases vizinhas, é referido como adsorção. O sistema de adsorção real pode ser definido como um equilíbrio incluindo o adsorvente em contato com a fase do seio da massa e a chamada camada interfacial (DABROWSKI, 2001). Adsorção é o acúmulo da massa na superfície de um meio sólido (LYKLEMA, 1994). É uma operação de separação do tipo sólido-fluido onde, devido às propriedades do sólido, substâncias se concentram sobre a sua superfície mesmo quando a concentração da substância no líquido é baixa. O sólido por ser seletivo e separar as substâncias em proporções diferentes, têm uma capacidade de adsorção que varia de 5 a 30% do peso do adsorvente, no geral, e no máximo 50%, dependendo da quantidade de superfície específica. Devido a essas características essa operação supera as outras operações de transferência de massa tanto em nitidez como em eficiência (GOMIDE, 1980).

A descoberta da adsorção aconteceu no século dezoito, quando uma coluna de solo foi utilizada para retirar vapor de um gás. Mas o seu uso em larga escala só aconteceu recentemente para se retirar umidade de gases e líquidos em linhas de processos onde a coluna adsorvente era cheio de um material secante. Outro uso é a retiradas de materiais tóxicos do gás natural e das águas poluídas como o ácido sulfídrico e as mercaptanas. Como as concentrações nos afluentes ao processo, das substâncias que se desejam remover, são muito baixas, torna-se um fator de interesse econômico a utilização desse processo (RUTHVEN, 1984).

Na superfície dos sólidos adsorvíveis existem forças proporcionadas por ligações químicas livres, estes pontos são chamados de pontos ativos de valência parcial. Quando a molécula presente no meio fluido atinge esta posição as forças presentes neste ponto podem provocar a sua concentração. Esta força de atração depende do meio sólido, do tipo de molécula adsorvida, temperatura, pressão e a forma como o meio poroso foi fabricado (GOMIDE, 1980).

A energia de adsorção da uma medida direta da ligação envolvida entre o adsorbato (substância adsorvida) e o adsorvente (leito poroso suporte) (RUTHVEN, 1984). A energia das moléculas são diretamente ligadas às forças de interação com outras substâncias como o meio

suporte. Quando uma molécula é fortemente atraída por uma superfície, terá uma grande energia negativa quando estiver ligada a essa superfície (LYKLEMA, 1994).

A operação inversa da adsorção é a dessorção que não acontece na mesma quantidade de material adsorvido, esta diferença entre as curvas de adsorção e dessorção é chamada de histerese, que por sua vez, acontece por causa do fenômeno denominado condensação capilar (DABROWSKI, 2001). É necessário definir que o ponto de sítio ativo é aquele ponto na superfície do meio que pode formar ligações químicas fortes com um átomo ou molécula adsorvida (FOGLER, 2002).

Quando o adsorbato se deposita sobre o adsorvente com força semelhante a uma ligação química, ou seja, se unem um ao outro, ou quando a substância se deposita sobre o sólido e não consegue realizar nenhuma outra reação química envolvendo sua massa, então este processo é chamado de adsorção ativada ou quimiossorção (RUTHVEN, 1984; FOGLER, 2002).

A adsorção física ou de van der Waals é um processo rápido e reversível decorrente de interações intermoleculares fracas entre adsorvente e adsorbato. São forças fracas que decaem com a sexta potência da distância entre duas moléculas, mas que estão sempre presentes no contato entre elas, principalmente quando ocorre a adsorção em múltiplas camadas (LYKLEMA, 1994).

Conhecendo os fenômenos físicos e químicos que ocorrem dentro de um reator de leito poroso pode ser comprovada a influência destes no desenvolvimento das atividades microbiológicas de transformação das substâncias. A percolação é influenciada por fatores como a transferência de massa e o equilíbrio de concentração do soluto entre sólido e líquido, estando envolvidos nestes processos as operações unitárias de filtração (adsorção) e lixiviação (dessorção). A quantidade de substâncias disponíveis para o biofilme estarão relacionadas com as operações físicas e químicas, citadas anteriormente, de modo que o desenvolvimento da nitrificação em reatores é dependente dos fatores físicos, químicos e hidráulicos a que o leito e os microrganismos estão submetidos.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Saneamento da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil (UAEC), bloco CV, Campus I, Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), estado da Paraíba. Dois sistemas de percolação, em escala de laboratório, foram montados, operados e monitorados para avaliação do processo de nitrificação de águas amarelas.

A pesquisa foi desenvolvida em três etapas: a) montagem dos sistemas percoladores, sistema 1 e sistema 2; b) realização do experimento I - operação e monitoramento dos sistemas percoladores com uma taxa de aplicação de urina diluída de $100 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e c) realização do experimento II - operação e monitoramento dos sistemas percoladores com uma taxa de aplicação de urina diluída de $200 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

A operação dos sistemas percoladores foi manual e em ambos a alimentação foi realizada com urina diluída a 7,3% em água destilada, simulando efluente de mictório. O período decorrido na operação e monitoramento dos sistemas foi de 24 de abril a 04 de setembro de 2014.

3.1. Preparação e construção dos percoladores

3.1.1. *Características dos leitos percoladores*

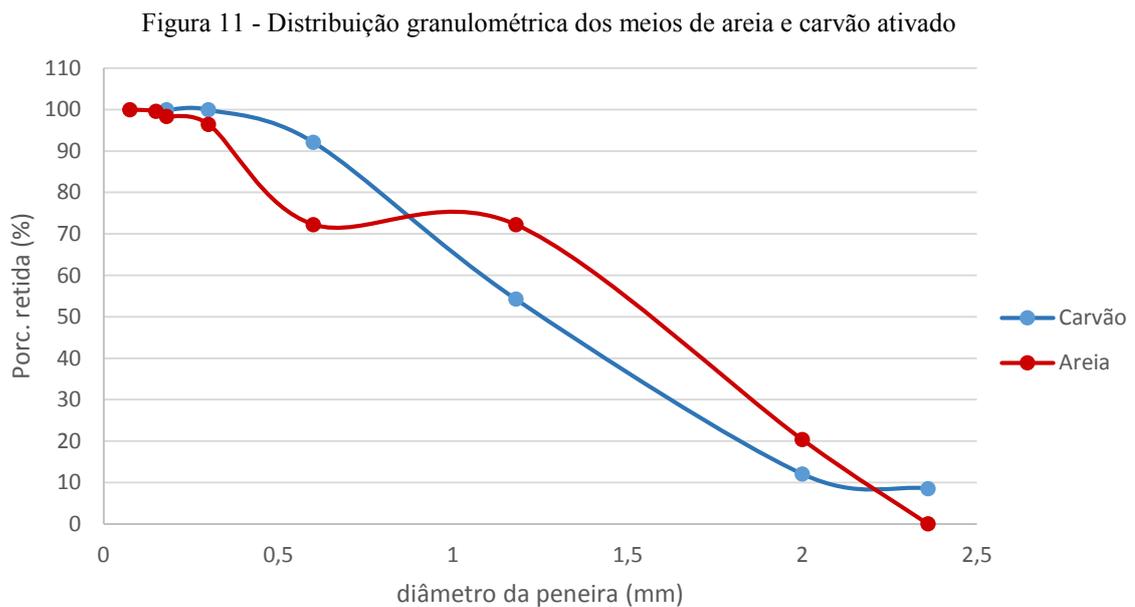
Um dos materiais usados como meio de percolação foi areia grossa, comprada em estabelecimento de venda de material de construção. No laboratório a areia foi submetida a um peneiramento simples com peneira doméstica, de polietileno, com o objetivo de remoção de pedaços de madeira, pequenas pedras e outros materiais que normalmente estão presentes nesse tipo de areia. Esse procedimento possibilitou uma melhor uniformidade dos grãos de areia.

O outro material utilizado como meio percolador foi o carvão ativado granular adquirido na empresa CARBOMAR COMÉRCIO E INDÚSTRIA DE CARVÃO ATIVADO LTDA, de produção de carvão ativado vegetal da casca de coco de dendê. O boletim técnico desse tipo de carvão apresenta indicação para usos em produtos farmacêuticos, químicos diversos, polimentos, purificação, desodorização, filtração de água e extração de ouro, entre outros. No entanto, a maior recomendação técnica de uso desse material é a remoção de materiais orgânicos e cloro da água. A Tabela 1 apresenta as especificações desse tipo de carvão ativado fornecida pelo fabricante.

Para melhor caracterizar os meios percoladores, foram realizados testes de granulometria no Laboratório de Engenharia de Pavimentos (LEP). Para os testes dos dois meios, foram utilizadas peneiras com os seguintes diâmetros de passagem em mm: 2,36; 2,00; 1,18; 0,60; 0,30; 0,18; 0,15 e 0,075. As massas utilizadas de areia e carvão ativado foram 1000 e 200 g, respectivamente. A distribuição granulométrica dos meios de areia e carvão ativado é apresentada na Figura 1.

Tabela 5 – Especificações do carvão ativado fornecidas pela empresa CARBOMAR

Parâmetro	Valores
Número de Iodo	Mínimo de 900 mg/g
Densidade Aparente	0,45-0,55 ± 0,05 g/cm ³
Cinzas	Máximo de 10%
Granulometria	8 a 30 mesh
Umidade ao embalar	Máximo de 3%
Descrição	Sólido, Preto e Inodoro, Insolúvel em água, queima lentamente s/chamas



Da Figura 11, utilizando-se a metodologia de Junior e Silva (2010), foi retirado o coeficiente de uniformidade, para cada leito, a partir do diâmetro efetivos $D_{10\%}$ e $D_{60\%}$, Tabela 2, e calculados os valores do coeficiente de uniformidade conforme equação 1.

$$CU = \frac{D_{60\%}}{D_{10\%}} \quad \text{eq. 6}$$

CU: Coeficiente de Uniformidade (adimensional);

$D_{60\%}$: Diâmetro das peneiras que retém 40% do material (mm);

$D_{10\%}$: Diâmetro das peneiras que retém 90% do material (mm);

Tabela 6 – Apresentação do coeficiente de uniformidade (CU)

Substrato	Fórmula	Valor
Areia	D _{10%}	0,38 mm
	D _{60%}	1,7 mm
	CU	4,47
Carvão	D _{10%}	0,65 mm
	D _{60%}	1,42 mm
	CU	2,18

3.1.2. Lavagem dos leitos percoladores

Antes da montagem dos sistemas de percolação, com o objetivo de diminuir a interferência de impurezas como material orgânico e partículas finas no regime de operação e monitoramento dos sistemas experimentais, os leitos percoladores, areia e carvão ativado, foram submetidos a duas metodologias de lavagem para escolha da mais adequada.

Na primeira metodologia, as massas de areia e de carvão ativado necessárias para construção dos filtros foram colocadas de molho em recipientes por um período de 24 horas. Decorrido este tempo, os recipientes foram agitados, deixados em repouso e em seguida retirados os sobrenadantes. Nestes foram realizadas análises de turbidez e condutividade elétrica. Todo o procedimento foi repetido 5 vezes. No entanto, esta metodologia, de limpeza dos leitos percoladores, não apresentou os resultados desejados na limpeza, redução da condutividade e da turbidez dos leitos e demandou um grande tempo.

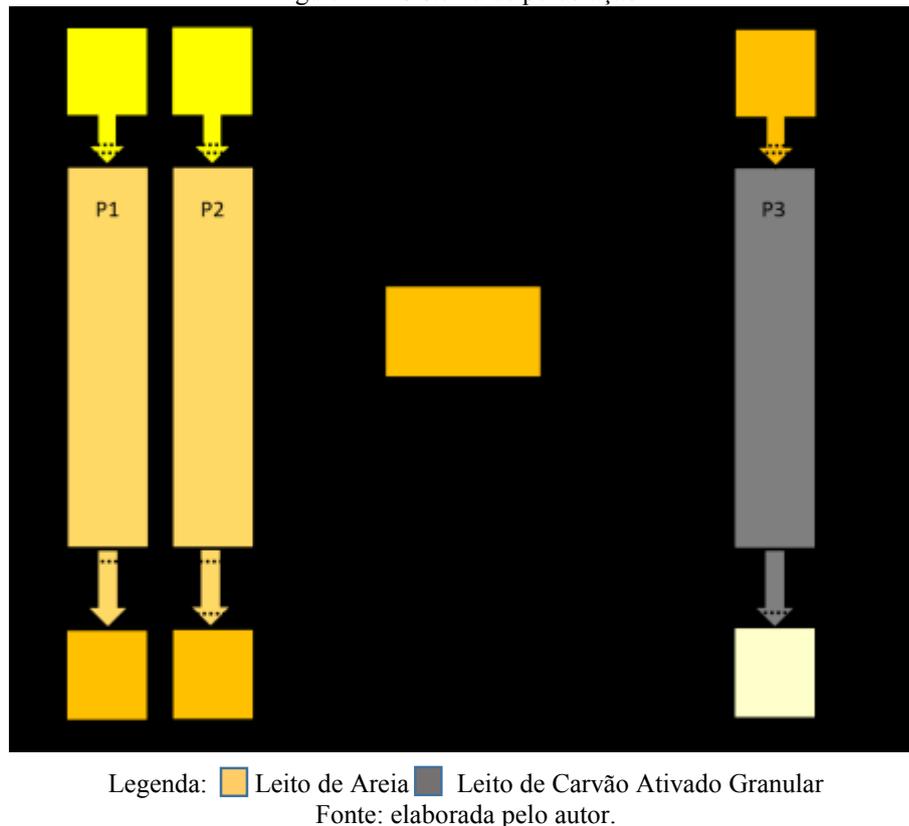
A segunda metodologia utilizada é bastante comum e pode ser observada nos trabalhos realizados por Tenório et al. (2008) para preparação de areia em uso numa coluna cromatográfica, por Lima (2006) na preparação de carvão como suporte para catálise e por Niedersberg (2012) para anulação de pH e eliminação de cátions adsorvidos na superfície do carvão ativado. Assim, outras porções dos leitos percoladores foram colocadas nos tubos de percolação e em seguida lavadas com ácido clorídrico 1 N. Esse procedimento foi repetido quatro vezes sendo que em cada lavagem, de cada leito percolador, foi utilizado 1 L do referido ácido. Em seguida, os leitos foram lavados com dez passagens de água destilada, para redução da acidez do leito. Porém, como este procedimento não surtiu efeito, a acidez foi neutralizada com uma solução 1N de bicarbonato de sódio. A partir desta segunda metodologia foi possível iniciar o processo de montagem dos sistemas percoladores.

3.1.3. Montagem dos sistemas percoladores

Dois sistemas em série, de mesmos formatos e dimensões, foram montados: Sistema 1 (Figura 12) com dois leitos de areia, em paralelo, e em série com um leito de carvão ativado

granular (CAG) e o Sistema 2 (Figura 13) constituído de três leitos de CAG, os dois primeiros em paralelo e em série com o terceiro. Para melhor visualizar, no sistema 1, os leitos em paralelo com leito de areia recebem os números 1 e 2 e o leito de CAG o número 3. No sistema 2, os leitos em paralelo recebem os números 4 e 5 e o leito em série o número 6. As Figuras 14a (sistema 1) e 14b (sistema 2) mostram as imagens dos sistemas de percolação utilizados sendo que o leito R faz parte de outro projeto de pesquisa.

Figura 12 - Sistema de percolação 1



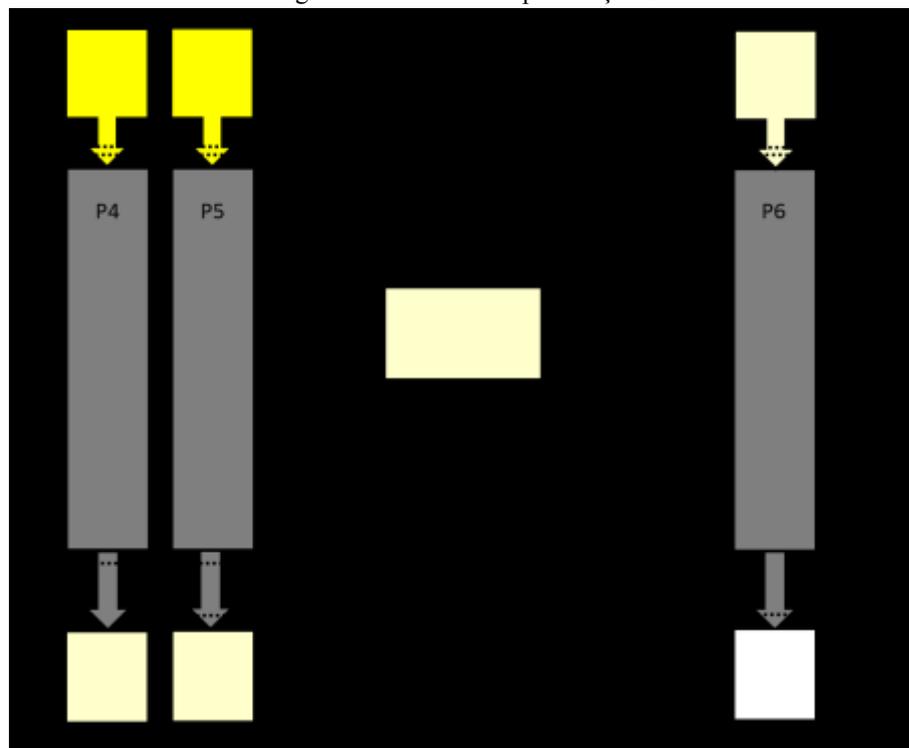
Os leitos percoladores foram montados em tubos PVC de 100 mm de diâmetro. Na abertura da parte inferior de cada tubo foi feita a adequação de um ralo com diâmetro aberto inferior de 40 mm, para passagem do percolato e do ar. O ralo foi preso ao tubo através de uma junção do tipo luva e um pedaço de tubo preso à luva por cola e rebite para dar sustentação ao ralo e ao leito percolador. Ao ralo foi conectada uma mangueira de polietileno para melhorar a ventilação dos leitos. Os dois sistemas de percolação foram montados em grades de ferro fixadas na parede.

A montagem de cada leito percolador teve a seguinte sequência: na parte inferior foram colocados 10 centímetros de brita grossa, com diâmetro variando entre 1 e 2 cm. Acima desta camada foi colocado o leito percolador, uma camada de 50 cm, e em seguida outra camada de

brita grossa, de diâmetro similar ao da primeira camada. Um fator importante na montagem do leito de percolação foi a forma como o leito foi colocado evitando a compactação e consequentemente a diminuição dos vazios essenciais para o bom funcionamento hidráulico do sistema. O esquema de montagem das unidades de percolação é apresentado na Figura 15.

Para alimentação de cada leito percolador foi colocado um recipiente de PVC fixado na parede, 25 cm acima da camada de pedra. A regulagem da vazão de alimentação foi feita através de torneira instalada na parte inferior do alimentador.

Figura 13 - Sistema de percolação 2



Legenda: ■ Leito de Carvão Ativado Granular
Fonte: elaborada pelo autor.

3.2. Monitoramento e operação dos sistemas experimentais

A urina a ser diluída para alimentação dos leitos percoladores foi coletada na UFCG, no período de 8 às 9 da manhã. Estudantes e técnicos do sexo masculino recebiam recipientes para coleta da urina. Em seguida, a urina era misturada e diluída com água destilada para obtenção de uma solução de 7,3% de urina conforme metodologia utilizada por Guimarães (2014).

Cada unidade de percolação recebia 790 ml e 1560 ml de afluente diário, nos experimentos I e II, respectivamente. As unidades de percolação em paralelo, 1, 2, 4 e 5, recebiam como afluente a urina diluída. A unidade de percolação 3, recebia como afluente, os

efluentes das unidades 1 e 2 em paralelo, misturadas à parte, e a unidade de percolação 6 os efluentes das unidades 4 e 5 em paralelo, também misturados à parte.



Fonte: fotografias realizadas pelo autor

Os afluentes eram percolados no tempo médio de 8 horas, diariamente, em todas as unidades de percolação e à vazões de $2,0 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ e $4,0 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, no primeiro e segundo experimento, respectivamente. Assim, cada leito percolador ficava 16 horas sem alimentação, recebendo apenas o oxigênio da ventilação natural.

As amostras afluentes e efluentes de cada unidade de percolação eram coletadas na parte da manhã entre o intervalo das 9 e 10 horas sendo primeiramente realizadas as medições físicas (cor aparente, turbidez, condutividade elétrica) e em seguida as químicas (pH, Alcalinidade total, Nitrogênio amoniacal, NTK, Nitrito, Nitrito, Nitrito, Nitrito, OD, DQO, Ortofosfato solúvel, Dureza total, de Cálcio e de Magnésio, Sódio). Todas as análises seguiram técnicas padrão do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA; AWWA; WEF;, 1995).

Para a primeira taxa de aplicação, de $100 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$, Experimento I, foi realizado o monitoramento através de 16 indicadores. Para taxa de aplicação de $200 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$, Experimento II, os indicadores avaliados foram restritos à matéria orgânica e à nitrificação para comparação com o comportamento apresentado no primeiro experimento. Na Tabela 7 são apresentados os parâmetros avaliados, os métodos e a frequência de monitoramento.

Figura 15 – Esquema de montagem das unidades de percolação.



Fonte: elaborada pelo autor.

3.3. Análises de dados

O total de análises realizadas para primeira taxa de aplicação foi de 4200 e para a segunda foi de 1275, com isso foram totalizadas 5475 análises. Todas as análises foram realizadas em triplicata, com exceção de pH, condutividade elétrica, cor, turbidez e oxigênio dissolvido.

Os dados foram submetidos ao teste de normalidade pelo método de Kolmogorov-Smirnov com o uso do programa SPSS 13.0. O Teste mede a distância entre a curva teórica de normalidade e a empírica, se essa distância (Dn) for maior que um valor crítico então a hipótese de normalidade dos dados é rejeitada, para um determinado nível de significância (α) escolhido para a amostra, que neste caso foi de 5% ou 0,05. Outra forma de verificar a normalidade por este teste é comparar o nível de significância (p) obtido pelos dados. Dessa forma a hipótese de distribuição normal, para os dados coletados neste trabalho, seria rejeitada se $p < \alpha = 0,05$. Confirmada a normalidade e realizada a estatística descritiva os dados foram apresentados pela média aritmética.

Tabela 7 – Parâmetros monitorados e frequência durante o período de operação dos sistemas

Indicador	Unidade	Método	Frequência	
			Experimento I	Experimento II
<i>pH</i>	-	Eletrométrico – 4500-H ⁺ B	2 vezes por semana	3 vezes por semana
<i>Cor</i>	uH	Comparação visual – 2120 B	2 vezes por semana	-
<i>Turbidez</i>	UNT	Nefelométrico – 2130 B	2 vezes por semana	-
<i>Condutividade elétrica</i>	mS/cm	Condutivímetro – 2510 B	2 vezes por semana	-
<i>Alcalinidade total</i>	mg/L	Titulométrico – 2320 B	2 vezes por semana	3 vezes por semana
<i>Nitrogênio amoniacal</i>	mg/L	Titulométrico – 4500-NH ₃ C	2 vezes por semana	3 vezes por semana
<i>NTK</i>	mg/L	Semi-micro Kjeldahl – 4500-N _{org} C	2 vezes por semana	3 vezes por semana
<i>Nitrito</i>	µg/L	Colorimétrico – 4500 NO ₂ ⁻ B	2 vezes por semana	3 vezes por semana
<i>Nitrato</i>	mg/L	Colorimétrico – 4500-NO ₃ ⁻ E	2 vezes por semana	3 vezes por semana
<i>OD</i>	mg/L	Eletrodo de membrana – 4500-O G	2 vezes por semana	3 vezes por semana
<i>DQO</i>	mg/L	Digestão em Refluxo Fechado – Titulométrico 5220 D	2 vezes por semana	3 vezes por semana
<i>Ortofosfato solúvel</i>	mg/L	Colorimétrico – 4500-P E	2 vezes por semana	-
<i>Dureza total</i>	mg/L	Titulométrico com EDTA – 2340 C	2 vezes por semana	-
<i>Sódio</i>	PPM	Fotometria de emissão de chama – 3500-Na B, 3500-K B	2 vezes por semana	-
<i>Cálcio</i>	mg/L	Titulométrico com EDTA – 3500-Ca B	2 vezes por semana	-
<i>Magnésio</i>	mg/L	Método do cálculo – 3500-Mg B	2 vezes por semana	-

4. RESULTADOS

4.1. Lavagem dos leitos

A Tabela 8 apresenta os valores de turbidez e condutividade elétrica durante a lavagem em molho, dos meios suportes de areia e carvão, feita com água destilada. As amostras de água eram retiradas ao fim do intervalo de 24h, duração de cada batelada, antes de sua substituição por água destilada nova. Este procedimento foi realizado antes da montagem dos leitos de percolação.

Tabela 8 – valores turbidez e condutividade elétrica para lavagem em molho.

Batelada	Parâmetro	Areia	Carvão
1	Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	83,5	300
	Turbidez (UNT)	1000	36
2	Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	27,5	237
	Turbidez (UNT)	1000	23
3	Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	12,88	196
	Turbidez (UNT)	565	12,8
4	Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	81,4	299
	Turbidez (UNT)	789	24
5	Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	60,2	135,2
	Turbidez (UNT)	542	25

Da Tabela 8 pode ser verificado que os indicadores demonstram que a areia apresentou tendência de redução da turbidez e o carvão ativado apresentou tendência de diminuição de condutividade elétrica.

Após a obtenção dos resultados da lavagem em molho, foi decidido utilizar uma outra metodologia de lavagem de substratos, usando solução de limpeza de ácido clorídrico, como descrito anteriormente no capítulo de Materiais e Métodos. Nessa etapa, os leitos de percolação foram montados, de acordo com as configurações projetadas, sendo iniciada a lavagem com a solução ácida.

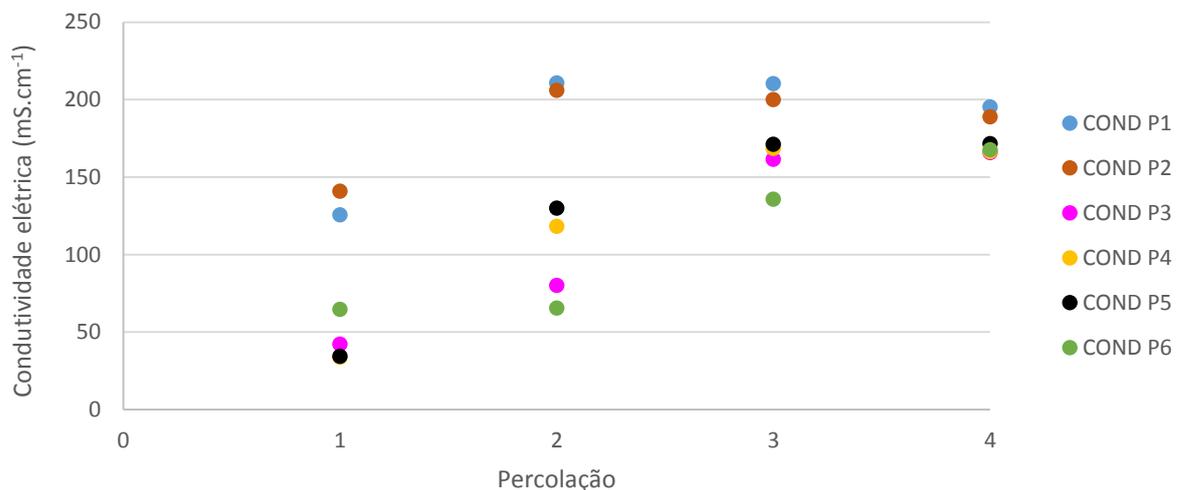
As Figuras 16 e 17 ilustram o comportamento da condutividade elétrica e da turbidez em cada percolação da solução ácida. Essa lavagem foi realizada preenchendo o filtro com um litro da solução ácida por vez. Terminada uma percolação, após verificação do volume do percolado, era realizada uma nova, utilizando mais um litro da solução ácida. Esta lavagem foi realizada no material bruto, assim como foi realizada na lavagem de molho. Os valores dos indicadores foram obtidos a partir da análise do percolado de cada passagem em cada percolador.

A condutividade elétrica do percolado em todos os filtros mostrou perfis semelhantes, aumentando seu valor entre a segunda e a terceira passagens, tendendo ao valor médio de 176

mS.cm⁻¹ na última aplicação. Os percolados de P1 e P2, mostraram um aumento nos valores de condutividade elétrica e turbidez em relação aos percolados de P3, P4, P5 e P6, concordando com o comportamento mostrado na lavagem de molho em água destilada. Os percoladores P1 e P2 utilizaram leito percolador de areia, os outros usaram leito percolador de carvão ativado granular. A areia demonstrou uma solubilidade maior na solução ácida comparada ao que apresentou o carvão ativado.

O carvão, por sua vez, mostrou valores semelhantes de condutividade elétrica, tanto na lavagem ácida quanto na neutra, sem percolação, demonstrando a maior insolubilidade dos componentes do substrato em relação à polaridade do líquido a ser percolado.

Figura 16 – Valores da condutividade elétrica após cada percolação de solução ácida



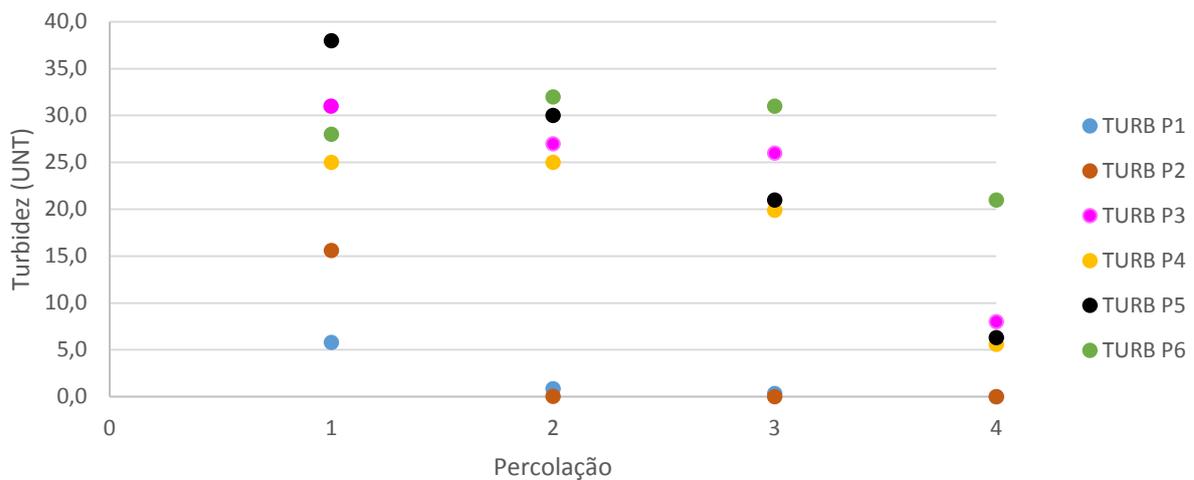
Na lavagem ácida dos percoladores P1 e P2, a turbidez manteve médias de 1,8 e 3,9 UNT, respectivamente. Estes valores são bem menores quando comparados à turbidez medida pela lavagem por molho e pode ter sido reduzida pela maior solubilização da areia quando da aplicação da solução ácida. Os percolados ácidos dos filtros P3, P4, P5 e P6 tiveram redução da turbidez, entre a primeira e a última aplicação da solução ácida, mas os valores foram semelhantes àqueles obtidos na lavagem apenas com água.

A turbidez da água de lavagem do leito de carvão ativado foi causada por pequenas partículas, denominadas de finos, que se mostraram insolúveis na solução ácida e portanto os valores do indicador de turbidez não diminuíram como aconteceu com os valores deste mesmo indicador na água de lavagem do leito de areia.

Após a percolação ácida foi verificada a necessidade da redução do pH, em virtude da importância desse indicador para os processos biológicos em geral, e, principalmente, para a

nitrificação, e, dessa forma, prosseguiu-se a lavagem dos percoladores utilizando, desta vez, água destilada para remoção do excesso de ácido, condutividade elétrica e turbidez ainda remanescentes no substrato. As Figuras 18 e 19 ilustram os valores da condutividade elétrica e turbidez após cada percolação de água destilada na lavagem realizada com o objetivo de redução do pH.

Figura 17 – Valores da turbidez após cada percolação de solução ácida



A condutividade elétrica verificada no primeiro ponto do gráfico de todos os filtros teve valor menor que o apresentado para a última aplicação da lavagem ácida e, dessa forma, implica que uma quantidade menor do ácido da solução ficou retida no meio. Os leitos constituídos por enchimento de carvão ativado demonstraram maior capacidade de adsorver ácido. Os percoladores com leito de areia apresentaram percolados com valores reduzidos de condutividade elétrica a partir da segunda percolação de água, evidenciando característica de uma dessorção rápida para o ácido. A condutividade elétrica do percolado do leito de carvão ativado iniciou em valores bem maiores que aqueles apresentados pelo leito de areia e necessitou de um maior volume de água para dessorver o ácido e diminuir a condutividade elétrica para a média de 7 mS.cm^{-1} . As curvas formadas pelos valores da condutividade elétrica dos percolados dos leitos de carvão ativado se assemelharam às curvas de dessorção apresentadas por Ruthven (2005).

Ao final do processo de lavagem os meios apresentaram turbidez inferior a 5 UNT, sendo que o maior valor final (4,2 UNT) foi verificado no percolado do P3 e o menor valor (0,0 UNT) no P1. A turbidez para os filtros P1 e P2 evidenciou reduzida quantidade de matéria em suspensão quando comparada aos valores obtidos com a lavagem com água destilada em molho.

Os filtros de carvão ativado demonstraram valores menores de turbidez, mas a ação ácida sobre o meio não foi a mesma comparada à ação sobre a areia. A turbidez da água de lavagem dos percoladores com leito de carvão decaiu de valores entre 7 e 15 UNT para valores abaixo de 5 UNT, na última aplicação de água.

Figura 18 – Valores da condutividade elétrica após cada percolação de água destilada

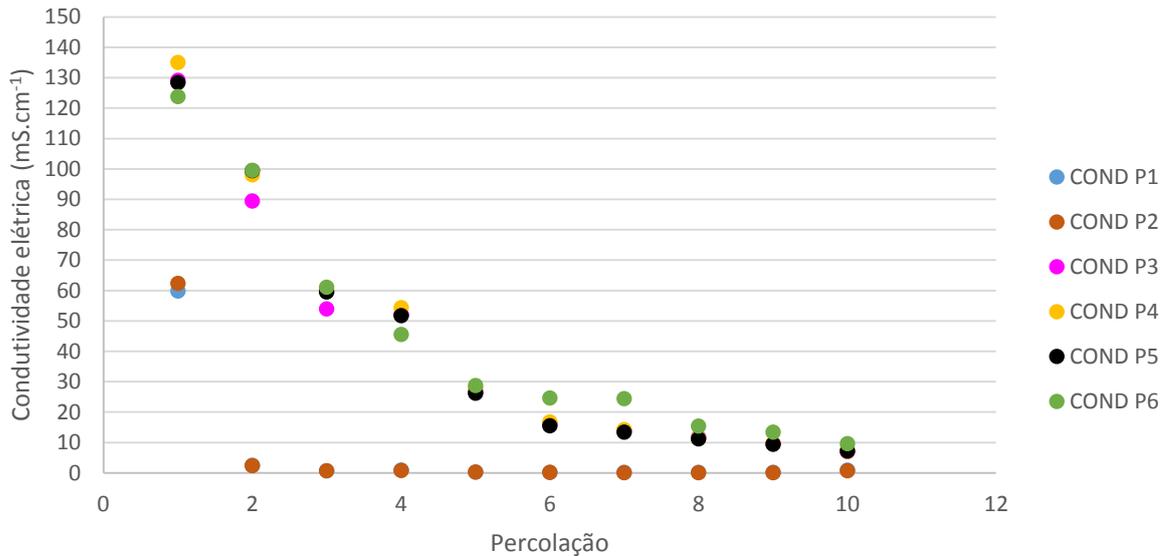
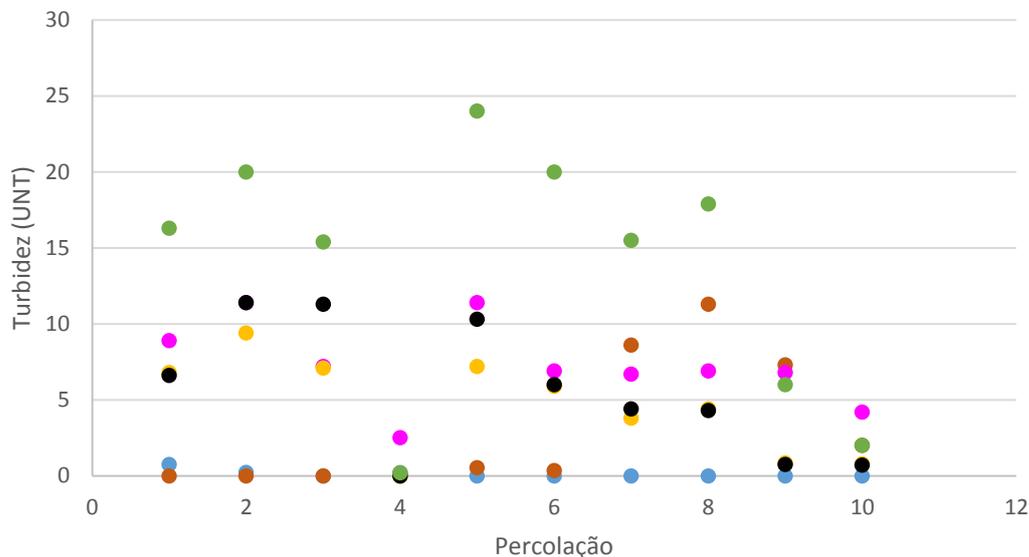


Figura 19 – Valores da turbidez após cada percolação de água destilada

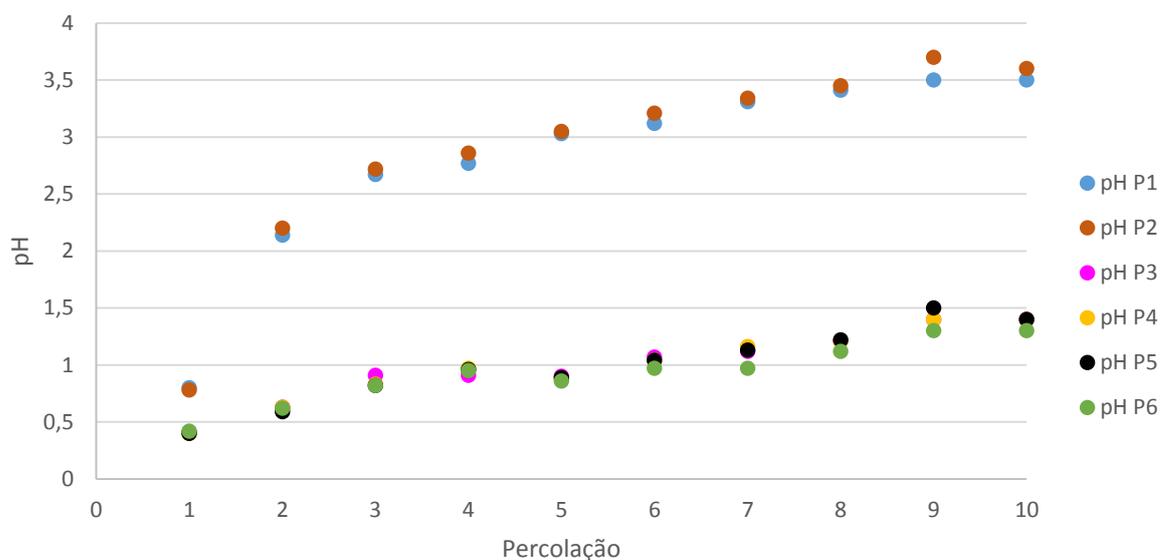


O pH do percolado também variou nas dez percolações realizadas na lavagem a que os leitos foram submetidos. Para a areia os valores demonstraram uma variação mais expressiva que no carvão ativado. O pH dos percolados dos leitos de areia iniciou com valores inferiores

a 1 unidade e no final atingiu valores acima de 3,5. Já os percolados dos leitos de carvão ativado iniciaram em valores de pH inferiores a 0,5 e, após a última percolação de água destilada, os valores foram próximos a 1,5.

O processo de remoção da acidez dos meios não mostrou efetividade no aumento do pH para os níveis necessários ao desenvolvimento da nitrificação (pH entre 6,5 e 8,0), conforme ilustrado na Figura 20.

Figura 20 – Variação de pH no procedimento de lavagem com água destilada para redução da acidez



Com os resultados apresentados pela percolação de água para redução do pH, foi deduzido que este processo seria oneroso e demorado sendo, então, optou-se por utilizar uma solução de bicarbonato de sódio, como foi descrito no capítulo de Materiais e Métodos. Portanto, para que a condição de pH dentro dos leitos atingisse um grau apropriado ao desenvolvimento da nitrificação, a acidez do meio foi anulada por meio da percolação de dois litros de solução 1N de bicarbonato de sódio, com pH próximo a 10, obtendo como resultado um valor médio de pH para os percoladores com leito de areia, P1 e P2, de 7,9 e para os percoladores P3, P4, P5 e P6, com leito de carvão ativado, o valor médio final foi de 8,4.

4.2. Resultados do experimento I

Nesta seção são apresentados os resultados obtidos no monitoramento dos dois sistemas de leitos percoladores à taxa de $100 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. A alimentação era feita com 790 mL de urina diluída com água destilada a 7,3% e uma vazão média de 2 mL.min^{-1} , que corresponde a um tempo de percolação médio de 8 horas. O Sistema 1 (S1) composto dos filtros P1 e P2, em

paralelo, e, estes, por sua vez, em série com o P3. O Sistema 2 (S2) composto dos filtros P4 e P5, em paralelo, e estes em série com P6. Neste texto os percoladores em paralelo serão referidos como P12 (P1+P2) e P45 (P4+P5), para os Sistemas 1 e 2, respectivamente.

Para melhor condensar os resultados e focar naqueles referentes à nitrificação, os resultados da série nitrogenada serão apresentados através de figuras, sendo os demais indicadores apresentados através de parâmetros descritivos da tendência central e da dispersão, em tabela ou usando a própria dinâmica do texto. Os valores médios da cor aparente, turbidez e condutividade elétrica para os sistemas 1 e 2 no experimento I estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Valores médios da cor aparente, turbidez e condutividade elétrica para os sistemas 1 e 2 no Experimento I

Indicador	Urina diluída		P12		P3		P45		P6	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Cor aparente (uH)	247,0	134,2	314,0	132,3	33,0	124,6	4,9	4,6	2,0	3,8
Turbidez (UNT)	4,7	8,5	21,3	56,9	1,1	12,3	0,2	1,0	0,2	0,3
Condutividade elétrica (mS.cm ⁻¹)	38,0	0,6	64,2	0,8	64,6	0,8	62,0	0,6	58,8	0,5

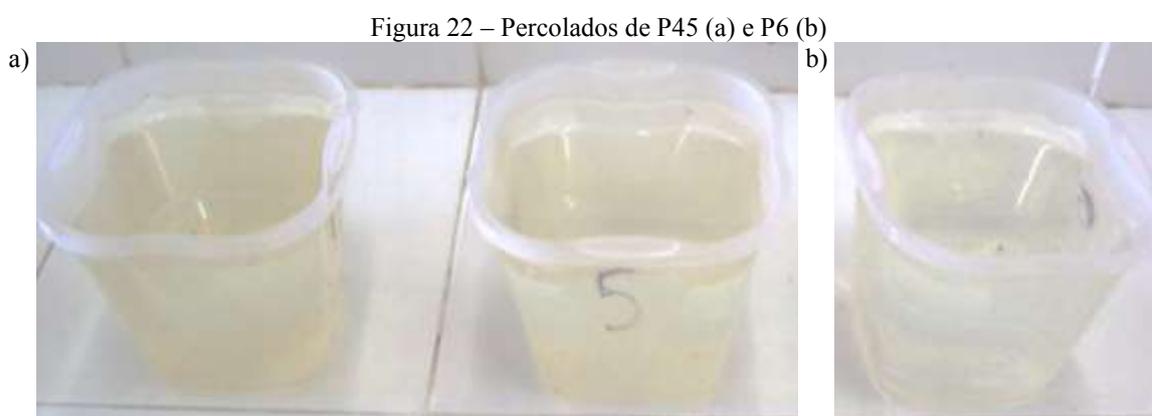
4.2.1. Variação da cor aparente

A cor é um indicador estético de relevante importância e está relacionada à quantidade de substâncias dissolvidas no efluente. O sistema S1 apresentou um comportamento peculiar nos seus percoladores com leito de areia (P12). O percolado de P12 apresentou aumento da coloração, passando de uma média afluenta de 247,0 uH para uma média efluente de 314,0 uH. Isso demonstra que a utilização dos leitos de areia para tratamento de afluenta deve considerar a dissolução de substâncias no percolado e, portanto, o sistema deve promover técnicas de remoção da cor. As Figura 21a e 21b mostram os percolados de P12 (a) e P3 (b).

Figura 21 – Percolados de P12 (a) e P3 (b)



Quando o percolado de P12 foi usado como alimentação do percolador em série P3, a cor foi reduzida para 5 uH. A redução percentual da cor para S1 e S2 foram de 87% e 99%, respectivamente. Fazendo uma comparação entre o comportamento do leito de areia e o de carvão ativado em paralelo dos dois sistemas, P12 e P45, este último promove uma remoção 125% superior. Isto demonstra que o carvão ativado pode ser empregado como removedor de substâncias dissolvidas do percolado. Os valores médios de cor obtidos para P45 e P6 foram 4,88 uH e 1,98 uH, respectivamente. As Figura 22a e 22b mostram os percolados de P45 (a) e P6 (b).



4.2.2. *Varição da turbidez*

A turbidez está relacionada à presença de matéria suspensa na água (SAWYER, MCCARTY e PARKIN, 2003). As águas amarelas apresentaram média de turbidez abaixo de 5 UNT. O percolado de P12 teve sua turbidez aumentada apresentando valor médio de 21,3 UNT. Isso ocorreu, presumivelmente, porque houve colmatação nos dias 15/05 e 15 a 17/07 e, conseqüentemente, liberação de material do biofilme no percolado. No dia 17/07 a turbidez chegou ao valor de 236 UNT para o percolado de P12. Com a exclusão dos valores extremos verificados quando houve colmatação dos percoladores P12 e considerando a média de remoção de P3 de 0,19 UNT, estima-se que o sistema S1 removeu 95% da turbidez do afluente.

O sistema S2 apresentou melhores resultados quanto à remoção de turbidez. As médias apresentadas pelos percolados de P45 e P6 foram de 1,09 UNT e 0,22 UNT. Como não ocorreu colmatação nos percoladores de S2 pode ser afirmado que este sistema foi mais eficiente na remoção da turbidez, mesmo que sua remoção percentual final tenha sido igual à média apresentada pelo sistema S1.

4.2.3. *Varição da condutividade elétrica*

A condutividade elétrica média da água amarela foi de $2,37 \text{ mS.cm}^{-1}$. Os percolados de P12 e P3 apresentaram médias de $4,01 \text{ mS.cm}^{-1}$ e $4,04 \text{ mS.cm}^{-1}$ e, com isso, pode ser deduzido que a quantidade de íons no percolado permaneceu praticamente a mesma ao longo do sistema S1. Os percolados do sistema S2 apresentaram menores médias que os percolados do sistema S1. Ao longo da passagem do afluyente líquido pelos percoladores P45 e P6, esses apresentaram médias de condutividade elétrica de $3,87 \text{ mS.cm}^{-1}$ e $3,67 \text{ mS.cm}^{-1}$, demonstrando com isso uma retenção maior de íons no leito de carvão ativado, de modo análogo ao que foi comentado sobre a redução de material dissolvido na variação de cor aparente.

Comparando os resultados obtidos para S1 e S2, foi observado que o percolado dos leitos de areia apresentou aumento de condutividade elétrica, sendo as diferenças percentuais entre o efluente e o afluyente de 70% e de 54% para o primeiro e o segundo sistemas, respectivamente. A maior condutividade elétrica do leito de areia está relacionada à solubilização de partículas do próprio substrato no percolado e à menor afinidade adsortiva entre esses íons e o substrato do leito. A colmatção provocou a redução da condutividade elétrica nos percoladores P12 e, conseqüentemente, no percolador P3.

4.2.4. *Varição do pH*

O pH das águas amarelas usadas para alimentação dos reatores apresentou uma média de 7,2 para o primeiro experimento. De todos os dados coletados, em apenas três deles as águas amarelas apresentaram pH acima de oito. Os percolados de P12 apresentaram valores médios de pH igual a 8,0. No entanto, o monitoramento desse indicador demonstrou que, no intervalo entre os dias 29/04 e 22/05, houve apenas manutenção de valores de pH próximos ou acima de oito no percolado. A este período onde ocorreu o fenômeno de maior constância do pH elevado em relação aos valores de pH das águas amarelas será denominado de pré-nitrificação. Depois do período de pré-nitrificação, houve redução dos níveis de pH do percolado entre os dias 26/05 e 17/07, muitas vezes atingindo níveis abaixo do pH afluyente, este foi o período da nitrificação.

Os valores do pH do percolado de P3, P45 e P6 apresentaram comportamento semelhante ao do P12, com diferenciação das duas fases mencionadas, da pré-nitrificação e a da nitrificação. Os valores médios do pH do percolado de P3, para a pré-nitrificação e para a fase de nitrificação, foram de 8,43 e 5,54, respectivamente. Os valores do pH dos percoladores P45, para as respectivas fases de pré-nitrificação e nitrificação, foram de 8,3 e 6,7. Para os

percolados de F6 os valores médios de pH, para a primeira e a segunda fases, foram de 8,0 e 5,7, respectivamente. O sistema S2 obteve uma maior redução do pH nos seus percolados do que o sistema S1. Os valores médios do pH para cada percolador são apresentados na Tabela 10.

4.2.5. *Varição da alcalinidade*

A caracterização das fases de pré-nitrificação e nitrificação também permitiu verificar mudanças nos valores da alcalinidade nos percolados dos sistemas S1 e S2. As águas amarelas apresentaram valor médio de alcalinidade total de 243,5 mg CaCO₃.L⁻¹, com bastante oscilações demonstradas pelo desvio padrão de 136,1 mg CaCO₃.L⁻¹. O valor médio da alcalinidade do percolado de P12, para a primeira fase, foi de 1155,5 mg CaCO₃.L⁻¹ e de 243,5 mg CaCO₃.L⁻¹, para segunda fase, situando-se bem próximo da média afluente, sendo observados apenas dois pontos muito acima da média com valores de 1278 mg CaCO₃.L⁻¹ e 1361 mg CaCO₃.L⁻¹, nos dias 15/07 e 17/07 nos quais ocorreu a colmatação. Os percolados de P3 apresentaram média de alcalinidade de 962,7 mg CaCO₃.L⁻¹ e 33,3 mg CaCO₃.L⁻¹, nas respectivas etapas, sendo que na segunda fase foram medidos valores tão pequenos quanto 5,6 mg CaCO₃.L⁻¹.

O comportamento dos valores do indicador alcalinidade para os percoladores do sistema S2 não foi diferente. Os percolados de P45 apresentaram valores médios de 784,4 mg CaCO₃.L⁻¹ e 100,6 mg CaCO₃.L⁻¹, para a primeira e a segunda fases, respectivamente. Já os percolados do P6 apresentaram médias, para a primeira e a segunda fases, de 305,7 mg CaCO₃.L⁻¹ e 53,0 mg CaCO₃.L⁻¹, respectivamente. A alcalinidade do percolado de P6 apresentou comportamento semelhante ao de P3 com valores frequentes de 11 mg CaCO₃.L⁻¹ na fase onde a nitrificação havia se desenvolvido.

Os valores médios da alcalinidade total para os sistemas podem ser verificados na Tabela 10, juntamente com os desvios padrões e os parâmetros descritivos do pH.

Tabela 10 - Valores médios de pH e alcalinidade total para os sistemas S1 e S2 no Experimento I

Indicador	Urina diluída		P12		P3		P45		P6	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
pH	7,2	0,7	8,0	0,7	7,2	1,5	7,5	0,9	6,9	1,4
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	243,5	136,2	791,4	534,4	501,1	513,9	399,8	394,7	163,6	155,8

4.2.6. *Variação da concentração de oxigênio dissolvido*

A concentração média de oxigênio das águas amarelas foi de 6,6 mg.L⁻¹ e no percolado de P12 de 5,1 mg.L⁻¹. O percolado de P12 manteve os níveis de oxigênio dissolvido próximo ao valor da média, indicando que a colmatação ocorre em parte e não na extensão total do leito. No percolado de P3 a concentração média de oxigênio dissolvido foi de 7,1 mg.L⁻¹. O fato da concentração de oxigênio não se modificar na colmatação pode ser explicado porque o desenvolvimento do filme biológico em filtros se dá na região superior do leito e, portanto, o leito sob essa região ainda permanece com porosidade suficiente para recuperar os níveis de oxigênio pela aeração convectiva e difusiva.

O sistema S2 apresentou maiores concentrações de oxigênio tanto para os percoladores paralelos quanto para o percolador em série. Os percolados de P45 apresentaram média de 6,7 mg.L⁻¹ e os percolados de P6 apresentaram média de 7,2 mg.L⁻¹. As menores concentrações em percolados de leito de carvão ativado não foram menores que 5 mg.L⁻¹ enquanto que os percolados de P12 apresentaram um ponto de mínimo de concentração de oxigênio dissolvido de 0,1 mg.L⁻¹, deixando claro que o processo de recuperação da aeração no leito de carvão ativado é muito superior em relação ao leito de areia. O maior valor de oxigênio dissolvido ocorreu no percolado de P45 sendo de 8,4 mg.L⁻¹.

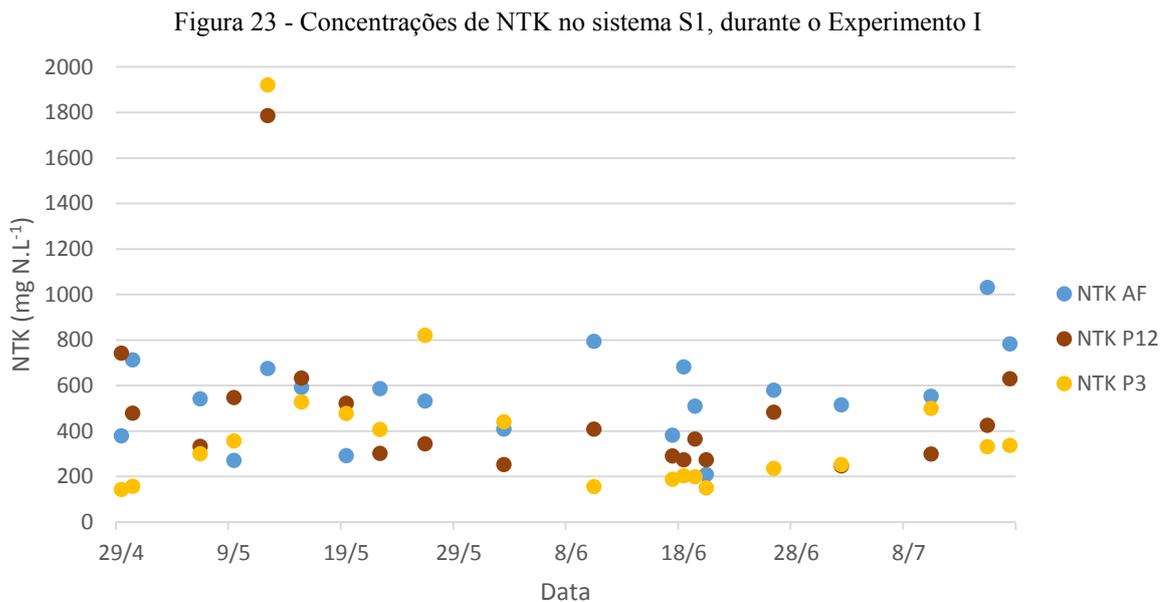
4.2.7. *Variação da concentração de matéria orgânica*

A concentração de matéria orgânica (DQO) nas águas amarelas apresentou média de 617 mg.L⁻¹. Os percolados de P12 e P3 apresentaram médias de 70 mg.L⁻¹ e 54 mg.L⁻¹ de DQO, respectivamente. A remoção percentual de matéria orgânica foi de 89,0% e 23,0%, para P12 e P3, respectivamente. O sistema S1 teve uma remoção percentual média de 91,3%. Dois valores da concentração de DQO do percolado de F12 foram maiores que o valor da DQO de alimentação para o mesmo dia. Esse comportamento se repetiu com as concentrações do percolado de P3. Este fato demonstra o fenômeno da retenção e adsorção que ocorre no processo de percolação em meios porosos. Na passagem de um percolado com soluto por um leito ele pode apresentar retenção ou adsorção e estes dois fenômenos influenciam no tempo de detenção da substância dentro do leito. Quando o leito tem o volume percolado menor que a quantidade suficiente para remover toda a substância do leito, em uma próxima aplicação o percolado aumentará sua concentração devido à retenção e também devido ao fenômeno de adsorção, como discutido no capítulo da Fundamentação Teórica. O sistema S2 apresentou um percentual de remoção de matéria orgânica de 88,1%. Os percolados de P45 e P6 apresentaram remoções

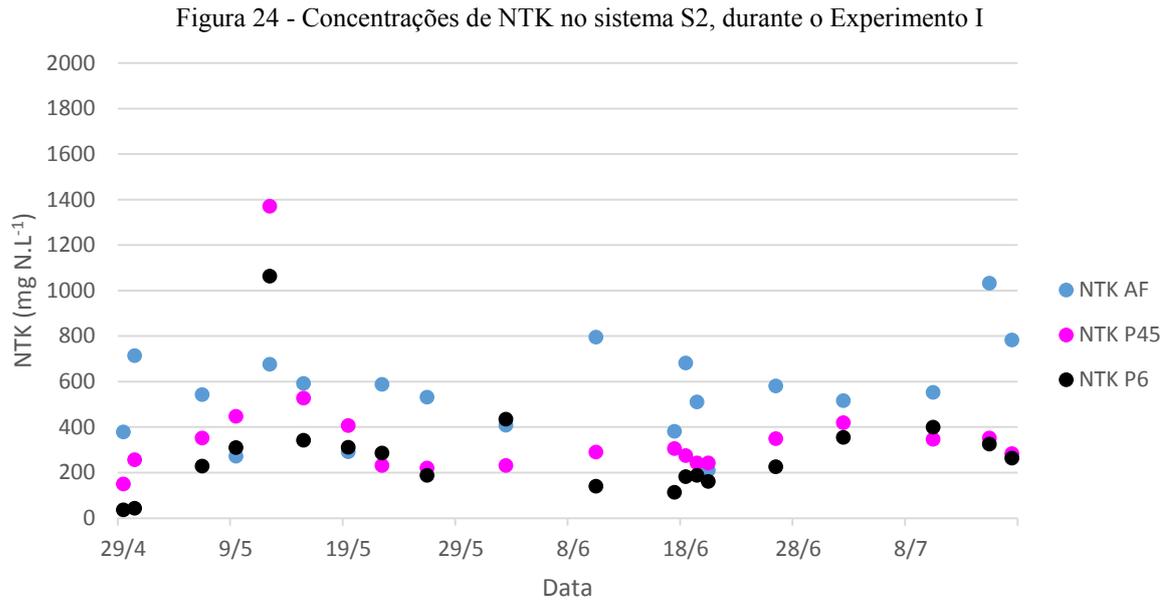
percentuais de 73% e 56%, respectivamente. As concentrações médias de DQO nos percolados de P45 e P6 foram de 167 mg.L⁻¹ e 73 mg.L⁻¹, respectivamente. Os valores da concentração de matéria orgânica dos percolados de P45 e P6 também ficaram sujeitos aos fenômenos de retenção e adsorção.

4.2.8. *Varição da concentração de nitrogênio total Kjeldahl*

As concentrações de NTK no período de monitoramento dos sistemas S1 e S2 para o experimento I estão ilustradas nas Figuras 23 e 24, respectivamente. As águas amarelas apresentaram média de 551,3 mg NTK.L⁻¹. Os percolados de P12 e P3 apresentaram concentrações médias de 481,5 mg NTK.L⁻¹ e 404,9 mg NTK.L⁻¹, respectivamente. Os efeitos dos fenômenos de retenção e adsorção foram observados nas concentrações de NTK do sistema S1 e, com maior frequência, nos valores dos percolados de P12.



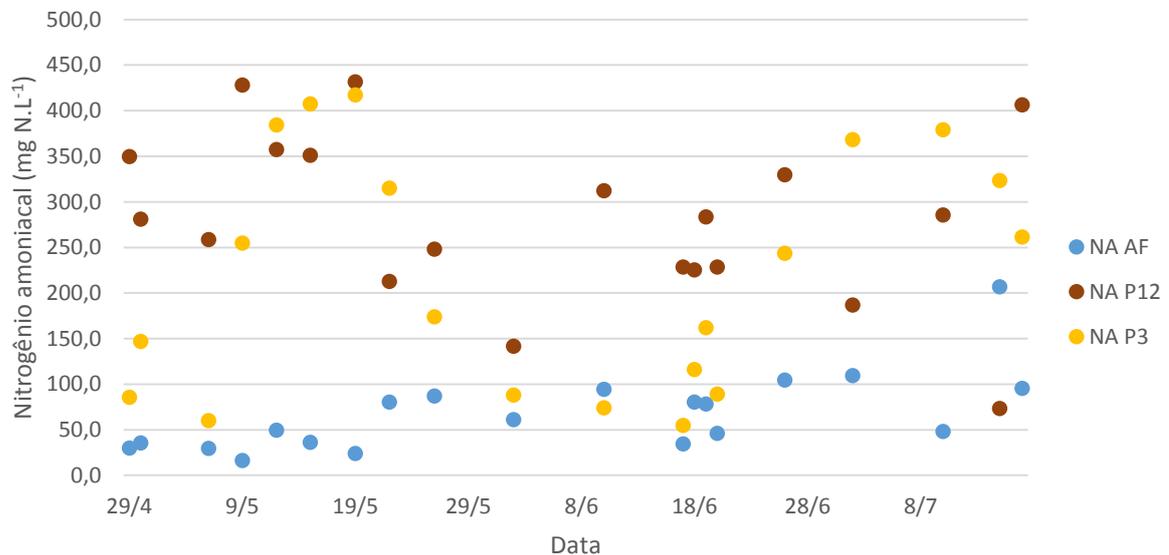
O S2 apresentou comportamento semelhante ao S1, principalmente na fase da pré-nitrificação. Neste período o processo de nitrificação não havia se estabelecido e as concentrações de efluentes de NTK de ambos os sistemas permaneceram bem próximas das concentrações deste mesmo indicador na alimentação. Os percolados de P45 apresentaram média de concentração de 364,5 mg NTK.L⁻¹ e os de P6 média de 279,5 mg NTK.L⁻¹. A redução da concentração de NTK dentro dos sistemas se dá pela conversão da ureia em amônia num processo catalisado pela enzima urease, secretada pelo biofilme.



4.2.9. Variação da concentração de nitrogênio amoniacal

A variação das concentrações de nitrogênio amoniacal nos sistemas S1 e S2 durante o experimento I está ilustrada nas Figuras 25 e 26, respectivamente.

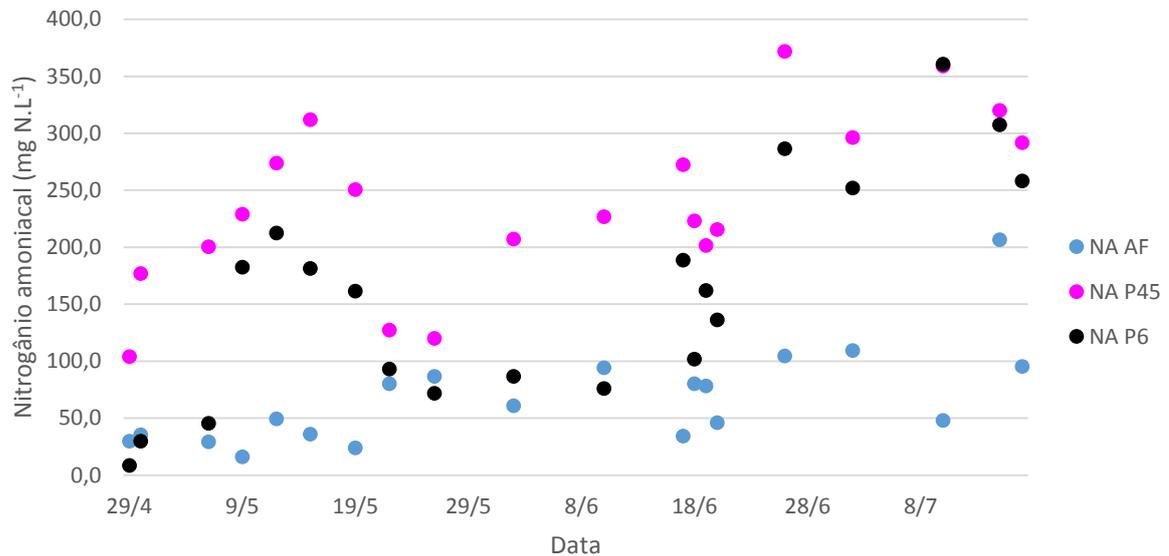
Figura 25 – Concentrações de nitrogênio amoniacal do sistema S1 durante o Experimento I.



As águas amarelas apresentaram valor médio de nitrogênio amoniacal de 67,4 mg N.L⁻¹. Os percolados de P12 e P3 apresentaram concentrações médias de nitrogênio amoniacal de 281,0 mg N.L⁻¹ e 220,2 mg N.L⁻¹, respectivamente, representando estas concentrações 58,4% e 54,4% do NTK para respectivos percoladores. Os percolados de S2 mostraram médias de concentração de nitrogênio amoniacal de 239,1 mg N.L⁻¹ (P45) e 160,3 mg N.L⁻¹ (P6),

representando estes valores 65,6% e 57,3% do NTK dos percolados de P45 e P6, respectivamente.

Figura 26 – Concentrações de nitrogênio amoniacal do sistema S2 durante o Experimento I.

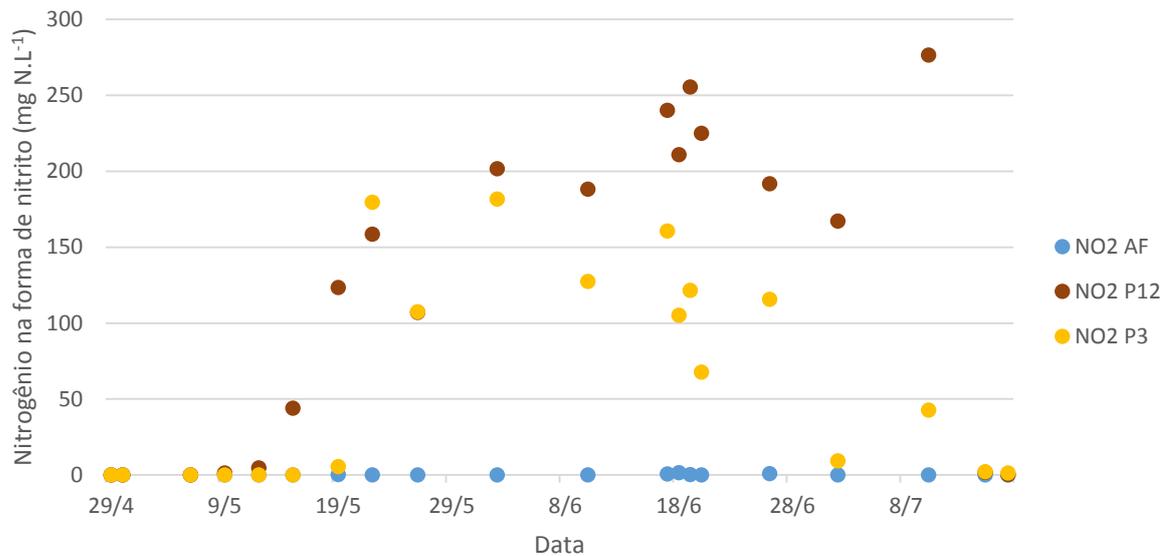


4.2.10. Variação da concentração de Nitrito

A conversão da amônia em nitrito ocorre pela ação dos processos biológicos de obtenção de energia para a manutenção e reprodução das células autotróficas das bactérias nitrificantes utilizando o oxigênio como oxidante. A concentração média de nitrogênio na forma de nitrito nas águas amarelas foi de 0,22 mg N.L⁻¹. As Figuras 27 e 28 ilustram, respectivamente, o comportamento das concentrações de nitrogênio na forma de nitrito nos sistemas S1 e S2, no experimento I.

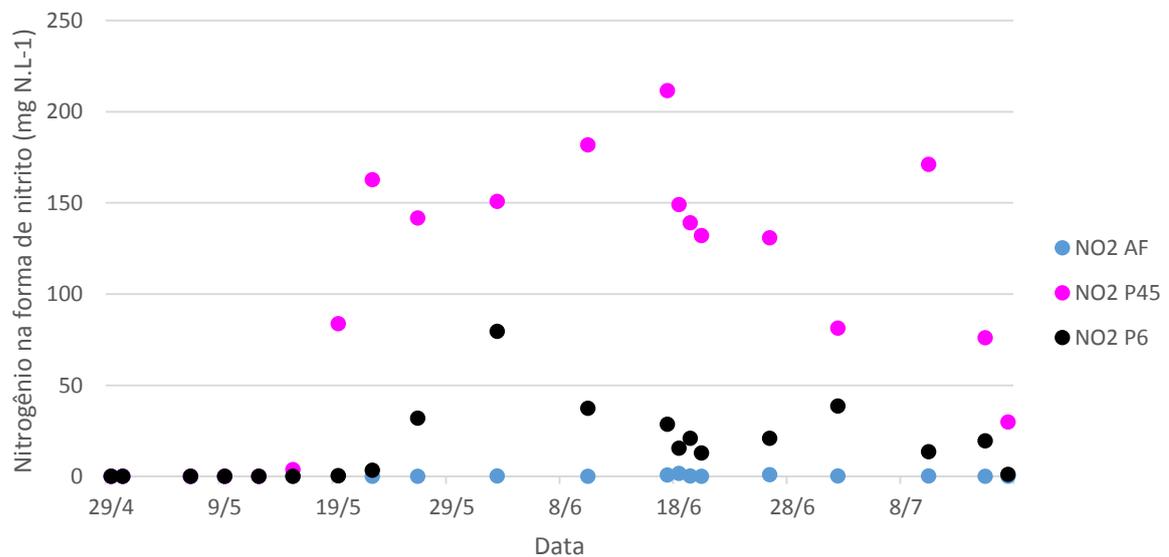
As concentrações de nitrogênio, na forma de nitrito, dos percolados de P12 e P3 apresentaram valores bem menores na fase de pré-nitrificação que na segunda fase da nitrificação. Para melhor entender as duas fases foi estimada a média para cada fase, separadamente. Na primeira, resultaram valores médios de nitrogênio na forma de nitrito de 41,5 mg N.L⁻¹ e 23,1 mg N.L⁻¹, para os percolados de P12 e P3, respectivamente. Na fase da nitrificação, as concentrações médias de nitrogênio na forma de nitrito para os mesmos percoladores foram de 172,1 mg N.L⁻¹ e 86,8 mg N.L⁻¹, respectivamente. A concentração de nitrito diminuiu nos percolados do sistema S1 quando ocorreu a colmatagem dos percoladores P12.

Figura 27 – Concentrações de nitrogênio na forma de nitrito no Sistema S1, durante o Experimento I.



Os percolados de P45 e P6 apresentaram, na pré-nitrificação, concentrações médias de nitrogênio, na forma de nitrito, de 31,3 mg N.L⁻¹ e 0,45 mg N.L⁻¹, respectivamente, e, na fase de nitrificação, concentrações médias de 132,8 mg N.L⁻¹ e 26,6 mg N.L⁻¹ para os respectivos percoladores.

Figura 28 – Concentrações de nitrogênio na forma de nitrito no Sistema S2, durante o Experimento I



4.2.11. Variação da concentração do nitrato

As Figuras 29 e 30 ilustram o comportamento das concentrações de nitrogênio na forma de nitrato nos sistemas S1 e S2, durante o Experimento I, respectivamente.

Figura 29 – Concentrações de nitrogênio na forma de nitrato no Sistema S1, durante o Experimento I

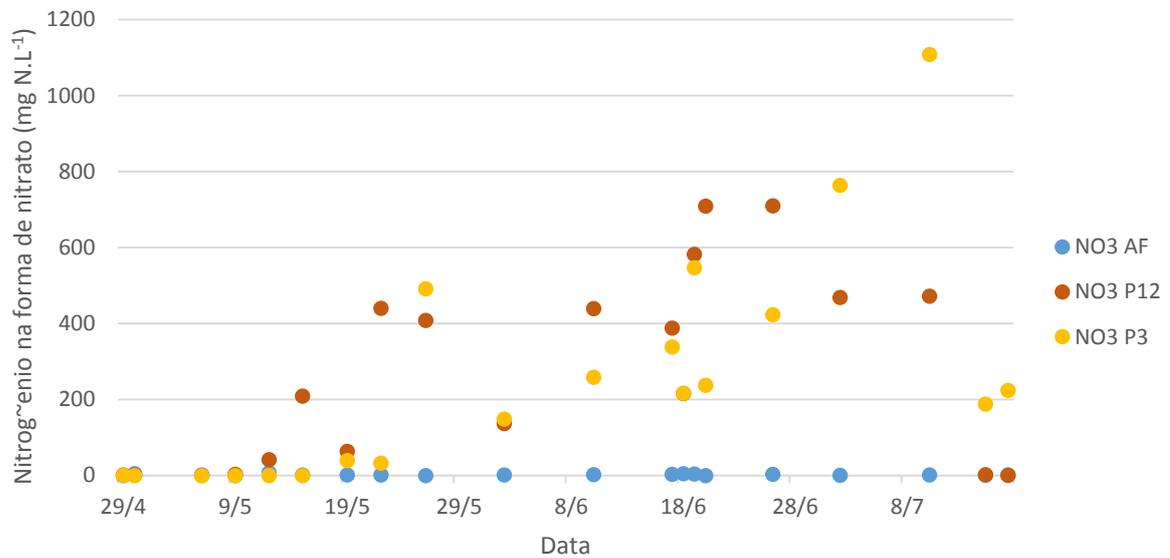
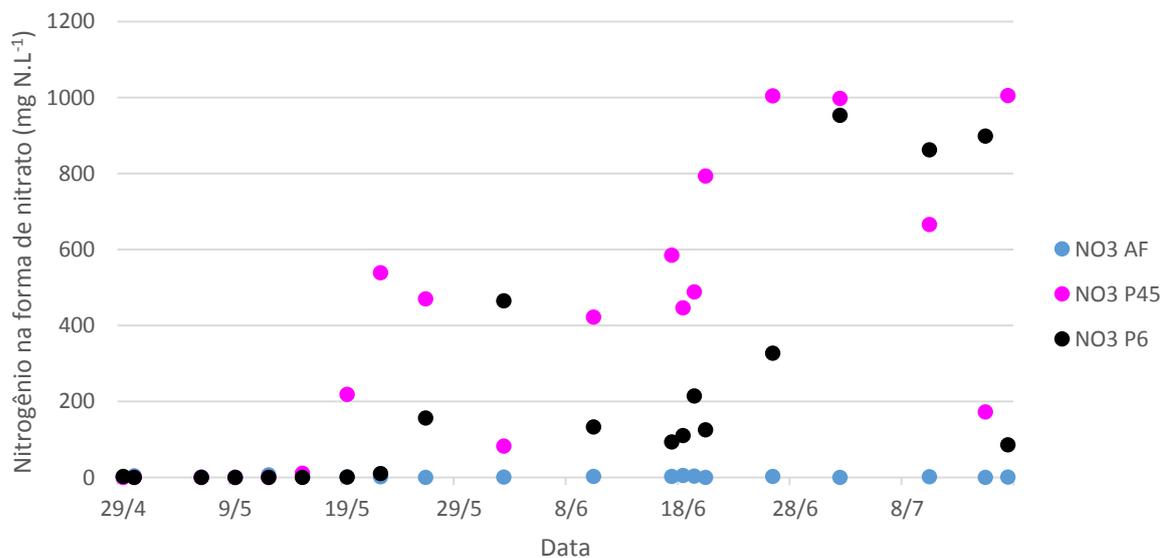


Figura 30 – Concentrações de nitrogênio na forma de nitrato no Sistema S2, durante o Experimento I



A concentração média de nitrogênio, na forma de nitrato, nas águas amarelas foi de 2,04 mg N.L⁻¹. Na pré-nitrificação o percolado de P12 apresentou concentração média de 95,1 mg N.L⁻¹, com maior frequência de valores muito próximos da unidade. Já na fase de nitrificação, a concentração média de nitrogênio na forma de nitrato aumentou para 377,7 mg N.L⁻¹, com picos de concentração da ordem de 700 mg N.L⁻¹. O percolado de P3 apresentou concentração média, na pré-nitrificação, de 9,18 mg N.L⁻¹ e, na fase de nitrificação, uma média de 412,2 mg N.L⁻¹. Nesta última etapa, a concentração de nitrogênio, na forma de nitrato, atingiu um valor da ordem de 1100 mg N.L⁻¹. Na pré-nitrificação, a média de concentração de nitrogênio na

forma de nitrato para os percolados de P45 e P6 foram de 96,3 mg N.L⁻¹ e 1,7 mg N.L⁻¹, respectivamente, e, para a fase da nitrificação, os valores médios foram de 594,6 mg N.L⁻¹ e 368,8 mg N.L⁻¹, respectivamente.

4.2.12. Variação da concentração do ortofosfato solúvel

As águas amarelas apresentaram concentração média de ortofosfato solúvel de 36,5 mg.L⁻¹, sendo o valor máximo de 94,3 mg.L⁻¹ e o mínimo de 17,0 mg.L⁻¹. Os percolados de P12 apresentaram concentração média de ortofosfato solúvel de 30,6 mg.L⁻¹, com valor máximo de 94,0 mg.L⁻¹ e mínimo de 10,2 mg.L⁻¹. O percolado de P3 apresentou média de concentração de ortofosfato solúvel de 36,3 mg.L⁻¹, com máximo de 106,0 mg.L⁻¹ e mínimo de 12,1 mg.L⁻¹. A média efluente do S1 foi 1% menor que a concentração média afluenta, demonstrando conservação da massa e que o ortofosfato teve interação adsorptiva diferente dos compostos da série nitrogenada. Os percolados de P45 apresentaram média de concentração de ortofosfato solúvel de 30,7 mg.L⁻¹, com máximo de 88,5 mg.L⁻¹ e mínimo de 13,2 mg.L⁻¹. O percolado de P6 apresentou média de ortofosfato solúvel de 36,3 mg.L⁻¹, com máximo de 104,0 mg.L⁻¹ e mínimo de 16,2 mg.L⁻¹. O sistema S2 apresentou recuperação semelhante àquela apresentada pelo sistema S1 para o ortofostato solúvel.

4.2.13. Indicadores usados na estimativa da razão de adsorção do sódio (RAS)

A razão de adsorção de sódio é estimada usando os valores das concentrações de sódio, cálcio e magnésio em meq.L⁻¹. As concentrações de cálcio e magnésio equilibram uma possível sodificação provocada pelo uso do efluente em solos. Dependendo da faixa de valor em que o RAS se encontra, o percolado pode provocar o fenômeno da sodificação. A Tabela 11 apresenta os valores das concentrações médias de dureza total, de cálcio e de magnésio para os percolados dos sistemas S1 e S2 no experimento I.

Para o cálculo da RAS, apresentado na Tabela 12, foram usados apenas os valores das concentrações de sódio e dureza total da urina diluída, dos percolados de P3 e de P6.

A concentração média de sódio nas águas amarelas foi de 276,8 mg.L⁻¹. Para o percolado de P3, que é o percolado final do sistema S1, a concentração média foi de 358,7 mg.L⁻¹. Para o percolado de P6, que é o percolado final do sistema S2, a concentração média foi de 396,2 mg.L⁻¹.

As águas amarelas apresentaram 50% dos valores da RAS abaixo de 10 sendo sua média 11,3. Para o sistema S1, aproximadamente 70% dos valores desse parâmetro mantiveram-se

abaixo da média encontrada de 23,3. O mesmo aconteceu com o sistema S2, onde os 70% dos valores da RAS apresentaram-se abaixo da média de 25,4. A Tabela 12 apresenta os valores da RAS estimados para os sistemas S1 e S2, bem como seus valores médio, máximo e mínimo.

Tabela 11 - Valores médios da dureza total, de cálcio e de magnésio para os Sistemas 1 e 2 no Experimento I

Indicador	Urina diluída		P12		P3		P45		P6	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
D. Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	176,7	134,2	101,9	65,4	83,0	78,0	95,2	70,3	85,5	71,8
D. Cálcio (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	22,5	13,8	36,9	26,9	13,6	8,3	17,2	9,4	21,2	33,0
D. Magnésio (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	154,1	131,9	65,1	44,3	69,3	72,9	78,0	64,8	64,3	57,1

Nota: D. Total – dureza total; D. Cálcio – dureza de cálcio; D. Magnésio – dureza de magnésio;

Tabela 12 – Valores da RAS estimados para os sistemas S1 e S2

Data	RAS AF	RAS 3	RAS 6
29/04/2014	3,5	73,8	54,2
30/04/2014	2,3	40,2	95,8
06/05/2014	5,5	17,3	28,6
09/05/2014	2,8	11,3	14,3
12/05/2014	8,4	19,3	22,6
15/05/2014	7,2	13,0	21,7
19/05/2014	5,4	22,1	25,6
22/05/2014	24,1	21,3	18,8
26/05/2014	12,7	16,3	20,9
02/06/2014	16,8	12,9	10,0
10/06/2014	17,5	16,2	19,1
26/06/2014	9,0	35,7	12,1
02/07/2014	17,4	18,4	11,4
10/07/2014	13,3	13,6	15,8
15/07/2014	12,0	28,4	25,6
17/07/2014	22,6	13,8	9,4
Média	11,3	23,3	25,4
Máximo	24,1	73,8	95,8
Mínimo	2,3	11,3	9,4

Os valores percentuais são usados para indicar os níveis onde a RAS foi determinada com maior frequência e, assim, permitir uma alternativa na determinação do risco de sodificação ao invés de utilizar apenas a média geral de cada sistema e desconsiderar a maior tendência para valores menores que a média. Dessa forma, o valor do RAS considerado para calcular a média para classificar os percolados dos sistemas foram aqueles que se apresentaram com maior frequência em cada sistema.

4.3. Resultados para o experimento II

Nesta seção são apresentados os resultados obtidos no monitoramento dos dois sistemas de filtros percoladores à taxa de $200 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. A vazão aplicada foi o dobro daquela do Experimento I, com valor de 4 mL.min^{-1} , e, por essa razão, foram observadas alterações do comportamento dos percoladores na nitrificação, como será descrito através de indicadores e comparados com os valores médios desses mesmos indicadores obtidos no Experimento I.

4.3.1. Variação do pH

O valor médio de pH obtido das análises das águas amarelas no Experimento II foi de 6,5. As medidas do pH nos percolados de P12 e P3 apresentaram valor médio de 8,4 e 5,5, respectivamente. O comportamento dos valores do pH para o sistema S1 no Experimento II foi diferente daquele mostrado pelo mesmo sistema no Experimento I. Os valores do pH dos percolados de P12 permaneceram sempre elevados em comparação com o pH das águas amarelas, como exemplificam as médias descritas anteriormente, diferentemente do comportamento apresentado no Experimento I, quando houve valores médios diferentes nas fases de pré-nitrificação e da nitrificação. Já para os percolados do P3 o valor médio do pH diminuiu aproximadamente duas unidades em relação à média observada no Experimento I. A variação do pH dos percolados do sistema S1 foi caracterizada pela proximidade com a média como demonstrado pelos valores do desvio padrão de 0,1 e 0,2, para P12 e P3, respectivamente.

Os percolados do sistema S2 apresentaram valores médios de pH de 7,7 e 5,6, para P45 e P6, respectivamente. De modo análogo ao sistema S1, nesse experimento, os valores do pH do sistema S2 não se distanciaram da média e não apresentaram o comportamento do experimento I para este mesmo sistema, mas foram mantidos aproximadamente constantes.

4.3.2. *Variação da Alcalinidade*

A alcalinidade total medida nas análises das águas amarelas apresentou valor médio de 136,8 mg CaCO₃.L⁻¹, com desvio padrão de 127,7 mg CaCO₃.L⁻¹, valor médio esse menor que aquele obtido no Experimento I, compatível com a variação da composição da urina entre indivíduos (SILVERTHORNE, 2010) e com a influência da época do ano em que o processo de amonificação está submetido (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Os percolados de P12 e P3 apresentaram valores médios de alcalinidade de 1562,7 mg CaCO₃.L⁻¹ e 13,3 mg CaCO₃.L⁻¹, respectivamente. A média de alcalinidade obtida para os percolados de P12 esteve muito próxima do dobro do valor médio de alcalinidade estimado no Experimento I. Em relação à fase da pré-nitrificação do Experimento I a alcalinidade do percolado de P12 no Experimento II representou um aumento percentual de 35%.

A média de alcalinidade estimada para os percolados de P3 no Experimento II indicou um grande consumo de alcalinidade neste percolador. O valor médio da alcalinidade foi equivalente a 1,3%, comparado à alcalinidade dos percolados no período da pré-nitrificação de P3, no Experimento I. Comparando o valor médio da alcalinidade obtida no percolado de P3 com a média desse indicador nas águas amarelas e com o percolado de P12, são obtidas reduções percentuais de 90,2% e 99,2%, respectivamente. Lembrando que o percolado de P12 é usado na alimentação do P3. Isso mostra uma grande mudança de comportamento do sistema S1 entre as duas taxas aplicadas nos Experimentos I e II, respectivamente.

O valor médio da alcalinidade obtido para os percolados de P45 foi de 588,6 mg CaCO₃.L⁻¹. Os valores da alcalinidade permaneceram altos durante todo o intervalo de monitoramento do Experimento II não apresentando redução, como no Experimento I. O percolado de P45 foi aplicado em P6 e gerou um percolado com valor de alcalinidade média de 13,7 mg CaCO₃.L⁻¹, com uma redução média de 98% da alcalinidade afluyente deste percolador.

4.3.3. *Variação da concentração de oxigênio dissolvido*

O valor médio da concentração de oxigênio dissolvido estimado para as águas amarelas foi de 1,6 mg.L⁻¹. Os percolados de P12 e P3 apresentaram médias de oxigênio dissolvido de 3,6 mg.L⁻¹ e 7,8 mg.L⁻¹, respectivamente. Os valores do oxigênio dissolvido dos percolados de P12, no sistema S1, apresentaram concentrações com grande variação em relação à média. Já os valores de oxigênio dissolvido dos percolados de P3 não demonstraram o mesmo comportamento mantendo valores bem próximos da média. As médias da concentração de

oxigênio dissolvido estimadas nos percolados de P45 e P6 foram de 4,9 mg.L⁻¹ e 7,9 mg.L⁻¹, respectivamente, com desvios padrões de 1,2 e 0,25 mg.L⁻¹, respectivamente.

Com base nos valores médios de oxigênio dissolvido para cada percolador, apresentados anteriormente, pode ser verificado que os percoladores com leito de carvão ativado tiveram maior capacidade em promover aeração do percolado que os percoladores com leito de areia. Os percolados dos percoladores P12 e P45 apresentaram menores concentrações de oxigênio dissolvido no Experimento II comparados aos valores obtidos no Experimento I. Os níveis de oxigênio nos sistemas S1 e S2 foram significativamente menores, no Experimento II, que aqueles apresentados no Experimento I, sendo essa redução atribuída ao nível de saturação do meio com líquido, impedindo a reaeração durante a percolação.

4.3.4. *Variação da concentração de matéria orgânica*

O valor médio da concentração de matéria orgânica, na forma de DQO, nas águas amarelas foi de 693 mg.L⁻¹, uma média bem próxima daquela obtida no Experimento I. Os percolados de P12 e P3 apresentaram valores médios de concentração de DQO de 168 mg.L⁻¹ e 87 mg.L⁻¹, respectivamente. A remoção percentual de matéria orgânica no S1 para os percoladores em paralelo foi de 76% e para o percolador em série foi de 52%. O P12 aumentou sua eficiência em 20% enquanto que P3 decresceu em 13,2%, ambos em relação aos percentuais de remoção obtidos no Experimento I. A remoção total percentual de matéria orgânica no sistema S1 foi de 87,5%.

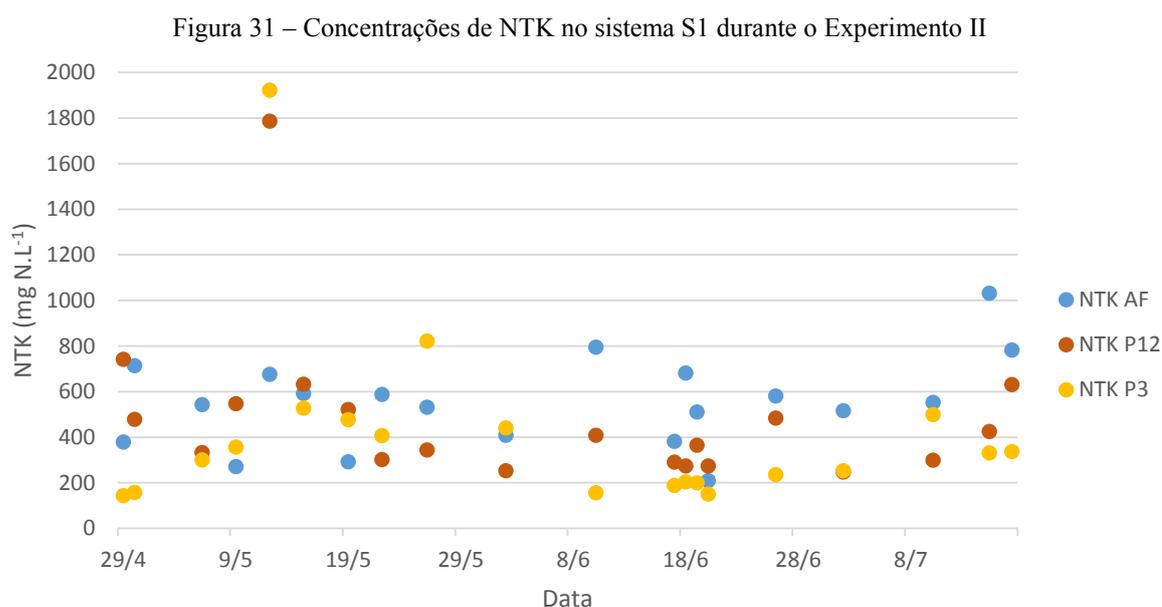
Os percolados de P45 e P6 apresentaram valores médios de concentração de DQO de 189 mg.L⁻¹ e 82 mg.L⁻¹. A remoção percentual em P45 foi de 73% e em P6 foi de 57%. Os percoladores em paralelo do sistema S2 mantiveram seu percentual de remoção de matéria orgânica comparável aos resultados apresentados no Experimento I. O percolador em série obteve um aumento de 1% comparado ao percentual obtido no Experimento I. No entanto, o sistema S2 apresentou remoção percentual de 88,2%, apenas 0,1% superior aos resultados obtidos no Experimento I. Observando o rendimento obtido para este experimento fica claro que o S1 obteve maior êxito na remoção de matéria orgânica devido à presença dos leitos de areia, em comparação à remoção obtida no sistema S2 com leitos somente de carvão ativado.

4.3.5. *Variação da concentração do nitrogênio total Kjeldahl*

As águas amarelas apresentaram média de concentração igual a 706,6 mg NTK.L⁻¹, valor médio maior que a média desse mesmo indicador para o Experimento I. As Figuras 31 e

32 ilustram as concentrações de nitrogênio na forma de NTK nos sistemas S1 e S2 para o Experimento II, respectivamente. Os percolados de P12 e P3 apresentaram valores médios de NTK de 580,5 mg NTK.L⁻¹ e 276,8 mg NTK.L⁻¹, respectivamente.

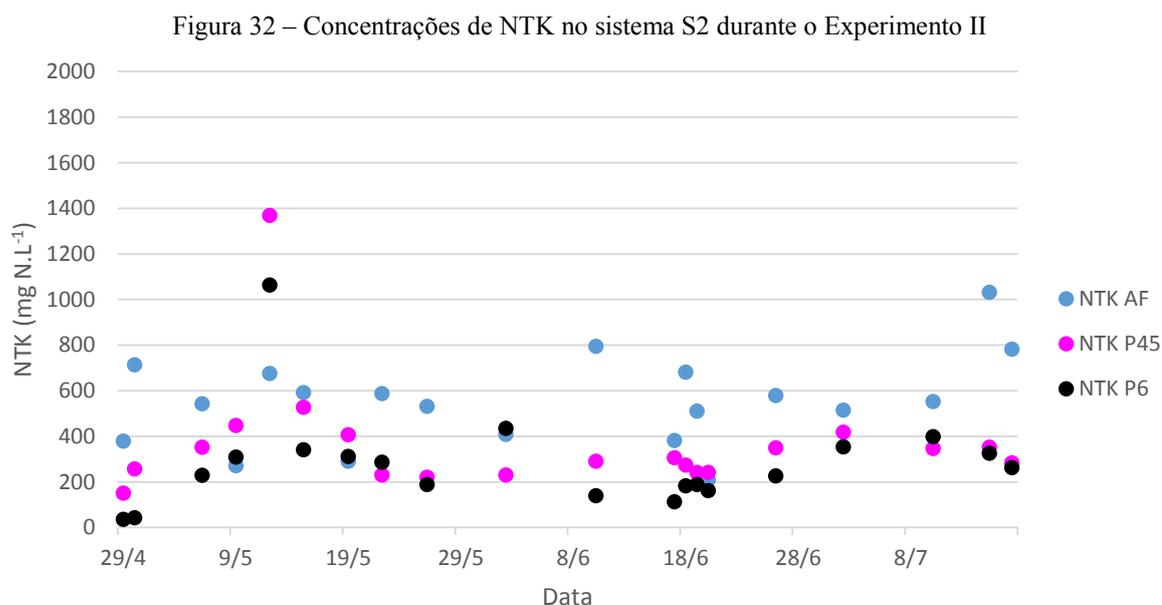
O percolado de P12 apresentou vários pontos onde a concentração de nitrogênio na forma de NTK foi maior que o valor nas águas amarelas afluentes, analogamente ao que ocorreu no Experimento I. Os percolados de P3 não apresentaram valores de concentração de NTK acima da concentração nas águas amarelas, mas, em um único ponto, foi maior que a concentração do percolado de P12. O sistema S2 apresentou poucos pontos onde a concentração de NTK do percolado de P45 e P6 fosse maior que a concentração alimentada de cada um. O percolado de P45 apresentou apenas dois dos pontos do início do monitoramento dos sistemas no experimento II nos quais a concentração de NTK efluente era maior que afluente, isto está ilustrados na Figura 31. As concentrações médias de NTK para os efluentes de P45 e P6 foram de 473,5 mg NTK.L⁻¹ e 285,2 mg NTK.L⁻¹, respectivamente.



A concentração de nitrogênio na forma de NTK do percolado de P12 foi reduzida 18% da concentração, deste mesmo indicador, nas águas amarelas. Isso não indicou que houve maior oxidação mas sim uma menor retenção do NTK, devido à maior velocidade do escoamento e maior quantidade de água percolando que, conseqüentemente, diminuiu o poder de retenção e adsorção do leito. No percolado de P3 a concentração de NTK reduziu 52,3% daquela apresentada na sua alimentação que é o de P12.

A concentração de NTK no percolado de P45 reduziu 67% em relação a concentração de NTK da urina diluída, no experimento I, neste mesmo indicador e percolador, esta redução

foi de 66,1%. No percolado de P6 a concentração de NTK reduziu 40,3% em relação a concentração deste mesmo indicador na sua alimentação (percolado de P45). No experimento I, para esse mesmo indicador a redução encontrada no percolado foi de 50,7%. Todos os percoladores mostraram comportamento semelhantes em relação a retenção e adsorção com relação a variação da vazão de percolação.



4.3.6. *Variação da concentração de nitrogênio amoniacal*

As Figuras 33 e 34 ilustram as variações das concentrações de nitrogênio amoniacal, respectivamente nos sistemas S1 e S2, no Experimento II. O valor médio de nitrogênio amoniacal estimado para as águas amarelas foi de 55,2 mg N.L⁻¹, valor esse que representa apenas 7,8% do NTK afluente, sendo menor que a média obtida no Experimento I.

Os percolados de P12 e P3 apresentaram médias de nitrogênio amoniacal de 447,2 mg N.L⁻¹ e 232,7 mg N.L⁻¹, respectivamente. As concentrações médias de nitrogênio amoniacal de P12 e P3 representaram, nessa ordem, 77,0% e 81,5% da concentração média de NTK dos respectivos percolados.

Os efluentes de S2 mostraram médias de nitrogênio amoniacal de 363,0 mg N.L⁻¹ e 285,2 mg N.L⁻¹ para P45 e P6, respectivamente. Esses valores correspondem, respectivamente, a 76,7% e 100% do NTK dos percolados de P45 e P6.

Os sistemas S1 e S2 apresentaram maior percentual de nitrogênio amoniacal no NTK do percolado no Experimento II, relativamente ao Experimento I. Os resultados demonstram que o sistema S2 apresentou uma amonificação maior que o sistema S1, apesar do P12 ter

apresentado uma melhor eficiência em relação a P45, tanto para o Experimento I quanto para Experimento II.

Figura 33 – Concentrações de nitrogênio amoniacal no sistema S1 durante o experimento II

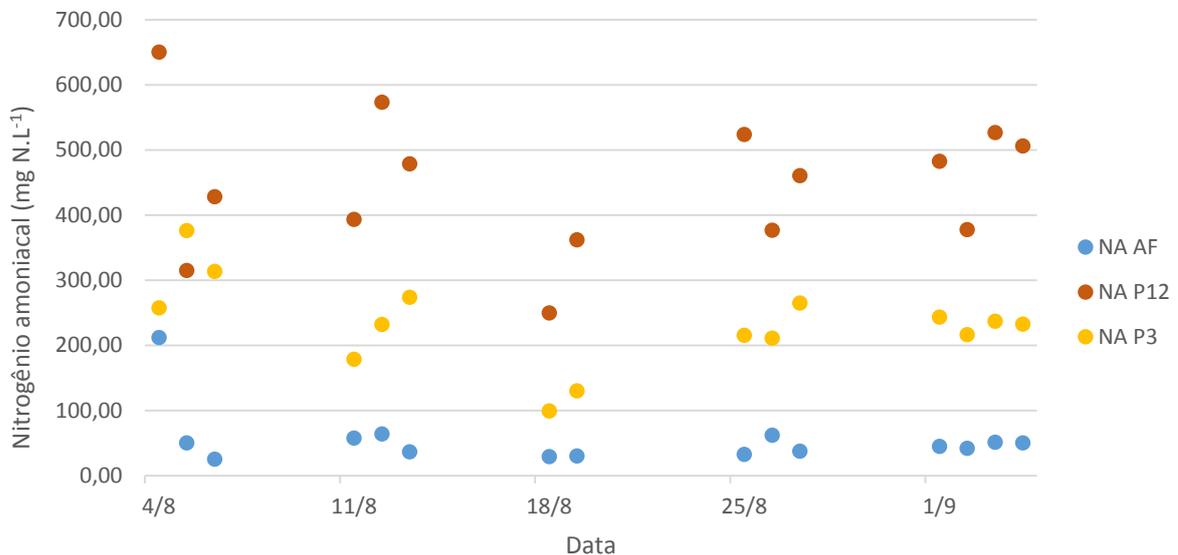
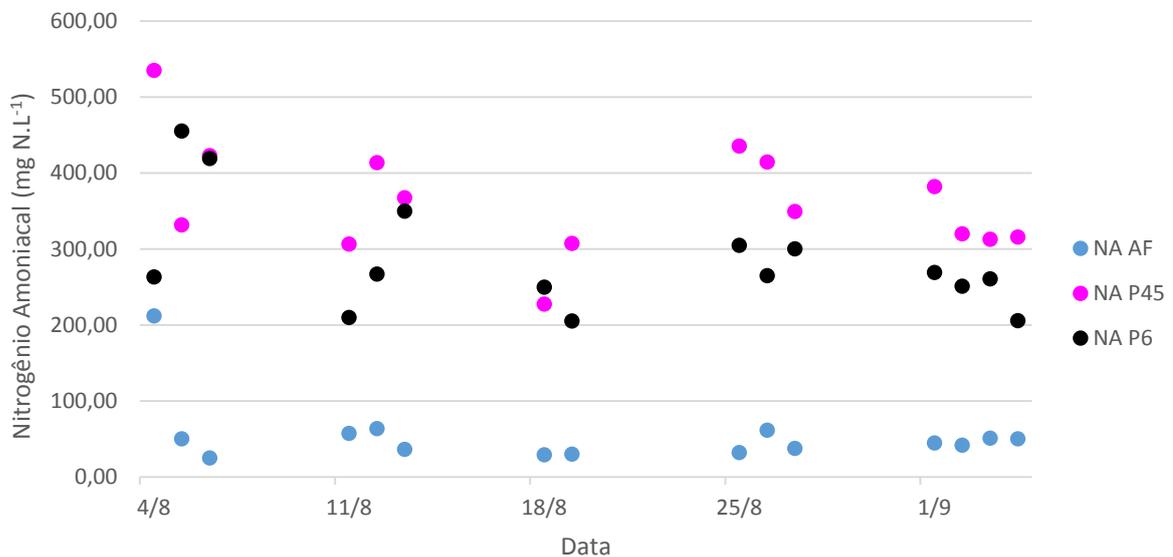


Figura 34 – Concentrações de nitrogênio amoniacal no sistema S2 durante o Experimento II



4.3.7. Variação da concentrações de nitrito

As Figuras 35 e 36 ilustram a variação das concentrações de nitrogênio na forma de nitrito nos sistema S1 e S2, respectivamente, durante o Experimento II. A concentração média de nitrogênio na forma de nitrito nas águas amarelas foi de 0,10 mg N.L⁻¹, pouco menos que aquela apresentada no Experimento I.

Os percoladores de S1 não apresentaram o mesmo comportamento descrito para o Experimento I. A concentração de nitrogênio na forma de nitrito permaneceu abaixo de 2,1 mg N.L⁻¹ para os percolados de P12, sendo seu valor médio de 0,85 mg N.L⁻¹. Para o percolado de P3 a média de nitrogênio na forma de nitrito foi de 15,9 mg N.L⁻¹ e seus valores permaneceram sempre abaixo de 27 mg N.L⁻¹.

Figura 35 – Concentrações de nitrogênio na forma de nitrito no sistema S1 durante o Experimento II

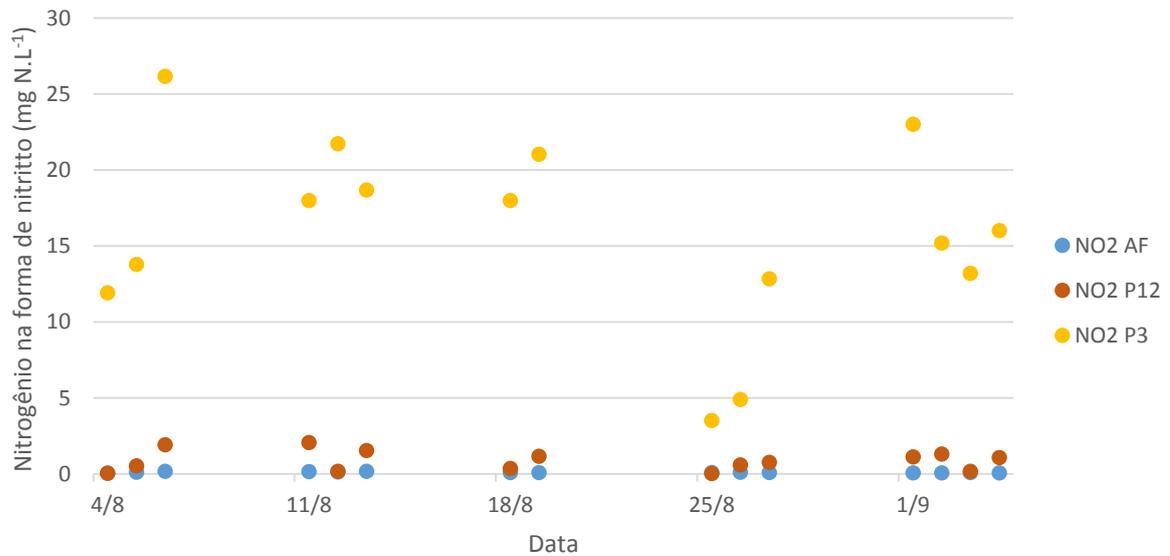
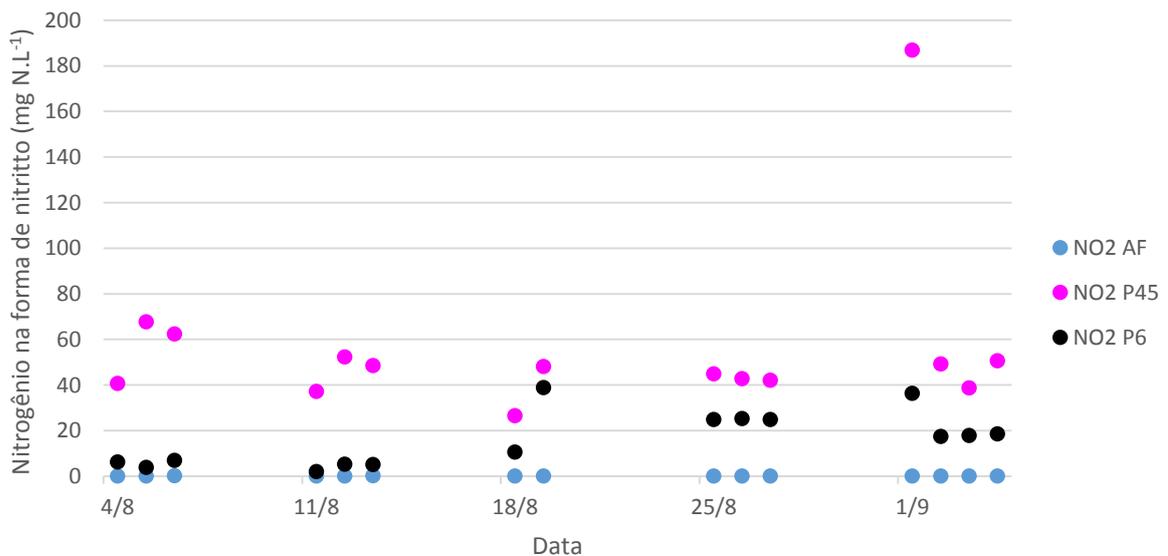


Figura 36 – Concentrações de nitrogênio na forma de nitrito no sistema S2 durante o Experimento II



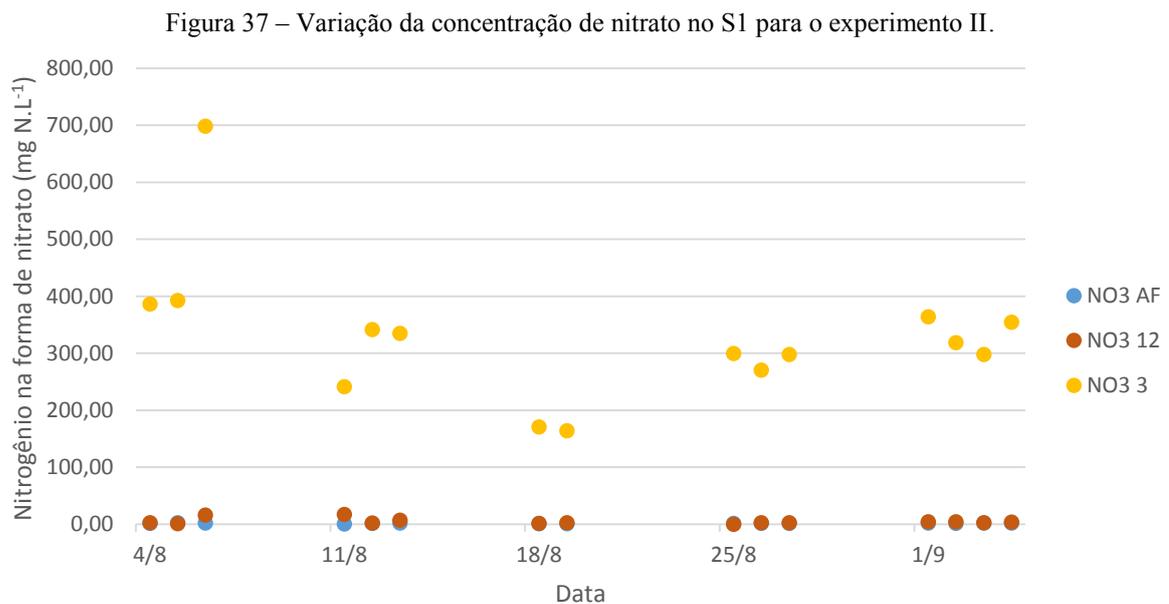
Comparado às médias obtidas no Experimento I, pode ser dito que o sistema teve seu processo de nitrificação comprometido pela taxa de aplicação que causou uma menor oxigenação

do meio. Os percolados de P45 e P6 apresentaram médias de nitrogênio na forma de nitrito de 55,9 mg N.L⁻¹ e 16,3 mg N.L⁻¹, respectivamente, valores comparativamente bem menores que os obtidos no Experimento I.

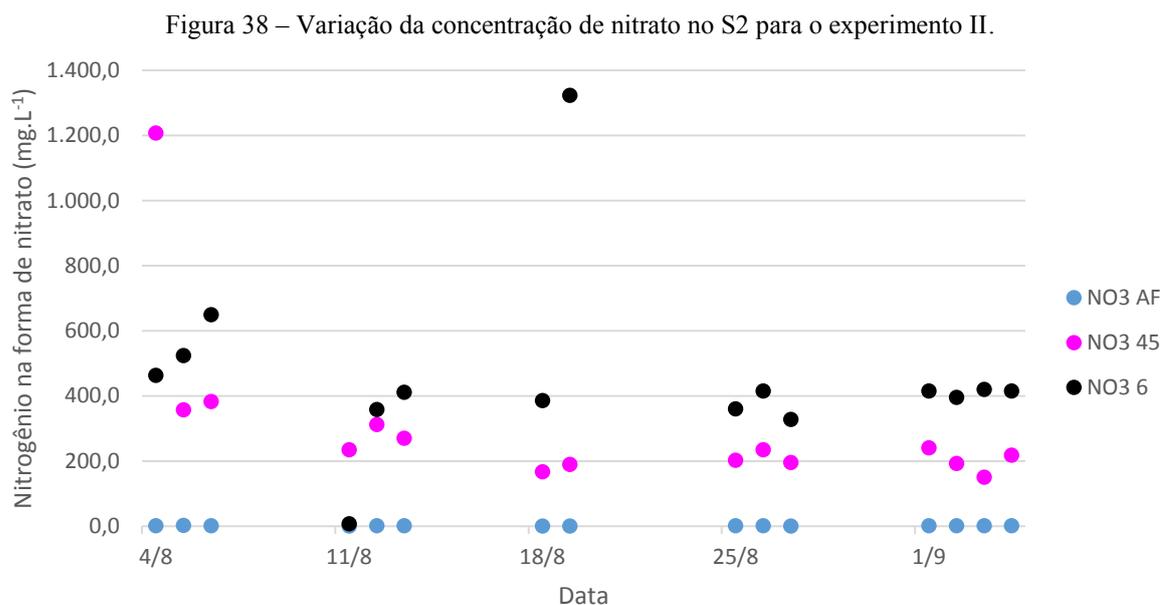
4.3.8. *Variação da concentrações de nitrato*

Os sistemas S1 e S2 não apresentaram fases distintas, como no Experimento I. A concentração de nitrogênio na forma de nitrato nas águas amarelas foi de 1,6 mg N.L⁻¹. As Figuras 37 e 38 ilustram, respectivamente, as concentrações de nitrogênio na forma de nitrato nos sistemas S1 e S2, durante o Experimento II.

Os percolados de P12 e P3 apresentaram concentrações médias de nitrogênio na forma de nitrato de 4,7 mg N.L⁻¹ e 328,9 mg N.L⁻¹, respectivamente. A média apresentada pelos percolados de P12 foi bem menor que aquela apresentadas no Experimento I e os percolados de P3 apresentaram média menor que aquela apresentada no Experimento I.



Os percolados de P45 e P6 apresentaram médias de nitrogênio na forma de nitrato de 304,2 mg N.L⁻¹ e 458,2 mg N.L⁻¹, respectivamente. Os efluentes do percolador P45 apresentaram média de nitrogênio na forma de nitrato menor para o Experimento II, em relação àquela obtida no Experimento I. Já os efluentes de P6 apresentaram maior concentração no Experimento II do que no Experimento I.



A maior concentração de nitrato nos percolados do Experimento I se deve, primeiramente, ao maior tempo de detenção do nitrogênio em suas formas retidas e/ou adsorvida. No segundo experimento, como a quantidade de percolado era duas vezes maior, assim como a vazão aplicada, o tempo de detenção do nitrato foi bem menor. As concentrações de nitrato das águas amarelas foram, no entanto, menores que as concentrações encontradas nos percolados de P45, e as concentrações do nitrato no percolado deste foram menores que os valores obtidos no percolado de P6, com exceção de um único ponto inicial, como ilustrado nas Figuras 36 e 37. Os percoladores em paralelo dos sistemas S1 e S2 apresentaram colmatação, mas, diferentemente do Experimento I, elas ocorreram em dias onde foram realizadas apenas alimentação e não foram realizadas análises físico-químicas dos percolados dos sistemas. Os valores de nitrato antes e depois dos dias em que ocorreram a colmatação mostraram que não houve influência deste ocorrido na nitrificação nos dados coletados.

5. DISCUSSÃO

5.1. Resultados do experimento I

A lavagem da areia utilizada para construção dos percoladores mostrou que a condutividade elétrica variou com a percolação da solução ácida e a alta turbidez reduziu significativamente, mostrando que este substrato tem um alto grau de partículas que se solubilizam em solução ácida. O carvão ativado, por outro lado, não diminuiu sua turbidez com o aumento da condutividade elétrica do percolado, ou seja, as partículas que causavam turbidez não eram solúveis em soluções de alta polaridade.

A solução de bicarbonato de sódio teve a capacidade de retirar cor do leito de areia de modo que a cor aparente foi da ordem de 200 uH. Os resultados da monitoração do indicador cor aparente demonstraram que as substâncias presentes na areia sempre se solubilizavam no percolado. O pH do percolado variava devido à amonificação da ureia e à solubilização da amônia formando os íons amônio e hidroxila (SAWYER, MCCARTY e PARKIN, 2003; NUNES, 2011), conforme a Equação 15.



As substâncias que conferiam cor aparente ao efluente do percolado de P12 foram removidas na passagem pelo percolador P3 que, por sua vez, mostrou capacidade remover a cor por retenção e adsorção de substâncias. O sistema S2, composto apenas de percoladores com leito de carvão ativado, apresentou resultados que firmam esse substrato como importante removedor de cor de efluentes líquidos. A remoção de cor foi mais eficiente neste sistema quando comparada aos resultados obtidos por Paternianni (2011), trabalhando com filtros estratificados, de carvão ativado e areia, alimentados continuamente com efluentes de esgoto doméstico, obtendo redução média de cor de 21%.

A turbidez apresentada pelo percolado do P12 está relacionada principalmente à liberação de material do biofilme. Este fato é explicado pelo aumento da turbidez nos períodos em que houve colmatação, quando esse indicador atingiu média acima de 200 UNT. Os resultados apresentados pelos demais percoladores demonstram que o carvão ativado também possui a propriedade de retenção das partículas em suspensão. O leito de carvão ativado de P3 reteve as partículas suspensas geradas no P12 pela colmatação mantendo os níveis de turbidez no efluente do sistema S1 semelhante aos valores obtidos nos outros dias de monitoramento no período do experimento I.

Os percoladores P3, P45 e P6 não apresentaram colmatação durante o Experimento I. No Experimento II houve duas ocorrências de colmatação em todos os filtros, mas não houve aumento de turbidez nos efluentes dos filtros com carvão ativado. Este fato demonstra que o filme biológico tem mais afinidade com a superfície dos grãos de carvão que com superfície dos grãos de areia. Os valores de turbidez também se mostraram menores que no trabalho de Paternianni (2011) que obteve efluente do seu sistema com turbidez média de 32,1 UNT.

A condutividade elétrica aumentou para os efluentes dos sistemas S1 e S2 devido à ocorrência de amonificação e nitrificação. Como já mencionado anteriormente, a solubilização

da amônia em água forma o íon amônio. Este íon é adsorvido pelo filme biológico e usado em reações internas que resultam em energia e nitrato no processo chamado de nitrificação. Esses íons contribuem para o aumento da condutividade elétrica nos percolados de P12 e paralelamente houve aumento da cor aparente. Os percolados de P3 apresentaram condutividade elétrica média bem próxima daquela apresentada por seu afluente, concordando com os resultados obtidos para a cor aparente deste mesmo efluente e com as características de adsorver substâncias no carvão ativado.

Os resultados obtidos no sistema S2 demonstram a amonificação e, conseqüentemente, maior ionização realizada pelo percolador P45, em relação ao P6. O P6 demonstrou capacidade de adsorção de íons e substâncias semelhante aos percoladores P45 e P3. A retenção, adsorção e dessorção de íons pelo carvão ativado justifica o maior aumento percentual da condutividade elétrica do efluente de S1 em relação ao do S2.

A alcalinidade total desenvolvida dentro dos sistemas S1 e S2 é consequência da hidrólise enzimática da ureia. O pH aumenta devido à maior presença de hidroxilas resultantes da solubilização da amônia em água. O processo de oxidação do nitrogênio amoniacal ao nitrogênio na forma de nitrato consome a alcalinidade gerada, mais precisamente, na transformação da amônia em nitrito (NUNES, 2011, VAN HAANDEL, 1999). A alcalinidade e o pH dos sistemas aumentaram conjuntamente indicando que os reatores estavam realizando o processo de amonificação sem uma significativa nitrificação na fase de pré-nitrificação do Experimento I.

A alcalinidade produzida e acumulada nos sistemas foi consumida na fase da nitrificação para obtenção de produtos oxidados e o pH do percolado caiu para valores médios menores que os do afluente. Os valores de pH efluente, menores que os do afluente, indicam que o sistema realizou processos capazes de consumir a alcalinidade afluente e a alcalinidade gerada dentro do reator. A alcalinidade gerada nos percoladores em série apresentou média menor que nos efluentes dos percoladores em paralelo. Os percoladores em paralelo realizaram nitrificação intensa e conseqüentemente houve uma redução significativa da alcalinidade. Os percoladores em série mostram maior capacidade de nitrificar do que de amonificar.

O oxigênio é uma substância necessária para a realização dos processos de oxidação da matéria orgânica e do nitrogênio para os sistemas com nitrificação (METCALF & EDDY, 2005). Os efluentes dos sistemas demonstraram que não houve déficit de oxigênio para realização dos processos aeróbios dentro dos reatores, com exceção do percolador P12, no segundo experimento, mas o carvão ativado demonstrou ter maior aporte dessa substância,

apresentando as maiores concentrações nos efluentes do sistema S2. Além das concentrações efluentes, outra evidência de que não houve déficit de oxigênio foram os níveis de remoção de matéria orgânica conjuntamente com os níveis de nitrificação realizados pelos reatores.

A remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, apresentou altos percentuais em ambos os sistemas. O sistema S1 se sobressaiu, em relação ao S2, devido aos percoladores em paralelo que obtiveram percentual de remoção de 89%, 16% a mais que os percoladores de P45. O P3 teve um desempenho bem menor em relação ao P12, talvez porque a DQO afluyente não tivesse uma grande proporção biodegradável. O percolador P6 teve melhores resultados em comparação a P3, porque a eficiência de remoção de matéria orgânica do P45 apresentou-se menor e, dessa forma, havia maior quantidade de matéria orgânica no afluyente deste percolador. Com relação à remoção de matéria orgânica a areia apresenta-se como um material de excelente custo-benefício. Os níveis de remoção também se mostraram melhores do que os resultados obtidos por Touil (2014) que trabalhou com filtração de efluente doméstico em areia e obteve remoção de DQO de 50%, depois do período de aclimação.

As concentrações de DQO efluente, de alguns dias, se mostraram acima dos valores obtidos na análise do afluyente em todos os percoladores. Esse fato ocorreu mesmo depois da fase da pré-nitrificação do sistema, que para as bactérias heterotróficas é bem mais rápida do que para as nitrificantes. A matéria orgânica se acumulou dentro do sistema devido aos fenômenos físicos de retenção e adsorção. Uma vez que uma determinada quantidade de material dissolvido num percolado é adsorvida sobre um material sólido, a sua dessorção dependerá da quantidade e características do líquido usado como eluente. Como, neste caso, o eluente é o mesmo usado para o processo de percolação, o meio poroso funciona como um retentor dos materiais e a completa dessorção desses envolve o volume de água utilizada para percolação. Quando esse volume não é suficiente, um residual do material permanece dentro do filtro e dessorve em outra aplicação do eluente (MARTINEZ, SILVA e PEREIRA, 2010).

O comportamento de retenção foi apresentado pelos indicadores nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio nas formas de nitrito e nitrato, dureza de cálcio, magnésio e total e fósforo. O NTK do sistema S1 apresentou uma diferença de concentração de pouco mais de 150 mg NTK.L⁻¹, entre afluyente e efluente. A diferença entre o afluyente e o efluente de S2 foi um pouco maior que a de S1, ocorrendo isso pela maior conversão do nitrogênio amoniacal para nitrito e nitrato nos percoladores preenchidos com carvão ativado.

A amonificação do sistema S2 apresentou-se mais eficiente que no sistema S1. Os percentuais de amônia efluente em relação ao NTK efluente foram mais altos em S2 que em

S1. Com maior conversão do NTK, de ureia para amônia, nos filtros de carvão é esperado que haja maiores níveis de alcalinidade, o que, de fato, ocorreu, visto que o NTK de saída era menor do que nos percoladores de areia. A alcalinidade efluente dos percoladores de carvão foi menor que a apresentada pelo P12 porque aqueles demonstraram adsorver mais amônia que este. O acúmulo do nitrogênio dentro dos percoladores foi mais acentuado que o da DQO porque a nitrificação acentuada só ocorreu depois de um período de um mês, quando começaram a ocorrer os picos de altas concentrações de nitrito e nitrato, enquanto que a remoção de DQO foi percebida logo na primeira semana de monitoramento. O acúmulo de nitrogênio também foi relatado por Yamaguchi et al. (1995), investigando a nitrificação na infiltração rápida de águas residuárias em leitos de areia, e por Feng, Wu e Xu (2008) trabalhando com nitrificação de urina humana em reator recheado com anéis de cerâmica.

A nitrificação e a nitratação dos sistemas se desenvolveram em ambos os sistemas S1 e S2. A presença de pequenas quantidades de nitrito e nitrato nas águas amarelas pode estar relacionada ao pequeno tempo de exposição da urina antes da alimentação do sistema e à menor quantidade de oxigênio dissolvido na água de diluição. Quando a fase da nitrificação começou no sistema, a nitrificação começou a apresentar maiores valores nos dois sistemas e com isso a alcalinidade e o pH do sistema diminuíram seus valores efluentes chegando, em alguns casos, a níveis abaixo do valor afluente. O sistema S1 mostrou ter efluente com maior concentração de nitrito. O acúmulo de nitrogênio na forma amoniacal dentro do reator foi de grande importância para o desenvolvimento do processo de nitrificação, que acontece em reações sequenciais e depende do pH do meio e da presença de alcalinidade. Feng, Wu e Xu (2008) e Yamaguchi et al. (1996) ressaltaram a importância do acúmulo de nitrogênio amoniacal dentro dos sistemas de nitrificação.

O sistema S2 apresentou efluentes com maiores concentrações de nitrato e, portanto, maior eficiência na oxidação do nitrogênio Kjeldahl. As maiores concentrações de nitrito com menores concentrações de nitrato do sistema S1 e as quantidades de nitrogênio amoniacal no efluente, principalmente nos percoladores de P12, demonstram o menor aporte de oxigênio na areia em relação ao carvão ativado levando à oxidação incompleta do nitrogênio. Através dos resultados obtidos pelo P3 e P6 é possível afirmar que o carvão ativado tem uma afinidade muito alta por adsorver o nitrato, dado que, praticamente em todos os pontos, a concentração afluente era maior que a efluente.

A eficiência de oxidação do nitrogênio da água amarela pode ser estimada pela relação entre a soma das concentrações médias de nitrito e nitrato dividida pela concentração média de

NTK afluente de cada percolador. A Tabela 13 demonstra os valores de eficiência para nitrificação dos Sistema S1 e S2.

O sistema S2, formado pelos percoladores P45 e P6, demonstrou maior eficiência média de conversão do nitrogênio a nitrato. Resultados semelhantes foram obtidos por Rodgers, Healy e Mulqueen (2005), trabalhando com filtro de areia estratificado. Feng, Wu e Xu (2008) obtiveram conversão de 95% do nitrogênio a nitrato, usando um biorreator com enchimento de anéis de cerâmica.

Tabela 13 - Valores de eficiência para nitrificação dos Sistemas I e II, durante o Experimento I

Percolador	NO ₂ ⁻ média (mg N.L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ média (mg N.L ⁻¹)	NTK afluente (mg NTK.L ⁻¹)	Eficiência (%)
P12	120,0	249,0	551,3	67
P3	92,2	250,0	481,5	71
P45	61,4	360,1	551,3	76
P6	16,2	317,1	364,5	91

A presença de íons de cálcio, magnésio e fósforo foi detectada. O fósforo apresentou algum acúmulo, principalmente na fase inicial. O fósforo apresenta grande interação adsortiva principalmente com relação à areia (RODGERS, HEALY e MULQUEEN, 2005). Na segunda fase, pontos com valores acima do valor afluente foram verificados, confirmando que os sistemas também realizam adsorção de fósforo. O fósforo também é um importante macronutriente e sua presença no efluente dos sistemas aqui apresentados aumentam a importância de utilização deste resíduo líquido como fertilizante. A média de fósforo estimada permite uma proporção afluente de nitrogênio e fósforo de aproximadamente 10:1.

A dureza total e os valores de concentração de sódio foram utilizados para o cálculo da RAS. Um efluente pode ser classificado, quanto ao risco de sodificação, com base na RAS que apresenta, de acordo com a Tabela 14.

Tabela 14 – Faixa de classificação da RAS (RICHARDS, 1954)

Intervalo	Risco de sodificação
0 < RAS < 10	Mínimo
11 < RAS < 18	Moderado
19 < RAS < 26	Alto
RAS > 27	Muito alto

A partir dos valores médios do RAS comparados aos da tabela, pode ser afirmado que os efluentes dos sistemas S1 e S2 são de alto risco de sodificação. As águas amarelas apresentaram RAS na faixa de média sodificação. No caso de utilização do efluente dos sistemas S1 e S2 em solos haveria o risco de salinização e sodificação. Em culturas

hidropônicas, no entanto, as águas amarelas podem ser usadas para produção de vegetação ornamental e cultivo de hortaliças (FILHO *et al.*, 2014; MACIEL *et al.*, 2012). Indicando que esta tecnologia pode encontrar ambiente privilegiado em sistemas descentralizados de esgotamento sanitário em áreas periurbanas.

Os efluentes do tratamento pela percolação nos sistemas 1 e 2, necessitariam ser diluídos para utilização no mesmo tipo de cultura citado anteriormente, dado que sua condutividade elétrica e seu RAS são bem maiores em comparação aos valores destes indicadores para as águas amarelas.

5.2. Resultados do experimento II e comparação com o experimento I

O pH das águas amarelas diminuiu em relação ao do Experimento I mostrando a sua relação com o período em que a urina é coletada e à dieta dos indivíduos. O efluente do percolador P12 apresentou valores aproximadamente constantes de pH e com média muito elevada em relação aos valores obtidos no Experimento I, isso pode ser explicado por um maior nível de amonificação dentro do reator e uma menor nitrificação. Já o efluente de P3 mostrou valores médios de pH inferiores àqueles obtidos no Experimento I. A quantidade de nitrogênio na forma de amônia afluente a P3, no experimento I, era menor que o do experimento II. Dessa forma, a maior abundância dessa substância permitiu um acúmulo de amônia dentro do sistema e um aumento na alcalinidade interna do percolador. Além disso, a comunidade nitrificante também produziu considerável concentração de nitrato em comparação com os valores obtidos no efluente deste mesmo percolador no Experimento I.

O sistema S2 apresentou um leve acréscimo na média do pH do percolador P45 associado a uma maior amonificação no sistema. O P6 apresentou acúmulo de nitrogênio amoniacal e produção de nitrito e nitrato. A comunidade nitrificante estabelecida em P6 consumiu todo o nitrito afluente e parte do produzido no próprio percolador. Este fato é confirmado pela redução da alcalinidade no percolado de P6, além do acúmulo de amônia dentro do sistema.

A alcalinidade do percolado de P12 aumentou mais de 500 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e a do percolado de P3 diminuiu bastante em relação à média do Experimento I. Uma parte do nitrogênio amoniacal foi nitrificada no P45, mas o nível de amônia efluente desse percolador foi maior que aquele apresentado no experimento I e, determinando uma maior carga de amônia no P6. Então, para o segundo experimento, os percoladores em paralelo de S1 se especializaram

em gerar alcalinidade pela amonificação e os percoladores com carvão ativado em S1 e S2 na redução da alcalinidade do percolado pela oxidação da amônia à nitrato.

As concentrações médias de oxigênio dissolvido nas águas amarelas e nos efluentes dos percoladores em paralelo foram menores. Nos efluentes dos percoladores em série a concentração foi um pouco maior do que aquela apresentada no Experimento I. Os menores níveis de oxigênio determinados no percolado de P12 ocorreram porque, neste, houve maior remoção de DQO em relação ao Experimento I, menor porosidade do meio e alta vazão que promovia um fluxo mais saturante dentro dos leitos em relação ao fluxo promovido pela menor vazão do Experimento I. A vazão do percolado dentro dos percoladores foi o principal motivo da menor concentração de oxigênio já que o meio estava mais saturado de água impedindo o movimento convectivo e difusivo do ar para dentro do meio. Os percolados de P3, P45 e P6 apresentaram maiores concentrações de oxigênio do que P12, pois o carvão ativado permitia maior aporte de oxigênio. O sistema S1 apresentou remoção média maior que no Experimento I, este também foi um dos fatores que influenciou na nitrificação deste sistema, mais especificamente nos percoladores de P12. A nitrificação no sistema S2 não foi proporcional ao aumento da taxa de aplicação devido aos menores níveis de oxigênio dissolvido e à maior remoção de matéria orgânica.

A concentração de NTK do percolado de P12 mostrou uma redução percentual 5,3% maior do que a determinada no Experimento I. Já o percolado de P3 apresentou redução percentual 37% maior que no Experimento I. A redução percentual de NTK dos sistemas S1 e S2 foi maior em 33,5% e 12,5% no experimento II comparada aos percentuais obtidos em I. Esses percentuais indicam que houve modificação do comportamento da retenção e adsorção provocada pela vazão aplicada no segundo experimento.

O acúmulo de nitrogênio dentro dos sistemas, a redução dos níveis de oxigênio, a maior remoção de DQO e o aumento do pH são fatores que estão associados ao processo de nitrificação ocorrendo dentro dos percoladores. As diferenças entre os valores destes indicadores no experimento I e II justificam a mudança do comportamento do processo de nitrificação dos sistemas. Na Tabela 15 são apresentados os valores da eficiência de nitrificação dos sistemas para o Experimento II.

O sistema S1 apresentou resultados menos eficientes para o Experimento II quando comparados ao Experimento I. A carga orgânica consumiu o oxigênio presente no meio e reduziu a nitrificação do P12; além disso a quantidade de amônia dissolvida pode ter aumentado

o pH para níveis fora do preferendo das nitrificantes. O P3 apresentou resultados de nitrificação percentual menores do que os apresentados para o Experimento I.

Tabela15 – Valores de eficiência para nitrificação dos sistemas para o experimento II

Percolador	NO2 média (mg.L⁻¹)	NO3 média (mg.L⁻¹)	NTK afluyente (mg.L⁻¹)	Eficiência (%)
F12	0,8	4,7	706,6	0,8
F3	15,9	304,2	580,6	55,0
F45	55,9	328,9	706,6	54,5
F6	16,3	458,6	473,5	100

O P45 teve sua eficiência reduzida quando comparada àquela demonstrada no Experimento I, justamente pela maior carga orgânica oxidada dentro do percolador. Porém, a nitrificação não mostrou níveis de inibição como no P12 e a produção de nitrato foi 20% menor comparada ao percentual obtido no Experimento I. O P6, por outro lado, obteve melhores percentuais de nitrificação em relação aos resultados do Experimento I. O sistema S2 mostrou maior eficiência no segundo experimento, comparado ao sistema S1, evidenciado pela maior remoção percentual de matéria orgânica e manutenção da nitrificação, resultados influenciados pela alta área superficial e porosidade que permitiram ao leito um maior aporte de oxigênio e consequentemente capacidade de manter seus processos biológicos mesmo com uma taxa mais altas de aplicação.

6. CONCLUSÕES

- A configuração CAG/CAG mostrou maior eficiência na estabilização do nitrogênio das águas amarelas;
- A taxa de aplicação de $100 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ permitiu melhores resultados do processo de nitrificação quando comparados aqueles obtidos com a taxa de $200 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.
- Em termos estéticos, a utilização do carvão ativado é mais adequada pois reduziu a quantidade de material em suspensão e a cor do efluente;
- O meio suporte de carvão ativado demonstrou maior afinidade química com o filme biológico e permitiu excelentes resultados na remoção de sólidos suspensos.
- Os percoladores que utilizaram carvão como substrato apresentaram menor tendência à colmatação;
- O leito de areia pode ser utilizado para nitrificação de águas amarelas, devendo ser consideradas as limitações deste meio em relação à taxa de aplicação;
- O intervalo de intermitência utilizado foi suficiente para promover a recuperação dos níveis de oxigênio nos leitos de carvão ativado;
- A alta condutividade elétrica e alta razão de adsorção de sódio do efluente dos filtros limitam seu uso para agricultura comum, mas sua utilização em cultivo hidropônico pode ser uma importante saída para recuperação de nutrientes presentes;
- A utilização de percoladores em série aumentou substancialmente a conversão do nitrogênio a formas estáveis;
- A tecnologia utilizada pode ser usada para mineralização do nitrogênio orgânico presente na urina para fins de reuso agrícola, particularmente, em sistemas descentralizados de esgotamento sanitário.

7. RECOMENDAÇÕES

- Estudar a distribuição do tempo de residência (DTR) para as substâncias envolvidas neste trabalho com relação aos meios de areia e carvão;
- Estudar a distribuição de concentração dos indicadores ao longo da coluna de cada percolador bem como a perda de carga ao longo da percolação;
- Avaliar o desempenho dos reatores paralelos ou em série, com recirculação;
- Estudar a capacidade de adsorção da areia e do carvão ativado para ureia, amônia, nitrito e nitrato, variando o número de substâncias e os arranjos entre elas;
- Estudar a nitrificação em leitos com várias regiões de oxigenação ao longo da sua altura.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. NBR 13696, **Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1997.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19^a. ed. Baltimore: American Public Health Association, 1995. ISBN 0-87553-223-3.

ASSIS, F. M. C. V. D. et al., **lixiviação de íons, potássio e sódio em colunas de solo deformado**. JEPEX. Recife: UFRPE. 09-13 dezembro 2013.

BARNES, D.; BLISS, P. J., In: _____ **Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment**. 1^a. ed. New York: E & F. N. Spon, 1983. Cap. 1-2, p. 1-11.

BERNARDO, L. D., Teoria da Filtração. **DAE**, v. 1235, n. 123, p. 49-68, 1980.

BERNARDO, L. D., **Filtração direta aplicada a pequenas comunidades**. 1^a. ed. São Carlos: ABES/RiMa, 2003.

BERNDTSSON, J. C.; HYVONEN, I., Are there sustainable alternatives to water-based sanitation system? Practical illustrations and policy issues. **Water Policy**, n. 4, p. 515-530, 2002. ISSN 1366-7017/02/\$.

BŁAŻEJEWSKI, R.; MURAT-BŁAŻEJEWSKA, S. Water Retention Time in Intermittently Dosed Sand Filters. **Polish Journal of Environmental Studies** , v. 18, n. 2, p. 289-292, 2009.

BRESLER, E.; McNEAL, B. L.; CARTER, D. L.; Saline and sodic soils – Principles – Dynamics – Modeling. Springer – Verlag, New York, 1982. 236 p.

BRINK, N. C. P.; **Avaliação do tipo de material Filtrante no Comportamento Hidráulico de Filtros Rápidos de Camada Profunda no Tratamento de Águas de Abastecimento**. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, p. 363. 2009.

CAHILL, D. J.; FRYANDPETA, C. H.; FOXALL, J. D., Variation in urine composition in the human urinary tract: evidence of urothelial function in situ?, **The Journal of Urology**, v. 169, p. 871– 874, março 2003. ISSN 0022-5347/03/1693-0871/0.

COHIM, E.; DOURADO, M.; KIPERSTOK, A., **Tempo médio de passagem de líquido em filtros intermitentes de leito de areia**. XXXI Congresso Interamericano AIDIS. Santiago - Chile: [s.n.]. 2008.

CREST, M.; BLANC, D.; MOSZKOWICZ, P.; DUJET, C., Experimental percolation under intermittent conditions: Influence on pollutants emission from waste. **Journal of Hazardous Materials B**, n. 139, p. 523–528, 2007. ISSN 0304-3894/\$.

DABROWSKI, A., Adsorption from theory to practice. **Advances in Colloid and Interface Science**, n. 93, p. 135-224, 2001. ISSN 0001-8686/01/\$.

DEPARTAMENTO INTERNACIONAL DA ÁGUA. **Processos extensivos de tratamento das águas residuais adaptados a pequenas e médias aglomerações**. [S.l.]: Luxemburgo Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias, 2001. ISBN 92-894-1690-4.

ESREY, S. A; GOUGH, J. ; RAPAPORT, D.; SAWYER, R.; SIMPSON-HÉBERT, M. ; VARGAS, J. ; WINBLAD, U., **Ecological Sanitation**. 1ª. ed. Stockholm: Swedish International Development Cooperation Agency, 1998. ISBN 91 586 76 12 0.

ESREY, S. A.; ANDERSSON, I.; HILLERS, A.; SAWYER, R., **Closing the loop: Ecological Sanitation for food security**. 1ª. ed. Tepoztlán: Sarar Transformación SC, 2001.

ETTER, B.; TILLEY, E.; KHADKA, R.; UDERT, K.M., Low-cost struvite production using source-separated urine in Nepal. **Water Research**, v. 45, p. 852-862, 2011. ISSN 0043-1354/\$.

FALLAH, H.; FALLAH, A.; RAHMANI, A.; AFKHAMI, M.; AHMADI, A., Size Exclusion Mechanism, Suspension Flow through Porous Medium. **International Journal of Modern Nonlinear Theory and Application**, n. 1, p. 113-117 , dez/2012.

FENG, D.; WU, Z.; XU, S., Nitrification of human urine for its stabilization and nutrient recycling. **Bioresource Technology** , n. 99, p. 6299–6304, 2008. ISSN 0960-8524/\$.

FOGLER, H. S., **Elementos de Engenharia das Reações Químicas**. Tradução de Flávio Faria de Moraes e Luismar Marques Porto. 3ª. ed. Rio de Janeiro: LTC editora, 2002.

GOMIDE, R., Adsorção. In: GOMIDE, R. **Operações Unitárias**. 1ª. ed. [S.l.]: Editora Reynaldo Gomide, v. 3, 1980. Cap. 4.

GUIMARÃES, P. L. F. Tratamento de Águas Amarelas em Leitos Filtrantes Intermitentes, 93 pág., Dissertação, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Fevereiro de 2014.

HELLSTROM, D.; JOHANSSON, E.; GRENNBERG, K., Storage of human urine: acidification as a method to inhibit decomposition of urea. **Ecological Engineering**, n. 12, p. 253 – 269, 1999. ISSN 0925-8574:99:\$.

HOFFMANN, H.; WOLFF, D. B.; PLATZER, C.; HOSSA, C. L.; COSTA, R. H. R., **Capacidade de uso de filtro de areia como pós-tratamento de reatores biológicos em batelada para remoção de nutrientes**, 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. II-033; 7p, 2005.

HÖGLUND, C., **Urine diversion - hygienic risks and microbial guidelines for reuse**. In: _____ Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source separated human urine. PhD thesis, Department of Biotechnology, Royal Institute of Technology, Estocolmo, Suécia. 2001. ISBN 91-7283-039-5.

JUNIOR, A. D. L.; SILVA, A. L. P. D., Diâmetro efetivo e coeficiente de uniformidade de areia utilizada em filtros empregados no sistema de irrigação. **Enciclopédia Biosfera**, v. 6, n. 11, p. 1-8, 2010.

JÚNIOR, A. D. C. Vida de eterno migrante. **aldojr2.wordpress.com**, 2010. Disponível em: <<https://aldojr2.wordpress.com/category/diversao/>>. Acesso em: 10 Janeiro 2015.

LANGE, J.; OTTERPOHL, R. A., **Wastewater—manual for sustainable water management**. 2^a. ed. Donaueschingen-Pföhren: MALLBETON-Verlag, 2000.

LANGERGRABER, G.; MUELLEGGER, E., Ecological Sanitation—a way to solve global sanitation problems?, **Environment International**, v. 31, p. 433-444, 2005. ISSN 0160-4120/\$.

LEVERENZ, H. L.; TCHOBANOGLIOUS, G.; DARBY, J. L., Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment. **Water Research**, n. 43, p. 695–705, 2009. ISSN 0043-1354/\$.

LIBÂNIO, M., Filtração. In: LIBÂNIO, M., **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 2^a. ed. Campinas/SP: Editora Átomo, 2008. Cap. 9, p. 277-351.

LIMA, L. S. D., **Oxidação aeróbica de cicloexano e cicloexeno usando carvão ativado como catalisador**. Unicamp. Campinas-SP. 2006.

LYKLEMA, J., Adsorption at solid-liquid interfaces with special reference to emulsion systems. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, n. 91, p. 25-38, 1994. ISSN 0927-7757/94/\$.

MANAHAN, S. E., **Química Ambiental**. Tradução de Félix Nonnenmacher. Porto Alegre: Bookman, 2013. 28-55 p.

MARTINEZ, M. A.; SILVA, J. B. G.; PEREIRA, D. D. R., Modelagem do Movimento de Sais no Solo. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**, Fortaleza/CE, 2010. 95-116.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A., Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, n. 90, p. 652–659, 2009. ISSN 0301-4797/\$.

MEINZINGER, F.; OLDENBURG, M.; OTTERPOHL, R., No waste, but a resource: Alternative approaches to urban sanitation in Ethiopia. **Desalination**, n. 248, p. 322–329, 2009. ISSN 0011-9164/09/\$.

MENORET, C., **Traitement D'effluents Concentres par Cultures Fixees sur Gravier ou Pouzzolane**. Universite Montpellier II. [S.l.]. 2001.

METCALF & EDDY, INC., **Wastewater Engineering Treatment and Reuse**. 4^a. ed. Pequim: McGraw-Hill, 2003. 546-653 p. ISBN 0071122508.

MONTEIRO, R. C. D. M., **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo "wetlands" para tratamento de águas cinzas visando o reúso não-potável**. USP, São Paulo, 2009.

NETO, P., Percolação ou agitação na química dos complexos sorptivos do solo. **Bragantia**, v. 2, p. 93-99, 1942.

NORTON, J. M.; STARK, J. M., Regulation and Measurement of Nitrification in Terrestrial Systems. In: KLOTZ, M. G. **Methods in Enzymology**. Burlington: Academic Press Elsevier, v. 486, 2011. Cap. 15, p. 343-368.

NIEDERSBERG, C., **Ensaio de adsorção com carvão ativado produzido a partir da casca do tungue (aleurites fordii), resíduo do processo de produção de óleo**. Unisc. Florianópolis - SC. 2012.

NUNES, J. A., **Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2^a. ed. Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade, v. único, 2011. Cap. 1, p. 17-33.

O'DELL, K. K.; LABIN, L. C., Common Problems of Urination in Nonpregnant Women: Causes, Current Management, and Prevention Strategies. **Journal of Midwifery & Women's Health**, v. 51, n. 3, p. 159-173, maio/junho 2006. ISSN 1526-9523/06/\$32.00.

ONU. **A ONU e o meio ambiente**. Nações Unidas no Brasil, 2014. Disponível em: <<http://www.onu.org.br/a-onu-em-acao/a-onu-e-o-meio-ambiente/>>. Acesso em: 31 outubro 2014.

OTTERPHOL, R.; ALBOLB, A.; OLDENBURG, M., Source Control in Urban Sanitation and Waste Management, Ten systems with Reuse of Resources. **Water Science and Technology**, v. 39, n. 5, p 153-160, 2001.

PATERNIANI, J. E. S.; SILVA, M. J. M.; RIBEIRO, T. A. P.; BARBOSA, M., Pré-filtração em pedregulho e filtração lenta com areia, manta não tecida e carvão ativado para polimento de efluentes domésticos tratados em leitos cultivados. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 4, p. 803-812, jul./ago 2011.

PRONK, W.; KONÉ, D., Options for urine treatment in developing countries. **Desalination**, n. 248, p. 360–368, 2009. ISSN 0011-9164/09/\$.

RICHERT, A.; GENSCHE, R.; JÖNSSON, H.; STENSTRÖM, Thor-Axel ; DAGERSKOG, L., **Practical Guidance on the Use of Urine in Crop Production**. Estocolmo: Stockholm Environment Institute, 2010.

ROBERTSON, T. M.; HAMLIN, A. S., **Urodynamics**. Critical Care Nursing Clinics of North America, 2010. 109-120.

RODGERS, M.; HEALY, M. G.; MULQUEEN, J., Organic carbon removal and nitrification of high strength wastewaters using stratified sand filters. **Water Research**, n. 39, p. 3279–3286, 2005. ISSN 0043-1354/\$.

ROLLAND, L., MOLLE, P., LIÉNARD, A., BOUTELDJA, F., GRASMICK, A., Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters. **Desalination**, n. 248, p. 998–1007, 2009. ISSN 0011-9164/09/\$.

RUTHVEN, D. M., **Principles of adsorption and adsorption process**. 1^a. ed. New York: Wiley interscience publication, 1984.

RWABIGENE, A. F., **Ecological Sanitation in the Lake Zone: Awareness Creation and Action**. TAHEA (Water Quality Management Section, Tanzania Home Economics Association). Mwanza, p. 1-10. 2012.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F., **Chemistry for Environmental Engineering and Science**. Boston: McGraw-Hill, 2003.

SCHIMITT, A., **Modélisation de L'epuration par Infiltration**. Université des Sciences du Languedoc. Montpellier II, p. 261. 1989.

SCHMIDELL, W.; SOARES, H. M.; ETCHEBEHERE, C.; MENES, R. J.; BERTOLA, N. C.; CONTRERAS, E. M., **Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 1^a. ed. Florianópolis: Editora Tribo da Ilha, 2007. 175-182 p.

SIENER, R.; HESSE, A., The effects of different diets on urine composition and the risks of Calcium Oxalate Crystallisation in healthy subjects. **European Urology**, n. 42, p. 289-296, 2002. ISSN 0302-2838/02/\$.

SILVERTHORN, D. U., **Fisiologia Humana: uma abordagem integrada**. 5^a. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010. Cap. 19, p. 623-645.

SRINIVASAN, V.; SETOB, K. C.; EMERSON, R.; GORELICK, S. M., The impact of urbanization on water vulnerability: A coupled human–environment system approach for Chennai, India. **Global Environmental Change**, v. 23, p. 229–239, 2013. ISSN 0959-3780/\$.

SUTHERLAND, K., **Filters and Filtration Handbook**. 5^a. ed. Amsterdam: Butterworth-Heinemann - Elsevier, 2008. ISBN 978-1-8561-7464-0.

TENÓRIO, J. A. B.; LEAL, S. S.; PEPPE, O. R. B.; FILHO, J. R. C., **Nitração do fenol, procedimento em escala semi-micro, e purificação dos componentes através de cromatografia em coluna, utilizando areia como adsorvente**, XI Encontro de Iniciação à Docência, PRG-UFPB, 2009.

TONETTI, A. L.; FILHO, B. C.; STEFANUTTI, R.; FIGUEIREDO, R. F.; SÃO PEDRO, C. C. O., Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtros de areia. **Engenharia sanitária ambiental**, v. 10 , n. 3, p. 209-218, jul-set 2005.

TORRENS, A.; MOLLEB, P.; BOUTIN, C., SALGOT, M., Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. **Water Research**, n. 43, p. 1851-1858, 2009a. ISSN 0043-1354/\$.

TORRENS, A.; MOLLEB, P.; BOUTIN, C., SALGOT, M., Removal of bacterial and viral indicators in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. **Desalination**, n. 246 , p. 169–178, 2009b. ISSN 0011-9164/09/\$.

TORTORA, G. J.; DERRICKSON, B., **Principios de Anatomía y Fisiología**. 11^a. ed. São Paulo: Editorial Medica Panamericana, 2011. p. 999-1039.

TOUIL, Y.; GHERAIRI Y.; RACHID I.; AMRANE A., Biological filtration on sand of dunes –Filters fouling. **Energy Procedia** , n. 50, p. 471 – 478, 2014. ISSN 1876-6102.

TREYBAL, R. E., Lixiviación. In: _____ **Operaciones de Transferencia de Masa**. 2^a. ed. Buenos Aires: McGRAW-HILL, 1981. Cap. 13.

UDERT, K. M.; WACHTER, M. Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation. **Water Research**, v. 46, p. 453-464, 2012. ISSN 0043-1354/\$.

UN. **The Millennium Development Goals Report**. Nações Unidas. Nova Iork, p. 1-59. 2014.

UNESCO, GTZ. **Capacity Building for Ecological Sanitation: Concepts for ecologically sustainable sanitation in formal and continuing education**. Paris: UNESCO, GmbH, 2006. 1-25 p.

USEPA. **Intermittent Sand Filters**. United States Environmental Protection Agency, 1999. 7 p.

VAN CUYK, S.; SIEGRIST, R.; LOGAN, A.; MASSON, S.; FISCHER, E., FIGUEROA, L., Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. **Water Research**, v. 35, n. 4, p. 953-964, 2001. ISSN 0043-1354/01/\$.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operação**. Campina Grande: Epgraf, 1999. ISBN 900 847.

VEUGER, B.; PITCHER, A.; SCHOUTEN, S.; DAMSTÉ, J. S. S.; MIDDELBURG J. J., Nitrification and growth of autotrophic nitrifying bacteria and Thaumarchaeota in the coastal North Sea. **Biogeosciences**, n. 10, p. 1775–1785, 2013.

VIANNA, M. R. Filtração. In: VIANNA, M. R. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. Belo Horizonte: Imprimatur, 1997. Cap. 10, p. 382-476. ISBN 628,162.

VINNERAS, B.; PALMQUIST, H.; BALME, P. The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste - A proposal for new Swedish design values. **Urban Water Journal**, v. 3, p. 3-11, 2006. ISSN 1573-062X.

WEISMANN, U.; CHOI, I. S.; DOBROWSKI, E.-M., **Fundamentals of Biological Wastewater Treatment**. 1^a. ed. Weinheim: Wiley-VCH, 2007. 223-237 p. ISBN 978-3-527-31219-1.

WERNER, C.; PANESAR, A.; RÜD, S.B.; OLT, C.U., Ecological sanitation: Principles, technologies and project examples for sustainable wastewater and excreta management. **Desalination**, v. 248, p. 392-401, 2009. ISSN 0011-9164/09/\$.

WIJFFELS, R. H.; TRAMPER, J., Nitrification by immobilized cells. **Enzyme and Microbial Technology**, n. 17, p. 462-492, 1995. ISSN 0141-0229/95/\$10.

YAMAGUCHI, T. et al. Nitrification in porous media during rapid, unsaturated water flow. **Water Research**, v. 30, n. 3, p. 531-540, 1996. ISSN 0043-1354(95)00206.

ZAMANI, A.; MAINI, B., Flow of dispersed particles through porous media—Deep bedfiltration. **Journal of Petroleum Science and Engineering**, n. 69, p. 71–88, 2009. ISSN 0920-4105/\$.