

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS
HÍDRICOS

EFEITO DE DIFERENTES TIPOS DE MEIO SUPORTE NO DESEMPENHO DE
FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES APLICADOS AO PÓS-TRATAMENTO
DE EFLUENTES DE REATORES UASB, COM ÊNFASE NA NITRIFICAÇÃO.

Paulo Gustavo Sertório de Almeida

Área de Concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Digestão anaeróbia e técnicas de tratamento e pós-tratamento de esgotos.

Orientador: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

OUTUBRO DE 2007

**EFEITO DE DIFERENTES TIPOS DE MEIO SUPORTE NO DESEMPENHO DE
FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES APLICADOS AO PÓS-TRATAMENTO
DE EFLUENTES DE REATORES UASB, COM ÊNFASE NA NITRIFICAÇÃO.**

PAULO GUSTAVO SERTÓRIO DE ALMEIDA

PAULO GUSTAVO SERTÓRIO DE ALMEIDA

**EFEITO DE DIFERENTES TIPOS DE MEIO SUPORTE NO DESEMPENHO DE
FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES APLICADOS AO PÓS-TRATAMENTO
DE EFLUENTES DE REATORES UASB, COM ÊNFASE NA NITRIFICAÇÃO.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Digestão anaeróbia e técnicas de tratamento e pós-tratamento de esgotos.

Orientador: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2007

*Aos meus pais, Paula Regina Dutra,
e Guilherme Dayrell Chernicharo.*

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Carlos pela convivência harmônica, pela confiança que em mim depositou durante a caminhada, e por te se tornado uma referência em minhas ponderações do dia a dia.

Ao professor Carlos, gerente em potencial, de “olhar clínico”, pelo repasse de experiências, pela firmeza e pelo reconhecimento das intenções e realizações concretas que juntos construímos e que ainda certamente construiremos a favor do desenvolvimento do país.

Ao meu pai que me ensina a contornar obstáculos.

À minha mãe que em mim estimulou o prazer de escrever e de estudar.

Aos “Fiéis Escudeiros” Paula e Guilherme pela incomensurável força, apoio e crédito depositado em nosso trabalho. Esse trabalho é dedicado a vocês.

Aos especiais amigos Jackson, Fernando e Cláudio pela partilha de experiências e pelos momentos verdadeiramente marcantes que consagraram e firmaram nossa amizade.

Ao Sérgio e Silvana, cônjuges exemplares, pela amizade, pela disponibilidade e por todos os esclarecimentos que frequentemente por mim eram ansiosamente solicitados.

Às especiais amigas e companheiras de equipe Flávia e Bia pela paciência, carinho e companhia em todos os momentos que passamos juntos.

À Sílvia pelo apoio técnico e pessoal, pela sintonia de opiniões, que nos fez amigos, e pelo reconhecimento e apreço com relação ao trabalho que ajudo a desenvolver.

A Val e Érika pelas demonstrações de amizade e companheirismo nos momentos em que precisamos, em conjunto, dar encaminhamento ao que havia de essencial.

Ao Seu Raimundo pela dedicação e grande esforço em manter vigente o funcionamento de todos os aparatos experimentais do Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento - CEPTS.

À COPASA pelo essencial e grande apoio técnico e financeiro que vigorou desde o projeto do aparato experimental à manutenção do sistema de tratamento.

Ao CNPq, pela disponibilização de bolsa de pesquisa que, por sua vez, permitiu, de forma direta, a construção da presente obra.

RESUMO

A pesquisa objetivou investigar o desempenho de diferentes materiais de enchimento utilizados em filtros biológicos percoladores pós reator UASB, sob a perspectiva da remoção de nitrogênio amoniacal. Adicionalmente, foi avaliado o desempenho dos sistemas para remoção de matéria orgânica sem etapa de decantação secundária. O aparato experimental foi constituído de um reator UASB (22 m³) e um filtro biológico percolador compartimentado, onde cada compartimento foi preenchido com um meio suporte de características distintas. Os materiais de enchimento testados foram: escória de alto-forno, anéis plásticos randômicos, sistema Downflow Hanging Sponge (DHS) e aparas de conduíte corrugado.

Para uma carga orgânica volumétrica aplicada de 0,43 kgDBO/m³.d, a uma taxa de aplicação superficial de 20 m³/m².d, as concentrações efluentes de N-amoniacal foram superiores a 20 mgNH₄-N/L, não havendo diferenças estatísticas entre o desempenho dos materiais de enchimento testados. Para uma carga orgânica volumétrica aplicada de 0,24 kgDBO/m³.d, a uma taxa de aplicação superficial de 10 m³/m².d, as concentrações efluentes estiveram abaixo de 20 mgNH₄-N/L, sendo detectadas diferenças significativas para concentrações de amônia no efluente final. Tal fato sugere que filtros biológicos percoladores, pós-UASB, têm desempenhos distintos em termos de nitrificação, em função do material de enchimento utilizado. De acordo com os perfis de variação de parâmetros físico-químicos associados ao processo de nitrificação, observou-se que a nitrificação nos volumes reacionais dos FBP's investigados iniciou-se quando a relação média $\text{DBO}_{\text{solúvel}}/\text{NTK}$ esteve entre 0,30 e 0,60 e a concentração de $\text{DBO}_{\text{solúvel}}$ em torno de 15 mg/L.

Com relação à remoção de matéria orgânica sem o uso de decantadores secundários, os resultados obtidos indicaram que, para cargas orgânicas volumétricas de 0,43 e 0,24 kgDBO/m³.d a taxas de aplicação superficial de 20 e 10 m³/m².d, respectivamente, os FBP's pós-UASB foram capazes de atender aos padrões de lançamento previstos para DBO (60 mg/L) e DQO (90 mg/L) em aproximadamente 100% dos casos. As condições operacionais da fase 1 (0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d) não propiciaram o atendimento consistente do padrão de atendimento de SST (60 mg/L). Em linhas gerais, a ampliação dos aspectos funcionais de FBP's pós-UASB para remoção de amônia pode viabilizar a simplificação do fluxograma típico desses sistemas, uma vez que as condições operacionais necessárias para a ocorrência da nitrificação nos FBP's induzem a possibilidade de atendimento a padrões de lançamento associados à matéria orgânica, sem a necessidade do uso de decantadores secundários, eliminando, por consequência, a necessidade do gerenciamento do lodo aeróbio.

ABSTRACT

The research aimed at investigating the performance of different types of packing media used in trickling filters applied to the post-treatment of effluents from UASB reactors, focusing on ammonia removal. The performance of the TFs operating *without secondary settlers* was investigated, in relation to organic matter removal. The experimental apparatus consisted of one UASB reactor (22 m³) and four trickling filters operating in parallel. Each TF was filled with a different type of packing media: blast furnace slag; random plastic rings; Downflow Hanging Sponge (DHS) and pieces of plastic tubing.

Ammonia concentration in the effluent was higher than 20 mgNH₄-N/L when the TF were operated with an organic loading rate (OLR) of 0.43 kgBOD/m³.d and a surface loading rate (SLR) of 20 m³/m².d. For these operating conditions, no statistical differences were identified between the four types of packing media, as indicated by the Kruskal-Wallis tests. When the TF were operated with an OLR of 0.24 kgBOD/m³.d and a SLR of 10 m³/m².d, the ammonia concentration in the effluent was lower than 20 mgNH₄-N/L, and statistical differences between the packing media were detected. These results indicate that the type of packing media can affect the nitrification process. According to the profiles of physical-chemical parameters associated with nitrification, it was observed that the nitrification occurred when BOD/TKN ratio was between 0.30 and 0.60, and soluble BOD was around 15 mg/L.

Regarding the removal organic matter without the use of secondary settlers, the TF post-UASB were able to meet the local discharge standards for BOD (60 mg.L⁻¹) and COD (90 mg.L⁻¹) in approximately 100% of cases, when operated with OLR of 0.43 and 0.24 kgBOD.m⁻³.d⁻¹ and SLR of 20 and 10 m³.m⁻².m⁻¹, respectively. However, the discharge standard for TSS (60 mgTSS/L) was not consistently met when the TF were operated at the higher OLR and SLR. In general, the expansion of the functional aspects of TFs post-UASB to meet nitrification can simplify the typical flow sheets of these systems, since the operational conditions for nitrification are the same that lead the TF without secondary settlers to produce BOD, COD and TSS concentrations below the discharge standard established by the Brazilian legislation. In this case, the main advantage is that the management of aerobic sludge is not necessary.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	5
2.1	OBJETIVO GERAL.....	5
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	5
3	REVISÃO DA LITERATURA.....	6
3.1	FORMAÇÃO, ESTRUTURA E CONSTITUIÇÃO DE BIOFILMES	6
3.1.1	<i>Aspectos gerais sobre desenvolvimento de biofilmes</i>	6
3.1.2	<i>Formação de biofilmes e principais fatores intervenientes na adesão de microrganismos</i>	7
3.1.3	<i>Comunidade microbiana em filtros biológicos percoladores.....</i>	9
3.2	NITRIFICAÇÃO BIOLÓGICA	10
3.2.1	<i>Fundamentos básicos</i>	10
3.2.2	<i>Fatores ambientais que interferem na nitrificação em sistemas com biofilmes</i>	12
3.2.3	<i>Aspectos microbiológicos da nitrificação e recentes descobertas.....</i>	15
3.3	FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS	16
3.3.1	<i>Aspectos gerais e princípio de funcionamento</i>	16
3.3.2	<i>Classificação de filtros biológicos percoladores.....</i>	19
3.3.3	<i>Filtros biológicos percoladores de alta taxa.....</i>	21
3.3.4	<i>Parâmetros de projeto que interferem na nitrificação em FBPs com remoção combinada de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal</i>	22
3.3.5	<i>Desempenho de FBPs na remoção de matéria orgânica e N-amoniacal</i>	27
3.4	MATERIAIS DE ENCHIMENTO UTILIZADOS EM FBPs	29
3.4.1	<i>Apresentação e discussões preliminares</i>	29
3.4.2	<i>Materiais suporte convencionalmente empregados em FBPs</i>	30
3.4.3	<i>Materiais suporte alternativos.....</i>	33
3.5	PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS	35
3.5.1	<i>Uso de reatores UASB no tratamento de esgotos domésticos</i>	35
3.5.2	<i>Necessidade do pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: uma breve abordagem sobre a remoção de N-amoniacal.....</i>	38
3.6	FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB.....	39
3.6.1	<i>Aplicabilidade da tecnologia na remoção de amônia e novas perspectivas.....</i>	39
3.6.2	<i>Avaliação comparativa das potencialidades de FBPs entre reatores com biofilme utilizados no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB</i>	40
3.6.3	<i>Desempenho de FBPs operando como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB</i>	45
3.7	SISTEMA UASB/FBP OPERANDO SEM ETAPA DE DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA.....	47
3.8	ANÁLISE CRÍTICA DA LITERATURA E CONTRIBUIÇÃO DO PRESENTE ESTUDO	50
3.8.1	<i>Materiais de enchimento empregados em filtros biológicos percoladores.....</i>	50
3.8.2	<i>Influência de cargas orgânicas volumétricas, taxas de aplicação superficiais e materiais de enchimento na remoção de matéria orgânica e N-amoniacal</i>	52
3.8.3	<i>Sistemas UASB/FBP sem etapa de decantação secundária</i>	54
4	EFEITO DE CARGAS ORGÂNICAS VOLUMÉTRICAS, TAXAS DE APLICAÇÃO SUPERFICIAIS E MEIOS SUPORTES NA REMOÇÃO DE N-AMONICAL EM FBPs PÓS-UASB	56
4.1	INTRODUÇÃO	56
4.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	57
4.2.1	<i>Aparato experimental</i>	57
4.2.1.1	<i>Reator UASB</i>	57
4.2.1.2	<i>Filtro biológico percolador compartimentado</i>	58
4.2.2	<i>Sistema de bombeamento dos efluentes.....</i>	60
4.2.3	<i>Amostragem da fase líquida do sistema UASB/FBP</i>	61
4.2.4	<i>Parâmetros físico-químicos avaliados e metodologia de execução das análises.....</i>	62
4.2.5	<i>Características operacionais impostas ao sistema UASB/FBP.....</i>	63
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
4.3.1	<i>Remoção de N-amoniacal nos filtros biológicos percoladores</i>	64
4.3.1.1	<i>Desempenho dos FBPs para as condições operacionais da fase 1</i>	64
4.3.1.2	<i>Desempenho dos FBPs para as condições operacionais da fase 2.....</i>	64
4.3.1.3	<i>Diferenças estatísticas entre concentrações efluentes de N-amoniacal.....</i>	66
4.3.1.4	<i>Influência das cargas orgânicas e de NTK aplicadas, taxas de aplicação superficial e das relações DBO/NTK na remoção de amônia</i>	67
4.3.1.5	<i>Requisitos de alcalinidade para remoção de amônia nos FBPs e pH.....</i>	70

4.3.1.6	Breve comentário sobre efeitos de temperatura.....	72
4.3.2	<i>Produção de nitrato nos filtros biológicos percoladores</i>	72
4.3.2.1	Concentrações de nitrato	72
4.3.2.2	Diferenças estatísticas entre concentrações efluentes de nitrato.....	73
4.3.3	<i>Síntese dos resultados médios obtidos e diferenças entre materiais de enchimento</i>	74
4.4	CONCLUSÕES	75
5	VARIAÇÃO DE CONCENTRAÇÕES DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ASSOCIADOS À NITRIFICAÇÃO EM FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES PÓS-UASB	76
5.1	INTRODUÇÃO	76
5.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	77
5.2.1	<i>Aparato experimental</i>	77
5.2.1.1	Reator UASB	77
5.2.1.2	Filtro biológico percolador compartimentado e execução dos perfis de variação dos parâmetros físico-químicos	77
5.2.2	<i>Parâmetros físico-químicos avaliados e metodologia de execução de análises.....</i>	79
5.2.3	<i>Características operacionais impostas ao sistema UASB/FBP.....</i>	79
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	80
5.3.1	<i>Comportamento dos parâmetros físico-químicos investigados</i>	80
5.3.1.1	Variação de concentrações de NTK e N-amoniaco nos FBPs	80
5.3.1.2	Remoção de N-amoniaco e produção de nitrato.....	83
5.3.1.3	Remoção de Amônia, concentrações de DBO solúvel e relações DBO solúvel /NTK.....	86
5.3.1.4	Concentrações de alcalinidade	88
5.3.1.5	Nitrificação e concentrações de sulfeto	88
5.4	CONCLUSÕES	89
6	DESEMPENHO DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES PÓS-UASB SEM ETAPA DE DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA.....	91
6.1	INTRODUÇÃO	91
6.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	92
6.2.1	<i>Aparato experimental</i>	92
6.2.1.1	Reator UASB	93
6.2.1.2	Filtro biológico percolador compartimentado	93
6.2.2	<i>Parâmetros físico-químicos avaliados e metodologia de execução das análises.....</i>	94
6.2.3	<i>Características operacionais impostas ao sistema UASB/FBP.....</i>	94
6.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	95
6.3.1	<i>Concentrações de DBO total.....</i>	95
6.3.2	<i>Concentrações de DQO total.....</i>	97
6.3.3	<i>Concentrações de SST</i>	98
6.3.4	<i>Síntese dos resultados médios obtidos e diferenças entre materiais de enchimento</i>	100
6.3.5	<i>Breve comentário sobre eficiências de remoção obtidas nas fases operacionais</i>	102
6.4	CONCLUSÕES	102
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	104
8	RECOMENDAÇÕES.....	109
9	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	111

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 - PRINCIPAIS COMPONENTES DE UM FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR E PRINCÍPIO DE FUNCIONAMENTO.....	19
FIGURA 3.2 - EFEITO DA RELAÇÃO DBO:NTK E DA CARGA ORGÂNICA APLICADA NA NITRIFICAÇÃO EM FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES PREENCHIDOS POR MATERIAIS PLÁSTICOS E LEITO DE PEDRA.....	25
FIGURA 3.3 - EFEITO DA TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL NA REMOÇÃO DE DBO SOLÚVEL.....	26
FIGURA 3.4 – EFEITO DA TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL NA REMOÇÃO DE N-AMONÍACAL.	26
FIGURA 3.5 - TIPOS DE MEIOS SUPORTE UTILIZADOS EM FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES. (A) ESCÓRIA DE ALTO-FORNO, (B) PEDRA BRITADA, (C) BLOCO CROSS-FLOW 45°, (D) BLOCO VERTICAL-FLOW, (E) ANÉIS PLÁSTICOS RANDÔMICOS (Ø 84 MM), E (F) ANÉIS PLÁSTICOS RANDÔMICOS (Ø 48 MM).....	33
FIGURA 3.6 -TIPOS ALTERNATIVOS DE MEIOS SUPORTE UTILIZADOS EM FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES: (A) DHS (“SPONGE-CUBE”), (B) DHS (“CURTAIN-TYPE”), (C) DHS (“RANDOM-PACKING”), (D) DHS (“ARRAYED-PACKING”), (E) CONDUÍTE CORRUGADO (Ø 25,4 MM) , E (F) ROTOPAC®.....	35
FIGURA 4.1 - FLUXOGRAMA ESQUEMÁTICO DO SISTEMA UASB/FBP UTILIZADO COMO APARATO EXPERIMENTAL.	57
FIGURA 4.2 - REATOR UASB (A) E FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR COMPARTIMENTADO (B/C) UTILIZADOS NA PESQUISA.	58
FIGURA 4.3 - ASPECTOS BÁSICOS DE CONFIGURAÇÃO DO MEIO SUPORTE DOWNFLOW HANGING SPONGE.	60
FIGURA 4.4 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DO SISTEMA DE AMOSTRAGEM.....	61
FIGURA 4.5 - CONCENTRAÇÕES DE N-AMONÍACAL E DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DAS CONCENTRAÇÕES.	65
FIGURA 4.6 - CONCENTRAÇÕES DE ALCALINIDADE CARBONATO, N-AMONÍACAL E LIMITES ESTEQUIOMÉTRICOS PARA OXIDAÇÃO COMPLETA DA AMÔNIA PARA O AFLUENTE DOS FBPs EM CADA FASE OPERACIONAL.	70
FIGURA 4.7 - CONCENTRAÇÕES DE NITRATO PARA AS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DA FASE 1	73
FIGURA 4.8 - CONCENTRAÇÕES DE NITRATO PARA AS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DA FASE 2	73
FIGURA 5.1 - FLUXOGRAMA ESQUEMÁTICO DO SISTEMA UASB/FBP UTILIZADO COMO APARATO EXPERIMENTAL.	77
FIGURA 5.2 - FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR COMPARTIMENTADO E DECANTADORES SECUNDÁRIOS (A); VISTA SUPERIOR DOS QUATRO COMPARTIMENTOS E RESPECTIVOS MATERIAIS DE ENCHIMENTO (B); PONTOS DE COLETA PARA A COMPOSIÇÃO DOS PERFIS DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS NA PORÇÃO DO VOLUME REACIONAL DO FBP (C).	78
FIGURA 5.3 - PERFIS DE CONCENTRAÇÕES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS INVESTIGADOS NOS COMPARTIMENTOS DO FBP NAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DA FASE 1.....	81
FIGURA 5.4 - PERFIS DE CONCENTRAÇÕES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS INVESTIGADOS NOS COMPARTIMENTOS DO FBP NAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DA FASE 2.....	83
FIGURA 5.5 - VARIAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ASSOCIADOS À NITRIFICAÇÃO E DE CONCENTRAÇÕES DE SULFETO AO LONGO DOS VOLUMES REACIONAIS DOS FBPs.....	89
FIGURA 6.1 - FLUXOGRAMA ESQUEMÁTICO DO SISTEMA UASB/FBP UTILIZADO COMO APARATO EXPERIMENTAL.	92
FIGURA 6.2 - APARATO EXPERIMENTAL: REATOR UASB (A) E FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES (B/C).	93
FIGURA 6.3 - CONCENTRAÇÕES DE DBO TOTAL E DISTRIBUIÇÃO DOS RESULTADOS EM TERMOS PERCENTUAIS.	96
FIGURA 6.4 - CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL E DISTRIBUIÇÃO DOS RESULTADOS EM TERMOS PERCENTUAIS.	98
FIGURA 6.5 - CONCENTRAÇÕES DE SST E DISTRIBUIÇÃO DOS RESULTADOS EM TERMOS PERCENTUAIS.	99

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 - SÍNTESE DE FATORES QUE AFETAM A FORMAÇÃO E O ESTABELECIMENTO DE BIOFILMES.	9
TABELA 3.2 - MICRORGANISMOS E MACRORGANISMOS INVERTEBRADOS COMUMENTE PRESENTES EM FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES.	10
TABELA 3.3 - FATORES AMBIENTAIS QUE AFETAM A NITRIFICAÇÃO E IMPLICAÇÕES RECORRENTES.	13
TABELA 3.4 - CARACTERÍSTICAS TÍPICAS E CLASSIFICAÇÃO DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES.	19
TABELA 3.5 - CLASSIFICAÇÃO DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES A PARTIR DE TAS E COVs APLICADAS DE ACORDO COM ALGUMAS REFERÊNCIAS ENCONTRADAS NA LITERATURA.	20
TABELA 3.6 - CARGAS ORGÂNICAS TÍPICAMENTE APLICADAS EM FBPs UTILIZADOS PARA REMOÇÃO COMBINADA DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO AMONÍACAL.	23
TABELA 3.7 - CARGAS ORGÂNICAS APLICADAS EM FBPs PREENCHIDOS COM PEDRAS E POSSÍVEIS EFICIÊNCIAS E CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DE N-AMONÍACAL.	23
TABELA 3.8 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS E DESEMPENHOS DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS.	28
TABELA 3.9 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DE MATERIAIS DE ENCHIMENTO EMPREGADOS EM FBPs.	31
TABELA 3.10 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DE MATERIAIS DE ENCHIMENTO EMPREGADOS EM FBPs.	34
TABELA 3.11 - CONDIÇÕES OPERACIONAIS, CONCENTRAÇÕES MÉDIAS AFLUENTES E EFLUENTES DE ALGUNS CONSTITUINTES CONSIDERANDO REATORES UASB TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS MUNICIPAIS.	37
TABELA 3.12 - SISTEMAS DE TRATAMENTO CONTEXTUALIZADOS NA AVALIAÇÃO COMPARATIVA.	40
TABELA 3.13 - CARACTERÍSTICAS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO CONSIDERADOS NA AVALIAÇÃO COMPARATIVA.	41
TABELA 3.14 - SÍNTESE DA AVALIAÇÃO COMPARATIVA ENTRE OS SISTEMAS DE PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB COM BIOFILME E LODOS ATIVADOS.	44
TABELA 3.15 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS E DESEMPENHOS DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES PÓS-UASB.	46
TABELA 3.16 - DESEMPENHO DE SISTEMAS UASB/FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR OPERANDO SEM ETAPA DE DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA.	48
TABELA 3.17 - FAIXAS DE CONCENTRAÇÕES E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO PRECONIZADAS PELAS LEGISLAÇÕES ESTADUAIS BRASILEIRAS E COMUNIDADE EUROPÉIA.	49
TABELA 4.1 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DIMENSIONAIS DO SISTEMA COMPACTO UASB/FBP.	58
TABELA 4.2 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DO FBP E DOS MATERIAIS DE ENCHIMENTO INVESTIGADOS.	59
TABELA 4.3 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DOS MATERIAIS DE ENCHIMENTO UTILIZADOS NA PESQUISA.	59
TABELA 4.4 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DOS SISTEMAS DE BOMBEAMENTO.	60
TABELA 4.5 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DOS SISTEMAS DE BOMBEAMENTO.	62
TABELA 4.6 - PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS, FREQUÊNCIA E METODOLOGIA DE ANÁLISES.	63
TABELA 4.7 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS IMPOSTAS AO FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR.	63
TABELA 4.8 - CARGAS E EFICIÊNCIAS MÉDIAS DE REMOÇÃO DE AMÔNIA NOS FBPs.	68
TABELA 4.9 - CARGAS DE DBO TOTAL E NTK APLICADAS POR METRO QUADRADO DE MEIO SUPORTE.	69
TABELA 4.10 - CONSUMOS MÉDIOS DE ALCALINIDADE, PRODUÇÃO DE NITRATO E AMÔNIA OXIDADA DURANTE A FASE OPERACIONAL 1 (COV 0,43 kgDBO/M ³ .D; TAS 20 M ³ /M ² .D).	71
TABELA 4.11 - CONSUMOS MÉDIO DE ALCALINIDADE, PRODUÇÃO DE NITRATO E AMÔNIA OXIDADA DURANTE A FASE OPERACIONAL 2 (COV 0,24 kgDBO/M ³ .D; TAS 10 M ³ /M ² .D).	71
TABELA 4.12 - CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DOS FBPs E RESULTADOS DO TESTE ESTATÍSTICO DE KRUSKAL-WALLIS ($\alpha = 5\%$) PARA OS SISTEMAS UASB/FBP (FASE 1: COV 0,43 kgDBO/M ³ .D; TAS 20 M ³ /M ² .D). ..	74

TABELA 4.13 - CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DOS FBPs E RESULTADOS DO TESTE ESTATÍSTICO DE KRUSKAL-WALLIS ($\alpha = 5\%$) PARA OS SISTEMAS UASB/FBP (FASE 2: COV 0,24 kgDBO/M ³ .D; TAS 10 M ³ /M ² .D) ..	74
TABELA 5.1 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DIMENSIONAIS DO FBP COMPARTIMENTADO.....	78
TABELA 5.2 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DOS MATERIAIS DE ENCHIMENTO UTILIZADOS NA PESQUISA.	78
TABELA 5.3 - PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS INVESTIGADOS E METODOLOGIA UTILIZADA.....	79
TABELA 5.4 - CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS DO FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR PARA AS FASES PREVISTAS.	80
TABELA 5.5 - CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE DBO, NTK, RELAÇÕES DBO SOLÚVEL/NTK E POSIÇÃO DO INÍCIO DO PROCESSO DE OXIDAÇÃO DE NH ₃ -N PARA AS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DA FASE 1.	86
TABELA 5.6 - CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE DBO, NTK, RELAÇÕES DBO SOLÚVEL/NTK E POSIÇÃO DO INÍCIO DO PROCESSO DE OXIDAÇÃO DE NH ₃ -N PARA AS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DA FASE 2.	87
TABELA 6.1 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DIMENSIONAIS DO FBP COMPARTIMENTADO.....	93
TABELA 6.2 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DOS MATERIAIS DE ENCHIMENTO UTILIZADOS NA PESQUISA.	94
TABELA 6.3 - PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E METODOLOGIA DE DETERMINAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DBO, DQO E SST.	94
TABELA 6.4 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS DO FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR PARA AS FASES PREVISTAS.....	95
TABELA 6.5 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA E RESULTADOS DO TESTE ESTATÍSTICO DE KRUSKAL-WALLIS ($\alpha = 5\%$) PARA OS FBPs PÓS-UASB (FASE 1: COV 0,43 kgDBO/M ³ .D; TAS 20 M ³ /M ² .D)	101
TABELA 6.6 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA E RESULTADOS DO TESTE ESTATÍSTICO DE KRUSKAL-WALLIS ($\alpha = 5\%$) PARA OS FBPs PÓS-UASB (FASE 2: COV 0,24 kgDBO/M ³ .D; TAS 10 M ³ /M ² .D)	101

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

Afl.	Afluente
AWWA	American Water Works Association
COPAM	Conselho de Política Ambiental do Estado de Minas Gerais
COMAMMOX	Complete Ammonium Oxidation
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPASA	Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais
COV	Carga orgânica volumétrica
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda bioquímica de oxigênio
DHS	Downflow Hanging Sponge
DN	Deliberação normativa
Efl.	Efluente
EPA	Environment Protection Agency
ETE	Estação de tratamento de esgotos
FBP	Filtro biológico percolador
N-amoniacal	Nitrogênio amoniacal
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
RPM	Rotações por minuto
SSV	Sólidos suspensos voláteis
SST	Sólidos suspensos totais
TAS	Taxa de aplicação superficial
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
WEF	Water Environment Federation

1 INTRODUÇÃO

Ao longo dos últimos vinte anos, o contexto nacional tem apresentado um cenário de estímulo sob a perspectiva da ampliação da cobertura e reestruturação dos serviços de saneamento. Em termos dos avanços e incentivos associados ao tratamento de esgotos sanitários tem-se o fortalecimento e a reformulação das legislações ambientais estaduais e federais visando estabelecer padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores, a instituição da Lei nº 9433/97 (“Lei das águas”), o estabelecimento de diretrizes com vistas a consubstanciar o direcionamento de recursos financeiros para a compra de esgotos tratados por meio do Programa de despoluição de Bacias Hidrográficas - PRODES, e como marco de consolidação das diretrizes para o saneamento básico, a instituição da Lei nº 11445/07 (“Lei do Saneamento”).

Em termos dos padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores destaca-se a revisão e substituição da Resolução CONAMA nº 20 de 18 de Junho de 1986 pela Resolução CONAMA 357/05 que dispõe sobre a classificação dos corpos d’água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Dentre as revisões efetuadas no âmbito da Legislação correlata merece comentários o padrão de lançamento de efluentes para N-amoniaco.

O valor limite anteriormente estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para o lançamento de N-amoniaco em corpos receptores ($\leq 5 \text{ mgN/L}$) certamente impediria o uso de numerosas tecnologias de tratamento de esgotos, como lagoas de estabilização, sistemas anaeróbios, filtros biológicos de alta taxa, entre outros (CHERNICARO, 2001). Nesse sentido, observa-se que a previsão de um padrão restritivo para amônia, por sua vez anteriormente incluído em Legislações ambientais brasileiras por ordem de reprodução de padrões de qualidade utilizados por países desenvolvidos, não compatibilizavam o panorama incipiente de implementação de sistemas de tratamento dos esgotos no país, com as possibilidades em termos econômicos para o atendimento das metas previstas.

Com a instituição da Resolução CONAMA 357/05 o padrão de lançamento para N-amoniaco passa a ser de 20 mgN/L . Dessa forma, define-se um ponto de partida para o cumprimento de metas em consonância com a adoção de soluções graduais e progressivas. Dessa forma, as permissividades legais previstas na Lei nº 11445/07 (Lei do Saneamento) e na Resolução CONAMA 357/05, sob a perspectiva das metas progressivas conseqüentemente tornam possível a implantação de sistemas simplificados de tratamento de esgotos.

Torna-se significativo salientar que algumas legislações estaduais igualmente prevêem flexibilizações de padrões de lançamento, principalmente em relação aos parâmetros associados a concentrações de matéria orgânica. Como exemplos, podem ser citadas as Deliberações Normativas que compõem a Legislação Ambiental do Estado de Minas Gerais, DN COPAM nº 10/86 e DN COPAM nº 09/01. Adicionalmente, tem-se a previsão de efetivação de alterações em termos do padrão de lançamento de DQO, que, por sua vez passaria de 90 mgDQO/L para 180 mgDQO/L, considerando a legislação ambiental do Estado de Minas Gerais.

Em termos de tecnologias simplificadas de tratamento de esgotos domésticos o uso de reatores UASB tem se tornado uma alternativa bastante atraente tendo em vista as seguintes vantagens associadas: (i) baixo consumo energético, (ii) baixa demanda de área, (iii) baixos custos de implantação e de operação, entre outros. Contudo, em geral, os processos anaeróbios podem apresentar dificuldades de atendimento a padrões de lançamento, mesmo considerando as flexibilizações que constam nas Legislações ambientais em vigência, tornando necessária a implantação de uma etapa de pós-tratamento dos efluentes.

Nesse sentido, várias pesquisas têm sido desenvolvidas em âmbito nacional, com vistas à investigação de possibilidades de aplicação de tecnologias simplificadas de tratamento de esgotos como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Considerando os sistemas que necessitam de menores demandas de área, pode-se destacar a possibilidade de uso de filtros biológicos percoladores. O grande atrativo para utilização de filtros biológicos percoladores (FBP) reside no fato de que, assim como os reatores UASB, os FBPs possuem como vantagens associadas a simplicidade operacional, baixo consumo energético, baixos custos de operação e manutenção, baixa demanda de área, robustez a choques de carga, entre outras vantagens.

No entanto, o processo de nitrificação em filtros biológicos percoladores pós-UASB é pouco conhecido, e os resultados operacionais para concentrações de N-amoniaco de estações de tratamento de esgotos em escala plena são raros e esparsos. Em termos de remoção de matéria orgânica, embora reconhecida a adequabilidade do sistema UASB seguido de filtro biológico percolador em atender aos padrões de lançamento contidos em legislações ambientais brasileiras, em geral, a possibilidade de aplicação da tecnologia a menores taxas de aplicação superficiais sem que haja a necessidade de previsão de decantadores secundários, ainda é pouco explorada e não consolidada.

Nesse sentido, considerando a necessidade de utilização de tecnologias simplificadas de tratamento de esgotos no contexto nacional, a partir da adoção de soluções graduais e progressivas, e o reconhecimento das potencialidades de sistemas UASB/FBP para o atendimento aos padrões de lançamento em corpos receptores, a proposta do presente trabalho é verificar a possibilidade de atribuir maior simplicidade operacional e ampliar os aspectos funcionais de sistemas UASB/FBP. O principal tema do trabalho é a remoção de N-amoniaco em uma etapa de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.

No entanto, houve ampliação de objetivos em virtude de que as condições operacionais necessárias para a ocorrência de nitrificação nos FBPs, por consequência, induzem a possibilidade de atendimento a padrões de lançamento associados à remoção de matéria orgânica sem o uso de decantadores secundários. Ressalta-se ainda que, em todo o contexto do trabalho, especial ênfase é dada ao efeito de materiais de enchimento no desempenho dos filtros biológicos percoladores investigados.

Inicialmente, é apresentada uma revisão bibliográfica, onde são abordados os aspectos intrínsecos do processo de atividade biológica em termos de formação de biofilmes e nitrificação, com destaque para os fatores ambientais que interferem na remoção de N-amoniaco. Em seguida, são discutidos os aspectos associados ao funcionamento e desempenho de FBPs, meios suportes utilizados e a aplicabilidade de filtros biológicos percoladores para a remoção combinada de matéria orgânica e amônia, incluindo resultados operacionais e uma breve avaliação comparativa das potencialidades de FBPs entre reatores com biofilmes utilizados no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. Ao final, é apresentada uma análise crítica da literatura e o referencial de contribuição do presente estudo.

O Capítulo 4, “Efeito de diferentes meios suportes na remoção de N-amoniaco”, apresenta o desempenho de FBPs pós-UASB sob a perspectiva da remoção de amônia, considerando a influência de materiais de enchimento e diferentes condições operacionais, em termos de cargas orgânicas volumétricas e taxas de aplicação superficiais. Como base de discussão, considera-se o atendimento ao padrão de lançamento para N-amoniaco previsto na Resolução CONAMA 357/05. Adicionalmente, as diferenças de concentrações efluentes dos FBPs é discutida sob a perspectiva de uma análise estatística de comparação múltipla.

No Capítulo 5, “Variação de concentrações de parâmetros físico-químicos associados à nitrificação em filtros biológicos percoladores pós-UASB”, é realizada uma análise exploratória preliminar a respeito do comportamento de parâmetros de qualidade que se relacionam diretamente com o processo de nitrificação. A discussão tem como referência os perfis de variação de DBO solúvel, NTK, nitrito, nitrato, alcalinidade, pH, temperatura e oxigênio dissolvido. Uma breve discussão sobre a influência das concentrações de sulfeto na nitrificação é adicionalmente apresentada.

O Capítulo 6, “Desempenho de filtros biológicos percoladores pós-UASB sem etapa de decantação secundária”, apresenta o desempenho do sistema para concentrações de DBO, DQO e SST, considerando novamente as diferenças estatísticas entre concentrações efluentes de matéria orgânica. A discussão é amplamente direcionada à aplicabilidade do sistema UASB/FBP sem etapa de decantação secundária considerando, inclusive, os percentuais de atendimento aos padrões de lançamento previstos pela Legislação ambiental do estado de Minas Gerais.

No Capítulo 7, “Considerações finais”, é efetuada uma discussão conciliando-se de maneira global os resultados e as conclusões obtidas pela pesquisa. É apresentada a real contribuição fornecida a partir da execução das atividades experimentais.

O Capítulo 8, “Recomendações”, lista sugestões em relação aos aspectos de monitoramento do sistema, montagem experimental, e futuras investigações sobre o aprimoramento dos aspectos funcionais de FBPs pós-UASB e sobre o desenvolvimento de materiais de enchimento economicamente viáveis e passíveis de atribuir um melhor desempenho aos FBPs.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

Investigar o efeito de quatro diferentes tipos de meios suportes em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos sanitários, com ênfase na remoção parcial de N-amoniaco.

2.2 *Objetivos específicos*

Como objetivos específicos podem ser listados:

- Avaliar a influência de taxas de aplicação superficiais, cargas orgânicas volumétricas e o efeito de meios suportes na remoção de nitrogênio amoniacal em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de reatores UASB;
- Avaliar a variação das concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, sulfetos e matéria orgânica carbonácea solúvel, bem como os demais parâmetros que afetam o processo de nitrificação, ao longo da profundidade dos filtros biológicos percoladores;
- Avaliar o desempenho de filtros biológicos percoladores como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, *sem etapa de decantação secundária*;

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 *Formação, estrutura e constituição de biofilmes*

3.1.1 Aspectos gerais sobre desenvolvimento de biofilmes

A adesão microbiana em superfícies de contato segue três processos básicos: adsorção, adesão e aderência (estabilização da adesão celular), onde os mecanismos de fixação e estabelecimento do biofilme dependem fortemente da comunidade microbiana, das atividades metabólicas e do tipo de superfície disponível para o desenvolvimento da colonização. Os fatores físicos, químicos e biológicos afetam a composição das matrizes heterogêneas a partir do comportamento hidrodinâmico no meio (tensões de cisalhamento e fluxo de substrato para o interior das matrizes), da concentração e tipo de substrato e pela fisiologia das células (WIJEYEKOON *et al*, 2004). Fatores físico-químicos como a ação eletrostática e o grau de hidrofobicidade da célula microbiana são igualmente de grande importância no processo de adesão inicial de microrganismos em superfícies sólidas (ROUXCHET e MOZES, 1990; IWAI e KITAO, 1994).

Consolidada a adesão microbiana (primeira etapa do processo de formação de matrizes heterogêneas sob superfícies de contato), os microrganismos se reproduzem e produzem substâncias poliméricas extracelulares (frequentemente compostas por polissacarídeos e glicoproteínas) formando uma matriz gelatinosa heterogênea denominada *biofilme* (LESSARD e LE BIHAN, 2003). O biofilme é constituído por cerca de 90% de água e as substâncias poliméricas extracelulares representam cerca de 50% no cômputo total de percentagem de massa. A concentração de células na matriz situa-se entre 10^7 e 10^9 cells/cm² (MELO, 2003).

As cadeias poliméricas formadas pela decomposição de material celular (p.ex: algas e bactérias), juntamente com as substâncias exopoliméricas presentes na superfície de organismos que integram o biofilme, formam uma estrutura capaz de estabilizar a adesão celular. Para o início de formação do biofilme, destaca-se um aspecto de grande importância: *superfícies de contato irregulares, porosas ou providas de interstícios são meios potenciais para o desenvolvimento inicial do biofilme. Ademais, uma maior área superficial de aderência parece estimular a produção de exopolímeros, desencadeando um aumento da excreção de polissacarídeos por parte dos microrganismos* (VANVIVERE E KIRCHMAN, 1993).

Às matrizes heterogêneas são posteriormente associadas, por adsorção progressiva, moléculas e pequenas partículas abióticas. Simultaneamente ocorre o *crescimento e sucessão* de microrganismos aderidos, desenvolvendo-se continuamente a matriz que dá origem ao biofilme. Como resultado, a estrutura interna de biofilmes passa a ser composta por aglomerados contendo células, polímeros extracelulares que preenchem os espaços entre os aglomerados de microrganismos, canais e poros preenchidos por líquidos (MELO, 2003). Investigações sobre a estrutura interna do biofilme indicam que biofilmes são estruturas porosas que consistem em aglomerados de microrganismos e vazios intersticiais preenchidos por líquido (LEWANDOWISKY, 1994).

Os canais preferenciais ou tortuosidades podem iniciar-se na superfície da matriz e terminar na superfície do material de aderência (meio suporte). Nesse sentido, o desenvolvimento do biofilme pode ser conduzido não somente por processos de adsorção microbiana e difusão, mas também por transferência de massa pelos canais e poros formados (LAWRENCE *et al*, 1994; MELO, 2005).

3.1.2 Formação de biofilmes e principais fatores intervenientes na adesão de microrganismos

Os principais estágios de formação de biofilmes podem ser sumariamente descritos da seguinte forma (adaptado de IWAI e KITAO, 1994; MORGENROTH e WILDERER, 2000; MELO, 2003):

- *1º estágio (deposição)*: Formação de uma camada de pequena espessura constituída de moléculas orgânicas e íons que geralmente não recobrem toda a superfície de contato. Todos os microrganismos presentes na matriz se desenvolvem em condições semelhantes: as características do meio são similares às condições encontradas em um sistema de crescimento disperso. Nesse estágio a rugosidade da superfície é um fator de grande importância e contribui positivamente para a formação primária do biofilme. Atuam preponderantemente as ações eletrostáticas e de hidrofobicidade entre os microrganismos e a superfície sólida.
- *2º estágio (metabólico e de adsorção)*: Adsorção aleatória de microrganismos, matéria orgânica e partículas abióticas na matriz primária. Nesse estágio o crescimento dos microrganismos ainda é constante, tendo em vista que os requisitos nutricionais são fornecidos com equanimidade. Ressalta-se que durante o desenvolvimento do biofilme

a comunidade microbiana se altera em termos de abundância e diversidade, tornando determinística a colonização da maioria das espécies de microrganismos;

- *3º estágio (metabólico)*: Os Microrganismos consolidam sua aderência e devido às sucessões ecológicas recorrentes se desenvolvem de forma adaptada às condições estabelecidas pelo meio. O desenvolvimento do biofilme é conduzido ao equilíbrio dinâmico aparente. Os substratos encaminham-se a diferentes profundidades da matriz biológica (biofilme) por processos de difusão molecular e por movimentos convectivos do líquido pelos canais formados no biofilme. A produção celular e de exopolímeros é continuada simultaneamente com a geração de subprodutos do metabolismo microbiano. Esses subprodutos são retornados à fase líquida mantida em interface com o biofilme;
- *4º estágio (desprendimento ou remoção)*: O incremento na espessura do biofilme, resultante do crescimento de microrganismos, da produção de substâncias poliméricas e adsorção de partículas, são equilibradas pela influência da respiração endógena, quebra de cadeias alimentares (com conseqüente geração de zonas inativas) e tensões de cisalhamento causadas pelo efeito hidrodinâmico do líquido em interface com o biofilme.

Dentre os inúmeros fatores intervenientes na formação e nas condições de estabilidade do biofilme alguns podem ser enfatizados. A tabela 3.1 mostra, em síntese, importantes fatores associados ao comportamento de matrizes biológicas aderidas. As informações apresentadas foram baseadas nas referências de Iwai & kitao (1994), Melo (2003), Wijeyekoon (2004), Ramasamy & Zhang (2005) e Melo (2005).

Adicionalmente, destaca-se que os eventos de perda de biofilme são em geral causados por erosão, abrasão e destacamento completo de parte da matriz gelatinosa formada. No entanto, em biofilmes contendo consórcios de bactérias nitrificantes e desnitrificantes os gases resultantes da redução do nitrato a nitrogênio gasoso podem promover a desagregação de parte da estrutura da biomassa em função de bolhas geradas no interior do biofilme (MELO, 2003).

Tabela 3.1 - Síntese de fatores que afetam a formação e o estabelecimento de biofilmes.

Fator Interveniente	Característica	Aspectos recorrentes
<i>Espécie e fisiologia microbiana</i>	Biológica	Alguns microrganismos produzem maior quantidade de polímeros extracelulares, facilitando a aderência a superfícies sólidas. Compatibilidade hidrofílica ou hidrofóbica do microrganismo com a superfície sólida.
<i>Rugosidade da superfície sólida</i>	Física	Atua na formação primária do biofilme por dificultar o arraste de partículas e microrganismos.
<i>Constituintes presentes, pH e temperatura do líquido em contato com o biofilme.</i>	Química	A composição do substrato seleciona os microrganismos no biofilme. A concentração do substrato pode influenciar na estrutura do biofilme. Maiores concentrações de matéria orgânica tendem a elevar a espessura do biofilme. O pH do líquido altera a ação eletrostática entre os microrganismos e a superfície de contato. Pode controlar o desenvolvimento de espécies predominantes como fungos e bactérias. A temperatura altera a atividade metabólica dos microrganismos, influenciando no tempo de crescimento dos microrganismos.
<i>Condições hidrodinâmicas (velocidades e turbulências)</i>	Física	<i>Velocidades elevadas:</i> Retarda a formação primária do biofilme por tensões tangenciais. Após o estabelecimento do biofilme, elevadas velocidades e turbulências estimulam o crescimento de biomassa em virtude do aumento do fluxo de substrato. Gera biofilmes mais lisos, menos espessos, compactos e com maior porosidade. <i>Velocidades baixas:</i> Sob elevadas concentrações o biofilme torna-se espesso induzindo ao aparecimento de zonas inativas pela dificuldade de transferência de massa. Tal fato favorece o destacamento de parte do biofilme.

3.1.3 Comunidade microbiana em filtros biológicos percoladores

A comunidade microbiana presente em filtros biológicos percoladores utilizados no tratamento de esgotos incluem microrganismos como bactérias aeróbias e facultativas, fungos, algas e protozoários. Macroinvertebrados como larvas de insetos também são frequentes (METCALF & EDDY, 2003).

A tabela 3.2 apresenta os microrganismos e macrorganismos frequentemente encontrados em filtros biológicos percoladores. As informações foram extraídas de Iwai e Kitao (1994); Lee e Welandar (1994); Koops e Pommerening-Röser (2001); Rittmann and Mccarty (2001); Metcalf and Eddy (2003); Lessard e Le Bihan, (2003).

Tabela 3.2 - Microrganismos e macrorganismos invertebrados comumente presentes em filtros biológicos percoladores.

Grupos	Gêneros predominantes
Bactérias heterotróficas	
Oxidadoras de matéria orgânica	<i>Achromobacter, Flavobacterium, Pseudomonas, Alcaligenes, Sphaerotilus, Thiotrix</i>
Oxidadoras de sulfeto ¹	<i>Beggiatoa</i>
Bactérias autotróficas	
Oxidadoras de amônia	<i>Nitrossomonas*, Nitrosococcus, Nitrospira, Nitrosovibrio, Nitrosolobulus</i>
Oxidadoras de nitrito	<i>Nitrobacter, Nitrospira*, Nitrospina, Nitrococcus, Nitrocystis</i>
Fungos	<i>Fusarium, Penicillium, Geotrichum, Sporotrichum, Ascoidea, Trichosporon</i>
Algas e cianobactérias	<i>Phormidium, Chlorella, Ulothrix, Euglena, Chlorella, Anacystis, Oscillatoria, Stigeoclonium</i>
Protozoários²	<i>Vorticella, Opercularia, Epistylis, Carchesium, Chilodonella</i>
Metazoários³	Rotíferos e Nematodos em geral. Artrópodes: <i>Psycoda, Sylvicola</i>

¹ Microrganismo freqüentemente encontrado em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.

² Amplamente encontrados em reatores com biofilme. Protozoários ciliados são mais abundantes em filtros biológicos percoladores. Influenciam negativamente na nitrificação (predação de bactérias nitrificantes).

³ Presentes em biofilmes maduros em estágio avançado de sucessão ecológica. São organismos predadores e proporcionam efeito negativo no processo de nitrificação, principalmente em filtros biológicos percoladores.

3.2 Nitrificação biológica

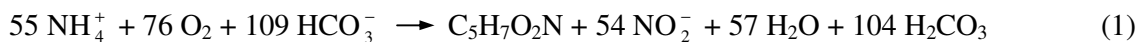
3.2.1 Fundamentos básicos

Sob o ponto de vista clássico, a nitrificação biológica é a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato realizada essencialmente por microrganismos *litoautotróficos* em dois estágios: o primeiro estágio denominado etapa de *nitritação* (oxidação de N-amoniacal a nitrito) e o segundo estágio denominado etapa de *nitratção* (oxidação do nitrito a nitrato). Os dois principais grupos de microrganismos envolvidos na nitrificação biológica são microrganismos litoautotróficos oxidadores de amônia e microrganismos litoautotróficos oxidadores de nitrito.

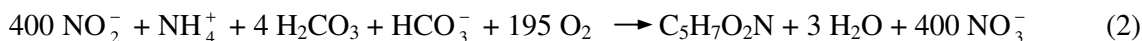
Um aspecto referente aos processos de nitritação e nitratção concerne aos microrganismos envolvidos no processo de nitrificação biológica. Os microrganismos litoautotróficos oxidadores de amônia e microrganismos litoautotróficos oxidadores de nitrito predominantes variam segundo o ambiente no qual ocorre o fenômeno (KOOPS & POMMERENING-RÖSER, 2001; ROWAN *et al*, 2003). Dessa forma justifica-se a generalização indicada para os microrganismos envolvidos nos estágios da nitrificação.

As equações estequiométricas referentes aos dois estágios do processo de conversão da amônia a nitrato são:

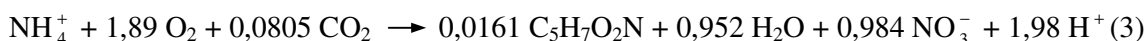
Oxidação de N-amoniaco *por microrganismos litoautotróficos oxidadores de amônia*:



Oxidação de nitrito *por microrganismos litoautotróficos oxidadores de nitrito*:



A equação estequiométrica global para a completa oxidação de amônia a nitrato, incluindo a síntese celular é dada por:



A equação *global* para a completa oxidação de amônia a nitrato, excluindo a síntese celular é dada por:



De acordo com as equações acima demonstradas dois importantes aspectos que se referem ao processo de nitrificação biológica podem ser observados: o elevado consumo de oxigênio dissolvido para que o processo seja completamente efetuado (4,32 g O₂ / g NH₄⁺ oxidado a nitrato) e o significativo consumo de alcalinidade (7,05 g CaCO₃/g NH₄⁺ oxidada a nitrato); fato demarcado em virtude da produção de íons de hidrogênio associado ao processo de nitrificação, como mostra a equação 3.

Quando a equação global do processo de nitrificação é explicitada sem considerar o crescimento da biomassa (equação 4) o valor teórico para o consumo de oxigênio é de 4,57 g O₂ / g NH₄⁺ oxidado a nitrato. Em sistemas de tratamento de esgotos onde ocorre a remoção de matéria carbonácea e nitrificação em um único volume reacional o valor de 4,57 g O₂ é geralmente considerado para projetos de engenharia. Nesses termos, representa-se o consumo máximo de oxigênio na oxidação da amônia a nitrato, considerando-se o cômputo da parcela associada ao crescimento de microrganismos heterotróficos.

No entanto, o crescimento de microrganismos autotróficos representa fração pouco significativa frente aos requisitos de oxigênio (BARNES & BLISS, 1983). Portanto, a faixa de consumo de oxigênio na nitrificação pode ser considerada entre 4,32 a 4,57 mg O₂ por mg NH₄⁺ oxidado a nitrato. Ressalta-se que na ausência de oxigênio microrganismos do gênero

Nitrobacter são capazes de reduzir nitrato a nitrito em uma equação reversa à Equação 2 (BARNES & BLISS, 1983).

No cômputo geral, em termos de alcalinidade consumida, uma pequena parte é incorporada a biomassa, *mas a maior parte da alcalinidade disponível é utilizada para neutralizar os íons de hidrogênio produzidos* (GRADY & LIM, 1980). Em termos teóricos (estequiométricos), 7,05 gramas de alcalinidade carbonato (como CaCO_3) por grama de NH_4^+ -N oxidado. Em um contexto prático são reportados valores de consumo de alcalinidade situados numa faixa de 6,0 e 7,4 gramas de alcalinidade bicarbonato por grama de amônia oxidada (SHARMA & AHLERT, 1977; FIGUEROA & SILVERSTEIN, 1992).

Deve-se ressaltar que o uso de NH_4^+ -N nas equações estequiométricas não significa que a principal fonte de energia para os microrganismos oxidadores de amônia seja o nitrogênio na forma de íon amônio. Os valores de requisitos de oxigênio e de alcalinidade resultam de cálculos em termos do peso molecular do nitrogênio, desconsiderando a forma na qual se encontra o N-amoniaco. PAINTER (1986) cita, como hipótese, a possibilidade de que o principal substrato para microrganismos oxidadores de amônia seja a forma não ionizada do N-amoniaco (N-NH_3).

3.2.2 Fatores ambientais que interferem na nitrificação em sistemas com biofilmes

A Tabela 3.3 apresenta, de forma sintética, os parâmetros ambientais que influenciam a nitrificação e as conseqüentes implicações no processo de remoção de amônia. São apresentados apenas os fatores fundamentalmente recorrentes em sistemas de crescimento aderido ou disperso. Em seguida, são efetuados breves comentários sobre alguns fatores que merecem maiores esclarecimentos ou que divergem à luz da literatura.

As informações apresentadas na Tabela 3.3 foram baseadas nas referências de Sharma & Ahlert (1977), Barnes & Bliss (1986), Parker & Richards (1986), Parker (1990), Figueroa & Silverstein (1992), EPA (1993), Aesoy *et al* (1998), Satoh *et al* (2000) WEF (2000), Rittmann & McCarty (2001), Metcalf & Eddy (2003), Biesterfeld *et al* (2003), Gray (2004), Chuang *et al* (2007).

Tabela 3.3 - Fatores ambientais que afetam a nitrificação e implicações recorrentes.

Fator Interveniante	Implicações recorrentes
Concentração de OD Requisitos de O ₂ (fase gasosa) <i>para nitrificação: 1,8 mgO₂/L. para ocorrência de acúmulo de nitrito: 0,5 mgO₂/L.</i> <i>*não computados os requisitos de O₂ para biomassa heterotrófica.</i>	Microrganismos nitrificantes são estritamente aeróbios e possuem elevada afinidade por oxigênio. Caso o oxigênio não seja suficiente para atender aos requisitos da biomassa heterotrófica e nitrificante a taxa de remoção de amônia decresce em função da competição por oxigênio, predominantemente capturado pela biomassa heterotrófica nas porções externas do biofilme. A baixa disponibilidade de OD exerce maior efeito inibitório sobre oxidadoras de nitrito do que em oxidadoras de amônia, podendo resultar em acúmulo de nitrito no sistema.
Temperatura Temperatura ótima para nitrificação: 28-36 °C (cultura pura). <i>Taxas de crescimento específico (μ) variam em função da temperatura. A avaliação dos efeitos da temperatura no tratamento de esgotos apresenta complexidade em virtude outros fatores intervenientes.</i>	O metabolismo microbiano e a taxa de remoção de amônia podem diminuir em ambientes com temperaturas abaixo de 10 °C. Para filtros biológicos percoladores, com temperaturas do ar variando de 10°C para 20°C a taxa de nitrificação pode aumentar por um fator de 1,5. Os efeitos da temperatura podem variar em função da taxa de remoção de amônia: sistemas com elevadas taxas de nitrificação são mais afetados pela temperatura do que sistemas onde a taxa de nitrificação tende a ser menor. Fatores como disponibilidade de oxigênio, predadores, cargas orgânicas podem obscurecer a avaliação do efeito da temperatura em sistemas de tratamento de esgotos.
Concentrações de matéria orgânica solúvel e particulada DBO solúvel acima de 20 mg/L: <i>FBPs apresentam maior dificuldade em produzir nitrito.</i> DBO solúvel abaixo de 12 mg/L: <i>favorável para ocorrência de nitrificação em FBPs..</i>	Para elevadas concentrações de matéria orgânica a nitrificação diminui pois a biomassa heterotrófica compete com sucesso por oxigênio e espaço, expulsando microrganismos nitrificantes do biofilme. <i>Matéria orgânica solúvel:</i> intensifica o crescimento de microrganismos heterotróficos elevando espessura do biofilme, o que dificulta a transferência de substrato (N-amoniaco) e oxigênio para porções internas do biofilme. <i>Matéria orgânica particulada:</i> uma vez depositada na superfície do biofilme pode dificultar a transferência de oxigênio e de substratos solúveis. Posteriormente, a hidrólise do material possibilita a sua absorção favorecendo o incremento da biomassa heterotrófica.
Relação DBO:NTK DBO:NTK = 25: <i>pouca disponibilidade de formas reduzidas de nitrogênio para nitrificação.</i> DBO:NTK = 5 – 10: <i>pode ser favorável ao processo de nitrificação, a depender das condições operacionais impostas.</i>	Maiores relações DBO:NTK favorecem a predominância da biomassa heterotrófica no biofilme em virtude da maior taxa de crescimento específico e fluxo de síntese observado para esses microrganismos. Adicionalmente, a síntese da biomassa heterotrófica diminui a concentração de formas reduzidas de nitrogênio como a amônia. O incremento da predominância de microrganismos heterotróficos dificulta a transferência de substrato (N-amoniaco e O₂) não condescendendo a coexistência de microrganismos nitrificantes e heterotróficos no biofilme para elevadas relações DBO:NTK.
pH e alcalinidade pH ótimo para nitrificação: <i>em biofilmes: 7,5 – 8,5.</i> Alcalinidade residual mínima para nitrificação em sistemas com biofilmes: <i>> 45 mg/L (observado) 50 mg/L (recomendado).</i>	pH: a taxa de nitrificação declina substancialmente para valores abaixo de 6,8. Adicionalmente, baixos valores de pH podem ocasionar a formação de HNO₂ (inibidor da etapa de nitrificação) e aumento da concentração de íons de hidrogênio H⁺ (tóxico para nitrificantes). Alcalinidade: escassez de alcalinidade carbonato no sistema impede a síntese de microrganismos nitrificantes por déficit de carbono inorgânico. Adicionalmente, a manutenção do pH em faixas adequadas para ocorrência de nitrificação pode ser comprometida.
Compostos orgânicos e inorgânicos Sulfetos: <i>0,5 mg/L</i> Metais pesados: <i>variável</i> N-amoniaco: <i>20mg/L</i>	Nitrificantes são sensíveis a vários compostos orgânicos e inorgânicos. Na presença de tais compostos as taxas de nitrificação tendem a diminuir. Concentrações de N-amoniaco acima de 20 mg/L pode iniciar a inibição de microrganismos oxidadores de nitrito.

Efeito da presença de predadores (microrganismos e macroinvertebrados): Um fator ambiental que merece destaque é a influência de organismos predadores na nitrificação. Lee e Welander (1994) relatam que Nematodos e rotíferos influenciam negativamente na conversão de N-amoniaco a nitrato. No referente estudo, após a adição de inibidores da atividade dos microrganismos predadores, a produção de nitrato por área superficial de meio suporte aumentou de 0,73 gN/m².d para 1,5 gN/m².d.

Anderson *et al* (1994) encontraram espécies da classe Oligochaeta (p.ex.: espécies da família Naididae e Enchytraeidae) em filtros biológicos percoladores onde após a eliminação de tais microrganismos foi igualmente detectado um incremento nas taxas de nitrificação. Macrorganismos como larvas de insetos (p.ex: Psychodidae) e outros invertebrados são também caracterizados por consumir porções de matrizes biológicas associadas ao biofilme assim como podem ser responsáveis por promover a desagregação do biofilme (ANDERSON *et al*, 1994; PARKER *et al*, 1997). Os processos de desagregação do biofilme bem como a predação de microrganismos envolvidos no processo de conversão dos constituintes presentes nos esgotos são consolidadamente relatados por WEF (2000).

Efeito da temperatura: Com relação ao efeito da temperatura na nitrificação algumas divergências foram encontradas na literatura. Tais diferenças podem estar associadas a interferências de outros fatores, como concentrações de substratos limitantes (p.ex.: NH₄⁺-N e oxigênio), cargas orgânicas, taxas de aplicação superficial e eficiência no umedecimento do biofilme (WEF,1991; WEF 2000). Destaca-se ainda a dificuldade de obtenção de estudos que indicassem o efeito da temperatura na nitrificação em faixas situadas entre 20°C e 30°C em considerando reatores de escala plena ou piloto.

Segundo a EPA (1993), para regiões com temperaturas médias acima de 15 °C os efeitos da temperatura na nitrificação não necessariamente precisam ser considerados em projeto. Em estudos realizados por Parker *et al*. (1989, 1995) o efeito da temperatura em relação às taxas de nitrificação em filtros biológicos percoladores nitrificantes foi relativamente baixo. As temperaturas observadas durante os experimentos variaram de 11 a 21°C.

Como apresentado na Tabela 3.3, de acordo com Grady & Lim (1980) e WEF (2000), os efeitos da temperatura são mais nitidamente observados em sistemas com maiores taxas de nitrificação. Dessa maneira, em filtros biológicos percoladores onde a remoção de N-amoniaco ocorre de forma combinada com a matéria orgânica os efeitos da temperatura

podem ter menor importância frente aos outros fatores que interferem no processo de nitrificação. No entanto, Parker *et al.* (1995) afirma que o efeito da temperatura mesmo em um FBP nitrificante (destinado *preponderantemente* à nitrificação) foi pouco notado.

pH e Alcalinidade Carbonato: para a faixa de valores de pH considerados ótimos para a ocorrência de nitrificação (7,5 a 8,5) observa-se que os resultados frequentemente se referem a testes realizados com culturas puras ou em sistemas de tratamento de biomassa dispersa, como lodos ativados. Torna-se significativo salientar que a variação das taxas de nitrificação em função do pH em sistemas de biomassa aderida pode ter um comportamento distinto, por sua vez, pouco reportado na literatura. Adicionalmente, foi observado que as faixas ideais de pH para a nitrificação divergem sobremaneira entre si. Tal fato pode estar associado ao delineamento experimental utilizado em cada uma das pesquisas (BARNES & BLISS, 1983).

Biestenfeld *et al.* (1992) observaram que para uma faixa de pH situada entre 7,0 e 7,5 as taxas de nitrificação em biofilmes não tiveram uma boa correlação com pH. Indicam ainda que taxa de nitrificação foi reduzida em função da alcalinidade, não havendo uma associação direta com o pH. Dessa forma, a presença de alcalinidade em concentrações adequadas permitiriam o atendimento aos requisitos de carbono inorgânico por parte de bactérias nitrificantes, bem como aos requisitos de alcalinidade associados a neutralização de íons de hidrogênio gerados na nitrificação.

Os autores citam ainda que para concentrações de alcalinidade residual (efluente do reator) acima de 45 mgCaCO₃/L as taxas de nitrificação parecem não ser alteradas substancialmente. No entanto, Szwering *et al.* (1986) ressaltam que a resistência de difusão de espécies inorgânicas de carbono (como CaCO₃) pode desencadear o decréscimo do pH no interior de biofilmes ainda que o pH do meio esteja próximo a valores recomendados no seio do reator. O decréscimo do pH no interior de biofilmes resulta em aumento das concentrações de ácido nítrico livre (HNO₂), que por sua vez, parece ser potencialmente tóxico para microrganismos nitrificantes.

3.2.3 Aspectos microbiológicos da nitrificação e recentes descobertas

Considerando o processo de nitrificação sob o ponto de vista clássico, a nitrificação é efetuada em um processo de dois estágios: nitrificação e nitratação. No primeiro estágio (nitrificação) os microrganismos predominantes pertencem ao gênero de bactérias *Nitrosomonas*. Contudo, os

gêneros *Nitrossococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobulus* também podem oxidar N-amoniaco a nitrito.

No segundo estágio o gênero comumente citado como sendo predominante é denominado *Nitrobacter*. No entanto, com o uso de técnicas de biologia molecular tem-se reportado que o gênero *Nitrobacter* parece não predominar em sistemas de tratamento dos esgotos. Atualmente, considera-se que o gênero *Nitrospira* é o gênero predominante entre as bactérias oxidadoras de nitrito (RITTMANN E MCCARTY, 2001; KOOPS e POMMERENING-RÖSER, 2001). Adicionalmente, torna-se significativo ressaltar que o gênero *Nitrospira* é comumente encontrado em ambientes com baixas concentrações de nitrito, fato recorrente em estações de tratamento de esgotos.

Atualmente novos questionamentos têm sido apontados sob a perspectiva das rotas metabólicas da nitrificação, em virtude da descoberta de um novo processo de conversão direta do N-amoniaco a nitrato denominado COMAMMOX (Complete Ammonium Oxidation). Os microrganismos associados ao COMAMMOX ainda não foram isolados, embora seja reconhecida a provável possibilidade de tais microrganismos serem competitivos com microrganismos envolvidos no processo de nitrificação em ambientes como flocos, microcolônias e biofilmes (COSTA *et al*, 2006).

3.3 Filtro biológico percolador no tratamento de esgotos domésticos

3.3.1 Aspectos gerais e princípio de funcionamento

Os filtros biológicos percoladores (FBP) são sistemas aeróbios não submersos de tratamento de esgotos que utilizam como princípio a conversão de constituintes a partir de mecanismos associados à biomassa aderida. O sistema é constituído de um meio suporte tal como pedras, material plástico ou espumas, sobre o qual os esgotos são aplicados continuamente por meio de distribuidores rotativos ou estacionários.

Os distribuidores rotativos são movidos pela própria carga hidráulica dos esgotos ou também podem ser motorizados, embora a adoção de distribuidores mecanizados resulte em consumo energético para o funcionamento do sistema. A variação da rotação dos distribuidores é uma das estratégias de operação empregadas para o controle do biofilme e eliminação de larvas de insetos em FBPs (PARKER *et al*, 1995; ALBERTSON, 1995).

Em termos de consumo energético, uma das grandes vantagens dos filtros biológicos percoladores refere-se à não necessidade de sistema de aeração. Em geral, os requisitos de oxigênio para o metabolismo aeróbio são atendidos a partir da circulação natural e convectiva do ar pelo interior do volume reacional. O ar, portanto, circula entre os interstícios do material de enchimento, sendo que a transferência de oxigênio para o biofilme é efetuada diretamente ou por meio de difusão molecular.

Após a aplicação, os esgotos percolam pelo meio suporte em direção aos drenos de fundo. A percolação dos esgotos permite o crescimento de microrganismos na superfície do material de enchimento, o que resulta na formação de uma matriz biológica ativa, de consistência gelatinosa que contém fungos, bactérias facultativas, aeróbias e anaeróbias, algas e protozoários. Macrorganismos como larvas e insetos desenvolvem-se frequentemente no sistema.

O líquido escoar rapidamente pelo meio suporte, entrando em contato com os microrganismos existentes no biofilme, responsáveis pela conversão de determinados constituintes suspensos e solúveis presentes nos esgotos como carboidratos, lipídeos, amônia, entre outros. A matéria orgânica e inorgânica é adsorvida pela película microbiana, ficando retida um tempo suficiente para a sua estabilização.

Em seguida, parte dos sólidos adsorvidos e a biomassa excedente são desalojados de forma contínua ou periódica do biofilme podendo elevar a concentração de sólidos suspensos no efluente final. O efeito de desprendimento do biofilme ocorre devido a uma conjugação de fatores como tensão de cisalhamento causada pela velocidade de escoamento do líquido entre os vazios do meio suporte, grau de estabilização dos sólidos e relação crescimento da espessura do biofilme e geração de zonas inativas (MELO, 2003).

Em freqüentes situações, principalmente para filtros biológicos percoladores de alta taxa, é necessário o uso de decantadores secundários. Tais unidades são utilizadas no sentido de promover a separação dos sólidos, de forma que se possa obter um efluente final clarificado e com baixas concentrações de sólidos em suspensão. A elevada idade do lodo, característica de sistemas com biofilme, convencionalmente resulta em não necessidade de recirculação da biomassa retida no decantador secundário para o interior do volume de reação, com vistas à manutenção de quantidade de biomassa capaz de efetuar a conversão dos constituintes presentes nos esgotos (WEF, 1991).

Contudo, em FBPs de alta taxa (cargas orgânicas volumétricas acima de 0,40 kgDBO/m³.d) o processo de nitrificação ocorre de forma pouco substancial em virtude da competição entre microrganismos heterotróficos e nitrificantes por oxigênio e espaço. Nesse sentido, nos projetos de filtros biológicos percoladores (p.ex. FBPs de alta taxa) pode ser prevista a recirculação de uma parcela do efluente final (ou do efluente do filtro) para o volume reacional. Tal estratégia tem como finalidade essencial os seguintes aspectos (BARNES & BLISS, 1983; METCALF AND EDDY, 2003; PEARCE, 2004; VON SPERLING, 2005):

- Efetuar a diluição do esgoto a ser tratado com o objetivo de manter constante a carga orgânica afluente;
- Reduzir a possibilidade de entupimentos e empoçamentos em função de condições hidrodinâmicas que induzem a maiores tensões de cisalhamento entre a interface líquido-biofilme induzindo a remoção do excesso de biomassa;
- Manter a vazão constante e conseqüentemente prover carga hidráulica suficiente para a movimentação dos distribuidores rotativos ao longo de todo o dia;
- Garantir o umedecimento do biofilme e o maior aproveitamento da área superficial específica do meio suporte utilizado como material de enchimento;
- Controlar o crescimento do biofilme;
- Promover o incremento de concentrações de oxigênio dissolvido no afluente;
- Possibilitar um novo contato entre o substrato e a biomassa nitrificante, inclusive com retorno de microrganismos viáveis. A recirculação do efluente pode propiciar o incremento das taxas de nitrificação em virtude da reintrodução uma parcela de microrganismos nitrificantes ao FBP, modificando, inclusive, a seqüência de espécies ao longo do reator;

Em uma análise global, a estratégia de funcionamento de sistemas com biofilme é a de promover a separação entre os sólidos e a biomassa no volume reacional, do efluente tratado (RITTMANN & MCCARTY, 2001). Dessa forma, maior parcela de microrganismos que se desenvolve sobre o material suporte, permanece no reator, o que diretamente resulta na produção de efluentes de boa qualidade. Em alguns casos existe a possibilidade de eliminação de decantadores secundários em virtude das baixas concentrações de sólidos suspensos presentes no efluente final de sistemas com biofilme em geral (LESSARD e LE BIHAN, 2003). A Figura 3.1 mostra os principais detalhes de um filtro biológico percolador típico e o princípio de funcionamento e remoção dos constituintes do esgoto no reator.

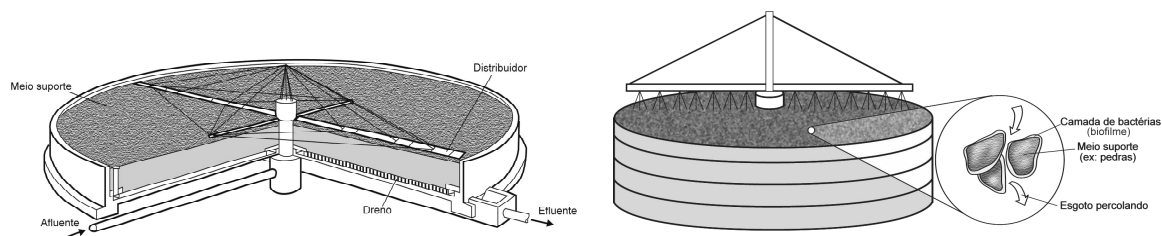


Figura 3.1 - Principais componentes de um filtro biológico percolador e princípio de funcionamento.

Fonte: CHERNICHARO (2001).

3.3.2 Classificação de filtros biológicos percoladores

Os filtros biológicos percoladores (FBP) são classificados de acordo com a taxa de aplicação superficial e com a carga orgânica volumétrica as quais são submetidos. A Tabela 3.4 apresenta as características típicas e a classificação dos filtros biológicos percoladores adotada para o referente trabalho. Antecipadamente, ressalta-se que algumas dissonâncias foram encontradas na literatura para a classificação de filtros biológicos percoladores. Ressalta-se ainda que em nenhuma das bibliografias consultadas foi apresentado o critério utilizado para a determinação das faixas estabelecidas para a classificação de filtros biológicos percoladores.

Tabela 3.4 - Características típicas e classificação de filtros biológicos percoladores.

Condições operacionais e características	Baixa taxa	Taxa intermediária	Alta taxa	Alta taxa	Taxa super alta	Grosseiro
Meio suporte	Pedra	Pedra	Pedra	Plástico	Pedra	Pedra/plást.
TAS ¹ (m ³ /m ² .d)	1 - 4	4 - 10	10 - 40	10 - 75	12 - 70	40 - 200
COV ² (kgDBO/m ³ .d)	0,07 - 0,22	0,24 - 0,48	0,4 - 2,4	0,6 - 3,2	0,5 - 1,6	>1,5
Recirculação	0	0 - 1	1 - 2	1 - 2	NI ³	0 - 2
Moscas	Muitas	Variável	Poucas	Poucas	Poucas	Poucas
Desprendimento do biofilme	Intermitente	Intermitente	Contínuo	Contínuo	Contínuo	Contínuo
Profundidade (m)	1,8 - 2,5	1,8 - 2,5	0,9 - 3,0	3,0 - 12,2	3,0 - 12,2	0,9 - 6,0
Remoção DBO (%) efluente de decantador primário	80 - 90	50 - 80	50 - 90	60 - 90	65 - 85	40 - 70
Remoção DBO (%) ³ efluente UASB	55	-	45 - 65	-	-	-
Remoção NH ₄ -N	Intensa	Parcial	Parcial	Variável	Limitada	Ausente

Fonte: adaptado de METCALF & EDDY (2003); EPA (2000); CHERNICHARO (2000).

¹ TAS: Taxa de aplicação superficial em m³/m².d; ² COV: Carga orgânica volumétrica em kgDBO/m³.d.

³ Não informado.

³As eficiências de remoção de DBO para efluentes de reatores UASB foram obtidas a partir dos resultados de NASCIMENTO (2001), MANSUR AISSE (2002) E CRISTIANO FRADE (2003).

Embora filtros biológicos percoladores de alta taxa preenchidos com leito de pedras possam receber cargas orgânicas volumétricas até 2,4 kgDBO/m³.d recomenda-se que as cargas orgânicas aplicadas estejam situadas entre 0,3 a 1,0 kgDBO/m³.d. A justificativa para a restrição da faixa de trabalho baseia-se na possibilidade de entupimentos mais frequentes, curtos circuitos e limitação da circulação de ar e transferência de oxigênio para o interior do FBP, caso sejam adotadas maiores COVs (METCALF & EDDY, 2003). A limitação de circulação de ar no interior do filtro pode reduzir o percentual de biomassa aeróbia aderida (ALBERTSON & ECKENFELDER, citado por VESILIND, 2003)

A partir dos dados apresentados na Tabela 3.5 observa-se que as faixas adotadas para classificação de filtros biológicos percoladores diferem sobremaneira dependendo da referência consultada. As faixas conferidas para FBPs de taxa intermediária são bastante distintas quando são comparados os limites definidos por Metcalf & Eddy (2000), Metcalf & Eddy (1991) e Vesilind (1992) em relação ao limite predefinido por EPA (2000) para a faixa de cargas orgânicas volumétricas. As faixas de classificação para filtros de baixa taxa, de taxa super alta e filtros grosseiros apresentam inconsonâncias quanto aos limites apresentados.

Com relação aos limites definidos para a classificação dos FBPs de alta taxa são observadas menores diferenças para as taxas de aplicação superficial (TAS) e uma sensível diferença entre os limites previstos para cargas orgânicas volumétricas aplicadas (COV aplicada).

Tabela 3.5 - Classificação de filtros biológicos percoladores a partir de TAS e COVs aplicadas de acordo com algumas referências encontradas na literatura.

Referência	Taxa de aplicação superficial (m ³ /m ² .d)				
	Carga orgânica volumétrica aplicada (kgDBO/m ³ .d)				
	Baixa taxa	Taxa intermediária	Alta taxa	Taxa super alta	Grosseiro
Metcalf & Eddy ¹ (2003)	1 – 4	4 - 10	10 - 40	-	40 - 200
	0,07 – 0,22	0,24 - 0,48	0,4 – 2,4	0,6 – 3,2	>1,5
Metcalf & Eddy (1991)	1 – 4	3,5 – 10,0	10 - 40	12 – 70	45 - 185
	0,1 – 0,4	0,2 - 0,5	0,5 - 1,0	0,5 - 1,6	≤ 8
WEF ² (1992)	1 - 3,6	3,6 – 9,4	9,4 – 36,6	14,2 – 85,5	57 - 170
	0,1 – 0,2	0,3 - 0,5	0,4 - 1,8	≤ 4,8	> 1,6
WEF ³ (2000)	-	-	-	-	-
	< 0,4	acima de 0,64	0,64 - 1,6	-	1,6 - 4,8

¹ Classificação adotada no presente trabalho.

² WEF: Water Environment Federation.

3.3.3 Filtros biológicos percoladores de alta taxa

Segundo Metcalf & Eddy (2003) os FBPs de alta taxa utilizam geralmente materiais plásticos ou pedra como material de enchimento. Os FBPs com leitos de pedra podem receber cargas orgânicas volumétricas (COV) que variam de 0,4 a 2,4 kgDBO/m³.d, quando são utilizadas taxas de aplicação superficiais entre 10 e 40 m³/m².d. Quando materiais plásticos são utilizados como material de enchimento a carga orgânica volumétrica aplicada pode variar de 0,6 a 3,2 kgDBO/m³.d e a taxa de aplicação superficial pode estar entre 10 e 75 m³/m².d.

Dependendo da taxa de aplicação superficial e da carga orgânica volumétrica aplicada a eficiência na remoção de N-amoniaco varia em função da altura do volume reacional e da área superficial específica do material de enchimento utilizado.

Em consequência das maiores cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas nos FBPs de alta taxa ocorre uma ligeira redução da eficiência em termos de remoção de matéria orgânica. Segundo von Sperling (2005) a eficiência global típica de sistemas com filtros biológicos percoladores de alta taxa situa-se entre 80 e 90% para a remoção de matéria orgânica.

Nesses sistemas o lodo encaminhado aos decantadores secundários ainda encontra-se não estabilizado, e, em geral, com uma relação SV/ST entre 0,75 e 0,80 (ANDREOLI *et al*, 2001). Adicionalmente, é importante destacar que os sólidos produzidos nos filtros biológicos percoladores de alta taxa sedimentam com maior dificuldade no decantador secundário (GONÇALVES *et al*, 2001). Tal fato parece ocorrer devido à baixa capacidade de floculação dos sólidos que se desprendem do biofilme (RITTMANN & MCCARTY, 2001).

Em FBPs de alta taxa com remoção combinada de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal a nitrificação geralmente ocorre em menor magnitude, sendo tal característica um fator resultante das maiores cargas orgânicas volumétricas aplicadas. Consequentemente, para a ocorrência satisfatória de nitrificação em FBPs de alta taxa as cargas orgânicas volumétricas aplicadas devem menores.

A diminuição da nitrificação é causada pela maior relação DBO:NTK ao longo do filtro, resultando em uma predominância dos microrganismos heterotróficos em relação a biomassa nitrificante. Acrescenta-se que microrganismos heterotróficos possuem taxas de crescimento específico máxima ($\mu_{\text{máx}}$) cerca de cinco vezes acima das taxas de crescimento encontradas para bactérias nitrificantes (GRADY & LIM, 1980). Dessa forma, em condições onde são

verificadas elevadas relações DBO:NTK (p.ex.: 5-10 gDBO/gNTK) os microrganismos heterotróficos competem com sucesso por oxigênio e espaço resultando na diminuição da atividade da biomassa nitrificante no biofilme.

3.3.4 Parâmetros de projeto que interferem na nitrificação em FBPs com remoção combinada de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal

Nesse item serão abordados os fatores *operacionais* que afetam diretamente o processo de nitrificação. Será dada maior ênfase aos efeitos da *carga orgânica volumétrica aplicada e da taxa de aplicação superficial*, tendo em vista a proposta metodológica delineada para o presente trabalho.

Tais parâmetros a serem analisados se inter-relacionam e afetam simultaneamente o desempenho de filtros biológicos percoladores na remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal: o incremento da carga orgânica volumétrica aplicada e da taxa de aplicação superficial, quando não considerado o efeito da recirculação do efluente final, resulta em decréscimo das taxas de nitrificação em FBPs.

Carga orgânica volumétrica aplicada. Em filtros biológicos percoladores (FBP) com remoção combinada de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal a carga orgânica aplicada influencia sobremaneira na nitrificação. Para uma eficiência de 90% na remoção de N-NH_4^+ a carga orgânica volumétrica aplicada deve ser aproximadamente de 0,08 kgDBO/m³.d. Em sistemas com cargas orgânicas volumétricas aplicadas de 0,22 kgDBO/m³.d é esperada uma eficiência de 50% na remoção de nitrogênio amoniacal (METCALF & EDDY, 2003).

Parker & Richards (1986) afirmam que para FBPs com leito de pedras (sem recirculação) a carga orgânica volumétrica não deve exceder a 0,16 kgDBO/m³.d para uma eficiência de remoção de amônia de 75%. No entanto, Stenquist (1974) obteve 89% de remoção de N-amoniacal aplicando uma carga orgânica volumétrica de 0,36 kgDBO/m³.d em filtros biológicos percoladores com meios plásticos como material de enchimento. Portanto, as expectativas de remoção de N-amoniacal em FBPs devem ser vistas com ressalvas tendo em vista que outros fatores associados à concepção de projeto podem influenciar na eficiência de remoção de N-amoniacal em FBPs, como a altura do volume reacional, área superficial específica do material de enchimento utilizado e o tempo de detenção do líquido no reator.

Em uma análise pouco pormenorizada, Le Bihan & Lessard (2003) afirmam que resguardadas as condições ambientais adequadas em termos de pH, temperatura e aeração, as baixas cargas orgânicas volumétricas aplicadas, situadas entre 0,10 e 0,40 kgDBO/m³.d, podem estimular o desenvolvimento de microrganismos nitrificantes em sistemas com biofilme. Metcalf & Eddy (2003) propõem faixas típicas de cargas orgânicas e de NTK aplicadas, considerando sistemas de remoção combinada de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. A Tabela 3.6 sumariza tais informações.

Tabela 3.6 - Cargas orgânicas tipicamente aplicadas em FBPs utilizados para remoção combinada de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal.

Carga orgânica aplicada		Qualidade esperada para o efluente final	
Unidade	Faixa típica	Unidade	Faixa típica
kgDBO/m ³ .d	0,1-0,3	mgDBO/L	< 10
gNTK/m ² .d ¹	0,2-1,0	mg NH ₄ -N/L	< 3

¹ Carga baseada na área superficial específica do material de enchimento.

Adaptado de METCALF & EDDY (2003). Os valores apresentados na tabela referem-se a experiências com FBPs tratando efluentes de decantadores primários (fluxograma convencional).

Importante destacar que a legislação ambiental brasileira (Resolução CONAMA 357/05) permite concentrações de DBO total e N-amoniacal como padrão de lançamento em corpos receptores acima dos valores previstos na Tabela 3.6. Portanto, as cargas orgânicas volumétricas aplicadas em FBPs com remoção combinada de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal poderão ser de maior magnitude.

EPA (1993) apresenta possíveis eficiências de remoção de amônia baseado nos resultados de vários sistemas que utilizam FBPs *preenchidos com pedras*, em escala plena e piloto, atuando com e sem recirculação do efluente final. A Tabela 3.7 mostra algumas eficiências de remoção de N-amoniacal por nitrificação e concentrações médias esperadas para nitrogênio amoniacal em função da carga orgânica volumétrica aplicada.

Tabela 3.7 - Cargas orgânicas aplicadas em FBPs preenchidos com pedras e possíveis eficiências e concentrações efluentes de N-amoniacal.

Carga orgânica aplicada (kgDBO/m ³ .d)	Eficiência mínima esperada ¹ (%)	Concentração efluente NH ₄ -N (mg/L)	Cumprimento ao padrão de lançamento (Resolução CONAMA 357/05)
0,80	0	-	Não conformidade
0,40	16	21,0	Não conformidade
0,37	20	20	Em conformidade
0,30	32	17,0	Em conformidade
0,20	49	12,7	Em conformidade

¹ A eficiência foi determinada com base no *limite inferior* da curva apresentada por EPA (1993). A temperatura de operação dos reatores estiveram acima de 20°C para a maioria dos sistemas avaliados.

Considerando as estimativas reportadas por EPA (1993), observa-se que para as cargas orgânicas volumétricas situadas em torno de 0,40 kgDBO/m³.d a remoção de nitrogênio amoniacal por nitrificação pode não ocorrer de forma satisfatória, sob a perspectiva do cumprimento ao padrão de lançamento previsto pela legislação ambiental brasileira (Resolução CONAMA 357/05). No entanto, ressalta-se que tais estimativas basearam-se em eficiências mínimas esperadas, havendo, portanto, a possibilidade de melhores desempenhos, uma vez que a região delimitada pelas curvas de máxima e mínima eficiência possui considerável amplitude.

O decaimento da eficiência na remoção de amônia em filtros biológicos percoladores ocorre em virtude das cargas orgânicas volumétricas aplicadas serem dependentes das concentrações afluentes de matéria orgânica. Caso as concentrações afluentes de DBO se elevem, a relação DBO:NTK pode aumentar ocasionando a redução das taxas de nitrificação. WEF (2000) apresenta um modelo do efeito da relação DBO:NTK na nitrificação, considerando a remoção de N-amoniacal por área de material suporte. A Figura 3.2 mostra os resultados obtidos para um FBP preenchido por anéis plásticos.

PARKER & RICHARDS (1986) determinam similarmente o percentual de remoção de amônia em filtros biológicos percoladores considerando a carga orgânica aplicada por área de meio suporte. A partir desse critério, o efeito de cargas aplicadas (em termos de DBO ou NTK) pode ser melhor verificado uma vez que a avaliação das taxas de nitrificação por área de meio suporte não considera a influência do tipo de material de enchimento.

Os resultados apresentados por Brown & Caldwell (1980), a partir da avaliação de três estações de tratamento de esgotos, apontam similaridades em termos de remoção de N-amoniacal em FBPs preenchidos por pedras e anéis plásticos quando a taxa de remoção de amônia é dada em função da área do material de enchimento utilizado. A Figura 3.2 apresenta os resultados obtidos considerando FBP preenchidos por leito de pedras e anéis plásticos de diferentes áreas superficiais específicas.

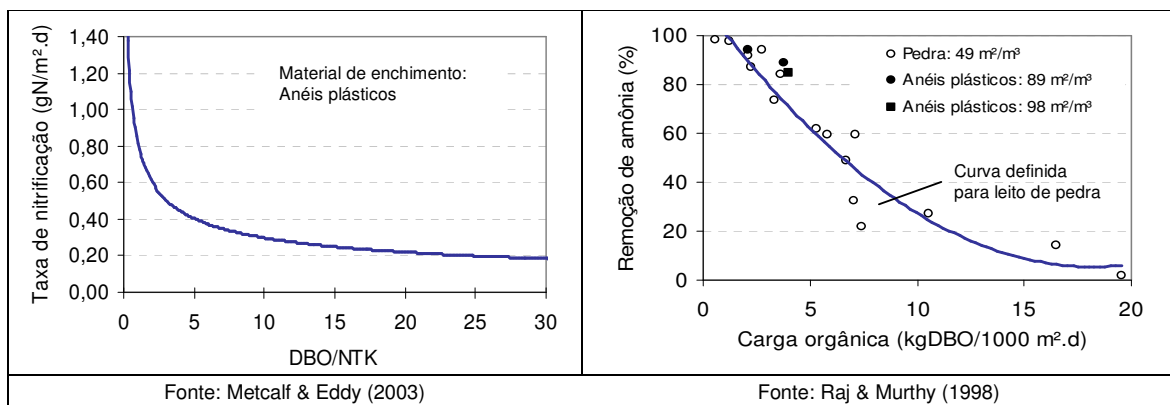


Figura 3.2 - Efeito da relação DBO:NTK e da carga orgânica aplicada na nitrificação em filtros biológicos percoladores preenchidos por materiais plásticos e leito de pedra.

Taxa de aplicação superficial (TAS). Caso a taxa de aplicação superficial seja aumentada somente em função do incremento da vazão afluyente (sem recirculação do efluente final) a remoção de nitrogênio amoniacal e de matéria orgânica pode reduzir-se em função do conseqüente incremento da carga orgânica volumétrica aplicada no volume reacional. Ademais, menores tempos de detenção hidráulica podem ser observados em sistemas com elevadas taxas de aplicação superficial, diminuindo o tempo de contato entre o substrato e a biomassa. As perdas de biomassa por cisalhamento também podem figurar como um fator importante em termos de quantidade de nitrificantes a serem mantidas no reator.

Grady & Lim (1980) destacam que com o aumento da taxa de aplicação superficial as relações DBO:NTK ao longo do filtro reduzem-se em menor taxa, tendo em vista que o incremento nas taxas de reação para remoção de matéria orgânica, em qualquer ponto do FBP, não é suficiente para compensar o decréscimo do tempo de residência do líquido no reator.

As Figuras 3.3 e 3.4 mostram o efeito do aumento da taxa de aplicação superficial na eficiência de remoção de DBO solúvel segundo o modelo desenvolvido por Logan *et al* (1987) e de N-amoniacal, de acordo com os experimentos de Raj & Murthy (1998). As remoções de DBO solúvel e nitrogênio amoniacal nos sistemas de fato reduziram-se com o aumento da TAS. Ambos os estudos apontam o tempo de detenção do líquido como o principal fator da diminuição da eficiência de remoção dos constituintes.

Adicionalmente, ressalta-se que o modelo desenvolvido por Logan *et al* (1987) foi calibrado a partir de um único banco de dados, para um único tipo de meio suporte. No entanto, segundo Vesilind (2003) o modelo tem se mostrado capaz de prever a remoção de DBO solúvel para vários sistemas em escala de laboratório, em escala piloto e estações de tratamento em escala plena.

O sistema investigado por Raj & Murthy (1998) foi alimentado com efluente sintético considerando várias concentrações de N-NH, onde, em todas as fases do experimento, os microrganismos nitrificantes predominaram no sistema. Como mostra a Figura 3.4, nota-se que para uma maior concentração de N-amoniaco os percentuais de remoção de N-NH⁺₄ reduzem-se de forma mais acentuada.

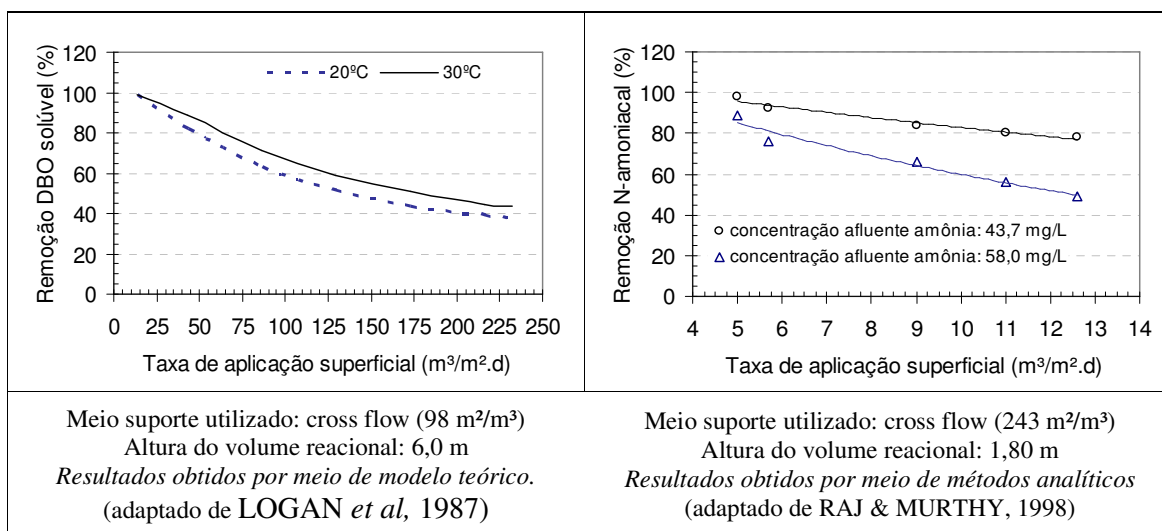


Figura 3.3 - efeito da taxa de aplicação superficial na remoção de DBO solúvel.

Figura 3.4 – efeito da taxa de aplicação superficial na remoção de N-amoniaco.

A apresentação dos resultados descritos tem como objetivo mostrar que, para uma determinada concentração efluente de DBO e N-amoniaco, o aumento da taxa de aplicação superficial resulta no decréscimo da eficiência de remoção dos referidos constituintes evidenciando a possibilidade de aumento das relações DBO:NTK ao longo do FBP. Tendo em vista as condições específicas adotadas em tais pesquisas não são recomendadas extrapolações em relação ao uso das curvas obtidas para outros cenários.

Um outro aspecto associado às TAS refere-se à quantidade de líquido necessária para garantir o umedecimento de toda a área superficial de meio suporte. A utilização de baixas taxas de aplicação superficial para garantir a carga orgânica volumétrica necessária à ocorrência de nitrificação pode resultar na subutilização da área superficial do meio suporte (GRADY & LIM, 1980; PEARCE, 2004).

Malina *et al* (citado por GRADY & LIM, 1980) recomendam que a taxa de aplicação superficial (expressa em m³/m².d) seja de 1,33 vezes a área específica do material de enchimento (expressa em m²/m³). No entanto, verifica-se que as taxas de aplicação

superficiais resultantes são extremamente excessivas sob o ponto de vista dos aspectos operacionais favoráveis à ocorrência de nitrificação em um sistema onde não ocorra a recirculação do efluente final.

3.3.5 Desempenho de FBPs na remoção de matéria orgânica e N-amoniacal

O presente item tem como objetivo apresentar as principais características e desempenhos *médios* obtidos por filtros biológicos percoladores (FBPs) destinados à remoção de matéria orgânica e N-amoniacal em um único volume reacional. Embora a remoção da matéria orgânica seja abordada, especial ênfase será dada à remoção de N-amoniacal nos sistemas contextualizados.

Todas as experiências apresentadas são provenientes de sistemas de tratamento que alimentam filtros biológicos percoladores com efluentes de decantadores primários, não sendo consideradas as interferências de estratégias operacionais e de concepção de projeto, como a recirculação, o uso de tanques de contato e/ou clarificadores intermediários, presentes em boa parte dos sistemas apresentados na literatura. Dessa forma, ainda que os sistemas de tratamento citados possuam maiores flexibilidades operacionais, foi discriminado apenas o desempenho de FBPs em separado, permitindo a comparação posterior entre filtros biológicos percoladores pós decantadores primários e FBPs pós-UASB.

Ademais, todos os sistemas apresentados na Tabela 3.8 não consideram o uso de decantadores secundários, tendo em vista que as coletas foram realizadas após os filtros biológicos percoladores, de acordo com a descrição da metodologia apresentada nos referidos trabalhos. Dessa forma, os resultados poderão ser comparados com aqueles obtidos em sistemas UASB/FBP operando sem etapa de decantação secundária.

De uma maneira geral, observa-se que todos os sistemas que operaram com cargas orgânicas volumétricas (COV) em torno ou acima de 0,60 kgDBO/m³.d não demonstraram-se capazes de efetuar reduções substanciais em termos de concentrações de amônia. Em contrapartida, os FBPs que operaram com COVs próximas de 0,20 kgDBO/m³.d apresentaram baixas concentrações efluentes de N-amoniacal. Ressalta-se que em alguns casos, mesmo com aplicação de taxas hidráulicas próximas de 20 m³/m².d os FBPs apresentaram um bom desempenho na remoção de amônia. As alturas dos volumes reacionais, assim como o potencial de umedecimento do meio suporte, dada as taxas hidráulicas aplicadas, certamente podem ter influenciado no desempenho dos filtros biológicos percoladores apresentados.

Tabela 3.8 - Principais características e desempenhos de filtros biológicos percoladores em sistemas de tratamento de esgotos domésticos.

Características operacionais				Características do filtro biológico percolador				Concentrações afluentes			Concentrações efluentes			Referência
Vazão (m³/d)	COV (kgDBO/m³.d)	TAS (m³/m².d)	Temp. °C	Área (m²)	altura (m)	volume (m³)	Meio suporte (m²/m³)	DBO ₅ (mg/L)	SST (mg/L)	NH ₃ (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	SST (mg/L)	NH ₃ (mg/L)	
23,45	0,59	13,44	12	1,7	2,08	3,6	Pedra (50)	102	-	9,5	-	~18	8,1	Harrison & Daigger (1987)
23,45	0,59	13,44	12	1,7	2,08	3,6	Anéis (105)	102	-	9,5	-	~23	7,3	Harrison & Daigger (1987)
23,45	0,59	15,78	12	1,5	2,44	3,6	Cross-flow (98)	102	-	9,5	-	~10	4,8	Harrison & Daigger (1987)
12,48	1,18-1,78	12,48	15-19	1,000	2,10	2,1	Escória (40)	200-300	165	53,1	174	142	52,1	Bruce & Merckens (1970)
-	0,23-0,29	-	-	-	1,8-1,5	-	Cross-flow (100)	-	-	-	-	-	10-20	Pearce (2004)
113,5	0,50	0,07	19-27	1432,0	4,9	7016,8	Cross-flow (100)	165	98	21	-	-	8,4	Parker & Richards (1986)
28504,1	0,21	19,93	23-28	1430,0	2,89	13586,2	Escória (66,1)	101	-	20	7	9	2,61	EPA (1991)
105991,2	-	64,59	-	1641,0	1,21	2000,7	Pedra	-	-	-	25	10	17	EPA (1991)
2309,1	0,19	12,65	17-21	182,4	8,53	1555,9	Plástico (98,4)	127	-	17,4	10	< 5	0,7	EPA (1991)
3028,3	-	6,49	-	466,9	1,82	849,8	Pedra	-	-	-	12	21	0,6	EPA (1991)
132489	-	92,64	-	1430,1	7,31	10461,5	Pedra	-	-	-	5	17	0,5	EPA (1991)
7684,4	0,28	22,98	17-20	334,4	5,18	1732,2	Plástico (99,7)	62	-	14,7	7,5	< 10	1,7	EPA (1991)
124161,1	2,13	23,09	17-19	729,7	9,75	7117,2	Plástico (97,4)	122	-	13,1	50	30	10,0	EPA (1991)
3406,86	-	8,30	-	410,4	4,3	1751,3	Plástico	-	-	-	< 10	< 15	5	EPA (1991)

Notas:

Os FBP's receberam efluentes de decantadores primários. Portanto as concentrações afluentes de DBO, SST e NH₃-N não representam as características do esgoto bruto.

Todos os sistemas apresentados não possuem recirculação.

Os sistemas com hachuras em cinza disponibilizaram maior quantidade de informações complementares a respeito das características operacionais e do sistema.

Não foi considerado o efeito da etapa de decantação secundária, tendo em vista que os resultados são referentes ao primeiro estágio do tratamento por filtros biológicos percoladores.

Padrões de lançamento:

COPAM 10/86: DBO total: 60 mg/L; SST: 60 mg/L.

Resolução CONAMA 357/2005: N-amoniaco: 20 mg/L.

3.4 Materiais de enchimento utilizados em FBPs

3.4.1 Apresentação e discussões preliminares

Os materiais de enchimento convencionalmente utilizados em filtros biológicos percoladores são a pedra britada (granulometria entre 5 e 8 cm), escória de alto-forno, anéis plásticos randômicos (anéis Paul) e blocos cross-flow (verticais, 45° e 60°). Atualmente novos meios suporte de diferentes constituições e configurações tem sido testados. Destaque para os eletrodutos corrugados (fracionados em pedaços de 4 cm de comprimento), blocos de plástico corrugado (em fase de teste) e as concepções do sistema Downflow Hanging Sponge concebidos por Machdar *et al* (1997), Machdar *et al* (2000), Tawfik (2006) e Tandukar (2005). Os materiais convencionais e alternativos são comentados a seguir, em detalhes.

Entre os materiais empregados em FBPs, o peso específico de materiais plásticos tende a ser menor que o peso específico de materiais como escória de alto-forno e pedra britada. Como consequência, os FBPs preenchidos com leito de pedras possuem alturas em torno de 2 e 3 metros, enquanto que o uso de materiais sintéticos permite que os FBPs tenham maiores alturas (de 4 a 12 m) e menores requisitos de área (GONÇALVES *et al*, 2001).

Os custos de aquisição de materiais sintéticos são mais elevados em comparação aos custos de aquisição associados à escória de alto-forno e brita de granulometria nº4 (5 a 8 cm). Embora nos países desenvolvidos exista uma tendência de substituição e utilização de materiais de elevado peso específico por materiais sintéticos, em países em desenvolvimento o uso de materiais como escória de alto-forno e pedra britada ainda é predominante.

A depender das cargas orgânicas volumétricas aplicadas e da taxa de aplicação superficial, os materiais sintéticos são geralmente mais eficientes na remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, tendo em vista as maiores áreas superficiais específicas e índices de vazios verificados. Adicionalmente, ressalta-se que tais características podem permitir a presença de biomassa aeróbia no sistema em percentuais mais elevados em virtude da maior transferência de oxigênio no volume reacional (PARKER & MERRILL, 1984). No entanto Parker & Richards (1986) relatam que anéis plásticos foram menos eficientes na remoção e amônia quando comparados com filtros preenchidos com leito de pedras e blocos cross-flow.

A configuração física do material de enchimento pode também influenciar o desempenho de filtros biológicos percoladores. Bruce & Merkens (1970) avaliaram o tempo de detenção do líquido em FBPs de alta taxa verificando que para Blocos Cross-Flow, onde o líquido residu

por um tempo menor, a eficiência de remoção de DBO foi menos acentuada. Tal fato reflete diretamente na remoção de amônia em filtros biológicos percoladores, pois, para uma mesma carga orgânica volumétrica aplicada, os materiais de enchimento mais eficientes em termos de remoção de DBO solúvel provavelmente são mais eficientes na remoção de amônia (PARKER & RICHARDS, 1986).

Embora os materiais plásticos possuam maior área superficial específica que a escória de alto-forno e a brita de granulometria nº4 deve ser considerado que o aproveitamento da área superficial do material de enchimento e o tempo de detenção do líquido no reator são fatores determinantes no desempenho de filtros biológicos percoladores. Apesar do uso de baixas taxas de aplicação superficial resultarem em menores cargas orgânicas aplicadas, o que propicia melhores condições para a ocorrência de nitrificação no sistema (maiores taxas de decaimento da relação DBO:NTK ao longo do filtro), tal estratégia, em determinados casos, pode resultar em um menor aproveitamento da área superficial do meio suporte, reduzindo, conseqüentemente, a taxa de conversão de determinados constituintes presentes nos esgotos, como a amônia (PEARCE, 2004; PARKER, 1995).

Portanto, embora os materiais de enchimento com maiores áreas superficiais específicas e índice de vazios possam atribuir aos FBPs um melhor desempenho deve-se atentar para a necessidade de umedecimento de boa parte do meio suporte. Nesse sentido, em FBPs preenchidos com materiais de elevadas áreas superficiais específicas pode ser necessário o uso de maiores taxas de aplicação superficial. A conciliação entre maiores taxas de aplicação superficiais e menores concentrações afluentes de DBO podem ser alcançadas com o uso de recirculação do efluente final (PARKER & RICHARDS, 1986; PEARCE, 2004).

3.4.2 Materiais suporte convencionalmente empregados em FBPs

As características de alguns materiais de enchimento convencionalmente empregados em filtros biológicos percoladores são apresentadas na Tabela 3.9.

Parker (1999) aponta controvérsias na literatura em relação à eficiência de filtros biológicos percoladores preenchidos com materiais de mesma área superficial específica. Segundo o autor, alguns manuais de operação, a exemplo de WEF (1995), indicam que em condições similares de projeto e operação os materiais de enchimento que possuem a mesma área superficial específica atribuirão aos FBPs o mesmo desempenho. No entanto, Parker (1999), considerando a taxa de nitrificação (em gN/m².d) para seis estações de tratamento de esgotos

em escala plena, obteve resultados distintos para os materiais suporte de fluxo vertical (blocos “vertical flow”) e blocos “Cross Flow”.

Os estudos de Bruce & Merkens (1970) e Harrison & Daigger (1987) indicam que outras características associadas ao material de enchimento podem influenciar sobremaneira o desempenho de filtros biológicos percoladores. A configuração do meio suporte e a rugosidade do material são apontados como sendo importantes em termos do efeito produzido pelos materiais de enchimento no desempenho de FBPs.

Tabela 3.9 - Principais características de materiais de enchimento empregados em FBPs.

Material	Altura nominal (cm)	Peso específico (kg/m ³)	Superfície específica (m ² /m ³)	Índice de vazios (%)	Referência
Escória de alto-forno	5,0 - 8,0	1350	50 - 70	50 - 60	Frade (2003)
Escória de alto-forno	10 - 15	1400	40	~ 50	Bruce & Merkens (1970)
Rocha Basáltica	10 - 15	-	40	~ 53	Bruce & Merkens (1970)
Pedra britada	5,0 - 10,0	1350	50 - 70	~ 50	Jordão & Pessoa (1995)
Anéis plásticos (Ø 84 mm)	9,0	-	80	-	
Anéis plásticos (Ø 48 mm)	2,5	50	105	92	Harrison & Daigger (1987)
Vertical-flow (PVC)	-	30	88	97	Harrison & Daigger (1987)
Cross-flow 45° (PVC)	-	30	98	95	Harrison & Daigger (1987)
Cross-flow 60° (PVC)	-	30	98	95	Harrison & Daigger (1987)
Estrados de madeira	120 x 120	160	46	94	Harrison & Daigger (1987)
Grama artificial ¹	45 x 140	138	284	-	Lekang & Kleppe (2000)

* Os anéis plásticos e os blocos cross-flow são fabricados em Cloreto de polivinila (PVC).

¹ Nenhuma experiência foi encontrada para FBPs de alta taxa preenchidos com grama artificial. Lekang & Kleppe (2000) mostram que o FBP preenchido com a grama artificial proporcionou as menores taxas de nitrificação observadas entre os materiais suporte testados no experimento.

Em relação à influência da rugosidade de materiais de enchimento Bruce & Merkens (1970) comparam a eficiência de FBPs preenchidos com escória de alto-forno (superfície rugosa) e brita de rocha basáltica (superfície lisa) considerando as mesmas condições operacionais para os reatores. Embora a escória de alto-forno e a brita de rocha basáltica possuam aproximadamente a mesma área superficial específica e índice de vazios (Tabela 3.9) os resultados apontam um melhor desempenho da escória de alto-forno em termos de remoção de DQO e DBO. Os autores atribuem tais diferenças de desempenho à rugosidade do material, o que garante melhores condições de estabelecimento da biomassa, como já discutido anteriormente (itens 3.1.1 e 3.1.2). Nessas situações, o biofilme pode ter uma menor propensão ao desprendimento, tendo em vista a sua colonização intersticial.

Os resultados apresentados por EPA (1993) mostram que em termos de remoção de amônia o desempenho de FBPs preenchidos por escória de alto-forno e FBPs preenchidos por pedra britada são similares quando a recirculação do efluente final não é praticada. No entanto, quando a recirculação (1:1) é imposta a escória de alto-forno passa a ter um desempenho 50% maior que o desempenho verificado para a pedra britada. As diferenças de rugosidade de um material para o outro pode ter igualmente influenciado os resultados obtidos, como nos estudos de Bruce & Merkens (1970).

Em relação à configuração de meios suportes Harrison & Daigger (1987) comparam o desempenho FBPs preenchidos por blocos “cross-flow” 45° e 60° de mesma área superficial específica e índice de vazios. Para uma mesma carga orgânica volumétrica aplicada (0,59 kgDBO/m³.d) não foram encontradas diferenças estatísticas significativas entre as concentrações de DBO efluente dos FBPs. Ressalta-se que o mesmo comportamento ocorreu para maiores cargas orgânicas volumétricas aplicadas (2,64 e 5,95 kgDBO/m³.d). No entanto, em termos de remoção de amônia o FBP preenchido por “cross-flow” 60° obteve melhores resultados (eficiência de remoção: 50%) que o FBP preenchido por “cross-flow” 45° (eficiência de remoção: 31%).

Tais resultados demonstram que o efeito da configuração dos materiais de enchimento, não influenciou significativamente a remoção de matéria orgânica nos FBPs, para as condições operacionais impostas. Contudo, em alguns casos pode influenciar de forma mais evidenciada na remoção de outros constituintes específicos presentes nos esgotos, como na remoção de N-amoniaco. Aparentemente os resultados apresentados por Harrison & Daigger (1987) não reforçam as conclusões obtidas por Parker (1986) que associa a melhor eficiência em termos de remoção de amônia ao meio suporte que apresenta melhor desempenho em termos de remoção de DBO.

Ainda com relação ao efeito de diferentes materiais suportes utilizados em FBPs com remoção de matéria orgânica e N-amoniaco Parker & Richards (1986) afirmam que anéis plásticos randômicos foram menos eficientes que leito de pedras na nitrificação. Comportamento, distinto foi verificado por Harrison & Daigger (1987), onde para uma carga orgânica volumétrica aplicada de 0,59 kgDBO/m³.d os anéis plásticos randômicos tiveram desempenho superior ao leito de pedras. As diferenças nos estudos mencionados podem estar associadas às condições operacionais impostas para ambos os sistemas, dada a sensibilidade que cada meio suporte possui, sob a perspectiva de taxas de aplicação superficial

(HARRISSON & DAIGGER, 1987). A Figura 3.5 apresenta alguns tipos de meios suportes utilizados em FBPs.

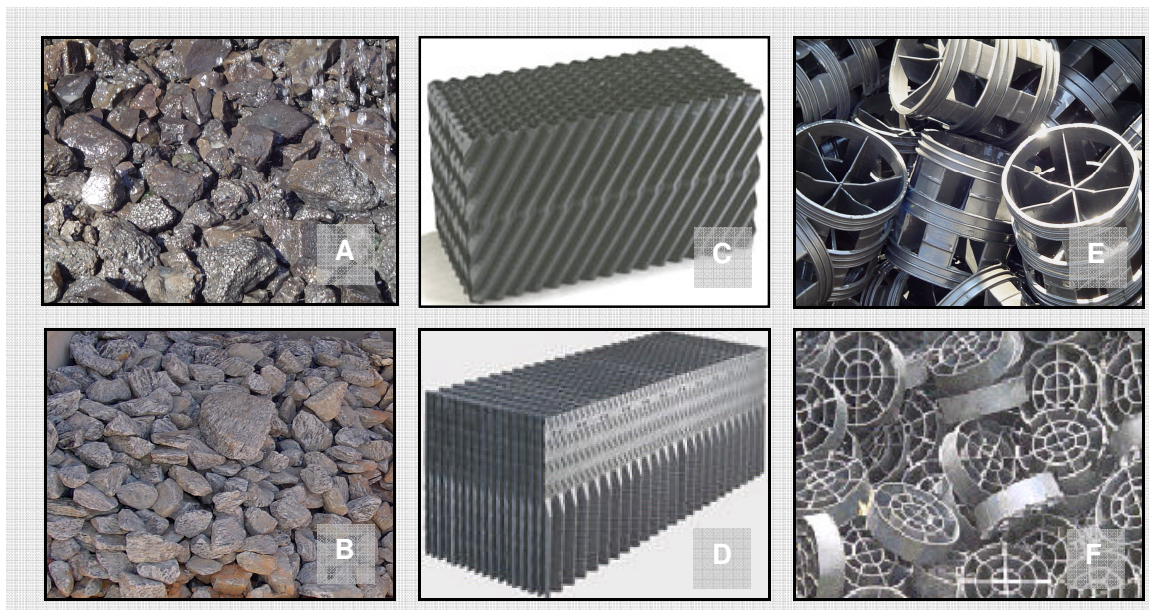


Figura 3.5 - Tipos de meios suporte utilizados em filtros biológicos percoladores. (A) escória de alto-forno, (B) Pedra britada, (C) Bloco cross-flow 45°, (D) Bloco vertical-flow, (E) Anéis plásticos randômicos ($\varnothing$ 84 mm), e (F) Anéis plásticos randômicos ($\varnothing$ 48 mm).

3.4.3 Materiais suporte alternativos

Em virtude do elevado custo atribuído aos materiais sintéticos de elevada área superficial específica e baixo peso específico, atualmente estão sendo desenvolvidos e testados outros tipos de materiais de enchimento apresentando aparentemente menores custos. Destaque para os eletrodutos corrugados (fracionados em pedaços de 4 cm de comprimento), Rotopac®(blocos de plástico corrugado, em fase de teste) e o sistema Downflow Hanging Sponge (DHS) concebido inicialmente por Machdar *et al* (1997) e desenvolvido por Machdar *et al* (2000), Tawfik (2006) e Tandukar (2005). A figura 3.6 mostra as configurações dos sistemas DHS já testados.

Segundo Machdar *et al* (1997), uma das vantagens de utilização de espumas de poliuretano como meio suporte é a possibilidade de retenção intersticial de biomassa, maior idade do lodo e um possível maior tempo de detenção do líquido. Tais fatores são considerados extremamente favoráveis ao desenvolvimento de microrganismos nitrificantes, dada a baixa taxa de crescimento associada a esses microrganismos.

O material suporte denominado *Downflow Hanging Sponge* (DHS), segundo Machdar *et al* (1997), foi essencialmente desenvolvido para o uso em países onde o custo de aquisição de materiais de enchimento com elevada área superficial específica ainda é um fator limitante. O sistema DHS foi testado geralmente em filtros biológicos percoladores aplicados no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.

Várias concepções do sistema DHS já foram testadas, e os resultados obtidos mostram-se bastante atraentes em termos de remoção de matéria orgânica e N-Amóniacal. Em linhas gerais, a remoção de DBO total, DQO total e N-amóniacal foram de 94 a 97 %, 81 a 84% e 52 a 61%, respectivamente.

Os blocos de plástico corrugado (Figura 3.6) são constituídos de polivinil e assumem um fluxo do líquido em seu interior similar ao fluxo verificado para os blocos vertical-flow. O bloco é formado por uma série de placas corrugadas dispostas em fileiras de forma que o líquido distribuído paralelamente à superfície de cada placa perfaz a trajetória de sua configuração interna. Os resultados em relação ao desempenho do material de enchimento ainda são incipientes, assim como o desempenho do conduíte corrugado de 1”.

Com relação ao desempenho de filtros biológicos percoladores preenchidos por aparas de conduíte, não foi encontrada na literatura nenhuma referência apresentando resultados sobre a remoção de matéria orgânica e N-amóniacal. Contudo, tem-se o conhecimento de estações de tratamento de esgotos que utilizam aparas de conduíte como material de enchimento.

A Tabela 3.10 mostra as características dos materiais alternativos atualmente testados para o uso em filtros biológicos percoladores.

Tabela 3.10 - Principais características de materiais de enchimento empregados em FBPs.

Material	Altura nominal (cm)	Peso específico (kg/m ³)	Superfície específica (m ² /m ³)	Índice de vazios (%)	Referência
DHS – (“sponge-cube”)*	1,5	-	405	0,80	Machdar <i>et al</i> (1997)
DHS – (“curtain-type”)	4,3	-	-	0,80	Uemura <i>et al</i> (2002)
DHS – (Ø 22 mm)*	2,7	30	256	0,90	Tawfik <i>et al</i> (2006)
DHS – (Ø 25 mm)	50	-	-	-	Tandukar <i>et al</i> (2005)
Conduíte corrugado (Ø 84 mm)*	4,0		220	0,95	-
Rotopac®	-	-	-	-	-

* Disposição randômica.

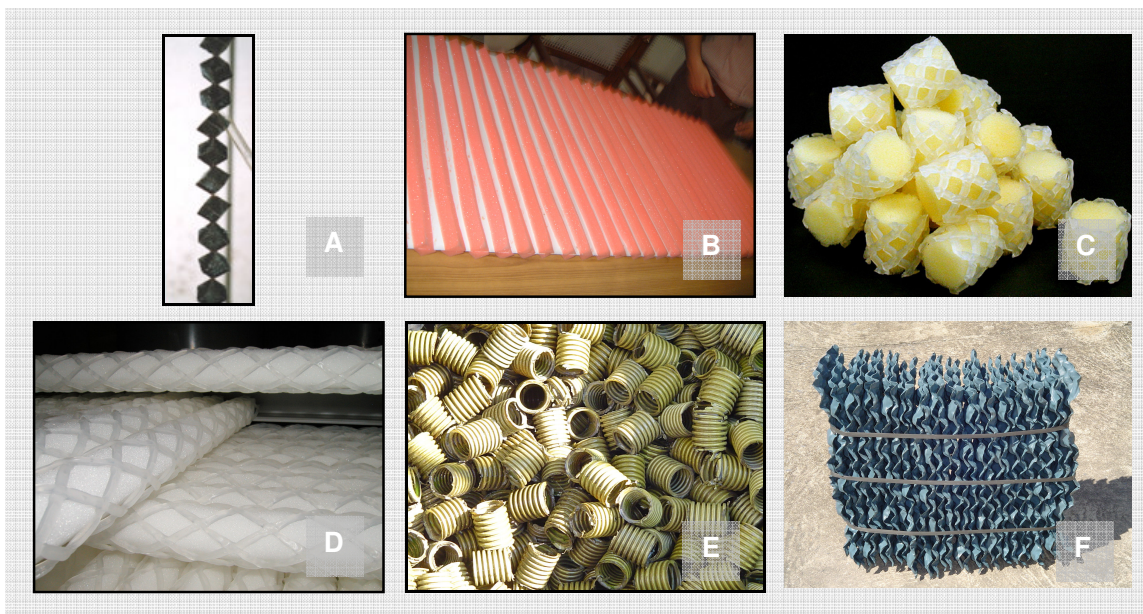


Figura 3.6 -Tipos alternativos de meios suporte utilizados em filtros biológicos percoladores: (A) DHS ("sponge-cube"), (B) DHS ("curtain-type"), (C) DHS ("random-packing"), (D) DHS ("arrayed-packing"), (E) conduíte corrugado ($\varnothing$ 25,4 mm) , e (F) Rotopac®.

3.5 Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios

3.5.1 Uso de reatores UASB no tratamento de esgotos domésticos

Os reatores anaeróbios de manta de lodo, denominados de forma mundialmente consagrada por reatores UASB (*Upflow anaerobic Sludge Blanket*), são sistematicamente contemplados em estudos para seleção de alternativas de sistemas de tratamento de esgotos. No contexto dos países em desenvolvimento, destacadamente no Brasil, os reatores UASB têm-se constituído como uma das principais tendências de tratamento de esgotos (VON SPERLING, 2005). A exemplo da disseminação do uso de sistemas anaeróbios em países em desenvolvimento podem ser citados a Colômbia, Índia, Indonésia. Esses países possuem estações de tratamento de esgotos que utilizam reatores UASB operando em escala plena para populações equivalentes de 1.000 a 1.000.000 de habitantes (ALAERTS *et al*, 1993; CHERNICHARO, 2006).

A disseminação e consolidação do uso dos reatores UASB no Brasil deve-se principalmente à simplicidade operacional e de projeto atribuídas, ao baixo custo de implantação e operação, baixo ou nenhum consumo de energia, bem como à baixa produção de lodo no sistema. Ademais, a boa adaptação de sistemas anaeróbios aos locais de clima quente contribui de forma substancial para a crescente aplicabilidade de reatores UASB.

Outro aspecto que contribui positivamente para o uso de reatores UASB refere-se ao fato de que o sistema é mais eficiente em termos de remoção de matéria orgânica quando comparado aos decantadores primários comumente empregados em ETEs convencionais. Decantadores primários são responsáveis pela remoção em torno de 25 a 35% da demanda bioquímica de oxigênio, enquanto que para reatores anaeróbios a eficiência de remoção de DBO situa-se entre 60 e 75% (VON SPERLING, 2005).

No entanto, embora os sistemas anaeróbios possuam inúmeras vantagens em relação aos sistemas aeróbios deve-se ressaltar que os efluentes produzidos por reatores UASB geralmente não são capazes de atender *consistentemente* aos padrões de lançamento estabelecidos pelas legislações ambientais no contexto do Brasil. A tabela 3.11 mostra as concentrações de alguns constituintes em efluentes de reatores UASB. Os respectivos padrões de lançamento preconizados pela Resolução CONAMA 357/2005 e pela Deliberação Normativa COPAM 10/86 do Estado de Minas Gerais são apresentados em nota subscrita.

Pode ser observado que em termos médios os reatores UASB podem atender aos padrões de lançamento para DBO, DQO e SST (Tabela 3.11). No entanto, as experiências práticas mostram que em geral a adequação dos efluentes, sob perspectiva de atendimento às legislações ambientais, apenas com o uso de reatores UASB deve ser vista com ressalvas. A depender do potencial de diluição e da classe do corpo receptor no qual os despejos são lançados os reatores UASB são, em determinados casos, capazes de atender a padrões de qualidade de corpos receptores (CAMPOS, 1999).

Considerando o padrão de lançamento, para N-amoniaco, preconizado pela Resolução CONAMA 357/2005 pode-se observar (Tabela 3.11) que reatores UASB não cumprem os requisitos definidos pela legislação ambiental brasileira, tendo em vista que a nitrificação não ocorre em processos anaeróbios. Apenas o processo de amonificação (degradação de proteínas e aminoácidos com conseqüente liberação de N-amoniaco) é realizado, incrementando, por conseqüência, as concentrações de amônia no efluente a ser possivelmente encaminhado para uma etapa de pós-tratamento.

Tabela 3.11 - Condições operacionais, concentrações médias afluentes e efluentes de alguns constituintes considerando reatores UASB tratando esgotos domésticos municipais.

Escala	Características operacionais				Concentrações afluentes				Concentrações efluentes				Referência
	Q <i>afl</i> (m³/d)	volume (m³)	TDH (h)	Temp °C	DBO mg/L	DQO mg/L	SST mg/L	N-NH ₃ mg/L	DBO mg/L	DQO mg/L	SST mg/L	N-NH ₃ mg/L	
Plena	-	-	-	-	371	715	289	-	98	251	85	-	Oliveira (2006) ¹
Plena	40000	3848	8,6	14-30	150	447	229	17	51	169	83	20	Harada (2004)
Plena	8640	4000	11,1	22,6	194	615	312	25	37	117	50	-	Mansur Aisse (2002)
Plena	48	20	10	15-16	-	431	128	-	69	220	51	-	De man e Lettinga (1987)
Plena	1000	1121	26,9	-	850	1726	500	-	250	723	156	-	Ludvice <i>et al</i> (2000)
Plena	320	120	9	21-25	155	320	167	-	31	96	35	-	Vieira (1988)
Plena	168	35	5	23-27	39	145	70	-	39	145	70	-	Schellinkhout <i>et al</i> (1988)
Plena	256	64	6	25	74	545	120	-	25	120	30	-	Kooijmans <i>et al</i> (1986)
Plena	480	336	16	23	153	324	-	-	92	207	-	28	Collivignrelli <i>et al</i> (1990)
Plena	69,10	22,0	7,7	25,0	266	455	213	24	96	182	48	27,5	Frade (2003)
Piloto	0,64	0,16	6,0	25,0	157	393	138	32	51	161	56	39	Machdar <i>et al</i> (2000)
Piloto	4,60	1,15	6,0	20-25	240	532	262	21	78	195	66	25	Tandukar <i>et al</i> (2005)
Piloto	6,00	2,0	8	23	305	581	318	18	49	160	95	22	Mansur Aisse (2002)
Piloto	1,70	0,40	5,6		301	513	212		74	119	25		Pontes (2003)
Piloto	2,40	0,40	4,0	22,3	263	666	125	-	71	234	39	-	Nascimento (2001)
Piloto	6,00	0,13	4,0	25-28	305	581	318	18	49	160	95	22	Mansur Aisse (2002)

¹ A concentração dos efluentes para a referência citada baseou-se na média aritmética de dados operacionais de 208 ETes localizadas nos estados de Minas Gerais e São Paulo.

Padrões de lançamento:

COPAM 10/86: DBO total: 60 mg/L; DQO total: 180 mg/L; SST: 60 mg/L. Resolução CONAMA 357/2005: N-amoniaco: 20 mg/L.

Em cenários onde o cumprimento aos padrões de lançamento e de qualidade do corpo receptor torna-se mais restritivo, o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios surge como alternativa de adequação dos efluentes de reatores UASB aos requisitos da legislação ambiental. Em geral, as modalidades de pós-tratamento baseiam-se em tecnologias já consolidadas e amplamente utilizadas em nível mundial, muito embora sejam efetuadas adaptações para o uso como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.

3.5.2 Necessidade do pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: uma breve abordagem sobre a remoção de N-amoniacal

Como já amplamente discutido na literatura, o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB tem o objetivo principal de complementar a remoção de matéria orgânica, bem como de reduzir as concentrações efluentes de alguns constituintes pouco afetados no tratamento anaeróbio. Especificamente, uma das necessidades de utilização de uma etapa de pós-tratamento aeróbio decorre de que a remoção de compostos nitrogenados inorgânicos praticamente não é observada em sistemas anaeróbios, com exceção de processos ANAMMOX e CANON.

Quanto à remoção de nitrogênio amoniacal em processos convencionais de tratamento de esgotos é de grande importância a inserção de uma etapa aeróbia no sistema, tendo em vista que a nitrificação (conversão de N-amoniacal a nitrato) não ocorre na ausência de oxigênio. Ademais, como anteriormente descrito, em função da degradação de compostos orgânicos nitrogenados (amonificação) em reatores anaeróbios, as concentrações de N-amoniacal tendem a ser maiores em efluentes de reatores UASB do que no esgoto bruto.

Em geral, a faixa de concentração de nitrogênio amoniacal nos esgotos sanitários predominantemente domésticos situa-se entre 20 e 35 mg/L, com um valor típico de 25 mg/L (METCALF & EDDY, 1991; VON SPERLING, 2005). Dessa forma, o atendimento ao padrão de lançamento em corpos receptores previsto pela Resolução CONAMA 357/2006 (20 mg N-NH₄⁺/L), considerando apenas o uso de reatores anaeróbios no tratamento secundário dos esgotos, revela comprometimentos para os casos em que a concentração de amônia no esgoto bruto se aproxime do limite de 20 mg N-NH₄⁺/L.

Para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por reatores com biofilme a combinação reator UASB/Filtro Biológico Percolador vem sendo bastante aceita em casos onde existe a necessidade de utilização de processos aeróbios *compactos* como alternativa de

complementação da eficiência global do tratamento. No entanto, foi detectada a escassez de referências na literatura que contemplem a remoção de amônia em FBP pós-UASB.

3.6 Filtro biológico percolador como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB

3.6.1 Aplicabilidade da tecnologia na remoção de amônia e novas perspectivas

Uma das principais vantagens do uso de filtros biológicos percoladores (FBPs) é a não necessidade de aeração forçada para o fornecimento de oxigênio aos microrganismos envolvidos no processo de remoção de alguns constituintes presentes nos esgotos, como a matéria orgânica carbonácea, N-amoniacal e sulfetos, além da tolerância a alterações de qualidade do afluente (GRADY & LIM, 1980). Adicionalmente, a moderada simplicidade operacional e de manutenção contribuem sobremaneira para a aceitação da tecnologia.

Sistemas convencionais utilizando filtros biológicos percoladores são capazes de fornecer concentrações efluentes em torno de 10 mgDBO/L, 10 mgSST/L e concentrações efluentes de N-amoniacal de 1 mg/L ou menos (WEF, 1991). No entanto, deve-se ressaltar que os sistemas convencionais que produzem efluentes com baixas concentrações de matéria orgânica, sólidos suspensos e N-amoniacal freqüentemente possuem materiais de enchimento de elevada área superficial específica (usualmente blocos crossflow: 100 a 250 m²/m³.d), alturas elevadas (freqüentemente acima de 4 metros), ou ainda, baixas taxas de aplicação superficiais (freqüentemente abaixo de 4 m³/m².d).

Atualmente, as configurações propostas para o uso de FBPs, como o sistema UASB/FBP, podem propiciar a utilização de filtros biológicos percoladores sem que seja necessária uma etapa de decantação secundária para o atendimento a padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores, em termos de DBO, DQO e SST (SILVA E GONÇALVES, 2004; PONTES E CHERNICHARO, 2006). Como discutido anteriormente, a maior idade do lodo no sistema, em virtude do crescimento aderido da biomassa pode ser uma vantagem propiciadora da possibilidade de eliminação de unidades de clarificação secundária.

Deve-se atentar para o fato de que a eliminação de decantadores secundários do fluxograma típico de sistemas UASB/FBP depende essencialmente da adoção de menores das taxas de aplicação hidráulicas (TAS) e cargas orgânicas volumétricas (COV) no dimensionamento dos FBPs. Nesse contexto, as menores COVs induzem paralelamente ao incremento das taxas de remoção de N-amoniacal em filtros biológicos percoladores. Sendo assim, *as definições de*

projeto para atendimento a padrões de lançamento de matéria orgânica sem etapa de decantação secundária e aos padrões de N-amoniacal são complementares.

O uso de filtros biológicos percoladores como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB pode igualmente otimizar os custos de implantação do sistema, quando comparado ao sistema convencional. Segundo von Sperling (2005), para o sistema convencional de alta carga o custo de implantação varia de 120 a 150 R\$/hab, enquanto que o custo de implantação associado ao sistema UASB-FBP situa-se na faixa de 60 a 90 R\$/hab. Nessa perspectiva, entende-se que *a eliminação de decantadores secundários pode resultar em custos ainda menores de implantação do sistema UASB/FBP, com adicional ampliação dos aspectos funcionais sistema, como a remoção de N-amoniacal.*

3.6.2 Avaliação comparativa das potencialidades de FBPs entre reatores com biofilme utilizados no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB

Esse item como objetivo avaliar *de forma preliminar* as potencialidades de filtros biológicos percoladores utilizados como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB com base nas características típicas de sistemas com biofilme. No entanto, o pós-tratamento por lodos ativados foi inserido na avaliação comparativa, em virtude da notável aplicação do sistema no contexto do país.

Em termos de parâmetros de qualidade dos efluentes gerados pelos sistemas serão avaliados apenas os parâmetros DBO, DQO, SST e N-amoniacal, tendo em vista o contexto do presente trabalho. Em termos dos parâmetros biológicos como coliformes termotolerantes e ovos de helmintos ressalta-se que todos os sistemas de tratamento avaliados possuem a capacidade de atingir os mesmos níveis de qualidade do efluente (von Sperling, 2005). A Tabela 3.12 apresenta os sistemas avaliados e a Tabela 3.13 apresenta as características consideradas na comparação. Toda a discussão foi baseada em dados apresentados por Chernicharo (2001, 2005) e von Sperling (2005).

Tabela 3.12 - Sistemas de tratamento contextualizados na avaliação comparativa.

Sistema investigado	Sistemas inseridos na comparação
UASB + filtro biológico percolador de alta taxa	UASB + filtro aerado submerso
	UASB + biofiltro aerado submerso
	UASB + biodisco
	UASB + filtro anaeróbio
	UASB + lodos ativados ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Inserido na comparação em virtude da importância do sistema no contexto do país.

Tabela 3.13 - Características dos sistemas de tratamento considerados na avaliação comparativa.

Sistema	Qualidade esperada do efluente				Aspectos considerados na análise global				
	DBO	DQO	SST	NH ₃ -N	Demanda de área	Custo de implantação	Potência consumida	Produção de lodo	Operação e manutenção
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(m ² /hab)	(R\$/hab)	(kWh/hab.ano)	(gSS/hab.dia)	(R\$/hab.ano)
UASB + filtro biológico percolador	40	100	30	15	0,08-0,2 (0,023)	60-90 (13,30)	0 (0)	25-30	5,0-7,5 (2,28)
UASB + filtro aerado submerso ⁽¹⁾	40	100	30	10	0,05-0,15	70-120	14-20 (-)	25-30	7,0-12
UASB + biofiltro aerado submerso ⁽¹⁾	30	-	30	-	0,03-0,10	65-100	- (5-7)	25-30	-
UASB + biodisco	40	-	30	-	0,03-0,10	70-120	- (0)	25-30	-
UASB + filtro anaeróbio	60	200	60	> 25	0,05-0,15	40-60	0 (0)	15-25	3,5-5,5
UASB + lodos ativados ⁽²⁾	40	100	30	10	0,1-0,2 (0,015)	70-100 (12,93)	14-20 (15)	22-30	7,0-12 (12,58)

Fonte: adaptado de Chernicharo (2001), von Sperling (2005) e Chernicharo et al (2005).

⁽¹⁾ Filtro aerado submerso: *possuem leitos estruturados similares aos materiais suportes utilizados em filtros biológicos percoladores.*

Biofiltro aerado submerso: *possuem leitos granulares. Portanto, atuam na remoção de compostos orgânicos solúveis e de partículas em suspensão.*

⁽²⁾ Inserido na comparação em virtude do notável destaque que o sistema ainda possui no contexto do país e por ser considerado um sistema compacto.

Notas:

- (i) Os valores apresentados para concentrações de DBO, DQO SST e NH₃-N referem-se à capacidade dos sistemas em atingir *consistentemente* os níveis de qualidade apresentados.
- (ii) Para a demanda de área os valores contidos entre parênteses referem-se somente às etapas de pós-tratamento (população em torno de 1.000.000 habitantes).
- (iii) Para os sistemas UASB + filtro biológico percolador e UASB + lodos ativados a avaliação do custo de implantação foi efetuada com base em sistemas atendendo uma população entre 20.000 e 100.000 habitantes. Os valores contidos entre parênteses referem-se *somente às etapas de pós-tratamento* atendendo uma população em torno de 1.000.000 habitantes. Adicionalmente, para a determinação do custo de implantação, operação e manutenção (valor entre parênteses) Chernicharo *et al.* (2005) não consideraram itens comuns como movimentação de terra, iluminação, tubulações anexas, entre outros.
- (iv) Em termos de potência consumida as faixas de valores não consideram somente a energia para aeração. A potência consumida para aeração (quando reportada) consta entre parênteses.

De acordo com as informações apresentadas na Tabela 3.13 podem ser observadas as seguintes situações:

(i) *Quanto ao atendimento a padrões de lançamento previstos na Legislação ambiental do estado de Minas Gerais e na Resolução CONAMA 357/05.*

- Em termos de remoção de DBO, DQO, SST praticamente todos os sistemas são igualmente capazes de atender aos padrões de lançamento previstos na legislação ambiental do estado de Minas Gerais. Vale destacar que o sistema UASB + filtro anaeróbio apresenta concentrações efluentes limítrofes às concentrações efluentes previstas na Deliberação Normativa COPAM 10/86, sendo, portanto, o sistema que possui menor capacidade de atender à legislação. Ressalta-se que tal fato foi igualmente conferido para vários sistemas operando em escala real (OLIVEIRA, 2006).
- Com relação à remoção de N-amoniaco observa-se que os sistemas UASB + filtro biológico percolador, UASB + filtro aerado submerso e UASB + lodos ativados apresentam capacidade de atender ao padrão previsto na Resolução CONAMA 357/05. O sistema UASB + filtro anaeróbio, em virtude da não ocorrência de nitrificação na ausência de oxigênio não atinge concentrações efluentes capazes de atender a legislação.
- Os sistemas UASB + biofiltro aerado submerso e UASB + biodisco não foram avaliados em relação ao atendimento do padrão de lançamento previsto para N-amoniaco em virtude de que a literatura pesquisada reporta experiências apenas com os sistemas operando sem nitrificação.

(ii) *Quanto à demanda de área requerida para implantação dos sistemas avaliados.*

- Os sistemas UASB + filtro biológico percolador e UASB + lodos ativados apresentam valores máximos e mínimos acima dos valores observados para os demais sistemas avaliados.

Segundo Chernicharo *et al* (2005) entre os sistemas UASB + filtro biológico percolador e UASB + lodos ativados a maior demanda de área recai sobre o sistema que utiliza filtros biológicos percoladores como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB (0,023 m²/hab para FBPs e 0,015 para lodos ativados).

Os maiores requisitos de área observados em relação aos FBPs ocorrem em virtude da configuração de filtros biológicos percoladores, usualmente construídos em unidades

circulares. Sistemas de lodos ativados, usualmente construídos em tanques quadrados, podem compartilhar de estruturas adjacentes reduzindo áreas inutilizáveis (p.ex.: áreas contidas entre os FBP's circulares). Dessa forma, dentre todos os sistemas avaliados o sistema UASB + filtros biológicos percoladores apresentam os maiores requisitos de área.

(iii) *Quanto aos custos de implantação:*

- Considerando as faixas típicas de custos de implantação o sistema UASB + filtro biológico percolador apresenta limites inferiores e superiores abaixo de todos os sistemas avaliados, exceto quando comparado ao sistema UASB + filtro anaeróbio. Contudo, quando a comparação é efetuada em uma situação específica observa-se que o custo de implantação de filtros biológicos percoladores são mais elevados que os custos de implantação referentes ao sistema de lodos ativados.

(iv) *Quanto à potência consumida e energia para a aeração:*

- Em termos de potência consumida os sistemas de pós-tratamento com FBP's e filtros anaeróbios não apresentam quaisquer requisitos para o funcionamento básico do sistema. Ressalta-se que um dos únicos sistemas associados aos FBP's que podem consumir energia, os braços de distribuição, são movidos pela própria energia proveniente do líquido encaminhado ao reator.

Embora a literatura pesquisada não apresente a energia consumida para o biodisco como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB ressalta-se que os discos são mantidos em rotação por impulsão de ar ou ação mecânica (GONÇALVES *et al*, 2001). Em ambos os processos torna-se necessário o uso de energia elétrica, resultando em consumo de energia.

(v) *Quanto à produção de lodo:*

- A produção de lodo em sistemas UASB + filtros biológicos percoladores é equivalente à produção pelos demais sistemas avaliados, exceto quando comparado com o sistema UASB + filtro anaeróbio.

(v) *Quanto aos custos de operação de manutenção:*

- O sistema UASB + filtro biológico percolador apresenta os limites inferiores e superiores da faixa típica acima somente do sistema UASB + filtro anaeróbio.

Cabe destacar que no estudo efetuado por Chernicharo *et al* (2005) o menor custo de operação recai sobre o filtro biológico percolador (em torno de R\$ 2,28/habitante). Para o sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB o custo de operação encontrado foi de R\$ 12,58/habitante, ligeiramente acima do limite superior reportado pela literatura para o sistema UASB + lodos ativados.

- Os sistemas UASB + biofiltro aerado submerso e UASB + biodisco não foram avaliados em relação aos custos de operação de manutenção tendo em vista que não foram encontradas experiências para o referido parâmetro.

A tabela 3.14 resume os principais pontos da avaliação comparativa entre os sistemas investigados.

Tabela 3.14 - Síntese da avaliação comparativa entre os sistemas de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB com biofilme e lodos ativados.

Aspectos considerados	Conclusões
Atendimento aos padrões de lançamento	<i>O FBP atende aos padrões de lançamento previstos pela legislação, assim como todos os outros sistemas.</i>
Demanda de área	<i>Pode apresentar os maiores requisitos de área. Como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB apresenta um requisito de área consideravelmente maior que lodos ativados.</i>
Custos de implantação	<i>Pode apresentar os menores custos de implantação dentre os sistemas avaliados. No entanto, tal conclusão deve ser vista com ressalvas. O FBP apresentou custo de implantação ligeiramente mais elevado quando comparado com lodos ativados.</i>
Potência consumida e energia para aeração	<i>Juntamente com filtro anaeróbio, apresenta consumo energético nulo.</i>
Produção de lodo	<i>Equivalente a todos os sistemas avaliados, exceto UASB + filtro anaeróbio que possui a menor produção de lodo (15-25 gSS/hab.dia).</i>
Custo de operação e manutenção	<i>Menores custos de operação e manutenção, exceto quando comparado com UASB + filtro anaeróbio (3,5-5,5 R\$/hab.ano).</i>

3.6.3 Desempenho de FBPs operando como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB

A tabela 3.15 apresenta algumas experiências de filtros biológicos percoladores (FBPs) como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com vistas à discussão dos aspectos operacionais e configurações de projeto capazes de promover a remoção de N-amoniacal e matéria orgânica ao nível desejado.

Foi considerado como principal aspecto para a discussão o efeito dos materiais de enchimento no desempenho dos FBPs e o cumprimento aos padrões de lançamento previstos na legislação ambiental do estado de Minas Gerais (COPAM 10/86) para DBO e SST, e na Resolução CONAMA 357/05 para concentração de N-amoniacal, sendo que maior ênfase foi direcionada à remoção de N-amoniacal nos sistemas avaliados. Adicionalmente, cabe destacar que as temperaturas observadas durante o experimento situam-se, geralmente, em faixas similares de trabalho.

Considerando os sistemas da Tabela 3.15 apenas os FBPs preenchidos por materiais de enchimento sem retenção de biomassa nos interstícios possuem similaridades com as experiências relatadas por EPA (1993) em termos da relação entre cargas orgânicas volumétricas aplicadas e remoção de N-amoniacal. Os resultados apresentados mostram ainda que os FBPs preenchidos por materiais de enchimento constituídos por espuma de poliuretano propiciam maior capacidade de nitrificação mesmo quando são aplicadas elevadas cargas orgânicas volumétricas (entre 0,60 e 1,3 kgDBO/m³.d) e taxas de aplicação superficiais (entre 19 e 42 m³/m².d). Tal fato fundamenta-se nas melhores condições para o crescimento da biomassa nitrificante nos sistemas DHS em virtude da maior idade do lodo e possibilidade de colonização de regiões internas do meio suporte, onde as concentrações de matéria orgânica podem ser de menor magnitude (MACHDAR, 1997).

Em termos do atendimento ao padrão de lançamento de 20 mg/L para N-amoniacal, pode ser observado que, para cargas orgânicas volumétricas aplicadas próximas ou acima de 0,40 kgDBO/m³.d, os FBPs preenchidos com brita nº4, escória e materiais plásticos, em geral, não foram capazes de atender consistentemente à legislação. Para os FBPs preenchidos com o sistema DHS as concentrações efluentes de N-amoniacal estiveram sempre abaixo de 20 mg/L (Tabela 3.15).

Tabela 3.15 - Principais características e desempenhos de filtros biológicos percoladores pós-UASB.

Características operacionais				Características do filtro biológico percolador				Concentrações efluentes UASB			Concentrações efluentes filtro biológico percolador			Referência
Vazão (m³/d)	COV (kgDBO/m³.d)	TAS (m³/m².d)	Temp. °C	Área (m²)	altura (m)	volume (m³)	Meio suporte (m²/m³)	DBO ₅ (mg/L)	SST (mg/L)	NH ₃ (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	SST (mg/L)	NH ₃ (mg/L)	
69,12	0,68	13,61	21-23	5,10	1,90	9,69	Escória (-)	96	75	29,7	42	34	25,8	Frade (2003)
69,12	0,68	13,61	20-26	5,10	1,90	9,69	Escória (-)	96	48	29,4	32	22	27,5	Frade (2003)
69,12	0,31	13,61	18-27	5,10	1,90	9,69	Escória (-)	44	35	22,6	23	14	18,9	Frade (2003)
6,00	0,42	21,22	17-21	0,28	4,00	1,13	Brita nº4 (-)	78	64	21,1	37	26	18,4	Mansur Aisse (2002)
9,00	0,33	32,14	23-24	0,28	4,00	1,13	Brita nº4 (-)	40	50	21,3	18	23	17,2	Mansur Aisse (2002)
0,54	-	5,60	19-21	0,10	2,10	0,21	Plástico (143,5)	-	-	32	-	-	15,0	Rodriguez Victoria (2006)
0,30	-	3,10	-	0,10	2,10	0,21	Plástico (143,5)	-	-	26	-	-	10,0	Rodriguez Victoria (2006)
0,46	0,61	11,50	12-21	0,04	3,50	0,05	DHS 1 (256)	67	47	28	2	12	3,9	Tawfik <i>et al.</i> (2006) ²
4,50	0,92	23,68	20-25	0,19	4,00	0,38	DHS 2 (267)	78	66	25	9	17	18,0	Tandukar <i>et al.</i> (2005) ²
0,003	0,67	6,66	25	0,0005	2,00	0,0003	DHS 3 (405)	68	75	32	2	Ausente	6,0	Machdar <i>et al.</i> (1997) ²
0,62	0,63	6,88	25	0,09	2,00	0,05	DHS 4 (134)	51	56	39	4	28	20,0	Machdar <i>et al.</i> (2000) ²
4,59	1,30	19,13	9-32	0,24	-	0,48	DHS 4 (134)	136	41	22,8	17	17,5	8,8	Tandukar <i>et al.</i> (2007) ²
1000,00	0,36	42,19	14-30	23,70	5,3	125,61	DHS 4 (134)	46	89	20	6	12	5,0	Harada (-) ²
72,00	0,89	63,70	14	1,13	7,00	8,00	Anéis	99	-	30	32	-	27	Collivignarelli <i>et al.</i> (1990)
22204,80	0,26	25,96	-	855,30	2,7	2309,31	Brita nº4 (-)	27	140	36,1	30	-	20,8	Sanepar (-)

Notas:

- As experiências acima apresentadas contemplam algumas fases dos experimentos realizados em cada pesquisa
- Padrões de lançamento: COPAM 10/86: DBO total: 60 mg/L; SST: 60 mg/L; Resolução CONAMA 357/2005: N-amoniaco: 20 mg/L.
- Os sistemas hachurados em cinza não cumpriram o padrão de lançamento para N-amoniaco (20mg N-NH₄/L), em termos de valores médios.

¹ A pesquisa não apresenta dados de DBO total. Portanto, optou-se por indicar as concentrações de DQO total como indicador da concentração média de matéria orgânica.

² DHS 1: “Random-packing”; DHS 2: “Arrayed-packing”; DHS 3: “cube-type”; DHS 4: “Curtain-type”. Todas as variantes do sistema Downflow Hanging Sponge (DHS) são constituídas de espumas poliuretano. Todas as variantes do sistema DHS possuem retenção de biomassa nos interstícios, possibilitando maiores concentrações de biomassa por volume de meio suporte. Os sistemas UASB/FPB – *downflow hanging sponge* não possuíram etapa de decantação secundária.

Quanto às concentrações efluentes de DBO e SST, observa-se, para todas as experiências, que os padrões de lançamento são consistentemente atendidos, destacando-se o desempenho dos sistemas DHS, que, por sua vez, apresentam concentrações médias de DBO efluente freqüentemente abaixo de 10 mgDBO/L. As concentrações médias de SST, na maior parte dos casos, estão abaixo de 20 mgSST/L. Da mesma forma que para remoção de amônia, a maior idade do lodo pode ser um fator importante sob a perspectiva do bom desempenho na remoção de matéria orgânica nos volumes reacionais preenchidos por sistemas DHS.

3.7 Sistema UASB/FBP operando sem etapa de decantação secundária

Os sistemas UASB seguido de filtro biológico percolador de alta taxa têm mostrado boa capacidade de remoção de alguns constituintes presentes nos esgotos tipicamente domésticos como DBO, DQO e SST, apresentando concentrações efluentes geralmente abaixo dos padrões de lançamento, como mostram os resultados apresentados por Cristiano Frade (2003), Mansur Aisse (2002), entre outros. Segundo Chernicharo (2001) e Mansur Aisse (2002), as concentrações de DBO, DQO e SST efluentes de sistemas UASB/FBP são usualmente abaixo de 30 mg/L, 100 mg/L e 30 mg/L para uma taxa de aplicação superficial (TAS) de 30 m³/m².d e cargas orgânicas volumétricas (COV) de até 1,0 kgDBO/m³.d. Para menores TAS e COV as concentrações efluentes de matéria orgânica tendem a ser de menor magnitude, assim como as concentrações de amônia no efluente final.

Considerando os padrões de lançamento em corpos receptores definidos pela Deliberação Normativa COPAM 10/86, o sistema UASB/FBP atenderia com segurança à legislação ambiental de Minas Gerais (COPAM 10/86). Dessa forma, tendo em vista a facilidade que o sistema UASB/FBP possui de produzir efluentes em conformidade com a legislação, recentemente algumas pesquisas têm sido direcionadas para a avaliação do sistema sem o uso de uma etapa de decantação secundária (GIOVANA & GONÇALVES, 2005; PONTES & CHERNICHARO, 2006).

Giovana & Gonçalves (2005) mostram que o sistema UASB/FBP sem etapa de decantação investigado apresentou 80% dos valores de SST abaixo de 60 mgSST/L. As concentrações de DQO estiveram em torno de 130 mgDQO/L, com cargas orgânicas volumétricas variando de 4,5 a 0,8 kgDQO/m³.d e taxas de aplicação superficial entre 47,2 e 8,9 m³/m².d. Torna-se significativo ressaltar que os FBPs que compuseram o aparato experimental possuíam 1,50m de altura, preenchidos com leito de pedras. Foi verificado que para cargas orgânicas volumétricas aplicadas entre 4,5 e 2,5 kgDQO/m³.d as concentrações efluentes de DQO

seguiram uma tendência parecida, independente da COV aplicada, enquanto que para cargas orgânicas volumétricas aplicadas entre 1,6 e 0,8 kgDQO/m³.d as concentrações efluentes parecem ter apresentado maiores diferenças.

Pontes & Chernicharo (2006) apresentam resultados para um sistema UASB/FBP sem etapa de decantação preenchido com leito de pedras e altura útil de 1,90 m. Para uma TAS de 25,1 m³/m².d e COV de 2,0 kgDBO/m³.d e 3,1 kgDQO/m³.d as concentrações de DBO, DQO e SST foram de 43 mgDBO/L, 115 mgDQO/L, e 54 mgSST/L. Considerando o padrão previsto para concentrações efluentes de DBO, 85 % dos valores estiveram abaixo de 60 mg/L. Cerca de 90 % dos valores de DQO estiveram abaixo de 180 mg/L e cerca de 75 % dos valores de SST atenderam ao padrão de lançamento definido pela legislação ambiental de Minas Gerais. A tabela 3.16 apresenta uma síntese de alguns dos resultados obtidos por Giovana & Gonçalves (2005) e Pontes & Chernicharo (2006) para cargas orgânicas volumétricas similares.

Tabela 3.16 - Desempenho de Sistemas UASB/filtro biológico percolador operando sem etapa de decantação secundária.

COV aplicada (kgDQO/m ³ .d)	Parâmetro			Eficiência de remoção ⁽¹⁾			Referência
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	DBO (%)	DQO (%)	SST (%)	
2,5	-	130	40	-	72	-	Giovana & Gonçalves (2005)
3,1 a 2,0	43	115	54	86	78	-	Pontes & Chernicharo (2006)

(1) A eficiência foi determinada considerando o sistema UASB/FBP (eficiência global do sistema).

Concentrações afluentes médias (esgoto bruto):

Giovana & Gonçalves (2005): 388 mgDQO/L; 410 mgSST/L

Pontes & Chernicharo (2006): 315 mgDBO/L; 524 mgDQO/L; 206 mg/L.

No entanto, pesquisas com temas direcionados à aplicabilidade do sistema UASB/FBP sem etapa de decantação secundária não têm sido contextualizadas nas publicações científicas de âmbito internacional. Provavelmente o panorama verificado ocorre em virtude de padrões mais restritivos definidos por legislações internacionais, principalmente com relação àqueles recorrentes em países desenvolvidos. A Tabela 3.17 apresenta os padrões definidos pela comunidade européia, pela Deliberação nº 91/271/EEC de 21/05/1991 e por legislações estaduais brasileiras estipulados para efluentes urbanos.

Tabela 3.17 - Faixas de concentrações e eficiências de remoção preconizadas pelas legislações estaduais brasileiras e Comunidade Européia

Legislação	Limites	Parâmetro		
		DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)
Legislações estaduais brasileiras	Concentrações (mín-máx)	20 – 200	60-450	30 - 200
	Eficiência de remoção (%)	30 – 90	40 - 90	30 - 90
Comunidade Européia (efluentes urbanos)	Concentrações (mín-máx)	25	125	35 - 150
	Eficiência de remoção (%)	70 – 90	75	70 - 90

Fonte: adaptado de Oliveira (2006).

A partir das informações apresentadas nas Tabelas 3.16 e 3.17 os sistemas pesquisados não atenderiam a alguns padrões de lançamento mais restritivos, com destaque para os limites inferiores referentes a legislações ambientais brasileiras. No entanto, tais considerações devem ser vistas com ressalvas, uma vez que alguns estados prevêem padrões de lançamento para DBO e SST segundo a carga orgânica imposta ao sistema, ou com base em faixas de vazão. Portanto, a análise correta deve ser efetuada baseando-se particularmente em cada sistema investigado.

Com relação ao uso de espumas de poliuretano como material de enchimento pode ser observado na Tabela 3.15 que os sistemas UASB/FBP – *Downflow hanging sponge*, por sua vez não dotados de decantadores secundários, apresentaram, em todos os casos, concentrações efluentes de DBO, DQO e SST capazes de atender aos padrões de lançamento mais restritivos. No entanto, em alguns casos duas situações podem ser percebidas: (i) alturas de meio suporte elevadas (entre 3,50 e 5,50 m); ou (ii) uso de baixas taxas de aplicação superficial (abaixo de 10 m³/m².d). Tais fatores podem elevar sobremaneira o custo de implantação das unidades.

3.8 Análise crítica da literatura e contribuição do presente estudo

3.8.1 Materiais de enchimento empregados em filtros biológicos percoladores

Quanto aos materiais de enchimento empregados em filtros biológicos percoladores implantados no Brasil, observa-se que, em grande parte dos sistemas em escala plena ou utilizados como aparato experimental em pesquisas, o principal meio suporte empregado é o leito de pedras. Em países desenvolvidos, o contexto parece ser substancialmente diferente.

Principalmente nos EUA, durante o passar dos anos, houve uma tendência de substituição de pedras por materiais plásticos. Os anéis plásticos randômicos ou blocos Cross-flow de diferentes configurações foram sendo gradualmente empregados com vistas à melhoria de desempenho dos filtros biológicos percoladores, anteriormente preenchidos com pedras (EPA, 1993; METCALF & EDDY, 2003). Atualmente, têm-se a tendência de utilização de materiais sintéticos em praticamente todos os projetos de filtros biológicos percoladores, inclusive pela necessidade de atendimento a padrões de lançamento progressivamente mais restritivos (METCALF & EDDY, 2003).

No entanto, para o contexto dos países em desenvolvimento, a dificuldade de utilização dos meios sintéticos mais leves e com maiores áreas superficiais específicas reside principalmente no elevado custo de aquisição desses materiais. Dessa forma, um dos maiores desafios para o aprimoramento da qualidade dos efluentes gerados em filtros biológicos percoladores é a utilização de materiais de enchimento dotados dos atributos acima relatados (material leve e de elevada área superficial específica), de baixo custo, e *com a perspectiva de aprimoramento dos aspectos funcionais* dos filtros biológicos percoladores, como remoção de N-amoniacal.

No transcurso dos últimos dez anos, tem-se desenvolvido pesquisas designadas ao teste de meios suporte com a potencialidade de utilização em países em desenvolvimento, como é o caso dos sistemas *Downflow Hanging Sponge* (DHS). No entanto, embora Machdar *et al.* (1997), assim como outros pesquisadores, apresentem o material de enchimento como sendo de baixo custo, em nenhuma das publicações discute-se, em termos quantitativos, os reais custos de aquisição do meio suporte. Cabe destacar que o uso de meios suportes constituídos de espuma de poliuretano tem proporcionado a obtenção de ótimos resultados em termos de remoção de matéria orgânica e N-amoniacal, atribuindo ao sistema inclusive a possibilidade de eliminação de decantadores secundários sob a perspectiva de atendimento dos padrões de lançamento, como apresentado no presente capítulo. As pesquisas que abordam o uso de espumas de poliuretano não citam problemas a respeito da degradação do material.

Quanto ao uso de anéis plásticos em filtros biológicos percoladores, a sua aplicação deve ser vista com ressalvas. Os resultados apresentados por Parker & Richards (1986) mostram que em filtros biológicos percoladores utilizados para remoção combinada de matéria orgânica e N-amoniacal, os anéis plásticos randômicos apresentaram baixa eficiência de remoção de amônia, em comparação com pedras e blocos Cross-Flow 60° e 45°. A taxa de aplicação superficial e, conseqüentemente, o tempo de detenção do líquido em volumes reacionais preenchidos por anéis plásticos podem ter uma forte associação com o baixo desempenho do referido meio suporte, sob determinadas condições operacionais.

Adicionalmente, Metcalf & Eddy (2003) citam que, sobre baixas cargas orgânicas aplicadas, o desempenho de anéis plásticos e leitos de pedra são similares. Com o uso de elevadas cargas orgânicas o desempenho dos anéis plásticos parece ser similar. Os autores atribuem o melhor desempenho dos anéis plásticos para maiores cargas orgânicas aplicadas ao elevado índice de vazios, que, por sua vez, possibilita uma melhor circulação do ar e transferência de oxigênio ao biofilme, por conseqüência.

Harrison & Daigger (1987) determinaram quantitativamente a *sensibilidade* de materiais de enchimento a taxas de aplicação superficiais (TAS). Os resultados obtidos indicam que anéis randômicos e pedras são mais sensíveis a variações de TAS. Os demais meios testados foram blocos Cross-Flow 60° e 45° e tabladros de madeira horizontais. A prática freqüente de uso de filtros biológicos percoladores com alturas de até 2,50 m, com vistas ao aproveitamento de cargas hidráulicas e eliminação de estações elevatórias, pode intensificar tal sensibilidade.

Na tentativa de se desenvolver meios suportes que possam atribuir um melhor desempenho a filtros biológicos percoladores, considerando a necessidade de associar baixos custos de aquisição e ampliação dos aspectos funcionais, materiais de enchimento alternativos tem sido desenvolvidos e testados. Um exemplo é a possibilidade de utilização de aparas de conduíte corrugado como meio suporte. Outro material atualmente em fase de teste é denominado Rotopac®. No entanto, os resultados de FBP's preenchidos pelos referidos materiais são ainda incipientes, muito embora em Minas Gerais tenha-se a constatação do uso de aparas de conduíte em FBP's pós-UASB, em escala plena.

Numeráveis estudos, em nível internacional, já avaliaram de forma aprofundada o efeito de meios suportes no desempenho de filtros biológicos percoladores (BRUCE & MERKENS, 1970; HARRISON & DAIGGER, 1987). Contudo, o desenvolvimento de tecnologias de baixo custo que proporcionem a remoção de amônia em filtros biológicos percoladores, com a

possibilidade adicional de simplificação do fluxograma típico de sistemas UASB seguidos de filtros biológicos percoladores, como por exemplo a eliminação de decantadores secundários, não foi estudado com consistência. Dessa forma, o objetivo geral da presente pesquisa possui grande importância para a ampliação da aplicabilidade de FBPs pós-UASB, em relação a ampliação de aspectos funcionais e de simplicidade operacional.

3.8.2 Influência de cargas orgânicas volumétricas, taxas de aplicação superficiais e materiais de enchimento na remoção de matéria orgânica e N-amoniaco

As pesquisas em âmbito internacional (ECKENFELDER & BALAKRISHNAN, 1969; PARKER 1986; SILVERSTEIN & FIGUEROA, 1992), bem como os manuais de operação (WEF, 1991; WEF 2000), apresentam uma ampla discussão sobre o efeito de taxas de aplicação superficiais e cargas orgânicas volumétricas na remoção de matéria orgânica e amônia. Varias experiências de desempenho de sistemas em escala plena são também relatadas por EPA (1991).

No entanto, em várias pesquisas, bem como em ETEs já em operação, as condições operacionais impostas, assim como as concepções de projeto dos filtros biológicos percoladores em questão podem não ser compatíveis ao contexto de países em desenvolvimento por motivos, a saber: (i) os FBPs costumam possuir elevadas alturas (acima de 4,00 m); (ii) geralmente dimensionados com a previsão de uso de materiais sintéticos de custo elevado.

Dessa forma, embora tais sistemas condicionem consistentemente a conformidade das concentrações efluentes de N-amoniaco e matéria orgânica em termos do cumprimento de padrões de lançamento, principalmente considerando a Resolução CONAMA 357/05, houve certa dificuldade para efetuar comparações de desempenhos entre FBPs convencionais e sistemas pesquisados a nível nacional. Como resultado, as discussões sobre similaridades de comportamento de filtros biológicos percoladores convencionais com FBPs pós-UASB, apesar de relatadas no contexto da revisão de literatura, foram bastante comprometidas.

Considerando as estimativas reportadas por EPA (1993), observa-se que para as cargas orgânicas volumétricas situadas em torno ou acima de 0,40 kgDBO/m³.d, a remoção de nitrogênio amoniaco por nitrificação pode não ocorrer de forma satisfatória, sob a perspectiva do cumprimento ao padrão de lançamento previsto pela legislação ambiental brasileira (Resolução CONAMA 357/05). No entanto, as estimativas de eficiência para a remoção de N-

amoniacal apresentadas em EPA (1993) consideram também os sistemas com recirculação do efluente final para avaliação do efeito de cargas orgânicas volumétricas na remoção de amônia. Dessa forma, a extrapolação das curvas obtidas para sistemas pesquisados e/ou já implantados no Brasil, em um primeiro momento, deve ser vista com ressalvas, embora os resultados pareçam ser similares.

Em termos do efeito de taxas de aplicação superficial, destaca-se a escassez de informações a respeito da influência na nitrificação e na remoção de matéria orgânica em um mesmo experimento. As informações encontradas freqüentemente associam-se a filtros biológicos percoladores com recirculação do efluente final, não sendo, portanto, preditivos ou passíveis de confrontação com os resultados a serem obtidos a partir das condições operacionais impostas na presente pesquisa.

Ademais, ressalta-se a dificuldade em avaliar separadamente o efeito de taxas de aplicação superficiais, em virtude de sua estrita associação com a carga orgânica volumétrica aplicada. Dessa forma, os estudos que possuem tal abordagem geralmente foram efetuados em pesquisas utilizando esgoto sintético (RAJ & MURTHY, 1998) ou com o uso de modelos computacionais (LOGAN *et al.*, 1987). Vale destacar que algumas associações de taxas de aplicação superficiais foram efetuadas frente à necessidade de umedecimento do meio suporte com o objetivo de promover um melhor aproveitamento da área superficial específica.

Com relação à remoção de amônia em FBPs pós-UASB, são raras as pesquisas que contextualizam o tema. Em geral, são apresentados resultados médios, e a nitrificação não se apresenta como foco principal da discussão. Adicionalmente, ressalta-se que geralmente nos sistemas UASB/FBP em escala plena implantados no Brasil não se observa nitrificação, tendo em vista que as cargas orgânicas volumétricas aplicadas (em torno de 1,0 kgDBO/m³.d) e taxas de aplicação superficiais (em torno de 30 m³/m².d) são elevadas para propiciar o desenvolvimento de microrganismos nitrificantes no volume reacional dos FBPs.

Portanto, a contribuição do presente estudo reside no fato de que as experiências sobre nitrificação em FBPs pós-UASB não estão consolidadas. Até o momento, não se conhece por completo as *condições operacionais e ambientais* capazes de proporcionar a remoção de amônia e matéria orgânica em um mesmo volume reacional, de forma a atender aos requisitos de legislações ambientais vigentes no país.

O conhecimento de condições ambientais capazes de promover a remoção de N-amoniaco e remoção de matéria orgânica em um mesmo volume reacional, considerando, inclusive, o efeito de materiais de enchimento é de grande importância. De acordo com os dados de literatura, as potencialidades dos materiais de enchimento em termos da remoção de N-amoniaco em FBPs apresentam razoável diferença entre si e as condições operacionais adequadas para otimização do desempenho dos mesmos pode seguir a mesma tendência.

3.8.3 Sistemas UASB/FBP sem etapa de decantação secundária

Como apresentado no item 3.7, os sistemas UASB seguido de filtro biológico percolador sem etapa de decantação secundária têm mostrado boa capacidade de remoção de alguns constituintes presentes nos esgotos tipicamente domésticos como DBO, DQO e SST, como mostram os resultados de Giovana & Gonçalves (2005) e Pontes & Chernicharo (2006). As concentrações efluentes apresentam-se geralmente abaixo dos padrões de lançamento, a depender das taxas de aplicação superficiais e cargas orgânicas volumétricas.

No entanto, duas questões de grande importância foram evidenciadas em ambas as pesquisas anteriormente citadas: (i) não foi informado o período de realização dos testes; (ii) foram testados apenas leitos de pedras, ora constituídos de pedra britada e ou escória de alto-forno. Dessa forma, deve-se avaliar a robustez dos sistemas avaliados sob condições operacionais em épocas do ano onde a concentração dos esgotos domésticos torna-se mais elevada. Na mesma linha, o atendimento aos padrões de lançamento deve ser avaliado quando outros materiais de enchimento são utilizados.

Com relação ao uso de espumas de poliuretano como material de enchimento, pode ser observado na Tabela 3.15 que os sistemas UASB/FBP – *Downflow hanging sponge*, por sua vez não dotados de decantadores secundários, apresentaram, em todos os casos, concentrações efluentes de DBO, DQO e SST capazes de atender aos padrões de lançamento mais restritivos.

Vale ressaltar novamente que as condições operacionais capazes de proporcionar o uso de FBP sem etapa de decantação secundária (baixas taxas de aplicação superficiais e menores cargas orgânicas volumétricas) são compatíveis com o favorecimento da ampliação dos aspectos funcionais de FBPs em termos da remoção de N-amoniaco. Ademais, a aplicação de menores cargas orgânicas volumétricas pode contribuir para a redução do crescimento excessivo de biomassa heterotrófica, evitando obstruções e entupimentos, bem como a consequente necessidade de retrolavagens e outras estratégias de descarte de biomassa

excedente em FBPs. Em geral, as principais vantagens associadas à eliminação da etapa de decantação secundária são:

- Não necessidade de gerenciamento do lodo aeróbio;
- Eliminação de bombas de recirculação de lodo para encaminhamento do lodo aeróbio para o reator UASB;
- Redução da frequência de descarte de lodo anaeróbio em virtude do não encaminhamento do lodo aeróbio para adensamento e digestão nos reatores UASB;
- Menor consumo de condicionantes químicos na etapa de desaguamento do lodo, nos casos de ETEs que utilizam unidades de desidratação mecanizada;
- Os recursos anteriormente previstos para construção dos decantadores secundários podem ser alocados para a construção de FBP de maior altura e/ou aquisição de materiais de enchimento que possam atribuir ao sistema maior eficiência.

Nesse contexto, a simplicidade operacional atribuída ao sistema, em face da não necessidade do gerenciamento do lodo aeróbio, deve ser confrontada com o incremento dimensional das unidades. A utilização de meios suportes que atribua maiores eficiências aos filtros percoladores pode ser uma alternativa de compatibilização entre a simplicidade operacional e a manutenção das dimensões dos FBPs.

4 EFEITO DE CARGAS ORGÂNICAS VOLUMÉTRICAS, TAXAS DE APLICAÇÃO SUPERFICIAIS E MEIOS SUPORTES NA REMOÇÃO DE N-AMONIACAL EM FBPs PÓS-UASB

4.1 Introdução

Quanto ao cumprimento aos padrões de lançamento em corpos receptores, a Resolução CONAMA nº357/2005 prevê o valor máximo de 20 mg/L para nitrogênio amoniacal total. No entanto, considerando os filtros biológicos percoladores (FBP) pós-reatores UASB implantados no Brasil, as concentrações efluentes de N-amoniaco esperadas geralmente ultrapassam o padrão previsto pela legislação brasileira. Adicionalmente, cabe destacar que, no contexto do país, o material de enchimento empregado com maior frequência em FBPs é a brita nº 4.

Contudo, a utilização de materiais de enchimento com maior área superficial específica, e/ou com maior potencial de retenção de biomassa, pode influenciar positivamente no processo de nitrificação em FBPs, tendo em vista as baixas taxas de crescimento específico verificadas para microrganismos nitrificantes. Entre os materiais de enchimento convencionalmente utilizados em filtros biológicos percoladores, destacam-se a brita e a escória de alto-forno de granulometria entre 5 e 10 cm, os anéis plásticos randômicos e os blocos cross-flow.

Atualmente, novos meios suportes de diferentes constituições e configurações têm sido testados, apresentando resultados atraentes em termos de remoção de N-amoniaco. Em destaque, referencia-se o sistema Downflow Hanging Sponge (DHS), concebido por Machdar *et al.* (1997), basicamente constituído de espuma de poliuretano. A espuma de poliuretano pode ser um material de aplicabilidade promissora, tendo em vista o seu potencial de promover elevadas concentrações e tempos de residência da biomassa no reator (TANDUKAR, 2007).

Nesse sentido, o objetivo do presente trabalho foi essencialmente avaliar a influência de materiais de enchimento, de taxas de aplicação superficiais e cargas orgânicas volumétricas aplicadas em filtros biológicos percoladores, quando os mesmos destinam-se à oxidação combinada da matéria orgânica carbonácea e à remoção parcial de amônia por nitrificação biológica, em uma etapa de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. Outro aspecto brevemente tratado refere-se aos requisitos de alcalinidade necessários para a oxidação de amônia nos FBPs.

4.2 Material e métodos

4.2.1 Aparato experimental

O fluxograma do aparato experimental compreendia um reator UASB, um filtro biológico percolador (com 4 compartimentos reacionais distintos) e quatro decantadores secundários (um para cada compartimento do FBP), conforme mostrado na Figura 4.1, a seguir. O reator UASB foi alimentado com o esgoto bruto afluente à ETE Arrudas, em Belo Horizonte, após passar pela etapa de gradeamento e desarenação. Todo o aparato experimental foi implantado na ETE Experimental UFMG/COPASA.

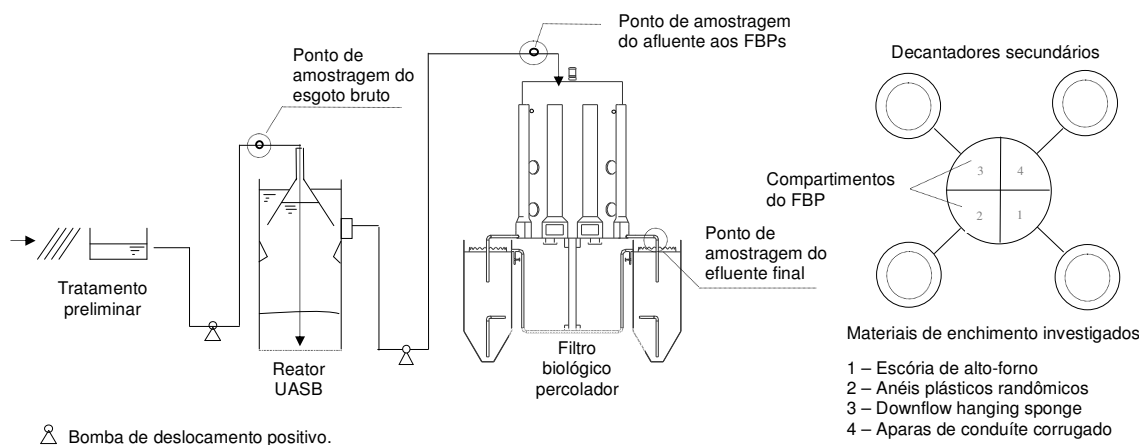


Figura 4.1 - Fluxograma esquemático do sistema UASB/FBP utilizado como aparato experimental.

4.2.1.1 Reator UASB

O sistema em escala de demonstração (Figura 4.1 e 4.2A), dimensionado para tratar os esgotos de uma população equivalente a 500 habitantes, era constituído de uma unidade compacta, composta por um reator UASB com diâmetro de 2,5 m e volume útil de 22,1 m³. As condições operacionais de projeto do reator UASB foram: vazão média afluente 2,88 m³/h; tempo de detenção hidráulica no reator UASB 6,9 horas; velocidade ascensional média 0,65 m/h; carga orgânica volumétrica 1,74 kgDBO/m³.d.

Torna-se significativo salientar que nos experimentos realizados não foram utilizados o filtro biológico percolador e a unidade de decantação secundária pertencentes ao sistema compacto. Dessa forma, para a realização do experimento proposto foram efetuadas modificações no sistema compacto, objetivando a retirada o efluente tratado pelo reator UASB, por sua vez encaminhado às unidades de pós-tratamento (filtros biológicos percoladores).

Tabela 4.1 apresenta as principais características dimensionais do sistema compacto UASB/FBP utilizado como parte integrante do aparato experimental.

Tabela 4.1 - Principais características dimensionais do sistema compacto UASB/FBP.

Característica	Reator UASB	Filtro Biológico Percolador ¹	
		Compartimento de reação	Compartimento de decantação
Material	Fibra de vidro	Fibra de vidro	Fibra de vidro
Altura útil (m)	4,50	1,90	1,55
Volume útil (m ³)	22,1	9,7	4,1
Área superficial (m ²)	4,9	5,1	5,1

¹ Unidade do sistema compacto não utilizado na realização dos experimentos (ver item subsequente).
Fonte: Frade (2002).

4.2.1.2 Filtro biológico percolador compartimentado

O FBP, construído em aço-carbono, possuía quatro compartimentos, sendo que cada compartimento de reação era individualmente interligado a um decantador secundário (Figura 4.2). Dessa forma, a qualidade do efluente gerado em cada volume reacional podia ser avaliada em separado. Os FBPs possuíam, ainda, pontos de coleta instalados a montante dos decantadores secundários, permitindo a avaliação da qualidade do efluente sem o uso de clarificadores. Para observação e amostragem dos materiais de enchimento foram construídas escotilhas de acesso em porções medianas e no fundo de cada volume reacional (Figura 4.2B).

As Figuras 4.2B e 4.2C mostram o filtro biológico percolador utilizado no âmbito da pesquisa. As principais características dos compartimentos de reação do filtro biológico percolador são apresentados na Tabela 4.2.

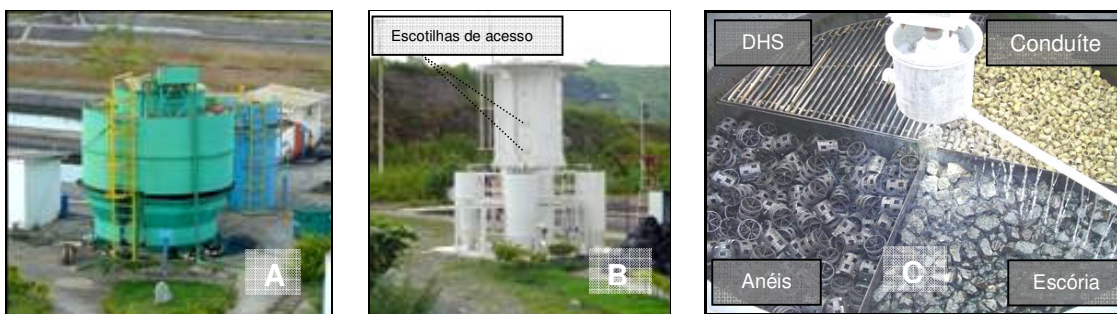


Figura 4.2 - Reator UASB (A) e filtro biológico percolador compartimentado (B/C) utilizados na pesquisa.

Os quatro compartimentos que constituem a unidade de reação foram preenchidos por meios suportes de características distintas. São eles: escória de alto-forno nº 4, aparas de conduíte (diâmetro 1”), anéis plásticos randômicos e o sistema “Downflow Hanging Sponge (DHS)”. Tendo em vista a especificidade do sistema DHS, o mesmo será discutido com mais detalhes a seguir. A Tabela 4.2 mostra as principais características dos filtros biológicos percoladores, e a Tabela 4.3 apresenta as características dos materiais de enchimento a serem avaliados.

Tabela 4.2 - Principais características do FBP e dos materiais de enchimento investigados.

Características	Filtro biológico percolador		
	Compartimento reacional total	Compartimento individualizado	Decantadores secundários
Diâmetro (m)	2,10	-----	1,00
Área útil (m ²)	3,46	0,87	0,79
Altura útil (m)	2,50	2,50	1,82
Volume útil (m ³)	8,65	2,16	1,44

¹ DHS: índice de vazios: 95%; volume médio: 65 m³/m³ de reator. Possui retenção de biomassa nos interstícios.

Tabela 4.3 - Principais características dos materiais de enchimento utilizados na pesquisa.

Meio suporte	Área superficial específica	Peso específico	Índice de vazios	Material de constituição
	(m ² /m ³)	(kg/m ³)	(%)	
Escória de alto-forno	~ 55	1500	60	Resíduo de siderurgia
Anéis randômicos	80	60	98	Plástico
Downflow hanging sponge ¹ (DHS)	87	ND	96	Espuma de poliuretano
Aparas de conduíte corrugado	220	54,2	95	Plástico

¹ Possui a propriedade de retenção de biomassa nos interstícios, possibilitando o aumento da idade do lodo.

ND: não determinado. Vale ressaltar que em virtude da possibilidade de retenção de bionassa nos interstícios da espuma de poliuretano, a avaliação do desempenho do sistema DHS a partir da área superficial específica pode não ser adequada. Dessa forma, a remoção dos constituintes dos esgotos deve ser analisada com base na remoção por metro cúbico de espuma.

Meio suporte – Downflow Hanging Sponge (DHS): um dos meios suportes utilizados na pesquisa denomina-se Downflow Hanging Sponge (DHS). Segundo MACHDAR et al. (1997), a tecnologia desse sistema foi essencialmente desenvolvida para a aplicação em países onde o custo de aquisição de materiais de enchimento com elevada área superficial específica ainda é um fator limitante.

O efluente é distribuído sobre “cortinas” plásticas de polivinil colateralmente dispostas e alinhadas no sentido vertical, sendo anexadas em ambos os lados da mesma, e transversalmente ao sentido do fluxo, tiras de espumas de poliuretano de seção triangular. A Figura 4.3 ilustra os principais aspectos associados ao material suporte.



Figura 4.3 - Aspectos básicos de configuração do meio suporte Downflow Hanging Sponge.

Sob o ponto de vista de estratégia operacional no tratamento dos esgotos, o uso de espuma de poliuretano como material suporte tem como um dos objetivos precípuos atribuir maior robustez aos filtros biológicos percoladores, caso haja interrupção do fornecimento de esgotos por tempo relativamente prolongado, tendo em vista a manutenção de umidade e conseqüente preservação da biomassa no sistema. Adicionalmente, a retenção de biomassa nos interstícios favorece o desenvolvimento de microrganismos com taxas de crescimento de menor magnitude, como é o caso de microrganismos nitrificantes.

4.2.2 Sistema de bombeamento dos efluentes

A adução dos efluentes às unidades de tratamento foi efetuada por meio de bombas de deslocamento positivo instaladas à montante do reator UASB e à montante do filtro biológico percolador compartimentado, como mostra a Figura 4.1. O sistema de bombeamento era ainda composto por inversores de frequência, que, por sua vez, possibilitavam ajustar a vazão de acordo com as condições operacionais impostas em cada fase operacional investigada.

Cabe ressaltar que nas mudanças das fases operacionais apenas a vazão aduzida ao FBP compartimentado sofreu alterações, sendo mantida constante ao longo do dia. Portanto, a influência do hidrograma de vazões não foi avaliada no âmbito do desenvolvimento da pesquisa. A vazão encaminhada ao reator UASB foi a mesma ($2,88 \text{ m}^3/\text{h}$) ao longo de toda a pesquisa, permitindo um tempo de detenção do líquido no volume reacional de 6,9 horas, como já exposto anteriormente. As principais características de cada sistema de bombeamento são apresentadas na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 - Principais características dos sistemas de bombeamento.

Adução	Tipo de Bomba (tipo/modelo)	Vazão mínima e máxima
Tratamento preliminar – reator UASB	Cavidade progressiva NETZSCH (NM045SY01L07V)	50 a $173 \text{ m}^3/\text{d}$
Reator UASB – FBP	Cavidade progressiva NETZSCH (NM045SY01L07V)	50 a $173 \text{ m}^3/\text{d}$

4.2.3 Amostragem da fase líquida do sistema UASB/FBP

O desempenho do sistema UASB/FBP foi avaliado a partir da amostragem composta do esgoto bruto (após passar pela etapa de gradeamento e desarenação) e dos efluentes do reator UASB e FBPs. A composição da amostra era efetuada ao longo de 24 horas, com o uso de bombas peristálticas de pequena vazão e um temporizador, que, por sua vez, tinha a função de acionar as bombas peristálticas a cada 1 (uma) hora, por 15 (quinze) segundos.

No período em que as bombas peristálticas mantinham-se acionadas (15 segundos) uma alíquota de 417 mL era coletada e armazenada em galões de 10 litros. Os galões eram acondicionados em caixas de isopor preenchidas com gelo, com vistas à conservação das amostras. A Figura 4.4 mostra os principais detalhes do sistema de amostragem dos efluentes.

Como observado nas Figuras 4.1 e 4.4, a coleta após o FBP foi efetuada em um ponto localizado antes do decantador secundário. A justificativa para a adoção desse critério reside no fato de que a avaliação dos aspectos de nitrificação e remoção de N-amoniacoal deveriam ser efetuadas apenas sob a perspectiva do processo de nitrificação ocorrido nos volumes reacionais de pós-tratamento por filtros biológicos percoladores.



Figura 4.4 - Principais características do sistema de amostragem.

Vale ressaltar que a configuração inicial do sistema de amostragem mostrou-se inadequada para a coleta dos efluentes. O motivo da inadequação residia no fato de que a distância entre os pontos de coleta dos FBPs e os galões era muito elevada e a declividade das mangueiras que aduziam o líquido eram muito baixas.

Dessa forma, no início do experimento, foi observada uma deposição de sólidos ao longo das mangueiras que encaminhavam o líquido às bombas peristálticas, comprometendo, portanto,

a qualidade do esgoto bruto e dos efluentes tratados pelas unidades que compõem o sistema UASB/GBP: o esgoto bruto e os efluentes apresentavam-se desprovidos de sólidos.

Detectada a ocorrência de deposição de sólidos nas mangueiras decidiu-se instalar as bombas peristálticas logo abaixo dos pontos de coleta, com vistas a eliminar a deposição de sólidos nas respectivas mangueiras de coleta. Para a coleta do esgoto bruto e do efluente do reator UASB o comprimento das mangueiras não foi reduzido, no entanto, maior declividade foi dada às mesmas.

Um outro aspecto que inicialmente dificultou a coleta dos efluentes foi a rotação das bombas peristálticas de pequena vazão, tendo em vista que inicialmente não foi adotado o uso de temporizador. Dessa forma, a rotação da bomba era ditada pela quantidade de líquido a ser coletada durante 24 horas, resultando em baixas frequências de rotação. Com a instalação do temporizador foi possível a utilização da rotação máxima das bombas peristálticas (600 RPM). A Tabela 4.5 apresenta as características do temporizador e das bombas peristálticas.

Tabela 4.5 - Principais características dos sistemas de bombeamento.

Adução	Marca	Modelo	Observações
Temporizador	Biotec ¹	-	Montagem com peças individuais
Bombas peristálticas	Cole Parmer	7510 (600RPM)	Dois cabeçotes instalados em cada bomba.

¹ Responsável pela montagem do equipamento. As peças foram adquiridas individualmente.

4.2.4 Parâmetros físico-químicos avaliados e metodologia de execução das análises

A determinação das concentrações de N-amoniaco foi efetuada de acordo com as metodologias expostas em AWWA (2005). Para a determinação das concentrações de nitrato, optou-se por utilizar outro método de determinação das concentrações presentes nas amostras, em virtude da turbidez e da concentração de matéria orgânica presente nas amostras de esgotos (bruto e tratado). A metodologia utilizada foi desenvolvida por Rodier (1978). O princípio do método baseia-se no uso de salicilato de sódio para a formação de paranitrosalicilato sódico (de coloração amarela), possibilitando a determinação das concentrações de nitrato a partir de instrumentação colorimétrica. A Tabela 4.6 apresenta os parâmetros físico-químicos avaliados, as frequências e metodologias de execução das análises.

No transcurso das fases experimentais outros parâmetros físico-químicos como NTK, DBO total e filtrada, DQO total e filtrada, SST, SSV, pH, OD e temperatura foram obtidos, inclusive para os pontos de coleta efluente dos decantadores secundários. No entanto, o

escopo desse trabalho não contextualiza todos os parâmetros físico-químicos, a exemplo de SSV, DBO filtrada e DQO filtrada, disponibilizando-os somente no anexo.

Tabela 4.6 - Parâmetros físico-químicos, frequência e metodologia de análises.

Parâmetro	Frequência de análise	Metodologia	Referência
Nitrogênio amoniacal	Semanal	Digestão/titulometria	AWWA (2005)
Nitrato	2 vezes por semana	Colorimetria	Rodier (1978)
Alcalinidade	Semanal	Titulometria	AWWA (2005)
pH	2 vezes por semana	Método eletrométrico	AWWA (2005)
OD	2 vezes por semana	Método eletrométrico	AWWA (2005)

Adicionalmente, torna-se significativo ressaltar que a preservação de amostras com vistas à estocagem ocorreu esporadicamente. As amostras eram apenas mantidas sob refrigeração e a execução das análises iniciava-se no mesmo dia/período em que eram coletadas.

4.2.5 Características operacionais impostas ao sistema UASB/FBP

O desempenho do sistema UASB/FBP foi avaliado em duas fases operacionais. As vazões médias de alimentação foram de 68,6 e 34,6 m³/d, resultando em taxas de aplicação superficiais (TAS) de 20 e 10 m³/m².d respectivamente. A duração de cada fase operacional foi de aproximadamente 90 dias. A Tabela 4.7 apresenta as condições operacionais utilizadas na pesquisa.

Tabela 4.7 - Principais características operacionais impostas ao filtro biológico percolador.

Fase	Filtro biológico percolador				Decantadores secundários	
	TAS (m ³ /m ² .d)	Vazão média (m ³ /d)	COV ² _{aplicada} (kgDBO/m ³ .d)	Relação DBO/NTK ¹	TAS (m ³ /m ² .d)	TDH (h)
1	20,0	68,6	0,43	1,25	22,3	2,0
2	10,0	34,6	0,24	1,83	11,0	4,0

¹ Para obtenção da relação DBO/NTK afluente aos FBPs foi utilizada a DBO total.

² As COVs foram resultantes de concentrações de DBO total efetivamente medidas.

Em virtude das dimensões dos decantadores secundários não terem sido alteradas para a realização da segunda fase da pesquisa teve-se como consequência taxas de aplicação superficiais e tempos de detenção muito baixos na fase 2, como mostra a Tabela 4.7. Dessa forma, no referido trabalho, foi avaliado o desempenho do sistema UASB/FBP considerando sua operação sem etapa de decantação secundária.

4.3 Resultados e discussão

Com o objetivo de analisar essencialmente a remoção de N-amoniaco nos filtros biológicos percoladores (FBPs), as coletas foram efetuadas em pontos efluentes dos FBPs. Portanto, a influência da etapa de decantação secundária não foi considerada na discussão subsequente, como já explicitado anteriormente. Para a avaliação das diferenças estatísticas entre os materiais suporte, em termos de concentrações efluentes de N-amoniaco e nitrato, foi utilizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis ($\alpha = 5\%$).

4.3.1 Remoção de N-amoniaco nos filtros biológicos percoladores

4.3.1.1 Desempenho dos FBPs para as condições operacionais da fase 1

Para as condições impostas na fase 1 (COV aplicada: 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d), a remoção de N-amoniaco nos FBPs foi insatisfatória sob a perspectiva do percentual de atendimento ao padrão de lançamento previsto pela Resolução CONAMA 357/2006 (20 mgNH₄-N/L), para todos os filtros biológicos percoladores. Os percentuais de atendimento foram de apenas 10% para os compartimentos preenchidos por escória de alto-forno, anéis plásticos e aparas de conduíte (Figura 4.5). O sistema DHS teve 20% dos valores abaixo de 20 mgNH₄-N/L (Figura 4.5).

Conforme mostra a Figura 4.5, as medianas das concentrações de N-amoniaco estiveram acima de 20 mg/L para todos os efluentes gerados nos compartimentos dos filtros biológicos percoladores (FBPs). A maior concentração mediana ocorreu no compartimento que possuía anéis plásticos como material suporte, resultando em uma menor carga diária de amônia removida por volume de reator (32 g NH₄-N/m³.d).

4.3.1.2 Desempenho dos FBPs para as condições operacionais da fase 2

Quando os FBPs foram submetidos a uma carga orgânica volumétrica de 0,24 kgDBO/m³.d, correspondente a uma taxa de aplicação superficial de 10 m³/m².d, os resultados observados para as concentrações de N-amoniaco foram satisfatórios em termos do cumprimento ao padrão de lançamento previsto pela Resolução CONAMA 357/2006 (20 mgNH₃/L), como mostram a Figura 4.5 e a Tabela 4.8.

As concentrações medianas e médias de N-amoniaco estiveram abaixo de 20 mgNH₃-N/L e a distribuição percentual indicou que as concentrações de amônia efluentes dos FBPs estiveram abaixo de 20 mgNH₄⁺-N/L em praticamente 100% dos casos, com exceção do FBP preenchido por aparas de conduíte corrugado, que atendeu ao padrão de lançamento em 80%

dos casos (Figura 4.5). Adicionalmente, merece destaque a melhoria de desempenho dos anéis plásticos para as condições operacionais da fase 2.

Entre os FBPs testados, o FBP preenchido pelo sistema DHS apresentou uma menor concentração mediana efluente de N-amoniaco, embora também tenha sido observada uma maior amplitude inter-quartil para as concentrações efluentes de amônia, como mostra a Figura 4.5.

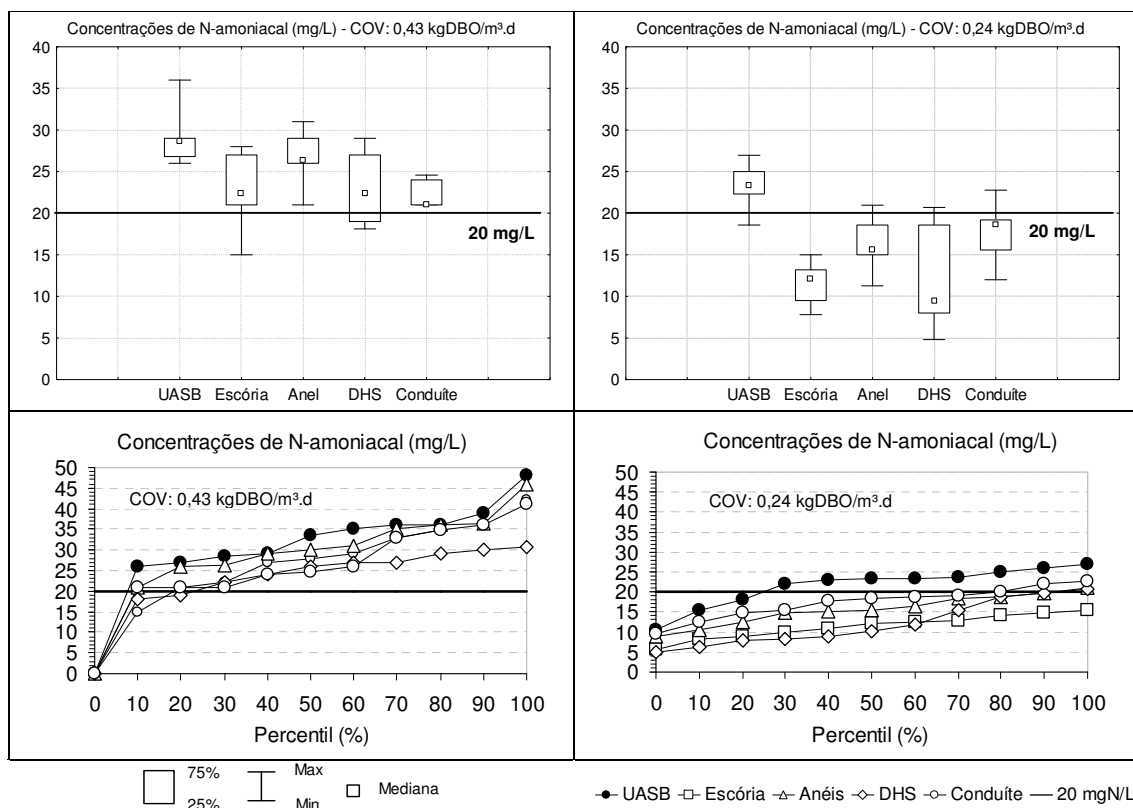


Figura 4.5 - concentrações de N-amoniaco e distribuição percentual das concentrações.

Em princípio, a aparente instabilidade do FBP preenchido com o sistema DHS em termos de remoção de N-amoniaco pode estar relacionada com a presença de predadores (macrorganismos invertebrados), como larvas de insetos, notadamente presentes em grande quantidade ao longo de todo o reator. Baseado na observação visual dos materiais de enchimento nos FBPs, o sistema DHS pareceu apresentar a maior quantidade de macrorganismos invertebrados por área superficial de meio suporte, embora nos outros filtros também tenha sido constatada a presença de larvas.

Em FBPs onde as condições operacionais transcorrem a baixas taxas superficiais a presença de macrorganismos invertebrados ocorre em maior magnitude (WEF, 2000). O efeito

deletério causado pela presença de larvas e outros macrorganismos na nitrificação em filtros biológicos percoladores é discutido por Andersson *et al* (1994), Parker *et al* (1997) e relatado por Gujer & Boller (1986), dentre numeráveis outros trabalhos. Dessa forma, a variabilidade dos dados em termos de concentrações efluentes de nitrato no sistema DHS pode estar estritamente associada ao desenvolvimento de tais macrorganismos no sistema.

A morfologia dos macrorganismos mais freqüentes foi muito parecida com *Psychoda Allernala* e *Plalyseius italicus*. No entanto, nenhum estudo de caracterização dos macrorganismos foi realizado, devendo esse relato ser interpretado apenas como um registro preliminar dos possíveis predadores encontrados no volume reacional do FBP preenchido pelo sistema DHS.

4.3.1.3 Diferenças estatísticas entre concentrações efluentes de N-amoniacal

Considerando as concentrações efluentes obtidas na fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d) o resultado do teste indicou que as concentrações de N-amoniacal efluentes dos compartimentos não se diferenciaram estatisticamente ($\alpha = 5\%$), como mostra a tabela 4.12.

Para a fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d), o teste estatístico apontou diferenças significativas entre as concentrações efluentes de N-amoniacal. O FBP preenchido por aparas de conduíte corrugado apresentou concentrações efluentes de N-amoniacal estatisticamente diferentes das concentrações efluentes produzidas nos FBPs preenchidos por escória de alto-forno e sistema DHS. Segundo os resultados do teste, não houve diferenças significativas entre as concentrações efluentes de N-amoniacal em relação aos FBPs preenchidos por escória de alto-forno e pelo sistema DHS, sendo a mesma constatação evidenciada para os FBPs preenchidos por anéis plásticos e aparas de conduíte. A Tabela 4.13 sumariza os resultados apresentados pelo teste estatístico.

As similaridades encontradas entre o desempenho do sistema DHS e escória, bem como das aparas de conduíte em relação aos anéis plásticos podem estar associadas ao potencial de umedecimento e retenção de biomassa, diante das condições operacionais impostas. Embora não tenha sido efetuado nenhum estudo a respeito do percentual de biomassa presente nos volumes reacionais investigados, a escória de alto-forno e o sistema DHS pareceram apresentar um maior umedecimento do meio e retenção de biomassa, em comparação com os anéis plásticos e aparas de conduíte.

4.3.1.4 Influência das cargas orgânicas e de NTK aplicadas, taxas de aplicação superficial e das relações DBO/NTK na remoção de amônia

Em termos do aporte de matéria orgânica à etapa de pós-tratamento e das relações Carbono/Nitrogênio destaca-se que embora a relação DBO/NTK afluente tenha sido maior durante a fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; DBO/NTK 1,83) a eficiência de remoção de amônia nos FBPs foi razoavelmente maior quando comparada com as eficiências obtidas na fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; DBO/NTK 1,25), como mostra a Tabela 4.8. Tal fato sugere que a diminuição da carga orgânica volumétrica aplicada exerceu maior influência no processo de nitrificação do que a relação DBO/NTK afluente.

As eficiências de remoção obtidas para as fases do experimento reforçam que as condições operacionais impostas na fase 2 foram mais adequadas em relação à remoção de amônia nos sistemas, com exceção do FBP preenchido por aparas de conduíte, que, por sua vez, apresentou decréscimo de desempenho na fase 2 em comparação com a fase 1 (fase 1: COV 0,43kgDBO/m³.d, TAS 20 m³/m².d; fase 2: COV 0,24kgDBO/m³.d, TAS 10 m³/m².d). Como informação adicional, relata-se que em observação visual dos materiais de enchimento foi constatado que, em algumas regiões do FBP, as aparas de conduíte apresentaram parte de sua área superficial não umedecida e sem a presença de biofilme. O umedecimento do material de enchimento de forma equânime está fortemente associado ao desempenho dos filtros biológicos percoladores (DAIGGER, 1987; PEARCE, 2004).

Portanto, sugere-se que a taxa de aplicação superficial utilizada na fase 2 (10 m³/m².d) não foi adequada para garantir o umedecimento equânime das aparas de conduíte corrugado, resultando em um decréscimo no desempenho do respectivo FBP, dada a possível menor quantidade de biomassa aderida ao meio suporte, em comparação com os demais materiais de enchimento.

Considerando as cargas de nitrogênio amoniacal removidas por área de meio suporte apresentadas na Tabela 4.8, observa-se ainda que o FBP preenchido por aparas de conduíte obteve o menor desempenho em ambas as fases operacionais da pesquisa. Os FBPs preenchidos por escória de alto forno e o sistema DHS foram similarmente capazes de remover maior carga de nitrogênio amoniacal.

Embora tenham sido efetuados os cálculos de remoção de cargas de amônia por área superficial de meio suporte para o sistema DHS, parte da biomassa nitrificante presente no sistema DHS pode estar localizada no interior das espumas de poliuretano. Dessa forma, a

remoção de N-amoniaco em volumes reacionais preenchidos por espuma deve ser avaliada computando todo o volume de material de enchimento. Esse critério permite considerar não somente a área superficial do material de enchimento, mas todas as regiões onde há possibilidade de colonização de microrganismos. O cálculo de cargas orgânicas volumétricas ($\text{kgDBO}/\text{m}^3\cdot\text{d}$) devem seguir o mesmo raciocínio. Ou seja, o volume a ser considerado em projetos deve ser o volume de espuma e não o volume do compartimento do FBP.

Torna-se significativo ressaltar que as eficiências de remoção de N-amoniaco obtidas em ambas as fases foram razoavelmente compatíveis com os resultados relatados por EPA (1993), explicitado para filtros biológicos percoladores tratando efluentes de decantadores primários. Dessa forma, o comportamento de FBPs pós-reatores UASB pode assemelhar-se ao comportamento de FBPs operando de forma convencional, caso as condições operacionais em termos de cargas orgânicas volumétricas aplicadas e taxas de aplicação superficiais sejam similares.

Um outro aspecto refere-se aos resultados apresentados no Capítulo 5. Pôde ser observado um aumento das concentrações de N-amoniaco no interior dos FBPs durante a fase 1, sugerindo que a remoção de amônia na fase 1 possa também ter ocorrido em notável magnitude, embora tenham sido observadas menores eficiências médias de remoção comparado com aquelas obtidas na fase 2. Nesse sentido, cabe ressaltar que a presente análise da eficiência de remoção de N-amoniaco foi tratada sem considerar a ocorrência de amonificação nos FBPs: a discussão sobre o desempenho dos FBPs na remoção de amônia deve ser entendida apenas sob o ponto de vista operacional do processo.

Tabela 4.8 - Cargas e eficiências médias de remoção de amônia nos FBPs.

Sistemas investigados (UASB + FBP – meio suporte)	Fase 1 (COV 0,43 $\text{kgDBO}/\text{m}^3\cdot\text{d}$; DBO/NTK: 1,25)			Fase 2 (COV 0,24 $\text{kgDBO}/\text{m}^3\cdot\text{d}$; DBO/NTK: 1,83)		
	Carga N- NH_4 aplicada	Carga N- NH_4 removida	Remoção N- NH_4	Carga N- NH_4 aplicada	Carga N- NH_4 removida	Remoção N- NH_4
	($\text{gNH}_3\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$)	($\text{gNH}_3\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$)	(%)	($\text{gNH}_3\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$)	($\text{gNH}_3\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$)	(%)
UASB + FBP – Escória	3,8	0,8	21	1,5	0,7	48
UASB + FBP – Anéis	2,9	0,4	14	1,1	0,3	30
UASB + FBP – DHS	2,6	0,6	24	1,1	0,5	43
UASB + FBP - Conduíte	1,0	0,3	24	0,4	0,1	17

Área superficial total dos materiais de enchimento considerando o volume reacional de cada FBP (2,16 $\text{m}^3/\text{compartimento}$): Escória de alto-forno: 129,88 m^2 ; Anéis plásticos: 173,18 m^2 ; DHS: 188,33 m^2 ; Conduíte: 476, 24 m^2 .

Concentrações do esgoto bruto (em parênteses: desvio padrão) fase 1: DBO total: 221 (38); NTK: 36 (5); $\text{NH}_3\text{-N}$: 26 (5).

Concentrações do esgoto bruto (em parênteses: desvio padrão) fase 2: DBO total: 211 (45); NTK: 26 (4); $\text{NH}_3\text{-N}$: 20 (3).

Concentrações afluentes aos FBPs (em parênteses: desvio padrão) fase 1: DBO total: 55 (19); NTK: 44 (8); $\text{NH}_3\text{-N}$: 29 (3).

Concentrações afluentes aos FBPs (em parênteses: desvio padrão) fase 2: DBO total: 59 (20); NTK: 32 (6); $\text{NH}_3\text{-N}$: 23 (3).

No capítulo 2, foram apresentadas as recomendações para cargas de NTK e DBO aplicadas por área de meio suporte com vistas à remoção combinada de DBO e N-amoniaco em filtros biológicos percoladores. Ressalta-se que, em geral, os FBPs testados na presente pesquisa receberam cargas de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) acima dos valores apresentados por METCALF & EDDY (2003), com exceção do volume reacional preenchido por aparas de conduíte. Tal ocorrência dificultou a comparação entre a qualidade obtida e esperada para o efluente final à luz das experiências citadas pelos autores por hora citados. Apenas o FBP preenchido por aparas de conduíte esteve enquadrado dentro de tais condições operacionais (COV 0,1 – 0,3 kgDBO/m³.d; 0,2 – 1,0 gNTK/m².d), como mostra Tabela 4.9.

No entanto, as concentrações de N-amoniaco efluentes estiveram fortemente acima das concentrações esperadas (19 mgN-NH₄⁺/L), em comparação com o que prescreve os autores (< 3 mgN-NH₃/L). A dependência dos aspectos de constituição e configuração de materiais de enchimento e o aproveitamento de áreas superficiais específicas podem estar associados com a discrepância por hora observada.

Tabela 4.9 - Cargas de DBO total e NTK aplicadas por metro quadrado de meio suporte.

Sistemas investigados (UASB + FBP – meio suporte)	COV 0,43 kgDBO/m ³ .d; TAS 20 m ³ /m ² .d			COV 0,24 kgDBO/m ³ .d; TAS 10 m ³ /m ² .d		
	Carga NTK aplicada	Carga DBO aplicada	NH ₄ - N efluente	Carga NTK aplicada	Carga DBO aplicada	NH ₄ - N efluente
	(gNTK/m ² .d)	(gDBO/m ² .d)	(mg/L)	(gNTK/m ² .d)	(gDBO/ m ² .d)	(mg/L)
UASB + FBP – Escória	5,8	7,3	23	2,1	3,9	12
UASB + FBP - Anéis plásticos	4,4	5,4	25	1,6	2,9	16
UASB + FBP – DHS	4,0	5,0	22	1,5	2,7	13
UASB + FBP - Conduíte	1,6	2,0	22	0,6	1,0	19

Concentrações afluentes aos FBPs (em parênteses: desvio padrão) fase 1: DBO total: 55 (19); NTK: 44 (8); NH₃-N: 29 (3).

Concentrações afluentes aos FBPs (em parênteses: desvio padrão) fase 2: DBO total: 59 (20); NTK: 32 (6); NH₃-N: 23 (3).

Área superficial total dos materiais de enchimento considerando todo o volume reacional (2,16 m³/compartimento): Escória de alto-forno: 129,88 m²; Anéis plásticos: 173,18 m²; DHS: 188,33 m²; Conduíte: 476, 24 m².

Adicionalmente, de acordo com os resultados apresentados observa-se que embora as aparas de conduíte apresentem maior área superficial específica, resultando em menores cargas aplicadas por área de meio suporte, não foi observada uma melhora da qualidade do efluente final, em termos de concentração média de amônia. Portanto, para que se possa afirmar que meios suportes com maiores áreas superficiais específicas apresentam maiores eficiências em termos de remoção de constituintes presentes nos esgotos, devem ser considerados os aspectos de aproveitamento do meio suporte associados a taxas de aplicação superficiais adequadas para o umedecimento do leito.

4.3.1.5 Requisitos de alcalinidade para remoção de amônia nos FBPs e pH

Considerando os resultados apresentados na Figura 4.6 pode ser observado que, em geral, a alcalinidade carbonato presente no afluente dos FBPs (efluente do reator UASB) é suficiente para proporcionar a oxidação de todo o N-amoniaco a nitrato. Dessa forma, ao longo das fases operacionais investigadas, a alcalinidade presente no afluente parece não ter sido o fator limitante para a remoção de amônia na etapa de pós-tratamento por filtros biológicos percoladores. Em outras palavras, a produção de íons de hidrogênio proveniente do processo de nitrificação não é capaz de consumir toda a alcalinidade presente no afluente aos FBPs, nem mesmo quando o processo é avaliado sob a perspectiva da conversão de todo N-amoniaco presente no efluente do reator UASB.

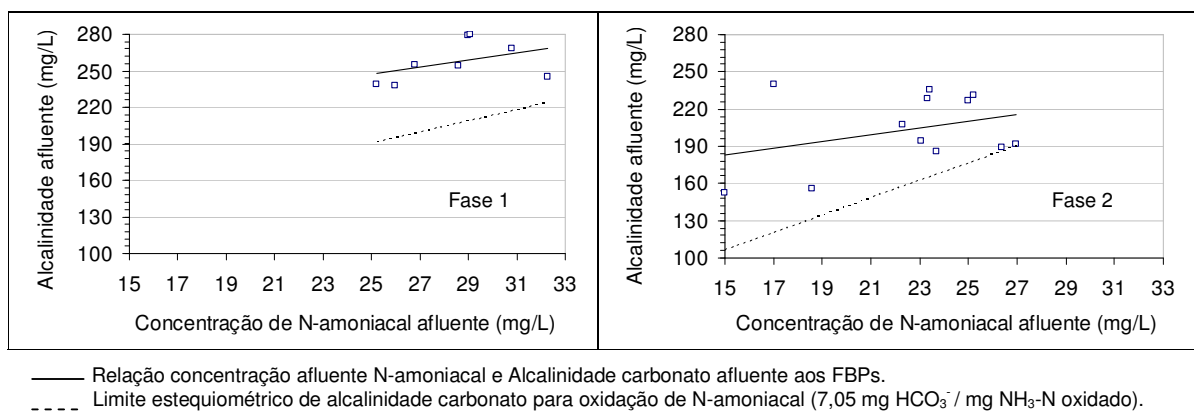


Figura 4.6 - Concentrações de alcalinidade carbonato, N-amoniaco e limites estequiométricos para oxidação *completa* da amônia para o afluente dos FBPs em cada fase operacional.

No entanto, um aspecto merece destaque em relação aos resultados apresentados a Figura 4.6. Em nenhuma das fases investigadas houve uma boa correlação linear entre os dados de N-amoniaco e alcalinidade afluentes. Dessa forma, para a avaliação de características intrínsecas do processo, a linha de tendência exposta para as relações N-amoniaco e alcalinidade não deve ser utilizada como uma ferramenta para prever possíveis comportamentos em termos de qualidade do efluente do reator UASB.

De acordo com as informações contidas na Tabela 4.10 pode ser observado que na fase 1 (TAS: 20 m³/m².d; COV 0,43 kgDBO/m³.d) o processo de nitrificação não foi responsável pelo maior consumo de alcalinidade em nenhum dos FBPs. Assim sendo, ainda que tenha ocorrido o consumo de alcalinidade pelo processo de nitrificação, a redução das concentrações de alcalinidade nos FBPs parece ter ocorrido, em grande parte, pela geração de acidez carbônica resultante da conversão de compostos orgânicos.

Na fase 2 (TAS: 10 m³/m².d; COV 0,24 kgDBO/m³.d), onde a nitrificação ocorreu em maior magnitude, o consumo de alcalinidade devido ao processo de nitrificação parece ter sido maior em todos os FBPs (Tabela 4.11), em comparação com os resultados obtidos na fase 1. Destaque para o FBP preenchido por escória de alto-forno onde, em termos de média aritmética, 68% da alcalinidade consumida foi resultante do processo de nitrificação.

O sistema DHS, embora tenha alcançado desempenho similar em relação ao FBP preenchido por escória de alto-forno para remoção de N-amoniacal, obteve um consumo de alcalinidade de 52% devido à nitrificação. As instabilidades observadas a partir das concentrações efluentes de nitrato podem ter resultado no menor consumo médio de alcalinidade em alguns momentos ao longo do período operacional da fase 2.

Tabela 4.10 - Consumos médios de alcalinidade, produção de nitrato e amônia oxidada durante a fase operacional 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d).

Sistemas investigados	Consumo total alcalinidade	Alcalinidade residual	Produção de nitrato	Amônia oxidada	Consumo alcalinidade Nitrificação	Consumo alcalinidade Mat. Org.
	(mgCaCO ₃ /L)	(mgCaCO ₃ /L)	(mg N-NO ₃ /L)	(mg N-NH ₄ /L)	(mgCaCO ₃ /L)	(mg CaCO ₃ /L)
UASB + FBP - Escória	54,5	203	2,2	2,2	15,4	39,1
UASB + FBP - Anéis plásticos	35,0	222	0,6	0,6	4,6	30,5
UASB + FBP - DHS	96,3	161	6,1	6,1	42,8	53,4
UASB + FBP - Conduíte	60,5	197	3,3	3,3	23,5	36,9

Nota: Consumo teórico de alcalinidade por mg amônia oxidada: 7,05 mg CaCO₃/mg N-NH₃ oxidada. Para a obtenção dos resultados apresentados na tabela foram utilizados valores baseados em médias aritméticas dos dados experimentais.

Tabela 4.11 - Consumos médio de alcalinidade, produção de nitrato e amônia oxidada durante a fase operacional 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d)

Sistemas investigados	Consumo total alcalinidade	Alcalinidade residual	Produção de nitrato	Amônia oxidada	Consumo alcalinidade Nitrificação	Consumo alcalinidade Mat. Org.
	(mgCaCO ₃ /L)	(mgCaCO ₃ /L)	(mgNO ₃ -N/L)	(mg NH ₄ -N/L)	(mgCaCO ₃ /L)	(mg/L)
UASB + FBP - Escória	91,5	112	8,9	8,9	62,7	28,9
UASB + FBP - Anéis plásticos	42,2	161	2,6	2,6	18,2	24,1
UASB + FBP - DHS	98,5	105	7,5	7,5	52,7	45,8
UASB + FBP - Conduíte	51,0	152	3,8	3,8	27,1	24,0

Nota: Consumo de teórico alcalinidade por mg amônia oxidada: 7,05 mg CaCO₃/mg N-NH₃ oxidada. Para a obtenção dos resultados apresentados na tabela foram utilizados valores baseados em médias aritméticas.

Outro aspecto que merece destaque refere-se às concentrações de alcalinidade residuais, que, por sua vez, estiveram acima do valor recomendado de 50 mg CaCO₃/L (EPA, 1993). Dessa forma, considerando o fato de que as concentrações residuais de alcalinidade são ainda elevadas, os FBPs podem ser melhor utilizados em termos do desempenho na remoção de N-amoniacal, sob a perspectiva do consumo de alcalinidade. Como citado no Capítulo 2, vale lembrar que Biesterfeld *et al* (2003) indicaram que a nitrificação em um reator de biomassa

aderida foi interrompida somente quando a alcalinidade carbonato afluente esteve abaixo de 45 mgCaCO₃/L.

Efeitos do pH na nitrificação nos FBPs: Considerando que o pH dos efluentes dos FBPs estiveram em torno de 7,1 e 8,0, a nitrificação pode não ter sido destacadamente afetada pelo pH. Tal afirmativa reside no fato de que os valores de pH estiveram próximos àqueles observados como sendo adequados à conversão de N-amoniacal, entre 7,5 e 8,5 (GRADY & LIM, 1980). Adicionalmente, vale ressaltar que Biestenfeld *et al.* (2003) não observaram uma associação entre pH e taxas de nitrificação, considerando a faixa de pH entre 7,0 e 7,5.

4.3.1.6 Breve comentário sobre efeitos de temperatura

Embora reconhecidos os efeitos da temperatura na nitrificação, não foi possível avaliar com clareza a variação das taxas de oxidação da amônia em função da temperatura, nas condições operacionais impostas. Em ambas as fases não houve uma boa correlação entre os valores de temperatura e taxa de nitrificação, expressa em gN/m³.d (dados não apresentados).

A dificuldade de avaliação dos efeitos da temperatura no experimento pode estar associada aos seguintes fatores, a saber:

- (i) Baixas taxas de oxidação de amônia verificadas. De acordo com Grady & Lim (1980) e WEF (2000), os efeitos da temperatura são mais nitidamente observados em sistemas onde é verificada a ocorrência de maiores taxas de nitrificação (p.ex.: FBPs nitrificantes);
- (ii) Pequena variação da temperatura observada durante a operação do sistema, como mostram os dados em anexo. Em geral, os valores de temperatura estiveram entre 19 e 30 °C. Nessa faixa a temperatura pode não ser um aspecto importante, em termos da diminuição da eficiência de filtros biológicos percoladores;
- (iii) Outros fatores como a competição inter-espécies por oxigênio e espaço podem ter assumido maior influência, obscurecendo ou dificultando a avaliação da influência da temperatura em relação à nitrificação.

4.3.2 **Produção de nitrato nos filtros biológicos percoladores**

4.3.2.1 Concentrações de nitrato

Considerando as condições operacionais da fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d) o sistema DHS apresentou as maiores concentrações de nitrato, enquanto o compartimento preenchido por anéis plásticos apresentou as menores concentrações efluentes, quando

comparados com os demais compartimentos do FBP, como mostra a Figura 4.7. A concentração média efluente de nitrato para o sistema DHS foi de 6,1 mg/L e para o compartimento preenchido por anéis plásticos a concentração média obtida foi de 0,6 mg/L.

Para as condições operacionais impostas na fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d) foi observada uma maior produção de nitrato em todos os FBPs investigados. Como mostra a Figura 4.8, a amplitude inter-quartis para concentrações efluentes de nitrato mostrou-se mais evidente, com destaque para o FBP preenchido pelo sistema DHS e anéis plásticos, em comparação com os resultados da fase 1 (Figura 4.7). A instabilidade refletida pela amplitude inter-quartis para concentrações efluentes de N-amoniacoal foi reproduzida igualmente para as concentrações de nitrato no FBP preenchido pelo sistema DHS, sugerindo que o material de enchimento pode ter apresentado maior sensibilidade às variáveis que interferem no processo de nitrificação.

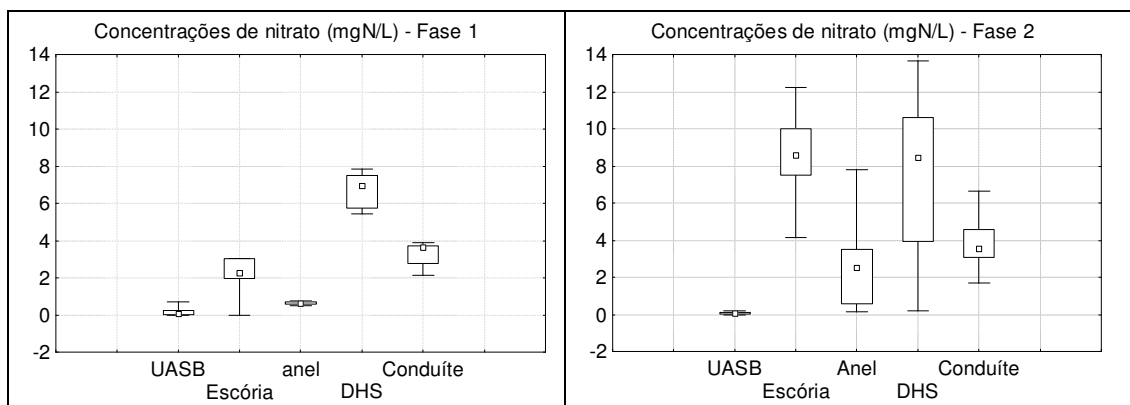


Figura 4.7 - concentrações de nitrato para as condições operacionais da fase 1 (TAS 20 m³/m².d; COV 0,43 kgDBO/m³.d)

Figura 4.8 - concentrações de nitrato para as condições operacionais da fase 2 (TAS 10 m³/m².d; COV 0,24 kgDBO/m³.d)..

4.3.2.2 Diferenças estatísticas entre concentrações efluentes de nitrato

Para a fase 1 o resultado do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis ($\alpha = 5\%$) indicou diferenças significativas entre o sistema DHS (maior concentração mediana) em relação aos compartimentos preenchidos por escória e anéis plásticos. Os resultados produzidos pelo teste indicaram ainda que as concentrações de nitrato efluentes do compartimento preenchido por aparas de conduíte não foram significativamente diferentes das concentrações efluentes dos demais meios suporte. *Dessa forma, embora o teste estatístico não tenha apontado diferenças significativas para as concentrações de amônia na fase 1, o resultado do teste para concentrações de nitrato indica que o processo de nitrificação ocorreu de forma diferenciada nos FBPs.*

As diferenças estatísticas em termos de concentrações efluentes de nitrato foram também verificadas na fase 2, onde os FBPs preenchidos por aparas de conduíte e anéis plásticos apresentaram concentrações efluentes de nitrato significativamente diferentes em relação aos FBPs preenchidos pelo sistema DHS e escória de alto-forno.

Entre os FBPs preenchidos pelo sistema DHS e escória de alto-forno não houve diferença estatística. Da mesma forma, o FBP preenchido por anéis plásticos não apresentou diferenças estatísticas em comparação com FBP preenchido por aparas de conduíte.

4.3.3 Síntese dos resultados médios obtidos e diferenças entre materiais de enchimento

As tabelas 4.12 e 4.13 mostram de forma sintetizada os resultados médios obtidos nas fases operacionais investigadas, bem como as diferenças estatísticas entre os materiais de enchimento.

Tabela 4.12 - Concentrações efluentes dos FBPs e resultados do teste estatístico de Kruskal-Wallis ($\alpha = 5\%$) para os sistemas UASB/FBP (fase 1: COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d)

Constituinte	Estatística descritiva	Materiais de enchimento				Diferenças significativas detectadas pelo teste estatístico de Kruskal-Wallis
		Escória	Anéis	DHS	Conduíte	
N-amoniaco	Média aritmética (mg/L)	23	25	22	22	Nenhuma diferença.
	Média geométrica (mg/L)	22	25	22	22	
	Desvio padrão (mg/L)	5	5	4	3	
Nitrato	Média aritmética (mg/L)	2,5	0,6	6,1	3,3	DHS > anéis e escória. Conduíte = outros materiais
	Média geométrica (mg/L)	2,4	0,6	6,0	3,3	
	Desvio padrão (mg/L)	0,4	0,2	1,2	0,7	

Concentrações do esgoto bruto (em parênteses: desvio padrão) fase 1: DBO total: 221 (38); NTK: 36 (5); NH₃-N: 26 (5).
Concentrações afluentes aos FBPs (em parênteses: desvio padrão) fase 1: DBO total: 55 (19); NTK: 44 (8); NH₃-N: 29 (3).

Tabela 4.13 - Concentrações efluentes dos FBPs e resultados do teste estatístico de Kruskal-Wallis ($\alpha = 5\%$) para os sistemas UASB/FBP (fase 2: COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d)

Constituinte	Estatística descritiva	Materiais de enchimento				Diferenças significativas detectadas pelo teste estatístico de Kruskal-Wallis
		Escória	Anéis	DHS	Conduíte	
N-amoniaco	Média aritmética (mg/L)	12	16	13	19	DHS = escória. Conduíte > DHS e escória. Anéis = outros materiais.
	Média geométrica (mg/L)	11	16	11	17	
	Desvio padrão (mg/L)	2	4	5	3	
Nitrato	Média aritmética (mg/L)	8,9	2,6	7,5	3,8	Anéis < escória e DHS. Conduíte < escória e DHS. Escória = DHS. Anéis = conduíte.
	Média geométrica (mg/L)	8,4	1,5	5,0	3,6	
	Desvio padrão (mg/L)	2,9	2,3	4,1	1,4	

Concentrações do esgoto bruto (em parênteses: desvio padrão) fase 2: DBO total: 211 (45); NTK: 26 (4); NH₃-N: 20 (3).
Concentrações afluentes aos FBPs (em parênteses: desvio padrão) fase 2: DBO total: 59 (20); NTK: 32 (6); NH₃-N: 23 (3).

4.4 Conclusões

De acordo com os resultados obtidos, conclui-se que:

- Em termos do atendimento ao padrão de lançamento previsto pela Resolução CONAMA 357/2006 para N-amoniaco ($20 \text{ mgNH}_3/\text{L}$), os resultados obtidos mostraram que para uma COV aplicada de $0,43 \text{ kgDBO}/\text{m}^3.\text{d}$, a uma TAS de $20 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, nenhum FBP produziu um efluente capaz de atender a legislação de forma satisfatória. Após a diminuição da COV aplicada ($0,24 \text{ kgDBO}/\text{m}^3.\text{d}$) e da TAS ($10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$), todos os sistemas produziram efluentes com concentrações médias de N-amoniaco abaixo de $20 \text{ mg NH}_3\text{-N}/\text{L}$.
- Quando os FBPs foram submetidos às condições operacionais da fase 1 (COV $0,43 \text{ kgDBO}/\text{m}^3.\text{d}$; TAS $20 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) não houve diferenças significativas entre as concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal dos quatro meios suporte. Aplicadas as condições operacionais da fase 2 (COV $0,24 \text{ kgDBO}/\text{m}^3.\text{d}$; TAS $10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) houve diferenças significativas de desempenho entre os FBPs.
- As diferenças estatísticas encontradas para as concentrações efluentes de nitrato sugerem que o processo de nitrificação ocorreu de forma diferenciada nos FBPs, em ambas as fases do experimento.
- O desempenho de FBPs pós reator UASB, sob a perspectiva de remoção de N-amoniaco, parece ter sido influenciado pelo material de enchimento utilizado, sendo mais evidente quanto foi aplicada uma menor carga orgânica volumétrica.
- Considerando as condições operacionais da fase 1 (TAS $20 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$; COV $0,43 \text{ kgDBO}/\text{m}^3.\text{d}$), os FBPs parecem ter operado preponderantemente para remoção de matéria orgânica. Durante a fase 2 (TAS $10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$; COV $0,24 \text{ kgDBO}/\text{m}^3.\text{d}$) houve alterações no consumo de alcalinidade, e nos FBPs preenchidos com escória de alto-forno e sistema DHS o consumo de alcalinidade esteve associado em grande parte ao aumento das taxas de nitrificação.

Adicionalmente, o tempo de detenção do líquido nos volumes reacionais, o processo de amonificação que geralmente ocorre no interior dos FBPs, o potencial de umedecimento do meio suporte em função da taxa de aplicação superficial adotada são fatores que podem ter influenciado a remoção de N-amoniaco durante as fases investigadas.

5 VARIAÇÃO DE CONCENTRAÇÕES DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ASSOCIADOS À NITRIFICAÇÃO EM FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES PÓS-UASB

5.1 Introdução

A investigação do comportamento dos parâmetros que afetam o processo de nitrificação em filtros biológicos percoladores (FBP) é de grande relevância para a melhor compreensão de quais são os principais fatores que tendem a influenciar a remoção de amônia nesses sistemas. De forma consolidada, a relação carbono/nitrogênio (DBO/NTK), alcalinidade, pH, temperatura, matéria orgânica particulada e oxigênio dissolvido exercem importante papel sob o desempenho do sistema em termos de eficiência de conversão de N-amoniacal a nitrato.

Em termos de toxicidade, os efluentes de reatores UASB são caracterizados por apresentar concentrações de sulfetos que possivelmente afetam a atividade de microrganismos nitrificantes em sistemas de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB (CHERNICHARO, 2001). Tal condição ambiental pode dificultar o desempenho do sistema em termos de remoção de amônia. No entanto, as especificidades intrínsecas a respeito da remoção simultânea de N-amoniacal e oxidação carbonácea em FBPs, quando aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB são notadamente pouco conhecidas.

Nesse sentido, o objetivo do presente capítulo é avaliar, de forma preliminar, as relações e o comportamento de alguns parâmetros físico-químicos associados ao processo de nitrificação e remoção de amônia em filtros biológicos percoladores pós-UASB, por meio da determinação de perfis de concentrações dos parâmetros investigados. O estudo pretende destacadamente avaliar as condições ambientais que permitiram o início da nitrificação ao longo da profundidade dos filtros biológicos percoladores e os possíveis interferentes no desempenho dos sistemas de pós-tratamento em relação à remoção de N-amoniacal. Ressalta-se que os efeitos das concentrações de sulfeto foram discutidos apenas com base nos resultados da primeira fase experimental.

Torna-se significativo ressaltar que toda a discussão é efetuada sob a perspectiva dos diferentes comportamentos, em termos das variações de concentração dos parâmetros físico-químicos, em cada um dos volumes reacionais que compõem a unidade de pós-tratamento.

5.2 Material e métodos

5.2.1 Aparato experimental

O fluxograma do aparato experimental compreendia um reator UASB, um filtro biológico percolador (com 4 compartimentos reacionais distintos) e quatro decantadores secundários (um para cada compartimento do FBP), conforme mostrado na Figura 5.1, a seguir. O reator UASB foi alimentado com o esgoto bruto afluente à ETE Arrudas, em Belo Horizonte, após passar pela etapa de gradeamento e desarenação. Todo o aparato experimental foi implantado na ETE Experimental UFMG/COPASA.

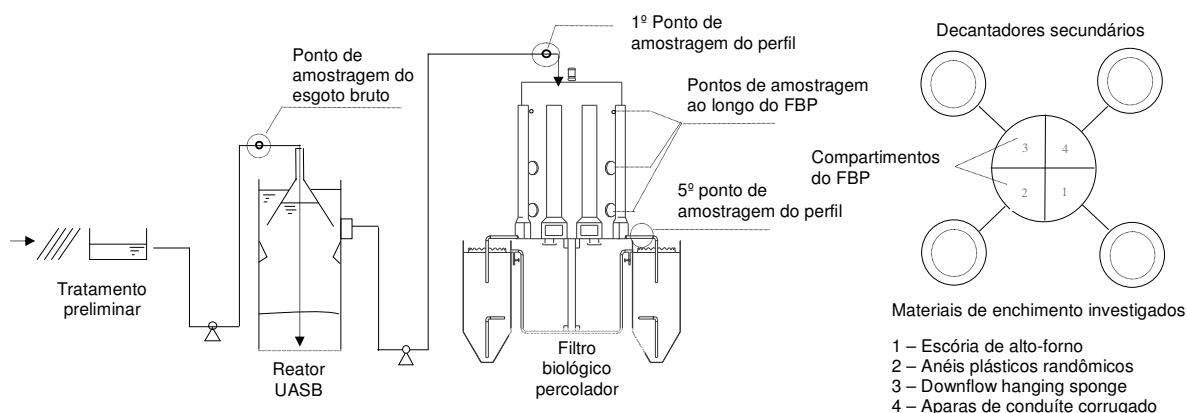


Figura 5.1 - Fluxograma esquemático do sistema UASB/FBP utilizado como aparato experimental.

5.2.1.1 Reator UASB

O sistema em escala de demonstração, dimensionado para tratar os esgotos de uma população equivalente de 500 habitantes, constituiu-se de uma unidade compacta, composta por um reator UASB com diâmetro de 2,5 m e volume útil de 22,1 m³ ao qual está perifericamente acoplado um filtro biológico percolador. As condições operacionais de projeto do reator UASB são: vazão média afluente 2,88 m³/h; tempo de detenção hidráulica no reator UASB 6,9 horas; velocidade ascensional média 0,65 m/h; carga orgânica volumétrica 1,74 kgDBO/m³.d.

5.2.1.2 Filtro biológico percolador compartimentado e execução dos perfis de variação dos parâmetros físico-químicos

O FBP, construído em aço-carbono, possuía quatro compartimentos, sendo que cada compartimento de reação era individualmente interligado a um decantador secundário (Figura 5.1). Dessa forma, a qualidade do efluente gerado em cada volume reacional podia ser avaliada em separado. Os FBPs possuíam, ainda, pontos de coleta instalados a montante dos decantadores secundários, permitindo a avaliação da qualidade do efluente sem o uso de

clarificadores. Os detalhes a respeito da operação do sistema sem o uso dos decantadores secundários são discutidos no capítulo 6.

A Figura 5.2 mostra o filtro biológico percolador utilizado no âmbito da pesquisa. As principais características dos compartimentos de reação do filtro biológico percolador e dos materiais de enchimento testados são apresentados na Tabela 5.1 e 5.2, respectivamente.

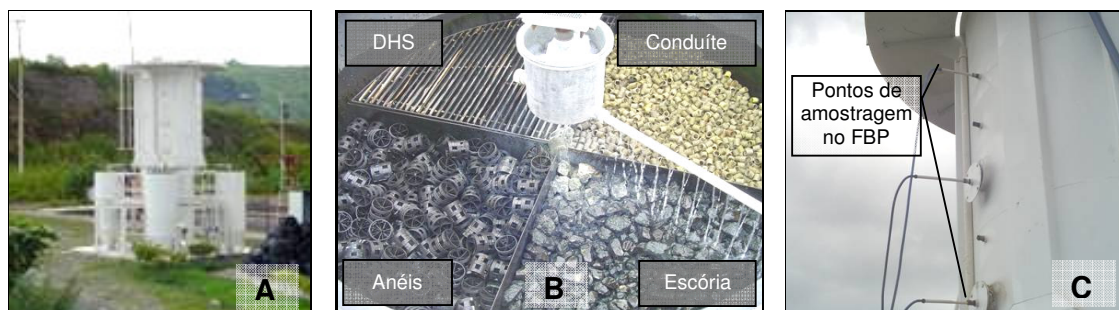


Figura 5.2 - Filtro biológico percolador compartimentado e decantadores secundários (A); vista superior dos quatro compartimentos e respectivos materiais de enchimento (B); pontos de coleta para a composição dos perfis de parâmetros físico-químicos na porção do volume reacional do FBP (C).

Tabela 5.1 - Principais características dimensionais do FBP compartimentado.

Características	Filtro biológico percolador		
	Compartimento reacional total	Compartimento individualizado	Decantadores secundários
Diâmetro (m)	2,10	----	1,00
Área útil (m ²)	3,46	0,87	0,79
Altura útil (m)	2,50	2,50	1,82
Volume útil (m ³)	8,65	2,16	1,44

¹ DHS: índice de vazios: 95%; volume médio: 65 m³/m³ de reator. Possui retenção de biomassa nos interstícios.

Tabela 5.2 - Principais características dos materiais de enchimento utilizados na pesquisa.

Meio suporte	Área superficial específica (m ² /m ³)	Peso específico (kg/m ³)	Índice de vazios (%)	Material de constituição
Escória de alto-forno	~ 55	1500	60	Resíduo de siderurgia
Anéis randômicos	80	60	98	Plástico
Downflow hanging sponge ¹ (DHS)	87	ND	96	Espuma de poliuretano
Aparas de conduíte corrugado	220	54	95	Plástico

¹ Possui a propriedade de retenção de biomassa nos interstícios, possibilitando o aumento da idade do lodo.
ND: não determinado.

Para a obtenção dos perfis de variação dos parâmetros físico-químicos ao longo da altura dos FBPs, cada compartimento reacional foi equipado com pontos de amostragem a cada 50 cm de altura (Figura 5.1 e 5.2 C). Ressalta-se, no entanto, que a distância do topo dos materiais de

enchimento aos seus respectivos primeiros pontos de coleta, e a distância dos últimos pontos de coleta ao fundo dos volumes reacionais é de 35 cm.

O perfil para cada compartimento foi constituído de 5 pontos: um ponto afluente aos FBPs; três pontos de coleta tomados na porção do respectivo volume reacional (Figura 5.1); e um ponto afluente ao decantador secundário. As principais características dos compartimentos de reação do filtro biológico percolador e dos materiais de enchimento testados são apresentados na Tabela 5.2. Ressalta-se que para a implementação dos perfis de sulfeto os primeiros pontos apresentados (topo) são referentes à tomada de 35 cm, tendo em vista a grande diferença entre a concentração de sulfeto no efluente do reator UASB, com relação às concentrações referentes aos pontos de coleta do volume reacional dos FBPs.

5.2.2 Parâmetros físico-químicos avaliados e metodologia de execução de análises

A determinação das concentrações dos constituintes investigados foi efetuada de acordo com as metodologias expostas em AWWA (2005). A tabela 5.3 apresenta os parâmetros físico-químicos avaliados, as frequências e a metodologia de execução das análises.

Tabela 5.3 - Parâmetros físico-químicos investigados e metodologia utilizada

Parâmetro	Frequência de análise	Metodologia	Referência
DBO Filtrada		Azida modificada (OD 5 dias)	AWWA (2005)
Alcalinidade		Titulometria	AWWA (2005)
NTK	Campanhas de amostragem executadas ao final da fase:	Digestão/titulometria	AWWA (2005)
N-amoniacal		Digestão/titulometria	AWWA (2005)
Nitrito	Fase 1: Três campanhas de amostragem	Titulometria	AWWA (2005)
Nitrato	Fase 2: Duas campanhas de amostragem	Colorimetria	Rodier (1978)
Sulfeto		Colorimétrico	AWWA (2005)
pH		Eletrometria	AWWA (2005)
OD		Eletrometria e fotoluminescência	AWWA (2005)

¹ As análises de OD foram realizadas com eletrodo de membrana e eletrodo de fotoluminescência.

5.2.3 Características operacionais impostas ao sistema UASB/FBP

Os perfis apresentados são referentes à fase operacional 1 e 2. A duração de cada fase operacional foi de 90 dias. Para a fase 1 os perfis de variação dos constituintes avaliados foram efetuados com base em três campanhas de amostragem. Na fase 2, os perfis de variação foram efetuados com base em apenas duas campanhas de amostragem. Tais campanhas eram

realizadas ao final de cada fase operacional. A Tabela 5.4 apresenta as condições operacionais utilizadas na pesquisa.

Tabela 5.4 - Características operacionais do filtro biológico percolador para as fases previstas.

Fase	Filtro biológico percolador				Decantadores secundários	
	TAS (m ³ /m ² .d)	Vazão média (m ³ /d)	COV _{aplicada} (kgDBO/m ³ .d)	Relação DBO/NTK ¹	TAS (m ³ /m ² .d)	TDH (h)
1	20,0	68,6	0,43	1,25	22,3	2,0
2	10,0	34,6	0,24	1,83	11,0	4,0

¹ Relação DBO/NTK média afluyente aos FBPs. COV: carga orgânica volumétrica em kgDBO/m³.d.

TAS: taxa de aplicação superficial em m³/m².d. TDH: tempo de detenção hidráulica em h.

5.3 Resultados e discussão

Como dito anteriormente, a discussão a seguir baseia-se nas campanhas de amostragem efetuadas ao final de cada fase da pesquisa. Cada um dos pontos do perfil foi definido segundo a média aritmética dos valores de concentração obtidos em cada campanha. Preliminarmente, são apresentadas as seguintes questões, a saber:

Fase 1: O perfil de variação dos parâmetros avaliados foi efetuado com base em três campanhas de amostragem. A temperatura observada durante a realização das coletas foi de 26 ± 2 °C. Os valores de pH estiveram entre 7,3 e 8,0 e o valor de OD do líquido foi de $4,8 \pm 0,3$, não variando de forma considerável ao longo dos volumes reacionais dos FBPs.

Fase 2: O perfil de variação dos constituintes avaliados foi efetuado com base em duas campanhas de amostragem. A temperatura observada durante a realização das coletas foi de 25 ± 2 °C. Os valores de pH estiveram entre 7,3 e 7,8 e o valor de OD foi de $5,3 \pm 1,0$, não variando de forma considerável nos volumes reacionais dos FBPs, como também foi observado na fase 1.

5.3.1 Comportamento dos parâmetros físico-químicos investigados

5.3.1.1 Variação de concentrações de NTK e N-amoniacal nos FBPs

Na fase 1 (COV 0,43 kg/m³.d; TAS 20 m³/m².d) observou-se, em todos os compartimentos, uma tendência de aumento das concentrações de N-amoniacal no interior dos volumes reacionais, provavelmente em virtude do processo de amonificação e lise celular ocorrido nos FBPs. Vale ressaltar que o não atendimento ao padrão de lançamento de N-amoniacal, como apresentado no Capítulo 3, pode estar associado ao incremento das concentrações de amônia no interior dos FBP. Portanto, a baixa remoção de N-amoniacal observada na fase 1 pode

estar associada não somente às cargas orgânicas volumétricas aplicada, mas também ao incremento das concentrações de amônia nos FBPs.

Outro fato de notável destaque refere-se à oscilação das concentrações de NTK no interior de todos os volumes reacionais, como mostra a Figura 5.5. Tal oscilação pode estar relacionada ao acúmulo de material orgânico particulado e biomassa em regiões superiores dos volumes reacionais (entre 0 e 125 cm). Adicionalmente, ressalta-se que os processos de amonificação e lise celular parecem ter ocorrido em maior magnitude nessa região em todos os FBPs.

Considerando a variação das concentrações de NTK e N-amoniacal no topo do reator (entre 0 e 35 cm) em todos os FBPs ocorreu uma diminuição das concentrações de NTK e o incremento das concentrações de amônia. A notável redução das concentrações de NTK no topo dos reatores pode estar associada à predominância de biomassa heterotrófica nessa região, por sua vez responsável pelo consumo de nitrogênio orgânico para síntese celular.

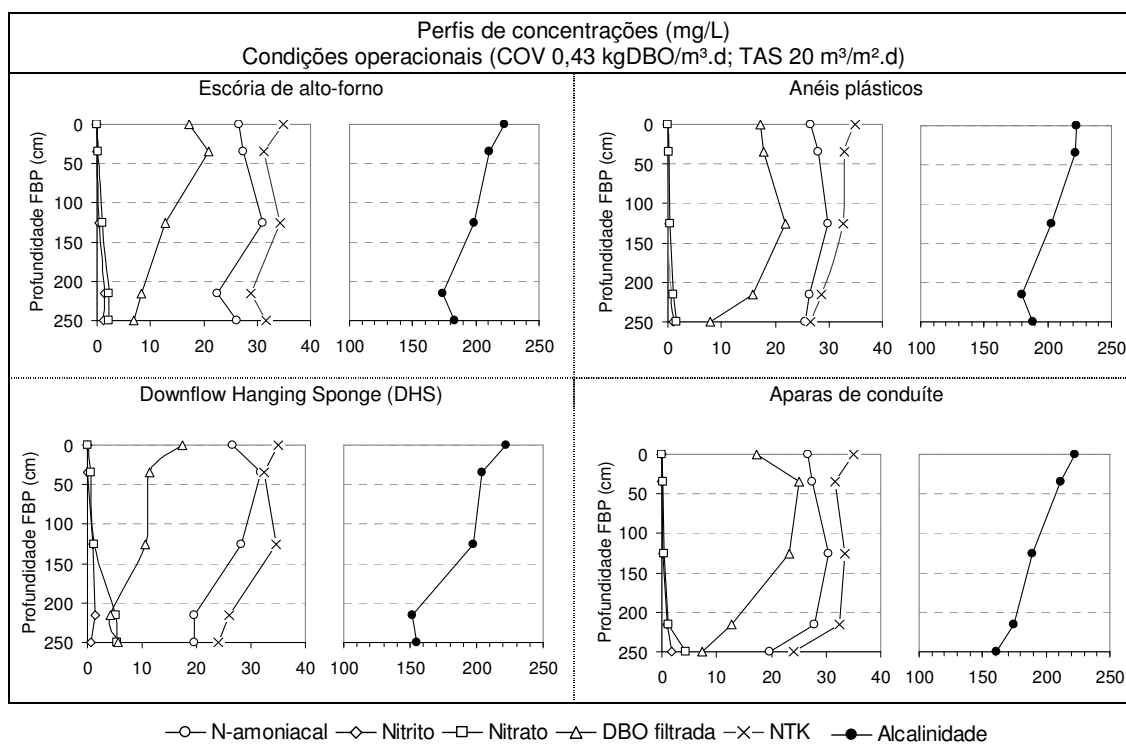


Figura 5.3 - Perfis de concentrações dos parâmetros físico-químicos investigados nos compartimentos do FBP nas condições operacionais da fase 1.

Em paralelo, o sensível incremento de N-amoniacal nos FBPs pode ter ocorrido em virtude da degradação de compostos nitrogenados orgânicos de maior complexidade (p.ex.: proteínas) pela biomassa heterotrófica geralmente presente em grande abundância no topo de filtros biológicos percoladores destinados à remoção combinada de matéria orgânica e N-amoniacal.

Em regiões mais profundas dos FBPs (entre 125 e 250 cm) a assimilação de NTK (pela biomassa heterotrófica) e N-amoniacal (pela biomassa nitrificante) tornaram-se, em geral, mais evidentes em todos os FBPs. Ressalta-se que o processo de assimilação de nitrogênio foi realizado de forma diferenciada nos volumes reacionais dos FBPs (Figura 5.5). Tal fato sugere que as características dos materiais de enchimento influenciaram sobremaneira, não somente o desempenho dos FBPs, mas a forma como são efetuados os processos de conversão dos constituintes presentes nos esgotos. As diferenças de tempos de detenção do líquido, bem como as diferenças em termos de retenção de biomassa nos FBPs, podem ser os principais fatores associados às variações de comportamento observadas nos reatores.

Na fase 2 (COV 0,24 kg/m³.d; TAS 10 m³/m².d) as concentrações de NTK e N-amoniacal apresentaram um menor padrão de oscilação. Foram observados dois tipos de comportamento, como mostra a Figura 5.6:

- (iv) *Escória de alto-forno e sistema DHS*: decaimento das concentrações de NTK e N-amoniacal a partir de 35 cm. Dessa forma, a assimilação de nitrogênio pela biomassa ocorreu praticamente ao longo de todo o volume reacional, fato que refletiu em um melhor desempenho dos FBPs como apresentado no Capítulo 3.
- (v) *Anéis plásticos e Aparas de conduíte*: assim como na fase 1 (COV 0,43 kg/m³.d; TAS 20 m³/m².d) as variações de NTK e N-amoniacal realizaram-se de forma bastante atenuada, em comparação com as ocorrências constatadas nos FBPs preenchidos por escória de alto-forno e sistema DHS. Tais aspectos podem estar associados aos menores tempos de detenção nos volumes reacionais e ao menor aproveitamento da área superficial específica em face das condições operacionais impostas (TAS 10 m³/m².d).

Vale ainda destacar que o processo de amonificação foi pouco observado nos FBPs para as condições operacionais da fase 2 (COV 0,24 kg/m³.d; TAS 10 m³/m².d), provavelmente em virtude da diminuição da carga de NTK aduzida aos FBPs (fase 1: 0,34 kgNTK/m³.d ; fase 2: 0,12 kgNTK/m³.d), aos possíveis maiores tempos de detenção do líquido nos reatores e um melhor atendimento dos requisitos de oxigênio. Tal aspecto contribuiu para a melhoria de desempenho em termos de remoção de amônia, tendo em vista que o incremento da concentração de N-amoniacal no interior dos volumes reacionais foi pouco observado.

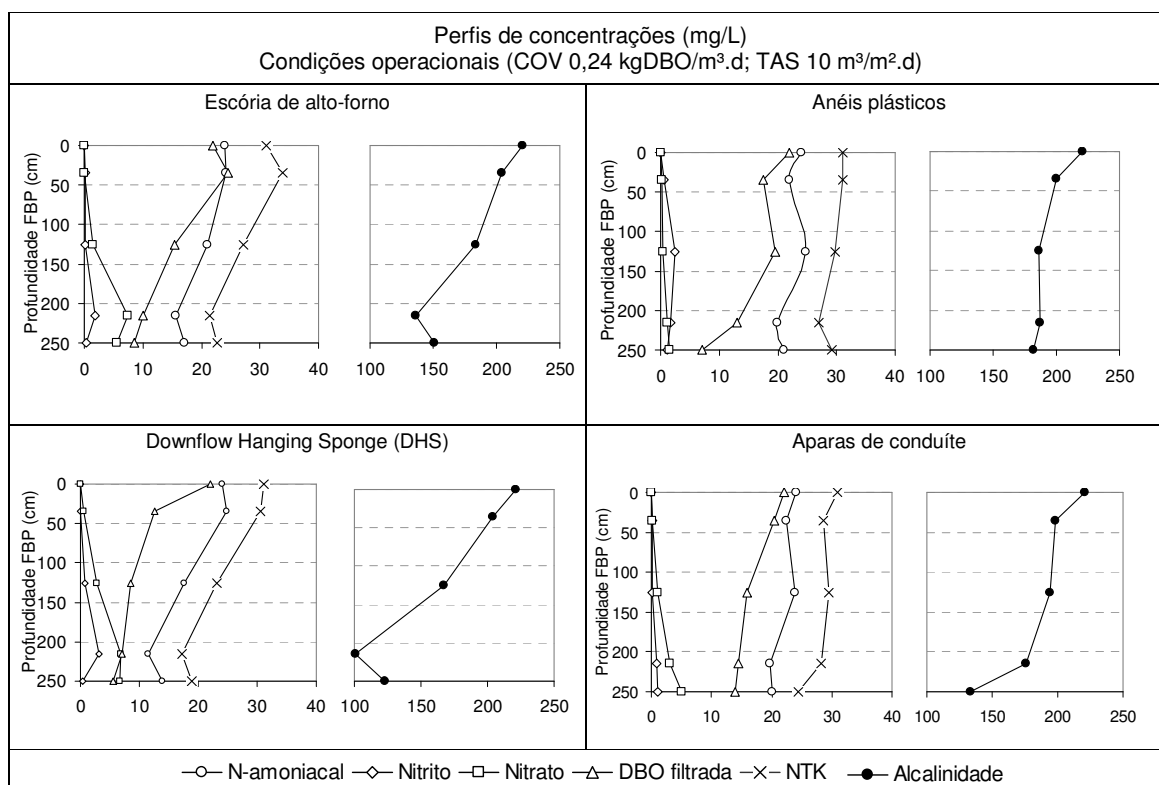


Figura 5.4 - Perfis de concentrações dos parâmetros físico-químicos investigados nos compartimentos do FBP nas condições operacionais da fase 2.

5.3.1.2 Remoção de N-amoniacoal e produção de nitrato

Na fase 1 (COV 0,43 kg/m³.d; TAS 20 m³/m².d), o decaimento das concentrações de N-amoniacoal e a produção de nitrato parece não ocorrer em porções superiores dos FBPs. Em todos os compartimentos do FBP a redução das concentrações de amônia e a produção de nitrito e nitrato ocorreram a partir da porção média dos respectivos volumes reacionais, exceto no FBP preenchido pelo sistema DHS, onde o decaimento das concentrações de N-amoniacoal iniciou-se na porção superior do volume reacional (35 cm).

A produção de nitrato ocorreu de forma distinta nos compartimentos do FBP, sugerindo que as taxas de nitrificação são diferentes entre os FBPs investigados. A maior concentração efluente observada foi de 6,6 mg/L (sistema DHS). Os outros compartimentos apresentaram concentrações efluentes de nitrato que variaram entre 2,5 mg/L (escória de alto-forno) a 4,3 mg/L (compartimento preenchido por aparas de conduíte).

Considerando as condições operacionais da fase 2 o decaimento das concentrações de N-amoniacoal ocorreu a partir da profundidade de 35 cm para os FBPs preenchidos por escória de alto-forno e sistema DHS. Tal comportamento certamente contribuiu para o melhor desempenho observado para os FBPs acima citados. O decaimento das concentrações de

amônia nos FBPs preenchidos por anéis plásticos e aparas de conduíte ocorreram de maneira pouco expressiva. As prováveis hipóteses para tais constatações são:

- (i) *Parte da área superficial dos materiais de enchimento (aparas de conduíte e anéis plásticos) não foi umedecida e a adesão microbiana foi pouco efetiva para as aparas de conduíte.*

A partir de observações visuais dos materiais de enchimento foi constatado que, em algumas regiões do FBP, as aparas de conduíte e os anéis plásticos apresentaram parte de sua área superficial não umedecida e sem a presença de biofilme. Tal aspecto sugere que a taxa de aplicação superficial utilizada na fase 2 ($10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) não foi adequada para garantir o umedecimento equânime dos referidos materiais de enchimento, refletindo em um decréscimo no desempenho. Por consequência, segue a segunda hipótese:

- (ii) *A biomassa nitrificante presente nos FBPs preenchidos por aparas de conduíte e anéis plásticos pode ter sido relativamente menor em virtude do menor aproveitamento das áreas superficiais específicas.*

O percentual de microrganismos nitrificantes presentes em FBPs destinados a remoção combinada de matéria orgânica e N-amoniaco é expressivamente menor do que o percentual de biomassa heterotrófica. Considerando efluentes de reatores UASB com uma relação $\text{DBO}_{\text{total}}/\text{NTK} = 1,26$, Missagia *et al* (2007) encontrou um percentual de bactérias oxidadoras de amônia variando de 10 a 30 % em filtros biológicos percoladores pós-UASB. Dessa forma, um menor aproveitamento da área superficial específica de materiais de enchimento contribui ainda mais para a menor presença de microrganismos nitrificantes nos volumes reacionais.

As concentrações de nitrato na fase 2 ocorreram de forma diferenciada nos volumes reacionais dos FBPs. Foi observado um incremento das concentrações em relação à fase 1, com destaque para os FBPs preenchidos por escória de alto-forno e sistema DHS. Considerando todo o perfil, nota-se que os volumes reacionais preenchidos por anéis plásticos e aparas de conduíte apresentaram baixa produção de nitrato, sendo esse fato consonante com a baixa remoção de N-amoniaco observada nos reatores correlatos (Figura 4). As maiores concentrações de nitrato ocorreram nos compartimentos preenchidos por escória de alto-forno e sistema DHS (6,7 mgN/L e 7,5 mgN/L, respectivamente).

Adicionalmente, como mostra a Figura 5.6, foi observado um acúmulo de nitrito nos FBPs preenchidos por sistema DHS e escória, sugerindo que a transferência de oxigênio para o

biofilme nos referidos volumes reacionais pode ter ocorrido com maior dificuldade, principalmente em porções mais profundas dos FBPs (entre 215 e 250 cm).

Caso as concentrações de oxigênio dissolvido em determinadas regiões do meio suporte tenham sido baixas ou nulas existe a possibilidade de microrganismos do gênero *Nitrobacter* terem efetuado a redução de nitrato a nitrito, em uma reação reversa à reação de nitratação. Tal processo já foi discutido anteriormente por Barnes & Bliss (1983).

Como explicitado no Capítulo 2, em condições de baixas concentrações de oxigênio dissolvido duas situações são abordadas na literatura, em termos do comportamento da biomassa envolvida no processo de nitrificação: (i) os microrganismos oxidadores de amônia possuem uma taxa de crescimento maior em comparação com microrganismos oxidadores de nitrito (TOKUTOMI, 2004); e (ii) o efeito inibitório associado às baixas concentrações de OD parece afetar em maior magnitude os microrganismos do gênero *Nitrobacter* (METCALF & EDDY, 2003).

O incremento das concentrações de alcalinidade a partir de 215 cm de profundidade tende a reforçar a possibilidade de condições de anaerobiose nessa região do volume reacional e um possível processo de desnitrificação. Vale ressaltar que no fundo dos filtros biológicos percoladores houve a tendência de aumento das concentrações de sulfeto (Figura 5.7), reforçando, portanto, a possibilidade de ocorrência de baixas concentrações de OD em porções inferiores dos FBPs, dentro do biofilme .

Portanto, a associação dos fatores acima apresentados pode ter influenciado no processo de conversão de nitrito a nitrato, promovendo o acúmulo de nitrito. Em síntese, dois possíveis fatores podem ter atuado no processo de acúmulo de nitrito no sistema:

- (i) As baixas concentrações de OD no biofilme em porções inferiores dos FBPs influenciaram atividade de nitratação em maior magnitude do que a atividade de nitritação.
- (ii) Reação reversa à reação de nitratação por microrganismos do gênero *Nitrobacter*;

5.3.1.3 Remoção de Amônia, concentrações de DBO solúvel e relações DBO solúvel /NTK

Para as condições operacionais da fase 1, em geral a remoção de amônia iniciou-se quando relações médias $\text{DBO}_{\text{solúvel}}/\text{NTK}$ estiveram entre 0,30 e 0,40 e a DBO filtrada a concentrações abaixo de 15 mg/L, como mostra a Tabela 5.5, elaborada a partir dos resultados extraídos da Figura 5.5.

A constatação acima relatada não foi observada no FBP preenchido por anéis plásticos, onde cabe destacar que o processo de remoção e oxidação da amônia ocorreu com menor intensidade (Figura 5.5). O possível menor tempo de contato do efluente com a biomassa pode ter influenciado no processo de remoção de amônia no referido volume reacional.

No FBP preenchido por aparas de conduíte o decaimento das concentrações de N-amoniacal ocorreu apenas a partir de 215 cm, indicando que grande parte do volume reacional destinou-se a remoção de matéria orgânica. Para o sistema DHS vale novamente destacar a remoção de amônia ocorreu mesmo em região superior do FBP (Figura 5.5).

Ressalta-se que, de acordo com os procedimentos adotados por WEF (1991), o atendimento aos critérios $\text{DBO}/\text{NTK} \leq 1$ e $\text{DBO}_{\text{solúvel}} \leq 12$ mg/L define a oxidação de N-amoniacal como nitrificação terciária. Assim sendo, pode-se concluir que, a partir de uma determinada profundidade dos volumes reacionais, parte dos FBPs trabalharam em condições próximas àquelas estipuladas para a operação de FBPs nitrificantes. A Tabela 5.5 apresenta o posicionamento do início do processo de nitrificação em cada um dos FBPs investigados para as condições operacionais da fase 1. Vale destacar que para ambas as fases houve correspondência entre o início da remoção de amônia e a produção de nitrato.

Tabela 5.5 - Concentrações médias de DBO, NTK, relações DBO solúvel/NTK e posição do início do processo de oxidação de $\text{NH}_3\text{-N}$ para as condições operacionais da fase 1.

Sistemas investigados	Condições operacionais (COV 0,43 kgDBO/m ³ .d; TAS 20 m ³ /m ² .d)			
	DBO solúvel (mg/L)	NTK (mg/L)	Relação DBO/NTK	Início da oxidação de $\text{NH}_3\text{-N}$ (cm)
UASB + FBP - Escória de alto-forno	13	32,3	0,37	125
UASB + FBP - Anéis plásticos ¹	22	32,6	0,52	125
UASB + FBP – Downflow hanging sponge	11	34,5	0,33	35
UASB + FBP – Conduíte corrugado	13	32,3	0,40	215

¹ sistema onde a nitrificação ocorreu em menor taxa em comparação com os demais filtros biológicos percoladores.

Hachura em cinza: destaque para as menores concentrações de DBO solúvel e NTK no sistema DHS e para o início da oxidação de N-amoniacal, ocorrida em porção superior do FBP.

Na fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d) a oxidação de N-amoniacoal iniciou-se quando as relações DBO_{filtrada}/NTK estiveram aproximadamente entre 0,40 e 0,60 e as concentrações de DBO filtrada com valores em torno de 15 mg/L, como mostra a Tabela 5.6.

Dessa forma, embora as relações DBO_{filtrada}/NTK tenham aumentado em comparação com as relações obtidas na fase 1, a remoção de N-amoniacoal e produção de nitrato ocorreram com maior intensidade, como apresentado no Capítulo 2. Tal constatação indica que para as condições operacionais investigadas a nitrificação parece ser mais influenciada pelas taxas de aplicação superficial e cargas orgânicas volumétricas do que por relações DBO/NTK.

Tabela 5.6 - Concentrações médias de DBO, NTK, relações DBO solúvel/NTK e posição do início do processo de oxidação de NH₃-N para as condições operacionais da fase 2.

Sistemas investigados	Condições operacionais (COV 0,24 kgDBO/m ³ .d; TAS 10 m ³ /m ² .d)			
	DBO solúvel (mg/L)	NTK (mg/L)	Relação DBO/NTK	Início da oxidação de NH ₃ -N (cm)
UASB + FBP - Escória de alto-forno	15	27,2	0,57	125
UASB + FBP - Anéis plásticos	13	26,9	0,48	215
UASB + FBP – Downflow hanging sponge	12	30,5	0,40	35
UASB + FBP – Conduíte corrugado	16	29,5	0,54	125

Hachura em cinza: destaque para as menores concentrações de DBO solúvel e NTK no sistema DHS e para o início da oxidação de N-amoniacoal, ocorrida em porção superior do FBP.

As prováveis explicações para o aumento das relações DBO/NTK na fase 2 residem no fato de que:

- *Aumento das concentrações de DBO filtrada:* O maior tempo de contato entre biomassa e substrato (dada a menor taxa de aplicação superficial) propiciou a hidrólise da matéria orgânica particulada, convertendo-a em material solúvel, consequentemente resultando no aumento das concentrações de DBO filtrada.
- *Redução das concentrações de NTK:* O maior tempo de contato entre biomassa e substrato permitiu que houvesse maior assimilação do N-orgânico e N-amoniacoal por parte dos microrganismos.

Com relação às concentrações de DBO filtrada, PARKER & RICHARDS (1986) constataram que a produção de nitrato em FBPs em filtros biológicos percoladores preenchidos com pedras e materiais plásticos tratando esgoto bruto não ocorreu enquanto as concentrações de DBO filtrada não estiveram abaixo de 20 mg/L. Nesse sentido, FBPs pós-UASB parecem ter um comportamento similar a FBPs tratando esgotos brutos de origem doméstica, como mostra as Figuras 5.5 e 5.6, e as Tabelas 5.5 e 5.6.

5.3.1.4 Concentrações de alcalinidade

O consumo de alcalinidade nos FBPs iniciou-se desde o topo dos filtros para ambas as fases experimentais. Decerto que o decréscimo das concentrações de alcalinidade ocorreu não apenas em virtude do processo de nitrificação, mas também pela produção de acidez carbônica associada à degradação de matéria orgânica.

As concentrações de alcalinidade *residual* estiveram sempre acima do valor recomendado por WEF (1993) de 50 mg/L, indicando que os efeitos de não-toxicidade por íons de hidrogênio provavelmente foram assegurados. A presença de elevadas concentrações de alcalinidade nos volumes reacionais sugere que o referido parâmetro não foi o fator limitante para a ocorrência de nitrificação, como ocorrido em experiências relatadas por Biestenfeld & Figueroa (2003).

Em ambas as fases do experimento foi observado que a partir da profundidade de 225 cm houve um incremento das concentrações de alcalinidade seguido de uma paralisação no processo de produção de nitrato, principalmente em relação aos FBPs preenchidos por escória de alto-forno e sistema DHS. Como já discutido anteriormente, essa constatação sugere que a transferência de oxigênio para o interior do biofilme possa ter sido dificultada, resultando em um processo de anaerobiose entre a profundidade de 215 a 250 cm. Nesse sentido, a desnitrificação também pode estar associada à diminuição da produção de nitrato em porções inferiores do reator, tendo em vista as possíveis menores concentrações de oxigênio e a presença de matéria orgânica na região correlata.

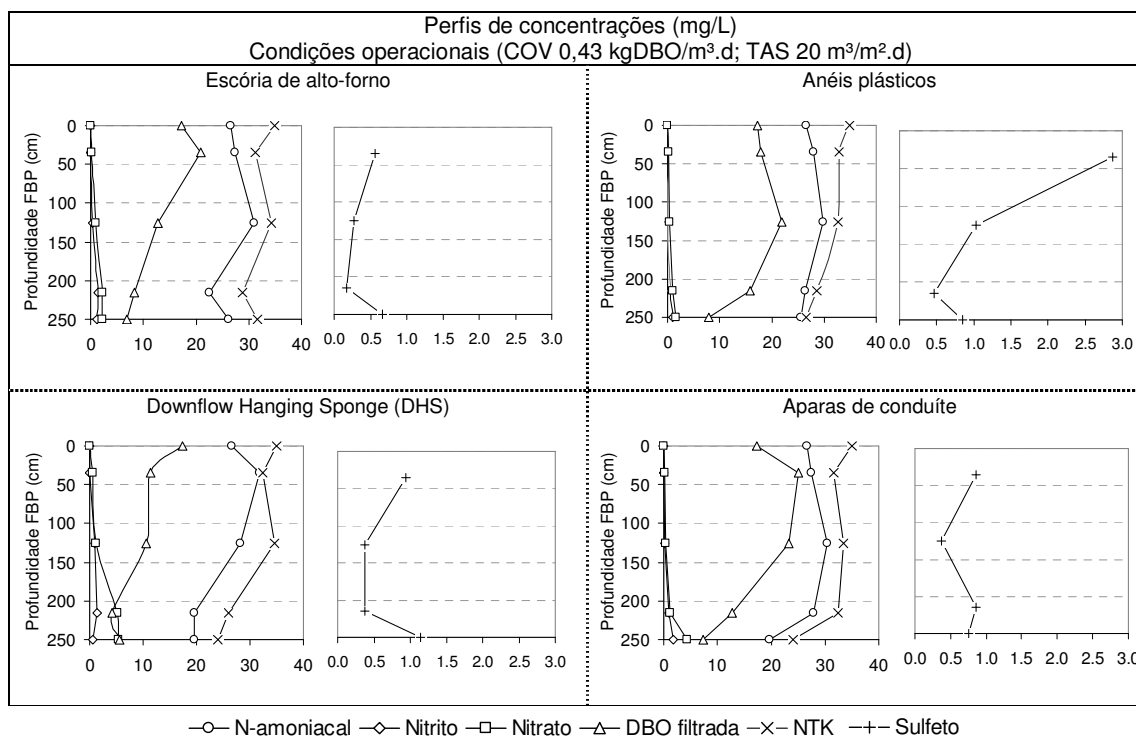
5.3.1.5 Nitrificação e concentrações de sulfeto

Os perfis de variação das concentrações de sulfeto parecem ter alguma associação com a inibição do processo de nitrificação nos FBPs. Em regiões dos FBPs onde as concentrações de sulfeto ultrapassaram o valor de 0,5 mgS/L, a produção de nitrato e a oxidação de N-amoniacal ocorreram a menores taxas. Destaque para o FBP preenchido com anéis plásticos, onde as concentrações de sulfeto foram as mais elevadas dentre os FBPs investigados, apresentando valores freqüentemente acima de 0,5 mgS/L.

Torna-se significativo ressaltar o comportamento das concentrações de amônia e de nitrato nas porções inferiores dos FBPs (entre 225 e 250 cm), onde observou-se o incremento das concentrações de sulfeto acompanhado do decaimento ou paralisação da remoção de N-amoniacal. A produção de nitrato diminuiu simultaneamente com o aumento das concentrações de sulfeto em porções inferiores dos FBPs.

No entanto, considerando o FBP preenchido por aparas de conduíte, não foi verificado o aumento das concentrações de sulfeto. Paralelamente, os eventos de redução na remoção de amônia acompanhado do decréscimo da taxa de produção de nitrato também não foram observados (entre 225 e 250 cm).

Embora o processo de nitrificação possa ter sido influenciado pelas concentrações de sulfetos, a variação das concentrações de amônia nos volumes reacionais dos FBPs segue com maior fidelidade o decaimento das concentrações de matéria orgânica solúvel, representada pela DBO filtrada. Tais constatações são também relatadas por AESOY *et al.* (1998).



Concentração média de sulfeto no esgoto bruto: 1,9 mg/L. Concentração média de sulfeto pós-reator UASB: 10,0 mg/L.

Figura 5.5 - Variação de parâmetros físico-químicos associados à nitrificação e de concentrações de sulfeto ao longo dos volumes reacionais dos FBPs.

5.4 Conclusões

Com base nos resultados obtidos durante o período operacional dos sistemas UASB seguido de filtros biológicos percoladores tem-se as seguintes conclusões:

- O processo de nitrificação nos volumes reacionais dos FBPs investigados iniciou-se quando a relação média $DBO_{solúvel}/NTK$ esteve entre 0,30 e 0,60 e a concentração de matéria orgânica solúvel ($DBO_{solúvel}$) em torno de 15 mg/L.

- O processo de amonificação ocorrido nos FBPs influenciou no potencial de remoção de amônia dos FBPs, considerando as condições operacionais da fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d).
- As concentrações de sulfeto acima de 0,5 mg/L parecem influenciar o processo de nitrificação nos FBPs, embora o decaimento das concentrações de amônia segue com maior fidelidade a variação das concentrações de DBO solúvel. No entanto, tal aspecto deve ser melhor avaliado e discutido com base em aspectos metodológicos específicos.

6 DESEMPENHO DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES PÓS-UASB SEM ETAPA DE DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA

6.1 Introdução

O emprego de filtros biológicos percoladores (FBP) no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios encontra grande aplicabilidade, uma vez que o sistema possui algumas vantagens relevantes em relação a outros sistemas aeróbios. Podem ser destacados o baixo consumo energético, em virtude da não necessidade de aeração mecanizada, notável robustez a choques de carga e toxicidade, em virtude das condições de fluxo e da estratificação da diversidade microbiana presente no FBP. Ademais, associa-se claramente a essa concepção tecnológica a menor complexidade em termos de equipamentos, culminando em maior simplicidade operacional e de manutenção.

Sistemas com biofilme possuem uma grande vantagem em relação aos sistemas de biomassa dispersa: A biomassa cresce aderida ao material suporte, permanecendo por um maior tempo no interior do reator. Como resultado obtém-se baixas concentrações de sólidos suspensos no efluente, em comparação com sistemas de biomassa dispersa.

Embora reconhecidas as numeráveis vantagens associadas aos filtros biológicos percoladores, as formas de utilização da tecnologia para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB ainda não foram exploradas de forma consolidada, sob a perspectiva de otimização do fluxograma típico, com a possível eliminação da etapa de decantação secundária, considerando as vantagens associadas ao crescimento aderido da biomassa.

Nesse sentido, o uso de menores taxas de aplicação superficiais vem sendo contextualizado em recentes pesquisas (SILVA & GONÇALVES, 2005; PONTES & CHERNICHARO, 2006). Os resultados mostram tendências positivas quanto à possibilidade do emprego do sistema reator UASB seguido de filtro biológico percolador (UASB/FBP), sem que haja a necessidade de inclusão de uma etapa de decantação secundária no fluxograma típico de estações de tratamento de esgotos.

A possibilidade de atendimento aos padrões de lançamento previstos pelas legislações ambientais, sem a necessidade de uma etapa de decantação secundária, pode tornar o sistema ainda mais atraente sob o ponto de vista econômico e de simplicidade operacional. Adicionalmente, a eliminação da etapa de decantação secundária denota, por consequência, a não necessidade do uso de elevatórias de recirculação para o encaminhamento do lodo

secundário ao reator UASB para adensamento e digestão e ainda propicia o menor consumo de condicionantes químicos na etapa de desaguamento do lodo, nos casos de ETEs que utilizam unidades de desidratação mecanizada do lodo.

Decerto que o uso de menores taxas de aplicação superficiais (TAS) certamente resulta em unidades reacionais com maiores áreas e volumes requeridos. Dessa forma, a tentativa de otimização das demandas associadas às áreas requeridas e aos custos de construção deve ser paralelamente discutida, sob a perspectiva de utilização de materiais de enchimento de menor peso específico, com maiores áreas superficiais específicas e, preferencialmente, apresentando um baixo custo de aquisição.

Nesse contexto, o objetivo do trabalho é avaliar o desempenho de quatro filtros biológicos percoladores, preenchidos com diferentes tipos de materiais suportes e operando sem etapa de decantação secundária, no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.

6.2 Material e métodos

6.2.1 Aparato experimental

O fluxograma do aparato experimental compreendia um reator UASB, um filtro biológico percolador (com 4 compartimentos reacionais distintos) e quatro decantadores secundários (um para cada compartimento do FBP), conforme mostrado na Figura 1, a seguir. O reator UASB foi alimentado com o esgoto bruto afluente à ETE Arrudas, em Belo Horizonte, após passar pela etapa de gradeamento e desarenação. Todo o aparato experimental foi implantado na ETE Experimental UFMG/COPASA.

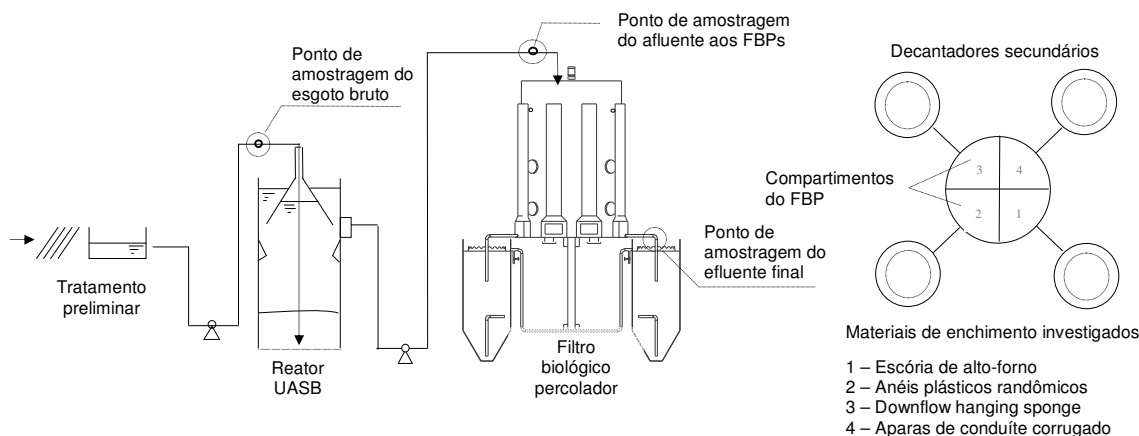


Figura 6.1 - Fluxograma esquemático do sistema UASB/FBP utilizado como aparato experimental.

6.2.1.1 Reator UASB

O sistema em escala de demonstração (Figura 1 e 2A), dimensionado para tratar os esgotos de uma população equivalente a 500 habitantes, era constituído de uma unidade compacta, composta por um reator UASB com diâmetro de 2,5 m e volume útil de 22,1 m³. As condições operacionais de projeto do reator UASB são: vazão média afluyente 2,88 m³/h; tempo de detenção hidráulica no reator UASB 6,9 horas; velocidade ascensional média 0,65 m/h; carga orgânica volumétrica 1,74 KgDBO/m³.d.

6.2.1.2 Filtro biológico percolador compartimentado

O FBP, construído em aço-carbono, possuía quatro compartimentos, sendo que cada compartimento de reação era individualmente interligado a um decantador secundário (Figura 1). Dessa forma, a qualidade do efluente gerado em cada volume reacional podia ser avaliada em separado. Os FBPs possuíam, ainda, pontos de coleta instalados a montante dos decantadores secundários, permitindo a avaliação da qualidade do efluente sem o uso de clarificadores. As Figuras 2B e 2C mostram o filtro biológico percolador utilizado no âmbito da pesquisa. As principais características dos compartimentos de reação do filtro biológico percolador e dos materiais de enchimento testados são apresentados na Tabela 6.1 e 6.2.



Figura 6.2 - Aparato experimental: Reator UASB (A) e filtros biológicos percoladores (B/C).

Os quatro compartimentos que constituem a unidade de reação foram preenchidos por meios suportes de características distintas. São eles: escória de alto-forno nº 4, apara de conduíte (diâmetro 1”), anéis plásticos e o sistema “Downflow Hanging Sponge” (Figura 2C).

Tabela 6.1 - Principais características dimensionais do FBP compartimentado.

Características	Filtro biológico percolador		
	Compartimento reacional total	Compartimento individualizado	Decantadores secundários
Diâmetro (m)	2,10	----	1,00
Área útil (m ²)	3,46	0,87	0,79
Altura útil (m)	2,50	2,50	1,82
Volume útil (m ³)	8,65	2,16	1,44

¹ DHS: índice de vazios: 95%; volume médio: 65 m³/m³ de reator. Possui retenção de biomassa nos interstícios.

Tabela 6.2 - Principais características dos materiais de enchimento utilizados na pesquisa.

Meio suporte	Área superficial específica (m ² /m ³)	Peso específico (kg/m ³)	Índice de vazios (%)	Material de constituição
Escória de alto-forno	~ 55	1500	60	Resíduo de siderurgia
Anéis randômicos	80	60	98	Plástico
Downflow hanging sponge ¹ (DHS)	87	ND	96	Espuma de poliuretano
Aparas de conduíte corrugado	220	54,2	95	Plástico

¹ Possui a propriedade de retenção de biomassa nos interstícios, possibilitando o aumento da idade do lodo.
ND: não determinado.

6.2.2 Parâmetros físico-químicos avaliados e metodologia de execução das análises

A determinação das concentrações de DBO, DQO e SST foi efetuada de acordo com as metodologias expostas em AWWA (2005).

Em relação à determinação da DQO total e filtrada, inicialmente eram determinadas as concentrações com o uso do método colorimétrico. No entanto, algumas amostras apresentavam concentrações de DQO abaixo de 50 mg/L (principalmente em termos de DQO filtrada). Para essas amostras, em seqüência à determinação das concentrações de DQO pelo método colorimétrico, novas análises eram efetuadas com o uso do método titulométrico, tendo em vista a sua melhor adequabilidade para a determinação de menores concentrações. Ressalta-se ainda que a preservação de amostras para todas as análises raramente foi efetuada. A tabela 6.3 apresenta os parâmetros físico-químicos avaliados, as frequências de análises e a metodologia de execução das análises.

Tabela 6.3 - Parâmetros físico-químicos e metodologia de determinação das concentrações de DBO, DQO e SST.

Parâmetro	Frequência de análise	Metodologia	Referência
DBO total	Semanal	Azida modificada (OD 5 dias)	AWWA (2005)
DQO total	2 vezes por semana	Colorimetria (DQO > 50 mg/L) Titulometria (DQO < 50 mg/L)	AWWA (2005)
SST	2 vezes por semana	Método gravimétrico	AWWA (2005)

6.2.3 Características operacionais impostas ao sistema UASB/FBP

O desempenho do sistema UASB/FBP foi avaliado em duas fases operacionais. As vazões de alimentação foram de 68,6 e 34,6 m³/d, resultando em taxas de aplicação (TAS) de 20 e 10 m³/m².d respectivamente. A duração de cada fase operacional foi de aproximadamente 90 dias. A Tabela 6.4 mostra as condições operacionais utilizadas na pesquisa.

Tabela 6.4 - Principais características operacionais do filtro biológico percolador para as fases previstas.

Fase	Filtro biológico percolador				Decantadores secundários	
	TAS (m ³ /m ² .d)	Vazão média (m ³ /d)	COV _{aplicada} (kgDBO/m ³ .d)	Relação DBO/NTK ¹	TAS (m ³ /m ² .d)	TDH (h)
1	20,0	68,6	0,43	1,25	22,3	2,0
2	10,0	34,6	0,24	1,83	11,0	4,0

¹ relação DBO/NTK média afluente aos FBPs. COV: carga orgânica volumétrica em kgDBO/m³.d. TAS: taxa de aplicação superficial em m³/m².d. TDH: tempo de detenção hidráulica em h.

6.3 Resultados e discussão

No presente trabalho, praticamente toda a discussão é efetuada em termos do cumprimento aos padrões de lançamento para DBO, DQO e SST previstos pela legislação ambiental do estado de Minas Gerais. Os padrões de lançamento prescritos na legislação ambiental do estado de Minas Gerais, representada pela Deliberação Normativa COPAM 10/86, prevê como limites de concentrações para o lançamento de efluentes em corpos receptores de 60 mg DBO/L, 90 mgDQO/L e 60 mgSST/L.

Torna-se significativo ressaltar que embora a diretiva principal de atendimento aos padrões de lançamento sejam contemplados na Deliberação Normativa COPAM 10/86 (DN COPAM 10/86), os limites de eficiência em termos de DBO e DQO para os sistemas de tratamento de esgotos domésticos podem ser alterados. De acordo com a DN COPAM nº 46, de 09 de agosto de 2001, caso o sistema de tratamento adotado reduza a carga poluidora em, no mínimo 60%, os limites previstos para DBO e DQO poderão ser ultrapassados.

6.3.1 Concentrações de DBO total

Os resultados obtidos na primeira fase do experimento (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d) mostram que as concentrações medianas de DBO total efluente dos filtros biológicos percoladores mantiveram-se abaixo de 50 mg/L, para todos os quatro compartimentos (Figura 3). Em destaque, pode ser citado o desempenho do FBP preenchido pelo sistema DHS, que obteve uma mediana de 25 mg/L e valores médios (aritmética e geométrica) de 24 mg/L e 23 mg/L (Tabela 6.5). Torna-se significativo ressaltar que a concentração mediana efluente do reator UASB também esteve próxima de 50 mgDBO/L, embora possa ser observada uma maior variabilidade dos dados quando comparados ao conjunto de valores de concentrações efluentes do FBP.

As concentrações efluentes dos FBPs (sem a etapa de decantação secundária) preenchidos por escória de alto forno, pelo sistema DHS e aparas de conduíte atenderam ao padrão de

lançamento (60 mgDBO/L) em 100% dos casos. Os efluentes do reator UASB e do compartimento preenchido por anéis plásticos atenderam ao padrão de lançamento em 70% e 90% dos casos, respectivamente. Considerando as condições operacionais impostas na fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d), foi verificado o atendimento ao padrão de lançamento em 100% dos casos, para todos os sistemas UASB/FPB, sendo que as concentrações medianas de DBO estiveram abaixo de 30 mg/L, em todas as situações, exceto para o FBP preenchido por anéis plásticos. Destaque para o FBP preenchido por escória de alto-forno, que obteve médias aritméticas e geométricas praticamente iguais às médias obtidas para as concentrações efluentes do FBP preenchido pelo sistema DHS, como mostra a Tabela 6.6.

Em geral, pode ser observado que todos os sistemas UASB/FPB investigados atenderam consistentemente ao padrão de lançamento previsto pela legislação ambiental de Minas Gerais para DBO total, em ambas as fases operacionais investigadas, como mostram a Tabela 6.5 e 6.6 e Figura 6.3.

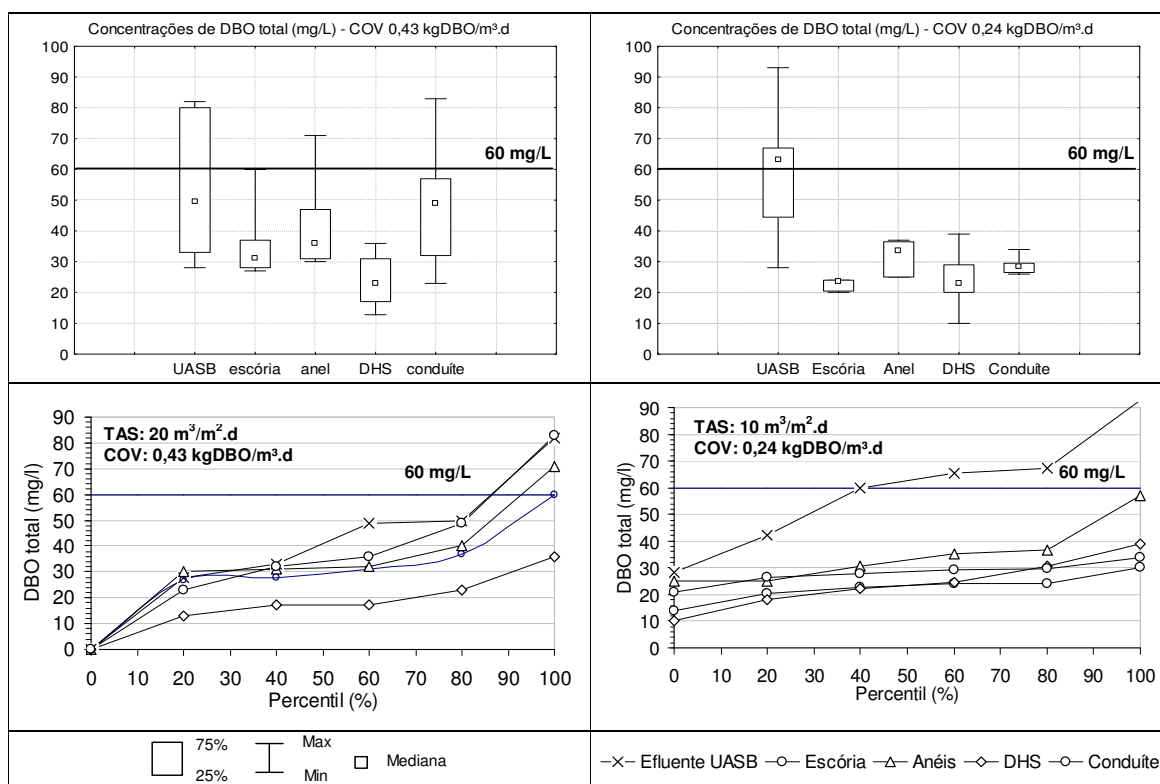


Figura 6.3 - concentrações de DBO total e distribuição dos resultados em termos percentuais.

6.3.2 Concentrações de DQO total

Considerando as condições operacionais impostas na fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d), as concentrações medianas de DQO total para efluentes dos FBPs mantiveram-se em torno de 100 mg/L. O valor mediano das concentrações efluentes do reator UASB esteve ligeiramente acima de 150 mg/L.

Em relação ao atual padrão de lançamento para DQO total previsto pela legislação observou-se que o sistema não dispõe de resultados que possibilitem o atendimento satisfatório da legislação estadual de Minas Gerais, exceto o sistema DHS que fornece concentrações de DQO total abaixo de 90 mg/L, em 90% dos casos. Os outros compartimentos do FBP apresentam apenas 30% dos valores abaixo de 90 mg/L. Todavia, com a revisão do padrão de lançamento para 180 mg/L, ora em curso no órgão ambiental mineiro, verifica-se que o atendimento supera 80% dos resultados e aproxima-se de 100% para o DHS e para a escória.

As condições operacionais impostas na fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d) permitiram que os FBPs investigados apresentassem concentrações medianas efluentes de DQO total abaixo de 90 mg/L, exceto o FBP preenchido por anéis plásticos, que apresentou mediana para concentrações de DQO total sensivelmente acima de 90 mg/L. O percentual de atendimento à legislação estadual de Minas Gerais foi de aproximadamente 80% para os FBPs preenchidos por escória de alto-forno, anéis plásticos e aparas de conduíte. O FBP preenchido com o sistema DHS apresentou 90% dos dados abaixo de 90 mg/L. Todavia, para o padrão de 180 mg/L, todos os FBPs atenderam consistentemente à legislação, em 100% dos casos. A Figura 4 mostra os resultados obtidos nas fases operacionais investigadas.

Em geral, pode ser observado que todos os sistemas UASB/FBP investigados não atenderam consistentemente ao padrão de lançamento previsto pela legislação ambiental de Minas Gerais para DQO total de 90mgDQO/L, em ambas as fases operacionais investigadas. No entanto, todos os sistemas UASB/FBP apresentaram concentrações médias e medianas abaixo de 180 mgDQO/L, como mostram as Tabelas 6.5 e 6.6, e Figura 6.4.

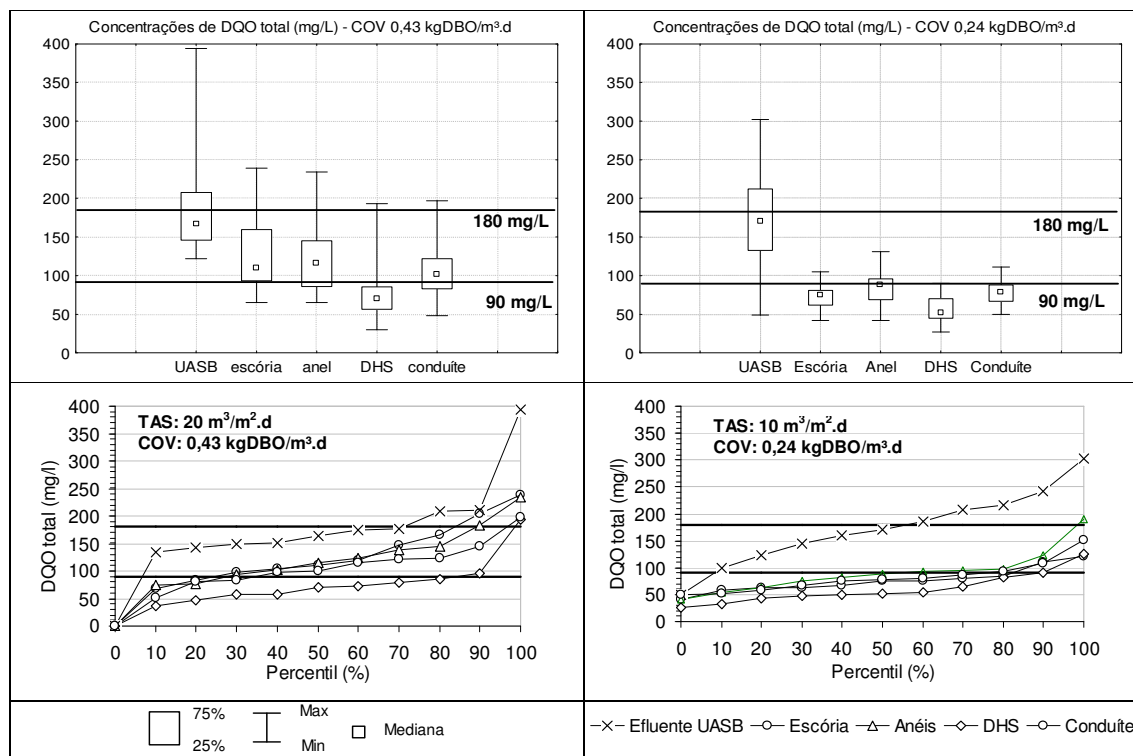


Figura 6.4 - Concentrações de DQO total e distribuição dos resultados em termos percentuais.

6.3.3 Concentrações de SST

Como mostra a Figura 5, as concentrações medianas encontradas para o efluente do reator UASB e para os efluentes dos FBPs estiveram abaixo de 60 mg/L, considerando as condições operacionais da fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d). Destaque para o compartimento preenchido com o sistema DHS, onde a mediana das concentrações efluentes foi de 40 mg/L. Em termos da variabilidade dos dados, observou-se que os efluentes do compartimento preenchido por escória de alto forno apresentou maior amplitude inter-quartis que os efluentes dos demais compartimentos.

Em termos de distribuição percentual dos resultados, o padrão de lançamento previsto pela legislação ambiental de Minas Gerais (60 mgSST/L) foi atendido aproximadamente em 70 % dos casos para o efluentes do reator UASB. Os compartimentos preenchidos com anéis plásticos e aparas de conduíte atenderam ao padrão em 60% dos casos, e o FBP preenchido por escória de alto-forno atendeu ao padrão de lançamento em apenas 50% dos casos. O sistema DHS apresentou um valor percentual superior de atendimento ao padrão de lançamento, com aproximadamente 70% dos dados abaixo de 60 mg/L.

Para as condições operacionais impostas na fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d) as concentrações medianas estiveram abaixo de 60 mg/L, atendendo ao padrão de lançamento previsto pela legislação ambiental de Minas Gerais (Figura 4). A distribuição percentual dos resultados mostra que as concentrações de SST efluentes dos FBPs preenchidos por escória de alto-forno, aparas de conduíte e sistema DHS estiveram abaixo de 60 mg/L em aproximadamente 90% dos casos, enquanto que o FBP preenchido por anéis plásticos atendeu ao padrão de lançamento em 70 % dos casos.

Pode ser observado que para a fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d) os sistemas UASB/FBP sem etapa de decantação secundária não foram capazes de atender consistentemente ao padrão de lançamento previsto na legislação de Minas Gerais. No entanto, para as condições da fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d), as concentrações efluentes de SST estiveram freqüentemente abaixo de 60 mg/L atendendo a legislação.

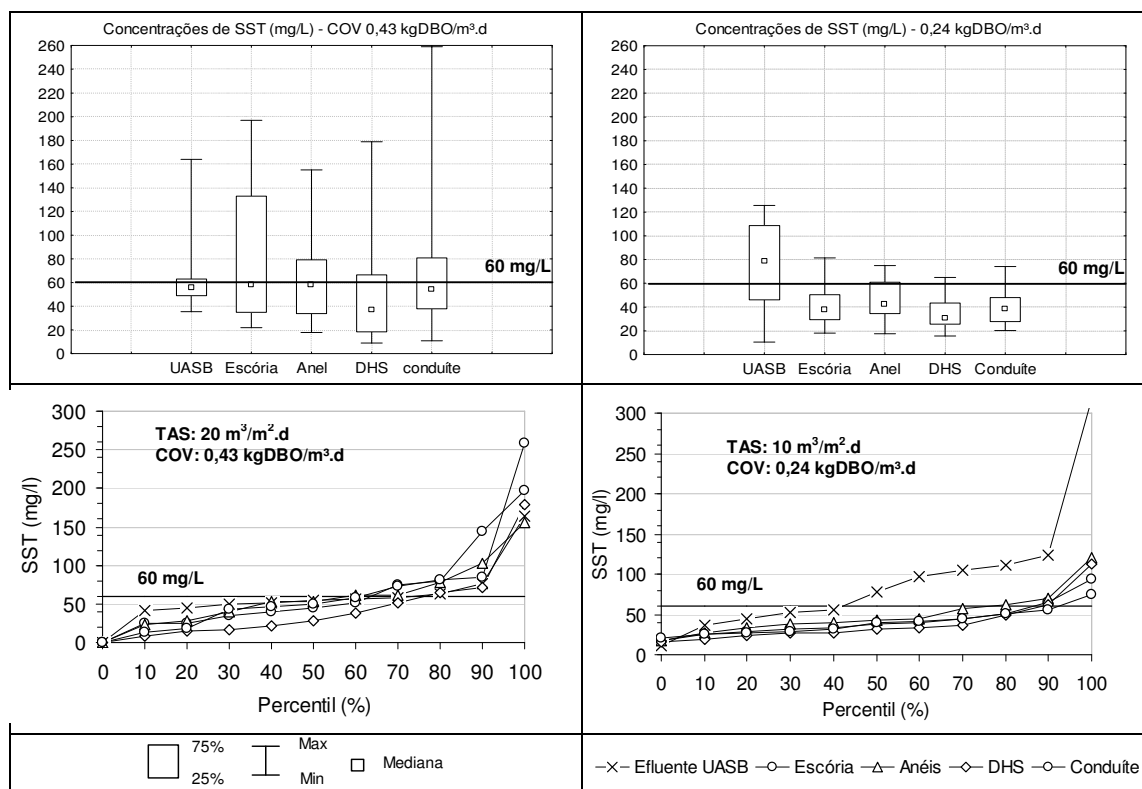


Figura 6.5 - Concentrações de SST e distribuição dos resultados em termos percentuais.

6.3.4 Síntese dos resultados médios obtidos e diferenças entre materiais de enchimento

As tabelas 6.5 e 6.6 mostram de forma sintetizada os resultados médios obtidos nas fases operacionais investigadas, bem como as diferenças estatísticas entre os materiais de enchimento.

A média geométrica é apresentada em virtude de que a referida medida de tendência central tem se mostrado particularmente apropriada para dados distribuídos segundo o modelo do tipo log-normal (OLIVEIRA, 2006). No entanto, torna-se necessária a apresentação dos resultados em termos de média aritmética, uma vez que as legislações ambientais ainda estabelecem os padrões de lançamento com base na referida medida.

De acordo com os resultados apresentados nas Tabelas 6.5 e 6.6, observa-se que em ambas as fases o desempenho dos filtros biológicos percoladores foram influenciados pelo material de enchimento utilizado, tendo em vista as diferenças estatísticas detectadas pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 5\%$). Em síntese, o resultado do teste para as concentrações de DBO, DQO e SST mostra que:

- As concentrações efluentes de DBO total, considerando as condições impostas na fase operacional 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d), foram estatisticamente diferentes entre os FBPs preenchidos por aparas de conduíte corrugado e pelo sistema DHS. As concentrações efluentes dos FBPs preenchidos por escória e anéis plásticos não diferiram estatisticamente dos outros materiais de enchimento. Para as condições impostas na fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d), foi observado que as concentrações efluentes de DBO total foram estatisticamente diferentes apenas entre os FBPs preenchidos por escória e anéis plásticos.
- As concentrações efluentes de DQO total na fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d) apresentaram diferenças significativas considerando o sistema DHS em comparação com os FBPs preenchidos por escória de alto-forno, anéis plásticos e aparas de conduíte corrugado. Para as condições operacionais da fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d) as concentrações efluentes de DQO total não diferiram-se para FBP preenchido por escória de alto-forno em comparação com os outros materiais, e o sistema DHS apresentou concentrações efluentes estatisticamente diferentes das concentrações conferidas para os FBPs preenchidos por anéis plásticos e conduíte.

- As concentrações efluentes de SST na fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d) não foram estatisticamente diferentes considerando os FBPs testados. Para a fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d) foi detectada diferença estatística entre as concentrações efluentes dos FBPs preenchidos por anéis plásticos e sistema DHS.

Tabela 6.5 - Estatística descritiva e resultados do teste estatístico de Kruskal-Wallis ($\alpha = 5\%$) para os FBPs pós-UASB (fase 1: COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d)

Parâmetro	Estatística descritiva	Materiais de enchimento				Diferenças significativas detectadas pelo teste estatístico de Kruskal-Wallis
		Escória	Anéis	DHS	Conduíte	
DBO total	Média aritmética (mg/L)	35	40	24	39	Escória = outros materiais. Anel = outros materiais. DHS < conduíte
	Média geométrica (mg/L)	34	38	23	37	
	Desvio padrão (mg/L)	12	13	7	13	
	Eficiência global (%)	84	82	89	82	
DQO total	Média aritmética (mg/L)	120	118	74	102	DHS < outros materiais.
	Média geométrica (mg/L)	113	112	69	96	
	Desvio padrão (mg/L)	47	42	30	36	
	Eficiência global (%)	77	78	86	81	
SST	Média aritmética (mg/L)	73	65	47	61	Nenhuma diferença.
	Média geométrica (mg/L)	60	56	38	47	
	Desvio padrão (mg/L)	51	37	35	50	
	Eficiência global (%)	69	72	80	74	

Concentrações médias (desvio padrão) esgoto bruto: DBO total (mg/L): 221(38); DQO total (mg/L): 526 (104); SST (mg/L): 232 (76).

Concentrações médias (desvio padrão) efluente UASB: DBO total (mg/L): 55 (19); DQO total (mg/L): 176 (51); SST (mg/L): 67 (34).

Tabela 6.6 - Estatística descritiva e resultados do teste estatístico de Kruskal-Wallis ($\alpha = 5\%$) para os FBPs pós-UASB (fase 2: COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d)

Constituinte	Estatística descritiva	Materiais de enchimento				Diferenças significativas detectadas pelo teste estatístico de Kruskal-Wallis
		Escória	Anéis	DHS	Conduíte	
DBO total	Média aritmética (mg/L)	23	34	24	28	Escória < anel.
	Média geométrica (mg/L)	22	33	22	28	
	Desvio padrão (mg/L)	5	11	9	4	
	Eficiência global (%)	89	84	89	87	
DQO total	Média aritmética (mg/L)	76	88	60	80	Escória = outros materiais. Anel e conduíte > DHS.
	Média geométrica (mg/L)	73	84	55	77	
	Desvio padrão (mg/L)	21	31	26	23	
	Eficiência global (%)	81	77	85	80	
SST	Média aritmética (mg/L)	42	48	38	39	Anel > DHS.
	Média geométrica (mg/L)	38	44	33	37	
	Desvio padrão (mg/L)	18	22	23	14	
	Eficiência global (%)	76	72	78	77	

Concentrações médias (desvio padrão) esgoto bruto: DBO total (mg/L): 211 (45); DQO total (mg/L): 392 (100); SST (mg/L): 172 (46).

Concentrações médias (desvio padrão) efluente UASB: DBO total (mg/L): 60 (20); DQO total (mg/L): 173 (61); SST (mg/L): 91 (69).

6.3.5 Breve comentário sobre eficiências de remoção obtidas nas fases operacionais

As eficiências globais de remoção parecem não ter sido substancialmente alteradas para os sistemas UASB/FBPs, considerando os filtros biológicos percoladores preenchidos por anéis plásticos, sistema DHS e aparas de conduíte, embora a taxa de aplicação superficial imposta aos FBPs tenha sido reduzida à metade (de 20 m³/m².d para 10 m³/m².d). Tal constatação pode estar associada a uma diminuição do aproveitamento da área superficial específica dos materiais de enchimento investigados.

Apenas o sistema constituído pelo FBP preenchido por escória de alto-forno teve um incremento mais evidente em termos de eficiência de remoção dos constituintes investigados. Ressalta-se que a menor área superficial específica entre os materiais de enchimento é atribuída à escória de alto-forno que, por sua vez, mostrou-se menos afetada em termos do potencial de umedecimento referente à taxa de aplicação superficial utilizada na fase 2 (10 m³/m².d).

No entanto, as diferenças entre eficiências de remoção devem ser melhor avaliadas com o uso de testes estatísticos apropriados.

6.4 Conclusões

Para os sistemas UASB/FBP sem etapa de decantação secundária foram obtidas as seguintes conclusões:

- Todos os sistemas UASB/FBP sem etapa de decantação secundária investigados foram capazes de atender ao padrão de lançamento previsto pela legislação ambiental de Minas Gerais para DBO total (60 mg/L), considerando as cargas orgânicas volumétricas aplicadas de 0,43 e 0,24 kgDBO/m³.d. Para a carga orgânica volumétrica aplicada de 0,24 kgDBO/m³.d e taxa de aplicação superficial de 10 m³/m².d, as concentrações de DBO total estiveram abaixo de 40 mg/L.
- Considerando o padrão de lançamento previsto para DQO, de 180 mgDQO/L, os sistemas UASB/FBP sem etapa de decantação secundária foram capazes de atender consistentemente à legislação ambiental de Minas Gerais, quando foram utilizadas cargas orgânicas volumétricas de 0,43 e 0,24 kgDBO/m³.d e taxas de aplicação superficiais de 20 e 10 m³/m².d. No entanto, para o atual padrão de lançamento de 90 mgDQO/L, os sistemas foram capazes de atender à legislação apenas quando foi aplicada uma carga

orgânica volumétrica de 0,24 kgDBO/m³.d à uma taxa de aplicação superficial de 10 m³/m².d, porém com pouca consistência.

- Com exceção do sistema composto pelo FBP preenchido pelo sistema DHS, os sistemas UASB/FBP sem etapa de decantação secundária não foram capazes de atender consistentemente ao padrão de lançamento de SST previsto na legislação de Minas Gerais (60 mgSST/L), para uma carga orgânica volumétrica de 0,43 kgDBO/m³.d e uma taxa de aplicação superficial de TAS 20 m³/m².d. No entanto, para uma carga orgânica volumétrica de 0,24 kgDBO/m³.d e uma taxa de aplicação superficial de 10 m³/m².d, as concentrações efluentes de SST estiveram abaixo de 60 mg/L, atendendo consistentemente ao padrão de lançamento de 60 mgSST/L.
- As diferenças estatísticas observadas nas fases operacionais investigadas sugerem que filtros biológicos percoladores pós-UASB têm desempenhos distintos para remoção de DBO, DQO e SST, tanto em função do material de enchimento utilizado como em função das cargas orgânicas volumétricas e das taxas de aplicação superficiais utilizadas.
- As pequenas diferenças em relação às eficiências globais de remoção observadas entre fases operacionais, para os sistemas que adotaram como material de enchimento os anéis plásticos, sistema DHS e aparas de conduíte, podem estar associadas a uma diminuição do aproveitamento da área superficial específica dos materiais de enchimento acima citados.

Os resultados do presente estudo demonstraram que o sistema UASB/FBP sem etapa de decantação secundária pode constituir-se em alternativa de tratamento de esgotos com viabilidade técnica, econômica e ambiental, notadamente em situações onde o esgoto bruto é mais diluído (exemplo, DBO < 250 mg/L) e, principalmente, para aplicação em pequenas comunidades, tendo em vista a grande simplificação operacional agregada ao sistema.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nessa pesquisa foi avaliado o efeito de diferentes tipos de materiais de enchimento em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. A principal ênfase do trabalho foi direcionada ao processo de nitrificação e à remoção de N-amoniacal, com vistas ao atendimento do padrão de lançamento de 20 mgN-NH₃/L previsto na Resolução CONAMA 357/2005, embora as condições operacionais impostas aos sistemas tenha permitido uma ampliação de objetivos para a avaliação do atendimento a padrões de qualidade sem o uso de decantadores secundários.

Observada a escassez de experiências a respeito de remoção de amônia em FBPs pós-UASB, procurou-se impor aos sistemas investigados condições operacionais possivelmente adequadas para o estabelecimento da biomassa nitrificante nos FBPs pós-UASB. Como ponto de partida para o planejamento dos experimentos, buscou-se experiências associadas ao funcionamento de sistemas que empregam filtros biológicos percoladores para remoção combinada de N-amoniacal e matéria orgânica pós-decantadores primários.

O delineamento experimental, em termos da definição de fases operacionais, foi basicamente planejado em função de cargas orgânicas volumétricas e taxas de aplicação superficiais a serem utilizadas. Tais parâmetros operacionais foram destacadamente discutidos, tendo em vista a grande influência dos referidos fatores, notadamente das cargas orgânicas volumétricas, na relação de predominância e competição existente entre microrganismos heterotróficos e nitrificantes, e, portanto, na nitrificação em filtros biológicos percoladores.

Com base nos antecedentes apresentados na revisão de literatura, pôde-se observar uma melhora na qualidade do efluente final produzidos por filtros biológicos percoladores em termos de concentrações de matéria orgânica (DBO, DQO e SST) quando são empregadas menores cargas orgânicas volumétricas e taxas de aplicação superficiais. Dessa forma, considerando os aspectos condicionais para que a nitrificação se estabeleça em reatores tratando esgotos domésticos (aplicação de menores cargas orgânicas), foi vislumbrada a possibilidade de se efetuar uma considerável simplificação do fluxograma típico associado ao sistema reator UASB seguido de filtros biológicos percoladores: a eliminação de decantadores secundários. Nesse caso, como uma das principais vantagens destaca-se a não necessidade de gerenciamento do lodo aeróbio produzido na etapa de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.

No transcurso da pesquisa foi confirmado que as condições operacionais necessárias para a ocorrência de nitrificação nos FBPs, ao nível do atendimento do padrão de lançamento de 20 mgN-NH₃/L, por consequência, induzem a possibilidade de atendimento a padrões de lançamento associados à remoção de matéria orgânica, sem a necessidade do uso de decantadores secundários. Mesmo sem a inclusão de unidades de decantação secundária os sistemas foram capazes de atender consistentemente aos padrões de lançamento para DBO, DQO e SST quando as cargas orgânicas volumétricas estiveram em torno de 0,20 kgDBO/m³.d considerando uma taxa de aplicação superficial de 10 m³/m².d.

Com relação à remoção de N-amoniaco nos FBPs, observou-se que a aplicação de cargas orgânicas volumétricas próximas de 0,40 kgDBO/m³.d a uma taxa de aplicação superficial de 20 m³/m².d não foi capaz de propiciar a produção de efluentes com concentrações de N-amoniaco abaixo de 20 mgNH₃-N/L. Sob tais condições operacionais apenas em 10% dos casos as concentrações de N-amoniaco estiveram abaixo de 20 mgNH₃-N/L. Adicionalmente, ressalta-se que a análise estatística não detectou diferenças significativas entre concentrações efluentes de amônia dos filtros biológicos percoladores, embora o processo de nitrificação tenha ocorrido de forma diferenciada nos sistemas correlatos.

As concentrações de N-amoniaco efluentes ao sistema UASB/FBP estiveram consistentemente abaixo de 20 mgNH₃-N/L apenas quando foram aplicadas cargas orgânicas volumétricas em torno de 0,20 kgDBO/m³.d, a uma taxa de aplicação superficial de 10 m³/m².d. Sob tais condições operacionais, praticamente 100% das amostras apresentaram consistentemente concentrações abaixo de 20 mgNH₃-N/L, e os testes estatísticos indicaram diferenças significativas entre as concentrações efluentes de N-amoniaco. No entanto, torna-se significativo ressaltar que é recomendado que tais as condições operacionais sejam similarmente impostas em períodos do ano onde a concentração dos esgotos domésticos sejam maiores, como em períodos de estiagem.

Considerando o uso da carga orgânica volumétrica (COV) de 0,24 kgDBO/m³.d a uma taxa de aplicação superficial (TAS) de 10 m³/m².d, os materiais de enchimento que apresentaram melhor desempenho foram a escória de alto-forno e o sistema DHS. Os anéis plásticos e aparas de conduíte tiveram um menor desempenho, sendo que tais condições operacionais impostas parecem não ter sido adequadas para o uso dos respectivos materiais.

Os resultados obtidos indicam um decréscimo substancial de desempenho das aparas de conduíte quando foi utilizada uma menor taxa de aplicação superficial nos filtros biológicos percoladores. Tal constatação pode estar associada ao baixo umedecimento do material, resultando conseqüentemente em um menor aproveitamento da área superficial específica das aparas de conduíte para o estabelecimento da biomassa aderida. Dessa forma, para que se possa afirmar que meios suportes com maiores áreas superficiais específicas apresentam maiores eficiências em termos de remoção de constituintes presentes nos esgotos, os aspectos de aproveitamento do meio suporte associados a taxas de aplicação superficiais adequadas para o umedecimento do leito devem ser considerados.

Embora a avaliação da remoção de amônia a partir da carga de DBO aplicada por unidade de área superficial de meio suporte ($\text{gDBO}_{\text{aplicada}}/\text{m}^2.\text{d}$) seja uma prática corrente na literatura especializada, deve-se ressaltar que tal critério não considera as diferenças de configuração e constituição entre materiais de enchimento. Nesse momento, é importante destacar que na definição de aspectos operacionais de filtros biológicos percoladores para a remoção combinada de matéria orgânica e N-amoniacal deve-se atentar, em conjunto, para três fatores de grande importância: (i) Carga orgânica aplicada; (ii) taxa de aplicação superficial; e (iii) material de enchimento utilizado. Em outras palavras: *a simples verificação de cargas de DBO e NTK aplicadas por área superficial de meio suporte pode não assegurar a remoção de amônia ao nível desejado, uma vez que a remoção de amônia proporcionada por cada material depende da área efetiva de meio suporte utilizada.*

Tendo em vista a escassez de informações a respeito das condições ambientais necessárias para o início da nitrificação nos volumes reacionais de FBPs pós-UASB, a implementação de perfis de concentrações de parâmetros físico-químicos trouxe informações importantes sobre as condições ambientais nas quais os microrganismos envolvidos com o processo de nitrificação estabeleceram-se no sistema. Os resultados mostram que a nitrificação foi iniciada nos volumes reacionais dos FBPs quando a relação DBO filtrada/NTK esteve entre 0,30 e 0,60 e a DBO filtrada em torno de $15 \text{ mgDBO}/\text{m}^3.\text{d}$.

De acordo com os resultados obtidos na pesquisa, em termos de remoção de nitrogênio amoniacal, os filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB parecem funcionar de forma similar aos FBPs empregados para o tratamento de efluentes advindos de decantadores primários, principalmente considerando-se a escória de alto-forno como material de enchimento. As constatações que conduzem à preliminar

afirmativa estão associadas às comparações entre a qualidade dos efluentes finais produzidos por filtros biológicos percoladores pós-decantadores primários e pós-UASB, submetidos a condições operacionais e ambientais similares, em termos de cargas orgânicas volumétricas e concentrações de DBO filtrada.

Outros fatores ambientais que podem influenciar na nitrificação e na remoção de amônia como a alcalinidade, pH e temperatura foram explorados na presente pesquisa de forma menos aprofundada. Foi observado que os valores de pH e alcalinidade podem não ter influenciado precipuamente a nitrificação nos FBPs, uma vez que os valores associados a tais parâmetros estiveram compreendidos entre faixas consideradas adequadas para a ocorrência do processo de conversão de amônia a nitrato. O subsídio para tais afirmativas adveio de relatos de experiências realizadas em escala piloto e de experimentos com culturas puras.

Em ambas as fases não houve uma boa correlação entre os valores de temperatura e taxa de nitrificação, sendo que a dificuldade de avaliação do referido fator pode estar associado às baixas taxas de oxidação de amônia verificadas e a faixa de temperatura observada durante a operação do sistema, que por sua vez esteve entre 19 e 30 °C. Cabe ressaltar que alguns autores, como explicitado na revisão de literatura, afirmam que em tal faixa, a temperatura pode não ser um aspecto importante para diminuição notória do desempenho de FBPs em termos de remoção de amônia, sendo que outros fatores como o incremento de cargas orgânicas podem assumir maior influência, obscurecendo ou dificultando a avaliação da influência da temperatura na nitrificação.

Embora seja necessário o monitoramento da qualidade do efluente final por um período de tempo mais prolongado, considerando uma avaliação contínua em todos os períodos do ano para as fases operacionais investigadas, antecipadamente pode-se concluir que o sistema UASB seguido por filtro biológico percolador é uma alternativa de tratamento dos esgotos com potencial aplicabilidade para o contexto dos países em desenvolvimento. Ademais, o potencial de atendimento aos padrões de lançamento sem etapa de decantação secundária, associado à simplicidade operacional atribuída ao sistema, traduz uma grande compatibilidade com o cumprimento de metas em consonância com a adoção de soluções graduais e progressivas previstas por força de legislações vigentes no país.

Os filtros biológicos percoladores, quando aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, figuram consolidadamente como uma alternativa de tratamento de esgotos domésticos capaz de gerar efluentes, em via de regra, com excelente qualidade, mesmo com o uso de materiais de enchimento mais tradicionais, a exemplo do leito de pedras. Não obstante, o aprimoramento tecnológico de FBPs a partir do desenvolvimento de novos meios suportes é de essencial importância, tendo em vista a necessidade de adequar o efluente a diferentes requisitos, a exemplo das atividades associadas ao reúso da água.

Nesse sentido, para dar continuidade a estudos aplicados ao desenvolvimento tecnológico de filtros biológicos percoladores sugere-se adotar como prerrogativa o desenvolvimento de meios suporte que permitam a operação de filtros biológicos percoladores pós-UASB condicionados ao atendimento de requisitos preestabelecidos por padrões de lançamento em corpos de água, e, possivelmente, adequados aos padrões de reúso.

8 RECOMENDAÇÕES

Com relação aos aspectos de monitoramento do sistema:

- Considerar as concentrações de alcalinidade, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e sólidos em suspensão totais (SST) não somente como um parâmetro de monitoramento, mas como um parâmetro de avaliação do processo de nitrificação. Dessa forma, recomenda-se que necessariamente, durante as campanhas de amostragem, as análises de alcalinidade, DBO, SST, N-amoniaco, e nitrato sejam efetuadas no mesmo dia;
- Avaliar o tempo de detenção do líquido em cada volume reacional. Dessa forma, alguns dos comportamentos observados, em termos de parâmetros físico-químicos, poderão ser melhor elucidados. A princípio, propõe-se o uso de técnicas convencionais, com o uso de traçadores, conforme descrito por Levenspiel (1998);
- Efetuar medições da temperatura do ar com vistas ao estabelecimento de correlações entre temperatura do ar e taxas de nitrificação e remoção de amônia, se possível em tempo real. As medições de temperatura do ar podem fornecer informações mais precisas em termos de variações do parâmetro correlato em função do tempo, uma vez que a elevada capacidade térmica da água pode impedir tais avaliações ao longo do dia;

Com relação à montagem do aparato experimental:

- Planejar adequadamente a possibilidade de recirculação do efluente final aos FBP, com vistas a não interrupção da operação do filtro biológico percolador, em caso de manutenção de unidades e equipamentos eletromecânicos à montante. A forma de implementar tal flexibilidade é construir uma manobra na linha de descarte do efluente final, possibilitando a sua conexão com a linha de sucção da bomba de recalque do efluente do reator UASB aos FBP;
- Projetar o sistema rotatório de distribuição do efluente evitando-se equipamentos motorizados.
- Considerar a possibilidade de fabricação do braço de distribuição de forma a evitar freqüentes entupimentos e favorecer uma distribuição mais homogênea do efluente do reator UASB sobre o meio suporte. Uma provável solução para o problema de entupimentos seria utilizar furos de maior diâmetro, prevendo, inclusive, a instalação de “palhetas” abaixo dos orifícios do braço distribuidor com o objetivo de distribuir o líquido de forma equânime sobre o FBP;

Com relação às futuras investigações em filtros biológicos percoladores pós-UASB:

- Avaliar a influência de outras taxas de aplicação superficiais (TAS) e cargas orgânicas volumétricas (COV) na nitrificação em filtros biológicos percoladores (FBP) pós-reatores UASB.
- Avaliar o efeito de outras estratégias operacionais como a recirculação do efluente final no processo de nitrificação e no atendimento a padrões de lançamento em FBP pós-UASB operando sem etapa de decantação secundária;
- Avaliar o efeito da aplicação de FBP pós-UASB com alturas acima de 2,50 m na nitrificação. A implementação dessa estratégia pode contribuir para o incremento das taxas de remoção de N-amoniaco em FBP, além de possivelmente propiciar o uso de

FBPs pós-UASB sem etapa de decantação secundária sob a perspectiva do atendimento a padrões de lançamento;

- Avaliar o efeito da matéria orgânica particulada no processo de nitrificação em FBPs pós-UASB, a partir das concentrações de DBO particulada e SST afluentes. De acordo com Figueroa & Silverstein (1992) a matéria orgânica particulada e solúvel influenciam em igual magnitude o processo de nitrificação em sistemas com biofilme;
- Avaliar o efeito da matéria orgânica e inorgânica particulada na nitrificação em FBPs pós-UASB;
- Avaliar o percentual de biomassa retido em volume reacionais de FBPs, perante diferentes condições operacionais impostas, em termos de taxas de aplicação superficiais;
- Avaliar a possível correlação entre concentrações afluentes e efluentes de N-amoniaco, com vistas a subsidiar uma discussão mais aprofundada sobre a estabilidade e robustez de FBPs pós-UASB na remoção de amônia;
- Efetuar um maior aprofundamento em termos da atividade e determinação da biomassa nitrificante presente nos FBPs, com vistas ao estabelecimento de correlações com o desempenho dos FBPs em termos da remoção de N-amoniaco.
- Desenvolver modelos preditivos de decaimento de concentrações de N-amoniaco em FBPs pós-UASB, com vistas ao dimensionamento de FBPs para a remoção de N-amoniaco.
- Desenvolver metodologia adequada para verificação dos efeitos da temperatura na remoção de N-amoniaco em FBPs pós-UASB. Sugere-se o estabelecimento de correlações entre a temperatura do ar e as taxas de nitrificação observadas;

Com relação às futuras investigações sobre materiais de enchimento:

- Investigar os aspectos de aderência da biomassa e início da formação do biofilme em meios suportes constituídos de PVC e espumas de poliuretano;
- Avaliar as condições operacionais adequadas para o uso de materiais de enchimento. Embora no presente trabalho os resultados tenham apontado um melhor desempenho da escória de alto-forno e do sistema DHS, em termos de remoção de N-amoniaco, as condições operacionais capazes de promover a nitrificação nos volumes preenchidos por anéis plásticos e aparas de conduíte podem não ter sido as mais adequadas;
- Dar continuidade em investigações sobre o desempenho e aplicabilidade de materiais de enchimento constituídos por espuma de poliuretano, com vistas ao desenvolvimento tecnológico e viabilidade econômica do uso do material correlato.
- Investigar novas configurações de meios suportes que por sua vez possam proporcionar melhor aproveitamento da área superficial específica em termos de umedecimento.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AESoy, A.; ODEGAARD, H.; BENZEN, G. The effect of sulfide and organic matter on the nitrification in a biofilm process. *Water Science and Tecnology*, v. 37, nº 1, p.115-122, 1998.
- ALAERTS, G.J.; VEESTRAS, S.; BENTVELSEN, M.; VAN DUIJL, L.A. Feasibility of anaerobic sewage treatment in sanitation strategies in developing countries. *Water Science & Tecnology*, v. 42, nº 3-4, p 83-88, 2000.
- ANDERSON, B.; ASPERGREN, H.; PARKER, D.S.; LUTZ, M.P. High rate nitrifying trickling filters. *Water Science and Tecnology*, v. 29, nº10-11, p 47-52, 1994.
- ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos de esgotos: tratamento e disposição final*. 1ª ed. Belo Horizonte: Segrac, 2001. 484 p.
- ALBERTSON, O.E. Excess biofilm control by distributor-speed modulation. *Journal of environmental engineering*. v. 121, nº4, 330-335, 1995.
- ALBERTSON, O.E.; ECKENFELDER, W.W. Analysis of process factors affecting plastic media trickling filter performance. *Proceeding of the Second International Conference on Fixed-film Biological Processes*, Washington, D.C. apud WEF, Water Environment Federation. *Wastewater treatment plant design*. 1ª ed. Alexandria: IWA publishing, 2003.
- BALAKRISHNAN, S.; ECKENFELDER, W.W. Nitrification relationships in biological treatment process-II. Nitrification in trickling filters. *Water Research*, v.3(2), p 167-174, 1969.
- BARNES, D.; BLISS, P.J. *Biological Control of nitrogen in wastewater treatment*. London: E&F.N. Spon Ltd, 1983. 146 p.
- BIESTERFELD, S.; FARMER, G.; RUSSEL, P.; FIGUEROA, L. Effect of alkalinity type and concentration on nitrifying biofilm activity. *Water Environmental Research*. v. 75, n. 24, p. 196-204, 2003.
- BOLLER, M.; GUJER W.; TSCHUI M.. Parameters affecting nitrifying biofilm reactors, *Water Science and Tecnology*, v. 29, nº10-11, p1-11, 1994.
- BROWN & CALDWELL. Converting rock trickling filters to plastic media. EPA. Cincinnati, 1980.
- BRUCE, A.M.; MERKENS, J.C. Recent studies of high-rate biological filtration. *Water Pollution Control*, v. 69, p.113-148, 1970.
- CAMPOS, J.R.. (coordenador). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. PROSAB/FINEP, 1ª ed. Rio de Janeiro: Segrac, 1999. 464 p.
- CHERNICHARO, C.A.L.; VON SPERLING, M.; MONTEIRO, T.A.S. Evaluation of post-treatment alternatives for effluents from the UASB reactors of Onça Sewage Treatment Plant (Belo Horizonte-Brazil). In: VIII TALLER Y SIMPOSIO LATINO AMERICANO SOBRE DIGESTION ANAEROBIA, Punta del Este, Uruguay: IWA, 2005.
- CHERNICHARO, C.A.L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environment Science and BioTecnology*, nº5, p 73-92, 2006.
- CHUANG, H.P.; OHASHI, A.; IMACHI, H.; TANDUKAR, M.; HARADA, H. Effective partial nitrification to nitrite by down-flow hanging sponge reactor under limited oxygen condition. *Water Research*, v. 41, p 295-302, 2007.

- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução 357, de 17 de março de 2005.
- COSTA, E.; PÉREZ, J.; KREFT, J. Why is metabolic labour divided in nitrification? *TRENDS in Microbiology*. v. 14, nº5, p 213-219, 2006.
- CRISTIANO FRADE, EMERSON. Conceção e avaliação de desempenho de um sistema compacto reator UASB/filtro biológico percolador utilizado para o tratamento de esgotos sanitários. 2003.107 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.
- EPA, United States Environmental Protection Agency. *Manual: Nitrogen Control*. Washington D.C., 311 p, 1993.
- EPA, United States Environmental Protection Agency. *Wastewater Technology Fact Sheet: Trickling Filters*. Washington D.C., 7 p, 2000.
- FIGUEROA, L.; SILVERSTEIN, J. The effect of particulate organic matter on Biofilm nitrification. *Water Environment Research*. v. 64, p 728, 1992.
- GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C.A.L.; NETO, C.O.A., SOBRINHO, P.A.; KATO, M.T.; COSTA, R.H. R.; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICHARO.C.A.L. (coordenador). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. PROSAB/FINEP, 1ª ed. Rio de Janeiro: Segrac, 2001. 544 p.
- GRADY, C.P.L.J.; LIM, H.C. *Biological Wastewater Treatment: Theory and Applications*. New York: Marcel Dekker Inc, 1980. 964 p.
- GRAY,N.F. *Biology of wastewater treatment*. London: Imperial College Press, 2004. 1420p.
- GUJER, W.; BOLLER, M. Design of a nitrifying trickling filter based upon theoretical concepts. *Water Research*, 1986.
- HARRISSON, R.J.; DAIGGER, G.T. A comparison of trickling filter media. *Journal of Water Pollution Control Federation*. v.59, nº7, 679-685, 1987.
- IWAI, S.; KITAO, T. Wastewater treatment with microbial films. Technomic publishing Co, Lancaster, EUA, 1994, 184p.
- KOOPS, H.P; POMMERENING-RÖSER, A. Distribution and ecophysiology of the nitrifying bacteria emphasizing cultured species. *FEMS Microbiology ecology*. v.37 (1-9), 2001.
- LAWRENCE, J.R.; WOLFAARDT, G.M., KORBER, D.R. Determination of diffusion coefficients in biofilms by confocal laser microscopy. *Applied and Environmental Microbiology*. v.60: 1166-1173, 1994.
- LESSARD, P.; LE BIHAN, Y. Fixed film process. In: MARA, D.; HORAN, N. *The handbook of water and wastewater microbiology*. Elsevier, 2003. 819 p.
- LEE, N.M.; WELANDER, T. Influence of predators on nitrification in aerobic biofilms processes. *Water Science and Technology*. v.29, nº7, p.355-363, 1994.
- LEVENSPIEL, O. Chemical Reaction Engineering. John Hiley & Sons, Inc. New York, 665p. 1998.
- LEWANDOWISKY, Z.; STOOLEY, P.; ALTOBELLI, S.; FUKUSHIMA, E. Hidrodynamics and kinetics in biofilm systems-recent advances and new problems. *Water Science and Technology*. v.29, nº10-11, p.223-229, 1994.

- LOGAN, B.E. Engineering implication of a new trickling filter model. *Journal of Water Pollution Control Federation*. v.59, 1017, 1987.
- MACHDAR, I.; SEKIGUCHI, Y.; SUMINO, H; HARADA, H. a novel and cost-effective sewage treatment system consisting of UASB pre-treatment and aerobic port-treatment units for developing countries. *Water Science and Tecnology*, v. 36, nº 12, p. 189-197, 1997.
- MACHDAR, I.; HARADA, H; OHASHI, A.; SEKIGUCHI, Y.; OKUI, H.; UEKI, K.. Combination of UASB reactor and curtain type DHS (downflow hanging sponge) reactor as a cost effective sewage treatment system for developing countries. *Water Science and Tecnology*, v. 42, nº 3-4, p. 83-88, 2000.
- MALINA J.F. *Design guides for biological wastewater treatment processes*. Environmental Protection Agency Water Pollution Control Research. Report nº 11010 ESQ 08/71, 1971 *apud* GRADY, C.P.L.J.; LIM, H.C. *Biological Wastewater Treatment: Theory and Applications*. New York: Marcel Dekker Inc, 1980. 964 p.
- MANSUR AISSE, MIGUEL. Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. 2002. 284 f. tese de doutorado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- MELO, L.F. Biofilm formation and its hole in fixed film process. In: MARA, D.; HORAN, N. *The handbook of water and wastewater microbiology*. Elsevier, 2003. 819 p.
- MELO, L.F. Biofilm physical structure, internal diffusivity and tortuosity. *Water Science & Tecnology*, v. 52, nº 7, p 77-84, 2005.
- METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, and reuse*. New York: Metcalf & Eddy, Inc., 4 th. Ed., 1991, 1819p.
- METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, and reuse*. New York: Metcalf & Eddy, Inc., 4 th. Ed., 2003, 1819p.
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa n. 10 de 16 de dezembro de 1986. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM, 1986.
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa n. 46, de 9 de agosto de 2001. Estabelece alteração no limite de eficiência de remoção em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio para os sistemas de tratamento de esgotos domésticos e de percolado de aterros sanitários municipais, e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM, 2001.
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa n. 10 de 16 de dezembro de 1986. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM, 1986.
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa n. 46, de 9 de agosto de 2001. Estabelece alteração no limite de eficiência de remoção em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio para os sistemas de tratamento de esgotos domésticos e de percolado de aterros sanitários municipais, e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM, 2001.
- MISSAGIA, B. S.; SILVA, S.Q.; DE ALMEIDA, P.G.S.; CHERNICHARO, C.A.L. Comparação da microbiota presente no biofilme de quatro diferentes tipos de meios suporte de filtros biológicos percoladores utilizados no pós-tratamento de efluentes de reatores

- UASB. In: 24^o CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES, Belo Horizonte, 2007.
- MORGENROTH, E.; WILDERER, P.A. Influence of detachment mechanisms on competition in biofilms. *Water Science and Technology*. v.34, nº2, p.417-426, 2000.
- NASCIMENTO, MAURO CÉSAR PINTO. Filtro biológico percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. 2001. 168f. Dissertação de mestrado (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2001.
- OLIVEIRA, SILVIA MARIA ALVES CORRÊA. Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. 2006.231f. Tese de doutorado (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.
- PARKER, D.S. Trickling filter mythology. *Journal of Environmental Engineering*. v.105, p. 618 – 625, 1999.
- PARKER, D.S.; JACOBS, T.; BOWER, E.; STOWE, D.W., FARMER, G. Maximizing trickling filter nitrification rates through biofilm control: research review and full scale application. *Water Science and Technology*. v. 36, nº1, p255-262, 1997.
- PARKER, D.; LUTZ, M.; BENSGT, A.; ASPERGREN. Effect of operating variables on nitrification rates in trickling filters. *Water Environment Research*. v. 67, nº7, 1111-1118, 1995.
- PARKER, D.S.; MERRIL, D.T. Effect of plastic media configuration on trickling filter performance. *Journal of Water Pollution Control Federation*. v.56, p. 955-961, 1984.
- PARKER, D.; LUTZ, M.; PRATT, A. M. New trickling filters applications in the USA. *Water Science and Technology*. v. 22, nº1/2, 215-226, 1990.
- PARKER, D.; LUTZ, M.; DAHL, R.; BERNKOPF, S. Enhancing reaction rates in nitrifying trickling filters through biofilm control. *Journal WPCF*, v. 61, nº5, p 618-631, 1989.
- PARKER, D.S.; RICHARDS, T. Nitrification in trickling filters. *Journal WPCF*, v. 58, nº9, p 896-901, 1986.
- PEARCE, P. Hydraulic loading: the key to optimizing quality and reability of trickling filter effluents. Paper presented at 2nd IWA Congress Melbourne, 2002.
- PEARCE, P.; WILLIAMS, S.A. A nitrification model for mineral media trickling filters. *JCIWEM*. v. 13. p 84-92, 1999.
- PEARCE, P.; FOSTER, D. Optimizing nitrification on biological filters. *JCIWEM*. v. 13. p 406-412, 1999.
- PEARCE, P. Trickling filters for upgrading low technology wastewater plants for nitrogen removal. *Water Science and Techonology*. v. 49, nº 11-12, p 47-52, 2004.
- PONTES, P.P.; CHERNICHARO. C.A.L. Avaliação de desempenho de um sistema reator UASB – filtro biológico percolador operando com e sem decantador secundário. In: anais do CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - AIDIS, Punta del Leste, 2006.
- RAJ, S.A.; MURTHY, D.V.S. Nitrification of synthetic wastewater in a cross flow medium trickling filter. *Bioprocess Engineering*, v.19, p149-154, 1998.

- RITTMANN, B.; MCARTY, P. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. New York: McGraw-hill International Editions, 2001. 754 p.
- ROUXHET, P. G.; MOZES, N. Physical chemistry of the interface between attached micro-organisms and their support. *Water Science and Technology*. v.22, nº1/2, p.1-16, 1990.
- ROWAN, K.A.; SNAPE, J.R.; FEARNESIDE, D.; BARER, B.R.; CURTIS, T.P.; HEAD, I.M. Composition and diversity of ammonia-oxidizing bacterial communities in wastewater treatment reactors of different design treating identical wastewater. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 43, p 195-206, 2003.
- SARNER, E; MARKUND, S. Influence of particulate organics on the removal of dissolved organics in fixed-film biological reactors. *Water Science and Tecnology*, v. 17, nº 15, 1984.
- SATOH, H.; OKABE, S.; NORIMATSU, N.; WATANABE, Y. Significance of substrate C/N ratio on structure a activity of nitrifying biofilmes determined by *in situ* hybridization and the use of microelectrodes. *Water Science and Tecnology*, v. 41, nº 4-5, p.317-321, 2000.
- SHARMA, B.; AHLERT, R.C. Nitrification and nitrogen removal. *Water Research*, v.11, p. 897-925, 1977.
- SILVA, G.M.; GONÇALVES, R. F. Desempenho de um sistema UASB + filtro biológico percolador sem etapa de decantação tratando esgoto sanitário. In: anais do 23º CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, Campo Grande, 2004.
- SOBRINHO, P.A., JORDÃO, E. P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – uma análise crítica. In: CHERNICHARO.C.A.L. (coordenador). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. PROSAB/FINEP, 1ª ed. Rio de Janeiro: Segrac, 2001. 544 p.
- STENQUIST, R.J. Carbon oxidation-nitrification in synthetic media trickling filters. *Journal WPCF*, v. 46, nº5, p2327, 1989.
- STOOLEY, P.; DE BEER, D. LEWANDOWSKY, Z. Liquid flow in biofilm systems. *Applied and Environmental Tecnology*. v. 60, 2711-2716, 1994.
- TANDUKAR, M.; AKIYOSHI, O.; HIDEKI, H. Nitrogen removal from domestic sewage by Down-flow Hanging Sponge (DHS) reactor. In: 11th IWA WORLD CONGRESS ON ANAEROBIC DIGESTION. Proceedings: Brisbane, IWA, 2007.
- TANDUKAR, M.; UEMURA, S.; MACHDAR, I.; OHASHI, A.; HARADA, H. A low-cost municipal sewage treatment system with a combination of UASB and the “fourth-generation” downflow hanging sponge reactors. *Water Science and Tecnology*, v. 52, nº 1-2, p.323-329, 2005.
- TAWFIK, A.; OHASHI, A.; HARADA, H. Sewage in a combined up-flow anaerobic sludge blanked (UASB)-down-flow hanging sponge (DHS) system. *Biochemical Engeneering Journal*. v.29, p. 210-219, 2006.
- TOKUTOMI, T. Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration. *Water Science and Tecnology*, v. 49, nº 5-6, p.81-88, 2004.
- UEMURA, S.; TAKAISHI, A.; MACHDAR, I.; OHASHI, HARADA, H. Removal indogenous coliphages and fecal coliforms by a novel sewage treatment system consisting of UASB and DHS units. *Water Science and Tecnology*, v. 46, nº 11-12, p.303-309, 2002.
- VANVIVERE, P.; KIRSHMAN, D.L. Attachment stimulates exopolysaccharide synthesis by bacterium. *Applied and environmental technology*.v.59, 3280-3286, 1993.

- VON SPERLING. M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos ativados*. 2ª ed. Belo Horizonte: Segrac, 1997. 428 p.
- VON SPERLING. M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3ª ed. Belo Horizonte: Segrac, 2005. 452 p.
- VESILIND, P.A. *Water Environment Federation (WEF): Wastewater treatment plant design*. 1ª ed. Alexandria: IWA publishing, 2003.
- WIJEYEKOON, S.; MINO, T.; SATOH, H.; MATSUO T. Effects of substrate loading rate on biofilm structure. *Water Research*, 38, p. 2479-2488, 2004.
- WEF, Water Environment Federation. *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*. Vol.1, 3ª ed. Manual of Practice nº 8, cap 12 - 829 p. 1992.
- WEF, Water Environment Federation. *Aerobic Fixed-Growth Reactors: a special publication*. 340 p. 2000.

ANEXOS

CAMPANHAS DE AMOSTRAGEM E RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-
QUÍMICAS EFETUADAS DURANTE AS FASES OPERACIONAIS 1 E 2

Temperatura (°C) – Fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
28-Jun-06	1	1	22.0	22.0	20.1	19.5	20.9	20.4
29-Jun-06	2	2	19.3	20.9	19.2	18.9	20.7	20.5
24-Ago-06	3	3	22.0	22.0	22.6	21.7	22.5	22.8
25-Ago-06	4	4	22.0	21.4	21.6	21.6	21.8	22.0
31-Ago-06	10	5	25.3	24.5	23.4	23.0	23.0	23.7
01-Set-06	11	6	23.2	22.2	20.2	20.0	20.5	20.4
06-Set-06	16	7	27.3	25.4	23.4	23.1	23.3	23.9
08-Set-06	17	8	25.6	24.8	24.5	24.2	24.4	25.0
13-Set-06	22	9	24.7	24.3	23.2	23.0	23.6	23.7
15-Set-06	24	10	25.6	24.8	24.5	24.2	24.4	25.0
20-Set-06	28	11	24.7	24.3	23.2	23.0	23.6	23.7
22-Set-06	31	12	24.9	24.5	24.3	24.3	24.3	24.4
27-Set-06	36	13	25.0	24.1	23.2	22.3	22.7	22.4
29-Set-06	38	14	27.3	25.4	25.4	24.4	25.3	25.1
06-Out-06	45	16	30.3	28.3	24.9	25.0	24.7	24.9
10-Out-06	49	17	24.2	23.7	22.5	21.8	22.8	22.4
11-Out-06	50	18	25.0	24.4	23.8	23.9	23.8	24.0
18-Out-06	57	19	27.4	26.1	26.2	26.1	25.4	25.5
20-Out-06	59	20	25.7	24.9	24.4	24.6	24.1	24.6
25-Out-06	64	21	25.2	24.3	24.2	23.9	24.0	24.1
27-Out-06	66	22	27.8	25.8	27.0	26.4	26.2	26.8
01-Nov-06	71	23	27.0	25.0	26.3	25.7	26.7	26.1
08-Nov-06	77	25	27.3	26.1	25.2	25.6	25.1	25.3
09-Nov-06	78	26	25.8	25.8	24.7	24.9	24.7	25.0
14-Nov-06	83	27	24.4	24.0	23.7	24.0	23.7	23.6
28-Nov-06	97	29	25.6	25.3	25.7	25.2	25.2	25.4

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	25.2	24.4	23.7	23.5	23.7	23.7
Desvio padrao (mg/L)	2.3	1.6	1.9	2.0	1.6	1.8
Máximo (mg/L)	30	28	27	26	27	27
Mínimo (mg/L)	19	21	19	19	21	20

Temperatura (°C) – Fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
23-Jan-07	1	1	27.1	26.3	25.4	25.8	25.7	25.5
30-Jan-07	7	2	24.1	22.6	23.4	21.9	23.8	23.7
31-Jan-07	8	3	25.0	25.0	24.4	24.5	24.6	24.2
01-Feb-07	9	4	22.9	24.5	22.3	22.2	22.2	21.7
06-Feb-07	15	5	24.6	24.6	24.2	23.1	24.0	24.0
08-Feb-07	17	6	25.7	25.2	24.9	24.2	24.4	24.8
13-Feb-07	22	7	28.4	25.3	23.1	23.3	23.5	23.2
14-Feb-07	23	8	24.6	23.0	22.2	22.2	22.8	21.9
28-Feb-07	37	11	27.9	26.6	25.6	25.1	25.2	24.9
06-Mar-07	44	13	27.7	27.0				
08-Mar-07	46	14	27.9	27.8	24.3	25.0	25.0	25.2
13-Mar-07	51	15	31.6	28.7	25.4	25.8	26.6	27.9
15-Mar-07	53	16	27.7	27.1	27.2	26.3	26.3	26.9
20-Mar-07	58	17	28.9	28.0	28.2	27.7	27.5	28.1
22-Mar-07	60	18	27.0	27.7	27.4	27.7	27.5	27.9
29-Mar-07	67	20	29.7	28.4	27.1	27.5	27.3	27.9
04-Apr-07	73	22	29.3	28.3	26.9	26.6	26.8	26.9
26-Apr-07	95	28	29.9	27.4	26.7	26.5	26.5	26.9

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	27.2	26.3	25.2	25.0	25.3	25.4
Desvio padrao (mg/L)	2.3	1.9	1.8	2.0	1.7	2.1
Máximo (mg/L)	32	29	28	28	28	28
Mínimo (mg/L)	23	23	22	22	22	22

pH – Fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
28-Jun-06	1	1	6.8	6.6	8.0	8.0	7.6	8.1
29-Jun-06	2	2	7.0	6.7	7.9	8.0	7.5	8.9
24-Ago-06	3	3	7.2	7.3	8.0	8.0	7.6	8.1
25-Ago-06	4	4	7.0	7.1	7.7	7.1	7.3	7.9
31-Ago-06	10	5	6.8	6.4	7.4	7.5	7.0	7.6
01-Set-06	11	6	6.8	6.5	7.3	7.4	7.0	7.3
06-Set-06	16	7	6.7	6.4	7.4	7.5	7.3	7.4
08-Set-06	17	8	7.7	7.7	7.2	7.5	7.0	6.6
13-Set-06	22	9	7.0	6.6	7.6	7.6	7.1	7.4
15-Set-06	24	10	7.0	6.7	7.7	7.8	7.3	7.7
20-Set-06	28	11	7.0	6.7	7.7	7.8	7.3	7.7
22-Set-06	31	12	7.2	6.7	7.6	7.8	7.2	7.5
27-Set-06	36	13	7.2	6.8	7.6	7.8	7.3	7.6
29-Set-06	38	14	7.1	6.6	7.6	7.7	7.3	7.7
06-Out-06	45	16	7.0	6.7	7.7	7.8	7.4	7.6
10-Out-06	49	17	7.1	6.7	7.6	7.4	7.4	7.6
11-Out-06	50	18	7.2	6.7	7.8	7.8	7.4	7.8
18-Out-06	57	19	7.0	6.7	7.6	7.7	7.4	7.6
20-Out-06	59	20	6.9	6.8	7.7	7.8	7.4	7.8
25-Out-06	64	21	6.9	6.8	7.7	7.8	7.4	7.8
27-Out-06	66	22	6.7	6.7	7.6	7.7	7.5	7.7
01-Nov-06	71	23	6.7	6.7	7.4	7.7	7.3	7.6

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	7.0	6.7	7.6	7.7	7.3	7.7
Desvio padrao (mg/L)	0.2	0.3	0.2	0.2	0.2	0.4
Máximo (mg/L)	8	8	8	8	8	9
Mínimo (mg/L)	7	6	7	7	7	7

pH – Fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
23-Jan-07	1	1	7.0	6.7	7.8	7.9	7.3	8.0
30-Jan-07	7	2	7.1	6.8	8.0	7.7	7.2	7.6
31-Jan-07	8	3	7.0	6.8	7.8	7.9	7.3	8.1
01-Fev-07	9	4	7.1	6.8	7.4	7.2	7.2	7.4
06-Fev-07	15	5	7.0	6.8	7.1	7.4	7.1	7.7
08-Fev-07	17	6	7.2	6.8	7.7	7.9	7.3	8.1
13-Fev-07	22	7	7.1	6.8	7.7	7.9	7.3	8.1
14-Fev-07	23	8	7.0	6.8	7.4	7.7	7.3	7.9
28-Fev-07	37	11	7.0	6.7	7.6	7.8	7.3	8.0
01-Mar-07	38	12	7.0	6.6	7.5	7.8	7.1	7.8
06-Mar-07	44	13	7.1	6.7	7.6	7.9	7.2	7.9
08-Mar-07	46	14	7.0	6.7	7.6	7.8	7.3	8.0
13-Mar-07	51	15	7.1	6.7	7.5	7.8	7.3	7.8
15-Mar-07	53	16	7.0	6.7	7.7	7.9	7.3	8.0
20-Mar-07	58	17	6.9	6.7	7.6	7.8	7.3	7.9
22-Mar-07	60	18	7.0	6.8	7.8	7.8	7.3	7.9
29-Mar-07	67	20	6.7	6.6	7.7	7.9	7.4	7.8

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	7.0	6.7	7.6	7.8	7.3	7.9
Desvio padrao (mg/L)	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2
Máximo (mg/L)	7.2	6.8	8.0	7.9	7.4	8.1
Mínimo (mg/L)	6.7	6.6	7.1	7.2	7.1	7.4

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	172	91	42	48	38	39
Média geométrica (mg/L)	165	73	38	44	33	37
Mediana (mg/L)	180	79	38	43	31	39
Desvio padrao (mg/L)	46	69	18	22	23	14
Máximo (mg/L)	260	317	93	120	113	74
Mínimo (mg/L)	72	11	18	18	16	20

Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG

DBO total - fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
28-Jun-06	1	1		50	37	47	25	36
25-Ago-06	4	4	270				13	
01-Set-06	11	6	165		28		17	32
08-Set-06	17	8	240			31	23	
15-Set-06	24	10	184			30		32
22-Set-06	31	12	214	33	31			
29-Set-06	38	14		80	60	71	36	57
06-Out-06	45	16	249	82		40	31	49
20-Out-06	59	20	191	49	27	32	17	51
27-Out-06	66	22	269			36		48
03-Nov-06	72	24	187	43	37	40	27	29
09-Nov-06	78	26	243	50	28	32	28	19
21-Nov-06	90	28		50	37	47	25	36

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	221	55	35	40	24	39
Média geométrica (mg/L)	218	53	34	38	23	37
Mediana (mg/L)	227	50	31	36	25	36
Desvio padrao (mg/L)	38	19	12	13	7	13
Máximo (mg/L)	270	82	60	71	36	57
Mínimo (mg/L)	165	33	27	30	13	19
Eficiência global (%)		75	84	82	89	82
Eficiência FBP (%)			36	28	57	29

DBO total - fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
01-Feb-07	9	4	172	28			10	
08-Feb-07	17	6	188	34	24	36	20	34
01-Mar-07	38	12	282	55	14	32	22	26
08-Mar-07	46	14	239	93	20	37	29	28
15-Mar-07	53	16	208	66	30	57	23	29
22-Mar-07	60	18		68	21	25	33	27
29-Mar-07	67	20	260		24	25	39	29
12-Apr-07	81	24	163	61	24	35	25	30
19-Apr-07	88	26	175	65	23	25	15	21

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	211	59	23	34	24	28
Média geométrica (mg/L)	207	55	22	33	22	28
Mediana (mg/L)	198	63	24	34	23	29
Desvio padrao (mg/L)	45	20	5	11	9	4
Máximo (mg/L)	282	93	30	57	39	34
Mínimo (mg/L)	163	28	14	25	10	21
Eficiência global (%)		72	89	84	89	87
Eficiência FBP (%)			62	42	59	52

DBO filtrada - fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
28-Jun-06	1	1		22	11	15	9	15
25-Ago-06	4	4	87					
01-Set-06	11	6	79					
08-Set-06	17	8	80					
15-Set-06	24	10	62	14				
22-Set-06	31	12	70	20				
29-Set-06	38	14		32	13	11	9	10
06-Out-06	45	16	92	35	8	9	10	7
20-Out-06	59	20	63	25		6	5	7
27-Out-06	66	22	110			7		8
03-Nov-06	72	24	73	27	7	7	6	8
09-Nov-06	78	26	115	29	7	8	4	7

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	83	25	9	9	7	9
Média geométrica (mg/L)	81	25	9	9	7	9
Mediana (mg/L)	80	26	8	8	7	8
Desvio padrao (mg/L)	18	7	3	3	2	3
Máximo (mg/L)	115	35	13	15	10	15
Mínimo (mg/L)	62	14	7	6	4	7
Eficiência global (%)						
Eficiência FBP (%)						

DBO filtrada - fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
01-Fev-07	9	4	56			4		4
08-Fev-07	17	6	54	18	9			9
01-Mar-07	38	12	69	21	7	16	7	13
08-Mar-07	46	14	58	17		11	4	
15-Mar-07	53	16	66	25	8	10	6	11
22-Mar-07	60	18		23	15		5	17
29-Mar-07	67	20			9	8	12	
12-Abr-07	81	24	54	31	7	10	10	11
19-Abr-07	88	26	64	20	11	12	7	12

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	60	22	9	10	7	11
Média geométrica (mg/L)	60	22	9	9	7	10
Mediana (mg/L)	58	21	9	10	7	11
Desvio padrao (mg/L)	6	5	3	4	3	4
Máximo (mg/L)	69	31	15	16	12	17
Mínimo (mg/L)	54	17	7	4	4	4
Eficiência global (%)						
Eficiência FBP (%)						

DQO total – fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
28-Jun-06	1	1	722	207	167	171	74	123
29-Jun-06	2	2	508	208	134	145	93	144
24-Ago-06	3	3	903	394	205	119	68	97
25-Ago-06	4	4	558	176	75	76	36	51
31-Ago-06	10	5	486	143	65	65	30	48
01-Set-06	11	6	411	170	90	75	58	80
06-Set-06	16	7	493	151	110	79	56	60
08-Set-06	17	8	646	148	239	93	70	101
13-Set-06	22	9	578	136	105	124	58	121
15-Set-06	24	10	541	122	110	102	73	83
20-Set-06	28	11	507	175	152	234	95	197
22-Set-06	31	12	447	144	146	135	57	83
27-Set-06	36	13	499	210	219	206	86	145
29-Set-06	38	14	491	235	197	183	193	177
04-Out-06	43	15	588	151	120	100	85	98
06-Out-06	45	16	560	208	105	145	108	121
10-Out-06	49	17	566	163	84	112	46	97
11-Out-06	50	18	540	177	97	138	79	119
18-Out-06	57	19	486	149	106	114	71	115
20-Out-06	59	20	346	135	69	77	45	102
25-Out-06	64	21	492	155	88	92	62	113
27-Out-06	66	22	504	180	95	100	68	95
01-Nov-06	71	23	559	205	111	136	95	128
03-Nov-06	72	24	415	167	102	123	82	97
08-Nov-06	77	25	450	173	99	98	85	75
09-Nov-06	78	26	471	126	68	65	54	51
14-Nov-06	83	27	486	156	84	85	67	58
21-Nov-06	90	28	465	152	116	107	73	71

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	526	176	120	118	74	102
Média geométrica (mg/L)	517	170	113	112	69	96
Mediana (mg/L)	502	165	106	110	71	98
Desvio padrao (mg/L)	104	51	47	42	30	36
Máximo (mg/L)	903	394	239	234	193	197
Mínimo (mg/L)	346	122	65	65	30	48
Eficiência global (%)		67	77	78	86	81
Eficiência FBP (%)			32	33	58	42

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	392	173	76	88	60	80
Média geométrica (mg/L)	376	161	73	84	55	77
Mediana (mg/L)	405	171	75	88	52	78
Desvio padrao (mg/L)	100	61	21	31	26	23
Máximo (mg/L)	560	302	122	190	125	152
Mínimo (mg/L)	125	49	42	42	27	50
Eficiência global (%)		56	81	77	85	80
Eficiência FBP (%)			56	49	65	54

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	180	83	51	50	41	47
Média geométrica (mg/L)	176	82	49	49	39	46
Mediana (mg/L)	182	85	49	53	39	49
Desvio padrao (mg/L)	34	17	14	11	12	11
Máximo (mg/L)	229	117	73	67	63	67
Mínimo (mg/L)	118	58	27	30	21	27
Eficiência global (%)						
Eficiência FBP (%)						

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	150	67	50	50	38	53
Média geométrica (mg/L)	146	64	47	46	35	51
Mediana (mg/L)	157	68	45	45	33	51
Desvio padrao (mg/L)	34	19	22	21	17	16
Máximo (mg/L)	204	113	132	109	90	100
Mínimo (mg/L)	88	16	17	16	19	27
Eficiência global (%)						
Eficiência FBP (%)						

Nitrogênio total kjedall – fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
28-Jun-06	1	1	29.1	33.6				
25-Ago-06	3	3	40.0	40.0				
31-Ago-06	4	4	37.0	42.0				
08-Set-06	16	7	42.0	55.0	54.0	52.0	40.0	49.0
15-Set-06	22	9	41.0	45.0	37.0	39.0	30.0	34.0
22-Set-06	28	11	29.0	38.0	27.0	43.0	25.0	32.0
29-Set-06	36	13	41.0	39.0	31.0	35.0	26.0	29.0
06-Out-06	43	15	35.0	40.0	35.0	36.0	40.0	31.0
11-Out-06	49	17	37.3	44.0	34.3	41.1	30.8	33.7
20-Out-06	57	19	26.8	47.0	28.0	32.0	23.9	25.0
27-Out-06	64	21	41.1	61.9	37.9	40.2	32.6	37.9
09-Nov-06	77	25	34.6	40.8	24.9		27.8	
21-Nov-06	83	27	36.3	42.5	33.4	33.4	39.1	32.3

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	36.2	43.8	34.3	39.1	31.5	33.8
Média geométrica (mg/L)	35.8	43.2	33.5	38.7	31.0	33.2
Mediana (mg/L)	37.0	42.0	33.9	39.0	30.4	32.3
Desvio padrao (mg/L)	5.1	7.5	8.2	6.1	6.2	6.7
Máximo (mg/L)	42.0	61.9	54.0	52.0	40.0	49.0
Mínimo (mg/L)	26.8	33.6	24.9	32.0	23.9	25.0
Eficiência FBP (%)			21.7	10.7	28.0	22.8

Nitrogênio total kjedall – fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
31-Jan-07	8	3	20.4	22.8	20.4	19.2	7.2	11.4
01-Feb-07	9	4	26.4	28.8	17.4	20.4	11.4	26.4
08-Feb-07	17	6	26.4	31.2	18.0	26.4	12.0	27.6
14-Feb-07	23	8		33.0	15.6	21.0	12.6	25.2
15-Feb-07	24	9	30.6	36.0	20.4	25.8	11.4	28.8
28-Feb-07	37	11	28.7	34.5	17.6	28.1	10.5	28.1
01-Mar-07	38	12	30.4	42.7	26.9	29.3	11.1	23.4
08-Mar-07	46	14	25.7	29.3	26.9	31.0	18.7	31.6
15-Mar-07	53	16	24.6	35.5	18.5	25.4	16.1	22.3
22-Mar-07	60	18	20.9	19.4	9.5	15.2	8.5	14.2
29-Mar-07	67	20		38.6	26.8	17.1	30.0	27.3
04-Apr-07	73	22	21.2	29.7	26.0	26.0	25.5	30.8
12-Apr-07	81	24	26.0	33.4	19.1	29.7	30.2	27.1
19-Apr-07	88	26	28.7	34.5	21.2	30.8	30.2	28.7

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	25.8	32.1	20.3	24.7	16.8	25.2
Média geométrica (mg/L)	25.6	31.5	19.6	24.1	15.0	24.4
Mediana (mg/L)	26.2	33.2	19.7	25.9	12.3	27.2
Desvio padrao (mg/L)	3.5	6.0	5.0	5.2	8.5	5.8
Máximo (mg/L)	30.6	42.7	26.9	31.0	30.2	31.6
Mínimo (mg/L)	20.4	19.4	9.5	15.2	7.2	11.4
Eficiência FBP (%)			36.7	23.1	47.6	21.5

Nitrogênio amoniacal – Fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
22-Set-06	31	12	24	36	27	26	19	21
29-Set-06	38	14	32	26	15	31	27	24
06-Out-06	45	16	33	29	28	29	29	21
11-Out-06	50	18	26.3	28.6	22.3	26.3	22.3	24.6
20-Out-06	59	20	20.4	26.8	21.0	21.0	18.1	21.0
25-Out-06	64	21	29.7	29.1	26.2	29.7	24.5	25.6
03-Nov-06	72	24	16.9	25.2	16.0	17.9	16.5	16.9
09-Nov-06	78	26	24.5	30.8	18.8	20.5	19.9	21.1
21-Nov-06	90	28	28.3	32.3	30	25.5	23.8	26.6

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	26	29	23	25	22	22
Média geométrica (mg/L)	26	29	22	25	22	22
Mediana (mg/L)	26	29	22	26	22	21
Desvio padrao (mg/L)	5	3	5	5	4	3
Máximo (mg/L)	33	36	30	31	29	27
Mínimo (mg/L)	17	25	15	18	17	17
Eficiência FBP (%)			23	14	24	24

Nitrogênio amoniacal – Fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
31-Jan-07	8	3	17	17	13	13	5	10
01-Fev-07	9	4	17	19	8	19	5	16
08-Fev-07	17	6	20	25	9	17	20	19
14-Fev-07	23	8		27	12	15	9	23
15-Fev-07	24	9	17	23	13	16	8	19
28-Fev-07	37	11	23	15	14	9	8	12
01-Mar-07	38	12	24	26	16	21	12	21
08-Mar-07	46	14	20	24	10	16	9	19
15-Mar-07	53	16	21	25	9	15	8	19
22-Mar-07	60	18	6	10	6	10	15	14
29-Mar-07	67	20	23	23	15	11	19	18
04-Abr-07	73	22	16	23	11	19	11	22
12-Abr-07	81	24	19	22	12	19	21	18
19-Abr-07	88	26	17	23	14	20	19	15

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	20	23	12	16	13	19
Média geométrica (mg/L)	18	21	11	16	11	17
Mediana (mg/L)	19	23	12	16	10	18
Desvio padrao (mg/L)	3	3	2	4	5	3
Máximo (mg/L)	24	27	16	21	21	23
Mínimo (mg/L)	6	10	6	9	5	10
Eficiência FBP (%)			47	28	44	20

Nitrato – Fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m³.d; TAS 20 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
22-Set-06	31	12	0.0		2.0	0.6	7.8	2.1
29-Set-06	38	14	0.0	0.0	2.2	0.5	5.7	2.8
11-Out-06	50	18	0.0	0.3	0.0	0.8	7.0	3.9
20-Out-06	59	20	0.1	0.2	3.1	0.6	5.4	3.7
25-Out-06	64	21	0.1	0.1	3.0	0.7	7.5	3.7
27-Out-06	66	22	0.1	0.0	2.2	0.6	6.4	3.7
03-Nov-06	72	24		0.2	2.1	0.6	5.1	2.4
09-Nov-06	78	26		0.0	2.4	0.5	5.5	3.4
21-Nov-06	90	28		0.1	2.8	1.1	4.2	4.4

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	0.0	0.1	2.2	0.6	6.1	3.3
Mediana (mg/L)	0.0	0.1	2.2	0.6	5.7	3.7
Desvio padrao (mg/L)	0.1	0.4	0.4	0.2	1.2	0.7
Máximo (mg/L)	0.1	0.3	3.1	1.1	7.8	4.4
Mínimo (mg/L)	0.0	0.0	0.0	0.5	4.2	2.1

Nitrato – fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
30-Jan-07	7	2	0.2	0.1	7.5	2.7	9.1	3.1
31-Jan-07	8	3	0.2	0.1	8.0	2.5	9.3	3.3
01-Feb-07	9	4	0.2	0.1	10.0	3.5	10.5	4.4
06-Feb-07	15	5	0.0	0.0	8.2	2.0	7.3	2.5
08-Feb-07	17	6	0.2	0.1	9.5	3.3	10.8	3.6
13-Feb-07	22	7	0.1	0.1	11.0	2.6	13.3	2.6
14-Feb-07	23	8		0.0	10.2	6.6	13.6	6.7
15-Feb-07	24	9	0.1	0.1	9.9	3.9	11.8	3.8
27-Feb-07	36	10	0.3	0.1	11.4	3.8	9.9	5.0
28-Feb-07	37	11	0.3	0.0	9.4	2.4	10.6	3.9
01-Mar-07	38	12	0.0	0.3	10.0	2.8	10.7	3.9
06-Mar-07	44	13	0.1		8.3	4.0	9.6	1.7
08-Mar-07	46	14	0.1	0.2	9.5	2.7	10.9	4.8
13-Mar-07	51	15	0.2	0.1	16.1	2.7	3.3	2.8
15-Mar-07	53	16	0.0	0.0	4.3	0.2	3.9	2.2
20-Mar-07	58	17	0.2	0.2	12.2	1.4	7.8	5.1
22-Mar-07	60	18	0.2	0.0	7.5	0.7	6.6	3.7
27-Mar-07	65	19	0.2	0.0	7.8	7.8	0.2	3.4
29-Mar-07	67	20	0.2	0.1	7.5	0.2	3.1	3.3
03-Apr-07	72	21	0.1	0.0	2.5	0.2	6.1	8.1
04-Apr-07	73	22	0.0	0.0	14.7	0.3	7.4	2.8
10-Apr-07	79	23	0.1	0.2	4.1	0.6	7.7	3.1
12-Apr-07	81	24	0.1	0.1	8.0	0.4	0.3	3.3
17-Apr-07	86	25	0.1	0.1	8.8	0.6	9.1	4.6
19-Apr-07	88	26	0.2	0.3	7.8	0.4	0.6	4.6
24-Apr-07	93	27	0.1	0.1	7.0	8.6	0.4	3.5

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	0.1	0.1	8.9	2.6	7.5	3.8
Mediana (mg/L)	0.1	0.1	8.6	2.5	8.5	3.6
Desvio padrao (mg/L)	0.1	0.1	2.9	2.3	4.1	1.4
Máximo (mg/L)	0.3	0.3	16.1	8.6	13.6	8.1
Mínimo (mg/L)	0.0	0.0	2.5	0.2	0.2	1.7

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	1,5	1,3	4,8	4,9	4,3	4,8
Mediana (mg/L)	1,4	1,3	4,9	4,8	4,3	4,8
Desvio padrao (mg/L)	0,3	0,4	0,7	0,7	0,4	0,6
Máximo (mg/L)	2,2	1,9	5,9	6,7	5,0	6,5
Mínimo (mg/L)	0,9	0,7	3,3	3,8	3,4	3,9

Oxigênio dissolvido – fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m³.d; TAS 10 m³/m².d)			Reator UASB		Filtro biológico percolador			
Data	Dia operacional	campanha amostragem	Esgoto bruto	Efluente	Efluente Escória	Efluente Anéis	Efluente DHS	Efluente Conduíte
31/jan/07	8	3	0,2	0,5	6,1	6,2	4,9	6,5
1/fev/07	9	4	0,5	0,6	5,9	6,4	6,5	6,9
8/fev/07	17	6	0,7	0,0	6,8	5,3	5,1	6,8
13/fev/07	22	7	0,5	0,6	6,1	6,2	5,3	6,5
28/fev/07	37	11	0,3	0,6	6,1	5,2	5,1	6,8
8/mar/07	46	14	0,5	0,4	5,8	6,2	5,2	6,1
22/mar/07	60	18	0,6	0,5	5,9	5,5	5,5	5,1
29/mar/07	67	20	0,7	0,7	5,7	5,1	5,2	2,5
4/abr/07	73	22	0,5	0,6	5,9	5,7	4,9	5,8
10/abr/07	79	23	0,4	0,6	6,4	5,8	5,1	6,2
19/abr/07	88	26	0,4	0,7	6,3	6,1	5,1	6,6
26/abr/07	95	28	0,5	0,5	5,7	5,2	4,6	6,0

Estatística descritiva	Esgoto bruto	Efluente UASB	Efl FBP escória	Efl FBP anéis	Efl FBP DHS	Efl FBP conduíte
Media aritmética (mg/L)	0,5	0,5	6,1	5,7	5,2	6,0
Mediana (mg/L)	0,5	0,6	6,0	5,8	5,1	6,3
Desvio padrao (mg/L)	0,1	0,2	0,3	0,5	0,5	1,2
Máximo (mg/L)	0,7	0,7	6,8	6,4	6,5	6,9
Mínimo (mg/L)	0,2	0,0	5,7	5,1	4,6	2,5