



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA**

Tatiana Cardoso Delgado

**AVALIAÇÃO DE BACTÉRIAS NITRIFICANTES EM FILTROS
BIOLÓGICOS SUBMERSOS AERADOS**

**Natal-RN
2009**

Tatiana Cardoso Delgado

**AVALIAÇÃO DE BACTÉRIAS NITRIFICANTES EM FILTROS
BIOLÓGICOS SUBMERSOS AERADOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. Henio Normando de Souza Melo
Co-Orientador: Prof. Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto

**Natal-RN
2009**

TATIANA CARDOSO DELGADO

**AVALIAÇÃO DE BACTÉRIAS NITRIFICANTES EM FILTROS
BIOLÓGICOS SUBMERSOS AERADOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Henio Normando de Souza Melo – Orientador
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto – Co-Orientador
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

PhD. André Luís Calado Araújo – Examinador Interno
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Dr. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos – Examinadora Externa
Universidade Federal do Pernambuco

Natal, 06 de novembro de 2009

AGRADECIMENTOS

Á Deus por mais essa etapa na minha vida;

Ao meu noivo, Tiago Hiroshi Kobayashi, pela compreensão, incentivo e amor;

Ao Orientador Prof. Dr. Henio Normando de Souza Melo, pela confiança e oportunidade que depositou em mim para desenvolvimento desta pesquisa, bem como pela constante ajuda nas suas diferentes etapas.

Ao Co-orientador Prof. Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto, pelo constante ensinamento que me passou, nunca hesitando em me ajudar, mesmo que isto fosse feito aos sábados, domingos ou feriados. Levarei os ensinamentos passados para toda a minha vida profissional;

Ao PROSAB, programa em que está inserida esta pesquisa e a FINEP/CAIXA como financiadores;

À CAPES pelo apoio financeiro por meio da bolsa de estudo;

À professora Josette Lourdes de Sousa Melo, que juntamente com o professor Henio Normando de Sousa Melo, coordenam o Laboratório de Engenharia Ambiental e Controle de Qualidade (LEACQ), e me permitiu utilizar o espaço físico e os equipamentos que foram essenciais para realização desta investigação experimental;

À professora Beatriz Ceballos pelo treinamento realizado em Campina Grande;

À professora Dirlei Diedrich Kieling por compartilhamento de informações;

A todos os alunos, funcionários e professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária.

RESUMO

Neste estudo foi pesquisado um novo sistema de tratamento de efluente com filtros biológicos anaeróbios e aeróbios, visando a transformação das formas de nitrogênio. O principal objetivo deste trabalho foi avaliar, em escala piloto, quantitativamente e qualitativamente a comunidade bacteriana nitrificante em um sistema de tratamento de esgoto experimental composto por filtros biológicos submersos aerados em série, para compreender a dinâmica no processo de transformação de nitrogênio. Para tal, foram feitas coletas e análises laboratoriais tanto microbiológicas, no que diz respeito à NMP de Nitrosomonas e Nitrobacter, quanto físico-químicas, com relação à seqüência nitrogenada. Diante dos resultados obtidos pôde-se concluir que: a associação em série de filtros biológicos aeróbio sob condições controladas de nutrição e nível de oxigênio permitiu a formação da comunidade bacteriana responsável pela transformação de nitrogênio; o método utilizado, apesar de suas limitações, propiciou a seleção de microorganismos autotróficos nitrificantes, permitindo a identificação de Nitrosomonas e Nitrobacter; os sentidos de fluxo testados na unidade experimental não influenciaram a comunidade bacteriana nitrificante, certamente porque foram mantidos afogados e não ocorreu velocidade de fluxo capaz de cisalhar a biomassa formada; o processo de nitrificação ocorreu nos filtros biológicos aerados em todas as fases da pesquisa, tendo sido isto comprovado pelos exames microbiológicos; na terceira fase da pesquisa o aumento da taxa de oxigenação foi significativo para a comunidade bacteriana nitrificante nos filtros biológicos aerados, favorecendo seu crescimento, havendo desta forma relação entre a eficiência do sistema na nitrificação e a quantidade de organismos responsáveis por esse processo; os anéis de eletrodo utilizado nos filtros biológicos aerados mostraram desempenho satisfatório como material suporte para o desenvolvimento bacteriano nitrificante.

PALAVRAS-CHAVE: Nitrossomonas, Nitrobacter; Filtros biológicos; Nitrificação.

ABSTRACT

This study investigates a new treatment system of wastewater by anaerobic and aerobic biological filters for nitrogen modification. The main objective of this study was evaluate, on a pilot scale, quantitatively and qualitatively the bacterian nitrifying community in a experimental sewage treatment system made by aerobics biological filters in series, in search of figure out the dynamic of nitrogen modification process. It was collected and laboratorial analysed microbiologically, regarding NMP of Nitrosomonas e Nitrobacter, and physical-chemically considering nitrogen sequence. We conclude that: the association in aerobic biological filters under nutrition controlled conditions and oxygen level allows the appearance of bacterian community responsible for the nitrogen modification; the method used, despite its limitations, provided the selection of autotrophic nitrifying microorganisms, allowing the identification of Nitrosomonas and Nitrobacter; the flow direction tested in the experimental unit did not affect the nitrifying bacterial community, certainly because they were kept drowned and did not occur flow speed that could breake the formed biomass; the nitrification process happened in aerated biological filters in all phases of the research, comproved by microbiological tests; in the third phase of the research the increase of the oxygen rate was significant for the nitrificant bacterian community in the aerate biological filters, allowing its growth, occurring relation between the efficiency of nitrification system and the quantity of organisms responsible for this process; the conduit used in aerated biological filters showed satisfactory performance support material to the nitrifying bacteria development.

KEY-WORDS: Nitrossomonas; Nityrobacter; Biological Filters; Nitrification

LISTA DE FIGURAS

Figura 01: Percentual dos domicílios particulares permanentes urbanos, com serviço de rede coletora de esgotamento sanitário e/ou pluvial, segundo as Grandes Regiões – 2006.....	16
Figura 02: Aspectos a serem considerados na escolha do sistema de tratamento de esgotos em regiões desenvolvidas e em desenvolvimento.....	25
Figura 03: Decanto-digestor de câmaras em série.....	27
Figura 04: Corte longitudinal de um filtro com sentido de fluxo descendente.....	31
Figura 05: Corte transversal de um filtro com sentido de fluxo descendente, com vista das tubulações de entrada e saída de efluente.....	31
Figura 06: Filtro com fluxo ascendente com fundo falso.....	31
Figura 07: Outro tipo de filtro com fluxo ascendente com fundo falso.....	32
Figura 08: Representação esquemática das etapas envolvidas no transporte de oxigênio.....	36
Figura 09: Pedra britada.....	40
Figura 10: Conduíte cortado	40
Figura 11: Bloco colméia tipo de fluxo cruzado.....	41
Figura 12: Meio suporte tipo randômico, diferente modelos.....	42
Figura 13: Crescimento disperso.....	44
Figura 14: Crescimento aderido	44
Figura 15: Representação esquemática de um biofilme.....	46
Figura 16: Rota bioquímica proposta para o processo ANAMMOX.....	56
Figura 17: Visão geral da unidade piloto.....	61
Figura 18: Visão geral da unidade piloto	61
Figura 19: Visão geral dos filtros anaeróbios	62
Figura 20: Visão geral dos filtros anaeróbios.....	62
Figura 21: Esquema representativo do sistema para a nitrificação.....	63
Figura 22: Esgotamento tanque-séptico.....	64
Figura 23: Esgotamento filtro de pedra	64
Figura 24: Vista da tubulação superior.....	65
Figura 25: Vista da tubulação inferior.....	65
Figura 26: Visão da agulha utilizada.....	66
Figura 27: Mangueiras utilizadas na pesquisa.....	67
Figura 28: Vedação mangueira 3/4".....	67
Figura 29: Vedação mangueira 1/2".....	67
Figura 30: Filtro regulador de pressão e de retenção de óleo	68
Figura 31: Rotâmetro	68
Figura 32: Cruzeta com as entradas para as mangueiras	69
Figura 33: Série temporal do NMP Nitrosomonas para o primeiro filtro aerado.....	75
Figura 34: Série temporal do NMP Nitrosomonas para o segundo filtro aerado.....	76
Figura 35: Série temporal do NMP Nitrobacter para o primeiro filtro aerado.....	77

Figura 36: Série temporal do NMP Nitrobacter para o segundo filtro aerado.....	78
Figura 37: Gráfico Box Plot do NMP de Nitrosomonas primeira fase.....	79
Figura 38: Gráfico Box Plot da concentração de nitrito da primeira fase.....	80
Figura 39: Gráfico Box Plot do NMP de Nitrobacter na primeira fase.....	81
Figura 40: Gráfico Box Plot da concentração de nitrato da primeira fase.....	81
Figura 41: Gráfico Box Plot do NMP de Nitrosomonas segunda fase.....	82
Figura 42: Gráfico Box Plot da concentração de nitrito da segunda fase.....	83
Figura 43: Gráfico Box Plot do NMP de Nitrobacter segunda fase.....	84
Figura 44: Gráfico Box Plot da concentração de nitrato da segunda fase.....	84
Figura 45: Gráfico Box Plot do NMP de Nitrosomonas terceira fase.....	85
Figura 46: Concentração de nitrito encontrada na terceira fase.....	86
Figura 47: Gráfico Box Plot do NMP de Nitrobacter terceira fase.....	87
Figura 48: Concentração de nitrato encontrada na terceira fase.....	87

LISTA DE TABELAS

TABELA 01: Níveis de atendimento com água e esgotos dos prestadores de serviços participantes do SNIS	15
TABELA 02: Composição dos esgotos domésticos.....	17
TABELA 03: Características típicas de sólidos no esgoto	20
TABELA 04: Limites das concentrações de nitrogênio para as águas do território nacional estabelecidos pelo CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.....	23
TABELA 05: Composição do meio de cultura para o isolamento de bactérias nitrificantes utilizando a técnica do enriquecimento.....	48
TABELA 06: Vazões de ar testadas em cada fase	69
TABELA 07: Quadro das análises físico-químicas realizadas na pesquisa.....	70
TABELA 08: Quadro das análises microbiológicas realizadas na pesquisa.....	71
TABELA 09: NMP para Nitrosomonas com suas respectivas datas de coleta para o primeiro filtro aerado	75
TABELA 10: NMP para Nitrosomonas com suas respectivas datas de coleta para o segundo filtro aerado.....	76
TABELA 11: NMP para Nitrobacter com suas respectivas datas de coleta para o primeiro filtro aerado.....	77
TABELA 12: NMP para Nitrobacter com suas respectivas datas de coleta para o primeiro filtro aerado.....	78
TABELA 13: Dados de NMP (Nitrosomonas) referentes aos dois filtros aerados primeira fase.....	79
TABELA 14: Concentração de nitrito encontrada na primeira fase	79
TABELA 15: Dados de NMP (Nitrobacter) referentes aos dois filtros aerados primeira fase.....	80
TABELA 16: Concentração de nitrato encontrada na primeira fase.....	81
TABELA 17: Dados de NMP (Nitrosomonas) referentes aos dois filtros aerados segunda fase.....	82
TABELA 18: Concentração de nitrito encontrada na segunda fase.....	83
TABELA 19: Dados de NMP (Nitrobacter) referentes aos dois filtros aerados segunda fase.....	83
TABELA 20: Concentração de nitrato encontrada na segunda fase.....	84
TABELA 21: Dados de NMP (Nitrosomonas) referentes aos dois filtros aerados terceira fase.....	85
TABELA 22: Concentração de nitrito encontrada na terceira fase.....	85
TABELA 23: Dados de NMP (Nitrobacter) referentes aos dois filtros aerados terceira fase.....	86
TABELA 24: Concentração de nitrato encontrada na terceira fase.....	87
TABELA 25: NMP e limites a 95% de confiança para várias combinações de resultados positivos quando vários números de tubos são usados para diluição (10mL; 1,0mL e 0,1mL).....	97

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
1.1 OBJETIVO GERAL.....	12
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	12
1.3 HIPÓTESES	13
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1 SANEAMENTO NO BRASIL	14
2.2 ESGOTOS DOMÉSTICOS	17
2.3 NITROGÊNIO E ESGOTOS DOMÉSTICOS	22
2.4 TRATAMENTO DE ESGOTO	24
2.4.1 Filtros anaeróbios	28
2.4.2 Biofiltros aerados submersos	34
2.5 MEIO SUPORTE	39
2.6 CRESCIMENTO E SUSTENTAÇÃO DE BIOMASSA.....	44
2.7 NITRIFICAÇÃO.....	48
2.8 DESNITRIFICAÇÃO	52
2.9 PROCESSOS NÃO CONVENCIONAIS DE TRANSFORMAÇÃO E ELIMINAÇÃO DE NITROGÊNIO	55
2.9.1 Nitrificação heterotrófica	55
2.9.2 Processo ANAMMOX	55
2.9.3 Processo CANON	56
2.9.4 Processo SHARON	57
2.10 TÉCNICAS EMPREGADAS PARA O ESTUDO DE POPULAÇÕES MICROBIANAS	58
3 MATERIAIS E MÉTODOS	60
3.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA PESQUISADO	60
3.2 ETAPAS DA PESQUISA.....	62
3.3 PROCEDIMENTO METODOLÓGICO E TRATAMENTO DOS DADOS	71
3.3.1 Quantificação de Nitrosomonas	71
3.3.2 Número mais provável de Nitrosomonas	72
3.3.3 Quantificação de Nitrobacter	73
3.3.4 Número mais provável de Nitrobacter	73
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	75
5 CONCLUSÃO	88
6 RECOMENDAÇÕES	89
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	90
ANEXOS	97

1 INTRODUÇÃO

A interferência humana, através de suas atividades, sempre contribuiu para a introdução de compostos na água que afetam sua qualidade. Essas cargas de poluentes muitas vezes foram, e ainda são lançadas numa velocidade muito maior que a capacidade de autodepuração das águas.

Um maior conhecimento com relação à degradação da matéria orgânica carbonácea foi adquirido ao longo dos anos, porém uma nova preocupação surgiu, pois se notava que mesmo em baixa quantidade desse composto, havia no efluente final a presença de outros compostos não menos poluidores que a anterior para os corpos hídricos, dentre eles podem ser citados os compostos nitrogenados e fosfatados. Tanto o nitrogênio quanto o fósforo são compostos que ao se acumular em corpos aquáticos causam a eutrofização, que pode acarretar a mortandade de peixes, bem como prejudicar outros componentes do ecossistema aquático. Assim, várias configurações de reatores foram e ainda são projetadas não apenas para promover a remoção de matéria carbonácea, mas também de nitrogênio e fósforo.

A tecnologia de remoção de nitrogênio em sistemas de tratamento por filtros com biomassa aderida e retida nos interstícios em condições anaeróbias, aeróbias e anóxica, é uma tecnologia inovadora do ponto de vista de tratamento de efluente, quando se deseja remover esse composto.

Nos sistemas de tratamento de efluente, a matéria orgânica, seja ela carbonácea ou nitrogenada, é removida pela ação ativa de microorganismos sobre a parcela do esgoto. Dentre esses microorganismos, as bactérias são as mais importantes no processo, uma vez que são os principais responsáveis pela transformação de matéria orgânica em produtos mineralizados. No tratamento, observa-se que há interações biológicas, onde há a superposições de microorganismos, fazendo com que um aumento de um grupo, seja acompanhado pelo declínio de outros.

Com relação ao processo de transformação e remoção do nitrogênio pode-se dizer que as bactérias do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* são as principais responsáveis pelo processo de nitrificação (formação do nitrato a partir do amônio), enquanto que o gênero *Pseudomonas* (principal responsável) e bactérias heterotróficas são responsáveis pelo processo de desnitrificação (redução de nitrato a nitrogênio gasoso). Desta forma, a compreensão da comunidade bacteriana em sistemas de tratamento com filtros biológicos

são essenciais para a otimização do projeto e operação desses sistemas, quando se almeja a remoção do nitrogênio.

Neste estudo foi pesquisado um novo sistema de tratamento de efluente por filtros biológicos anaeróbios e aeróbios, no que diz respeito à transformação de nitrogênio. A unidade experimental foi configurada para permitir os processos de nitrificação nos referidos filtros.

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar, em escala piloto, quantitativamente e qualitativamente a comunidade bacteriana nitrificante em um sistema de tratamento de esgoto experimental composto por filtros biológicos aeróbios em série, visando compreender a dinâmica no processo de transformação de nitrogênio.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Identificar e quantificar as bactérias dos gêneros *Nitrobacter* e *Nitrosomonas* nos filtros biológicos aerados.
2. Correlacionar qualitativamente e quantitativamente as bactérias responsáveis pela transformação do nitrogênio com a eficiência do sistema em relação ao processo de nitrificação.
3. Avaliar se a comunidade bacteriana responsável pela transformação é influenciada quanto ao sentido de fluxo nos filtros (ascendente ou descendente).
4. Avaliar a influência da taxa de aeração no desenvolvimento da comunidade bacteriana e na eficiência do sistema.

1.3 HIPÓTESES

1. Através da associação em série de filtros biológicos aeróbio sob condições controladas de nutrição e nível de oxigênio, é possível formar a comunidade bacteriana responsável pela transformação de nitrogênio.
2. A comunidade bacteriana presente, responsável pela transformação de nitrogênio, não será influenciada quando o sentido do fluxo nos filtros for ascendente ou descendente, desde que os filtros estejam afogados e não ocorra velocidade de fluxo capaz de cisalhar a biomassa formada.
3. O material de enchimento, anéis de eletroduto, se apresentará como um bom material suporte para o desenvolvimento bacteriano em filtros aeróbios.
4. Através de uma taxa mínima de 0,01 m³ar/min de oxigênio será possível desenvolver os organismos responsáveis pela transformação do nitrogênio (bactérias nitrificantes).
5. O número de organismos nitrificantes será maior no filtro em que se tiver uma maior taxa de aeração.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 SANEAMENTO NO BRASIL

Nos últimos anos tem se observado que os projetos de saneamento tem saído de uma concepção sanitária clássica, em que se visava apenas a promover a saúde do homem, recaindo em uma abordagem ambiental, que inclui a conservação do meio físico e biótico. Com isso, a avaliação ambiental dos efeitos dos sistemas de saneamento nas cidades consolidou-se como uma etapa importante no processo de planejamento, no que se refere à formulação e seleção de alternativas e à elaboração e detalhamento dos projetos selecionados (SOARES et al, 2002).

Inicialmente, as ações de saneamento estavam restringidas ao abastecimento de água de boa qualidade e destinação final dos dejetos (esgotamento sanitário), recebendo maior atenção do poder público. Contudo, o crescimento da população e sua migração para os centros urbanos fizeram com que essas ações fossem ampliadas e atualmente enumeradas como sendo: abastecimento de água potável, coleta, tratamento e destinação final dos esgotos, acondicionamento, coleta, transporte e tratamento/destinação final dos resíduos sólidos, drenagem das águas pluviais, controle de doenças transmissíveis, controle de insetos e roedores e promoção da disciplina sanitária de uso do solo, dentre outras (FUNASA, 2006).

Dentro desse contexto pode-se entender que as ações do saneamento têm por objetivo tornar um ambiente sadio (sadio) em que às pessoas que habitam tal local usufruam de total estado de saúde. Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS), saúde não é apenas a ausência de enfermidade, mas o estado completo de bem-estar físico, mental e social. Assim, diante do exposto, pode-se compreender que saúde, saneamento e meio ambiente caminham juntos em direção a uma boa qualidade de vida da população e a um ambiente equilibrado.

A importância do saneamento e sua estreita ligação com a saúde pública não é a recente, pelo contrário, remete às antigas civilizações. A consciência desse fato fez com que as civilizações se desenvolvessem concomitante com as ações de saneamento. Contudo, a descontinuidade da evolução dos processos de saneamento nas diferentes partes do mundo pode ser justificada pela escassez dos meios de comunicação da época.

Dentro desse contexto deve-se compreender que saneamento, saúde e qualidade de vida devem ser analisadas como uma questão interligada, coletiva e de ação governamental prioritária. Porém, isso não é o que se observa no Brasil quando se

analisam os dados do Sistema Nacional de Informação de Saneamento (SNIS), publicado em 2007, em que o índice médio de atendimento urbano dos prestadores de serviços participantes do SNIS foi de 94,2% para água, 49,1% para coleta de esgotos e apenas 32,5% para tratamento dos esgotos.

Esses percentuais de atendimento apresentados pelo SNIS (2007) quando inclui a região rural, caracterizando todo o território nacional, se tornam menores e causam ainda maior preocupação. Tais percentuais são apresentados na tabela 01.

TABELA 01: Níveis de atendimento com água e esgotos dos prestadores de serviços participantes do SNIS

Abrangência	Índice de atendimento (%)				
	Água		Coleta de esgotos		Tratamento de esgotos gerados
	Total (IN ₀₅₅)	Urbano (IN ₀₂₃)	Total (IN ₀₅₆)	Urbano (IN ₀₂₄)	Total (IN ₀₄₆)
Regional	77,8	92,9	35,3	42,4	34,3
Microrregional	93,4	98,1	44,9	52,1	43,0
Local	91,6	98,3	68,9	73,3	27,3
Brasil	80,9	94,2	42,0	49,1	32,5

Fonte: SNIS (2007)

O quadro de disparidade pode ainda ser maior entre as cinco regiões do Brasil, quando se fala a respeito do percentual dos domicílios particulares permanentes urbanos com serviço de rede coletora de esgotamento sanitário e/ou pluvial. Dados do IBGE publicados em 2007, que mostraram a região Sudeste com 89,4% de atendimento desse serviço contra apenas 12,6% quando se observa a região Norte. Estes e outros percentuais, que refletem o número de domicílios atendidos por esse serviço, podem ser visualizados na figura 01.

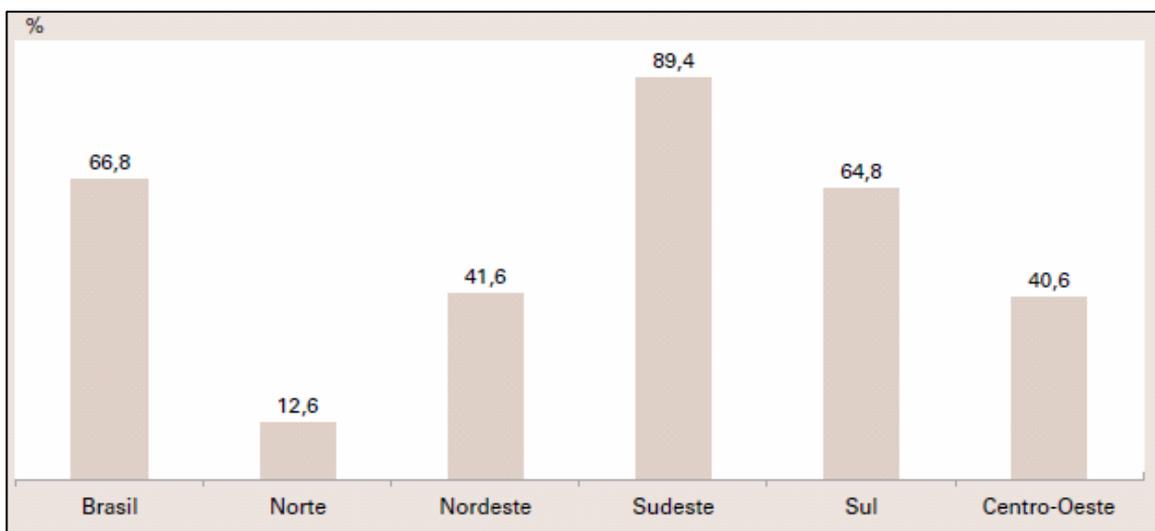


Figura 01: Percentual dos domicílios particulares permanentes urbanos, com serviço de rede coletora de esgotamento sanitário e/ou pluvial, segundo as Grandes Regiões – 2006.
 Fonte: IBGE (2007)

O IBGE neste mesmo ano mostrou que 61,5% dos domicílios urbanos brasileiros eram atendidos pelos serviços de saneamento considerados como completo ou adequado. Entende-se completo ou adequado aquele que inclui abastecimento de água por rede geral com canalização interna ligados à rede geral de esgotamento sanitário e/ou rede pluvial, e com serviço de coleta de lixo diretamente no domicílio. Dentro dessa abordagem também houve disparidade entre as cinco regiões do país, em que o Norte se mostrou atendido por este apenas 10,5%, Nordeste 34,5%; e Centro-Oeste, 37,2%, enquanto Sudeste e Sul apresentaram percentuais mais favoráveis (84% e 60,6%, respectivamente).

Outra importante conclusão que a pesquisa do IBGE (2007) demonstrou é que, conforme aumentavam as faixas de rendimento médio mensal, crescia o percentual de domicílios atendidos pelos três serviços simultaneamente. Os resultados mostraram que 40,2% dos domicílios atendidos situavam-se na faixa de até $\frac{1}{2}$ salário mínimo *per capita*, aumentando a medida que crescia a renda, chegando a 81,9%, na faixa de mais de cinco salários mínimos *per capita*.

Diante do quadro de déficit na área de saneamento no Brasil observa-se a grande demanda por sistemas de tratamento de esgoto como também dos outros componentes das ações do saneamento. Esses sistemas para ter maior aplicabilidade, diante da situação financeira do Brasil, precisam ter baixo custo, simplicidade operacional e funcionalidade, ou seja, devem apresentar um efluente final de boa qualidade e dentro dos padrões de lançamentos dos efluentes estabelecidos pela legislação federal, garantindo a manutenção da saúde pública e a conservação/preservação do meio

ambiente. Desta forma, as ações de saneamento do meio necessitam de enfoque diferenciado de acordo o local de implantação do projeto, onde devem ser respeitadas as características locais, culturais, sociais, ambientais e econômicas.

Dentro deste enfoque, é necessário buscar tecnologias apropriadas de saneamento para pequenas comunidades, onde a densidade demográfica é menor quando comparada às áreas urbanas, e com capacidade financeira mais limitada. Diante do exposto, nos próximos capítulos serão abordados com mais ênfase os esgotos, em particular, os esgotos domésticos.

2.2 ESGOTOS DOMÉSTICOS

A Norma Brasileira NBR 9648 (ABNT, 1986) define esgoto sanitário como sendo “despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária”. Entendendo-se como esgoto doméstico o “despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas”, esgoto industrial como “despejo líquido resultante dos processos industriais, respeitados os padrões de lançamento estabelecidos” e, por fim, água de infiltração como “toda água, proveniente do subsolo, indesejável ao sistema separador e que penetra nas canalizações”.

Com relação à composição dos esgotos domésticos, este é fruto das próprias atividades humanas, como lavagem, banhos, necessidades fisiológicas, cozimentos, dentre outras. Nuvolari et al (2003) apresenta um demonstrativo com a composição típica dos esgotos domésticos e sua origem, mostrada na tabela 02.

TABELA 02: Composição dos esgotos domésticos

Tipos de substâncias	Origem
Sabões	Lavagem de roupas e louças
Detergentes	Lavagem de roupas e louças
Cloreto de sódio	Cozinhas e na urina humana
Fosfatos	Detergentes e urina humana
Sulfatos	Urina humana
Carbonatos	Urina humana
Uréia, amoníaco, ácido úrico	Urina humana
Gorduras	Cozinhas e fezes humanas
Substâncias córneas, ligamentos de carnes e fibras vegetais não digeridas	Fezes humanas

Porções de amido (glicogênio, glicose) e de protéicos (aminoácidos, proteínas, albumina)	Fezes humanas
Urobilina, pigmentos hepáticos	Urina humana
Muco, células de descamação epitelial	Fezes humanas
Vermes, bactérias, vírus, leveduras	Fezes humanas
Outros materiais: areia, plásticos, cabelos, sementes, madeira.	Lançadas nos vasos sanitários e infiltração

Fonte: Nuvolari et al (2003)

Os esgotos domésticos possuem em sua composição aproximadamente 99,9 % de água e 0,1 % que inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos e microorganismos. Apesar dessa fração de contaminantes ser extremamente pequena, é a grande responsável pelos problemas de contaminação e poluição dos corpos aquáticos encontrados na atualidade.

É importante citar também que esta pequena parcela abriga, dentre outras coisas, grupos de microorganismos de seres patogênicos, ou seja, seres capazes de transmitir doenças.

Dentro desse contexto sabe-se que o lançamento indiscriminado dos esgotos nos corpos d'água sem nenhum tratamento prévio pode desencadear, dentre outros inconvenientes, alterações de sua qualidade, implicando limitações ao seu uso, prejudicando o abastecimento humano, elevando o preço do tratamento da água, agravando o quadro de escassez de água de boa qualidade tornando-se um veículo de transmissão de doença, além do prejuízo aos peixes e a outros organismos aquáticos, causando um desequilíbrio ecológico, eutrofização (explicada mais adiante), degradação da paisagem e impactos sobre a qualidade de população.

Os inconvenientes ocasionados nos corpos d'água ocorrem em virtude das características dos esgotos, entre eles: matéria orgânica solúvel, que causa a depleção de oxigênio e pode produzir gostos e odores às fontes de abastecimento; óleos e matérias flutuantes, que interferem na decomposição biológica e com a comunidade aquática; e materiais em suspensão, que podem formar bancos de lodo nos rios.

As características dos esgotos variam em função de diversos fatores como clima, cultura (hábitos, costumes), situação econômica e social. Desta forma, tais características

vão variar em função do uso ou dos usos à qual essa água foi submetida, ou seja, em qual ou em quais atividades humanas ela foi inserida.

As principais características dos esgotos domésticos estão organizadas em parâmetros físicos, químicos e biológicos, que traduzem indiretamente o seu caráter ou potencial poluidor, uma vez que há a dificuldade laboratorial em determinar todos os constituintes do esgoto, bem como em virtude de tais resultados não traduzirem muita coisa no seu sentido prático.

As características físicas dos esgotos podem ser interpretadas obtendo-se as grandezas correspondentes às determinações de matéria sólida, temperatura, odor, cor e turbidez. Destes os de maior importância em relação ao dimensionamento e controle de operação das unidades de tratamentos é a matéria sólida (JORDÃO & PESSOA, 2005).

A matéria sólida presente nos esgotos domésticos é classificada de acordo com diversos fatores, a saber: em função das dimensões das partículas (sólidos em suspensão, coloidais e dissolvidos); em função da sedimentabilidade (sólidos sedimentáveis, flutuantes e não sedimentáveis); em função da secagem, a altas temperaturas (sólidos fixos e voláteis), médias temperaturas (sólidos totais, suspensos totais e dissolvidos totais) e com relação a facilidade de degradabilidade ou composição (orgânica ou inorgânica).

Cada uma dessas classificações descritas acima será investigada em consonância com a sua finalidade e ajuda na tomada de decisão de qual tipo de tratamento escolher. Por exemplo, alto teor de sólidos voláteis significa alta concentração de matéria orgânica, o que leva a optar pelo tratamento biológico. Porém, é importante ressaltar que outros fatores devem ser considerados na hora da tomada de decisão por qual tipo de tratamento implantar. Podem ser úteis também nos exames de lodo, conhecendo-se sua estabilidade biológica e também na eficiência de tratamento dado.

A composição de matéria sólida típica dos esgotos sanitários e seu enquadramento quanto ao seu potencial de concentração podem ser vistas na tabela 03.

TABELA 03: Características típicas de sólidos nos esgotos

Matéria sólida	Esgoto Concentrado	Esgoto Médio	Esgoto diluído
Sólidos totais	1.160 mg/L	730 mg/L	370 mg/L
Sólidos Suspensos Totais	360 mg/L	230 mg/L	120 mg/L
Sólidos Suspensos Voláteis	280 mg/L	175 mg/L	90 mg/L
Sólidos Suspensos Fixos	80 mg/L	55 mg/L	30 mg/L
Sólidos Dissolvidos Totais	800 mg/L	500 mg/L	250 mg/L
Sólidos Dissolvidos Voláteis	300 mg/L	200 mg/L	105 mg/L
Sólidos Dissolvidos Fixos	500 mg/L	300 mg/L	145 mg/L
Sólidos Sedimentáveis	20 mL/L	10 mL/L	5 mL/L

Fonte: Jordão & Pessoa (2005)

A respeito da temperatura dos esgotos domésticos pode inferir que geralmente se mostrar com um valor um pouco a cima da temperatura das águas de abastecimento e do ar, variado numa faixa de 20 a 25 °C. Esta característica é de bastante relevância no monitoramento de ETE's, pois influencia as operações de origem biológica, a transferência de oxigênio e os fenômenos que envolvem a sedimentação.

Outra característica de natureza física dos esgotos domésticos que merece atenção é o odor. Existem odores bastantes característicos, como o de “mofo” para esgotos frescos e de “ovo podre” para esgotos mais velhos ou sépticos. Este último é ocasionado devido à formação do gás sulfídrico (H_2S), produto do processo decomposição anaeróbica do lodo contido nestes. Há também outros odores, mas eles podem ser de diversos produtos, como peixe ou produtos rançosos, ou alguma contribuição clandestina industrial.

Outro ponto de observação é na ETE, ao se selecionar a sua localização para implantação. O mau cheiro pode ser encontrado nas etapas de gradeamento, caixa de areia e nas operações de transferência e manuseio de lodo. Sendo assim, este deve ser considerado em relação a sua posição com a cidade, evitando problemas futuros com a circunvizinhança. A cor e a turbidez dos esgotos domésticos indicam a condição de sua decomposição, sendo cinza para esgotos mais jovens e preto para esgotos mais antigos e

já em estado avançado de decomposição. Especificamente com relação à turbidez os efluentes são importantes no monitoramento de ETE para investigar a eficiência com relação a atenuação dos sólidos suspensos.

As características químicas podem ser classificadas segundo a natureza orgânica ou inorgânica. Nos esgotos domésticos a maior parte dos sólidos é de origem orgânica, uma junção de proteínas, carboidratos, gordura, uréia, dentre outros. Estes são produtos dos restos advindos da própria dieta humana e suas excretas. Quanto a sua parte inorgânica pode-se dizer que é proveniente de areia e outros minerais vindos das atividades de lavagem de calçadas, domicílios, que podem chegar às canalizações de esgotos de forma direta ou infiltração.

Ao contrário do que muitos pensam, os esgotos domésticos podem ser considerados um ecossistema cheio de vida que abriga diversos microorganismos, dos quais pode-se citar bactérias, fungos, protozoários, vírus, algas. Desse grupo, merecem destaque as bactérias, uma vez que são os grandes agentes responsáveis pela estabilização biológica da matéria orgânica. Lembrando que alguns microorganismos presentes nos esgotos podem ser organismos patogênicos. Estes costumam ser expelidos juntamente com os excrementos de humanos que estejam portando uma doença.

Um dos grupos de bactérias presentes nos esgotos domésticos é o coliforme fecal, expelido pelo intestino do homem e outros animais de sangue quente em grande quantidade, e são bons indicadores de poluição nos corpos aquáticos.

Com relação às algas pode-se dizer que desempenham papel importante na oxidação aeróbia e redução fotossintética das lagoas de estabilização. Nestas elas se desenvolvem rapidamente, tendo um crescimento excessivo, acarretando problemas em corpos d'água, caso cheguem até lá, limitando o uso dessa água.

Desta forma, diante do que foi exposto pôde-se ter uma noção geral do conceito de esgoto doméstico e a importância do conhecimento de suas características que auxiliam na tomada de decisão na hora de se escolher o tipo de tratamento a ser implantado, bem como análise da eficiência de tratamento e se este tratamento tem recebido algum tipo de contribuição clandestina, como por exemplo, industrial.

Entendendo-se as características dos esgotos pode-se agora ter uma noção das formas e processos de tratamentos existentes. Porém, antes será abordado brevemente

um dos componentes dos esgotos com maior ênfase, o nitrogênio, devido ser o objeto de investigação do presente trabalho.

2.3 NITROGÊNIO E ESGOTOS DOMÉSTICOS

As formas predominantes do nitrogênio nos esgotos domésticos brutos são o nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal, ambos associados às atividades fisiológicas humanas. O nitrogênio orgânico corresponde a grupamentos aminas, originadas da quebra das proteínas, advindos das fezes humanas, restos celulares, descamações, enquanto que a amônia tem sua origem na urina humana, resultante do metabolismo das proteínas que existem sobre a forma de uréia, que é rapidamente hidrolisada pela enzima urease à carbonato de amônio (SAWYER *et al*, 1994).

Segundo Metcalf & Eddy (2003) as concentrações médias de nitrogênio orgânico encontradas nos esgotos brutos variam entre 8 a 35 mg-N/L, enquanto que as concentrações do nitrogênio amoniacal variam entre 12 e 50 mg-N/L. Como as demais formas de nitrogênio (nitrito e nitrato) no esgoto bruto geralmente têm concentrações desprezíveis, salvo algumas particularidades, essas formas são as mais significativas em esgotos brutos. A concentração de nitrogênio total dos esgotos brutos varia entre 20 a 85 mg-N/L, sob a forma de nitrogênio total Kjeldahl, denominação atribuída ao método laboratorial que quantifica conjuntamente amônia e nitrogênio orgânico. Esses valores variam segundo diversos fatores como clima, cultura, situação econômica e social, dentre outros.

Algumas particularidades com relação às concentrações de nitrato podem ser encontradas, como na cidade de Natal/RN, em que trabalhos desenvolvidos por Lucas Filho *et al* (2007) mostraram concentrações de nitrato alta em alguns pontos no sistema de abastecimento de água, o que interfere nas concentrações finais destas variáveis nos esgotos brutos.

O nitrato é a forma final de uma estabilização e pode ser utilizado por algas ou outras plantas para formar proteínas, que por sua vez podem ser utilizadas por animais para formar proteína animal.

A respeito do nitrito pode-se dizer que é muito instável no esgoto e rapidamente é oxidado a nitrato. Sua presença indica uma poluição recente e geralmente não excede 1,0 mg-N/L no esgoto bruto.

Outra implicação do nitrogênio é que o processo de nitrificação, conversão da amônia a nitrato, ocorre à custa de oxigênio dissolvido, removido do corpo aquático receptor. Quanto à amônia, na sua forma livre é tóxica aos peixes. Já o nitrato está associado a doenças como a metahemoglobinemia que acomete bebês recém-nascidos, que interfere na capacidade de transporte de oxigênio no sangue. Segundo Pohling (2009) a saúde da criança pode piorar em poucos dias e a falta de ar e a coloração azul da pele são os principais sintomas da doença. A causa desta doença é a substituição do oxigênio pelo nitrito na hemoglobina no sangue.

A ingestão de nitratos e nitritos pelo ser humano através da água ao longo do tempo, em níveis acima dos valores máximos permissíveis, acarreta diurese, danificação e hemorragia do baço.

Diante do que foi exposto pôde-se compreender o porquê de tal composto estar inserido na legislação federal CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Esta resolução descreve os limites das concentrações de nitrogênio para as águas do território nacional, que são mostradas na tabela 04.

TABELA 04 - Limites das concentrações de nitrogênio para as águas do território nacional estabelecidos pelo CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.

Classe	Nitrogênio amoniacal total	Nitrito	Nitrato
1 – Águas doces	3,7 mg/L N – para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N – para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N – para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N – para pH > 8,5	1,0 mg/L N	10 mg/L N
2 – Águas doces	3,7 mg/L N – para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N – para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N – para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N – para pH > 8,5	1,0 mg/L N	10 mg/L N
3 – Águas doces	13,3 mg/L N – para pH ≤ 7,5 5,6 mg/L N – para 7,5 < pH ≤ 8,0 2,2 mg/L N – para 8,0 < pH ≤ 8,5 1,0 mg/L N – para pH > 8,5	1,0 mg/L N	10 mg/L N
4 – Águas doces	-	-	-
1 – Águas salinas	0,40 mg/L N	0,07 mg/L N	0,40 mg/L N
2 – Águas salinas	0,70 mg/L N	0,20 mg/L N	0,70 mg/L N

3 – Águas salinas	-	-	-
1 – Águas salobras	0,40 mg/L N	0,07 mg/L N	0,40 mg/L N
2 – Águas salobras	0,70 mg/L N	0,20 mg/L N	0,70 mg/L N

A Resolução CONAMA nº 397 de 03 de abril de 2008, alterou o inciso II do § 4º e a Tabela X do § 5º, ambos do art. 34 da Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, quanto ao limites de concentrações de alguns de seus parâmetros estabelecidos para lançamento de efluente. Esta Resolução estabelece um limite de 20,0 mg-N/L para nitrogênio amoniacal total como padrão de lançamento de efluente, não sendo aplicável em sistemas tratamento de esgoto sanitário.

Nos sistemas de tratamento de esgoto o nitrogênio também tem sua importância, uma vez que é um elemento indispensável (nutriente limitante) para o crescimento dos microorganismos responsáveis pelo tratamento em si. No processo de desnitrificação (formação de nitrogênio gasoso, a partir do nitrato) quando realizado de forma controlada, acarreta economia de oxigênio e alcalinidade, ou deteriorização da sedimentabilidade do lodo, em virtude da aderência de bolhas de nitrogênio gasoso aos flocos em sedimentação, quando não realizado de forma controlada (VON SPERLING, 2005).

Apesar de sua importância e seu papel desempenhado nas ETEs, geralmente os efluentes finais apresentam um excesso de nitrogênio, sendo necessário removê-lo por meio de uma etapa destinada a remoção ou durante o processo de tratamento de forma concomitante. Essa remoção é necessária, pois como visto anteriormente, seus efeitos sobre o ambiente e a saúde humana são danosos.

Com relação ao tratamento de esgoto e suas etapas de remoção de nitrogênio e de outros componentes do esgoto serão abordados a seguir.

2.4 TRATAMENTO DE ESGOTO

Um sistema de canalização de efluente encaminha seus esgotos *in natura* ou tratados para os corpos receptores. A capacidade receptora destes em consonância com a sua utilização e com base nos padrões de lançamento de efluente pelo CONAMA, estabelece o grau de tratamento a ser dado para esses esgotos.

É importante frisar que o lançamento de esgoto sanitário sem um prévio tratamento causa alterações na qualidade da água, que pode ter grande magnitude ou não. Por isso

se devem considerar parâmetros como carga poluente lançada e a vazão deste corpo hídrico.

Dentro desse enfoque, deve-se compreender que sempre que se for analisar o nível de tratamento a ser implantado em determinado local, deve-se analisar as suas condições baseadas em critérios técnicos, econômicos e legais. É importante ressaltar que nem sempre o menor custo em estudos econômico-financeiros é necessariamente a melhor alternativa. Não há segundo Von Sperling (2005), fórmulas generalizadas para a tomada de decisão, e deve-se contar é com o bom senso da equipe técnica e uma configuração voltada em critérios ou pesos que devem ser atribuídos a diversos aspectos, sempre interligada à realidade do local, ou seja, a especificidade de cada região ou país.

Diante do exposto deve considerar que alguns itens podem ser críticos para países em desenvolvimento, como custo de operação, sustentabilidade e simplicidade, pode ter menor importância ou magnitude para países desenvolvidos, em que são muito mais críticas questões como eficiência, confiabilidade e disposição do lodo. Um quadro proposto por Von Sperling (2005) pode-se observar essa realidade mostrada na figura 02.

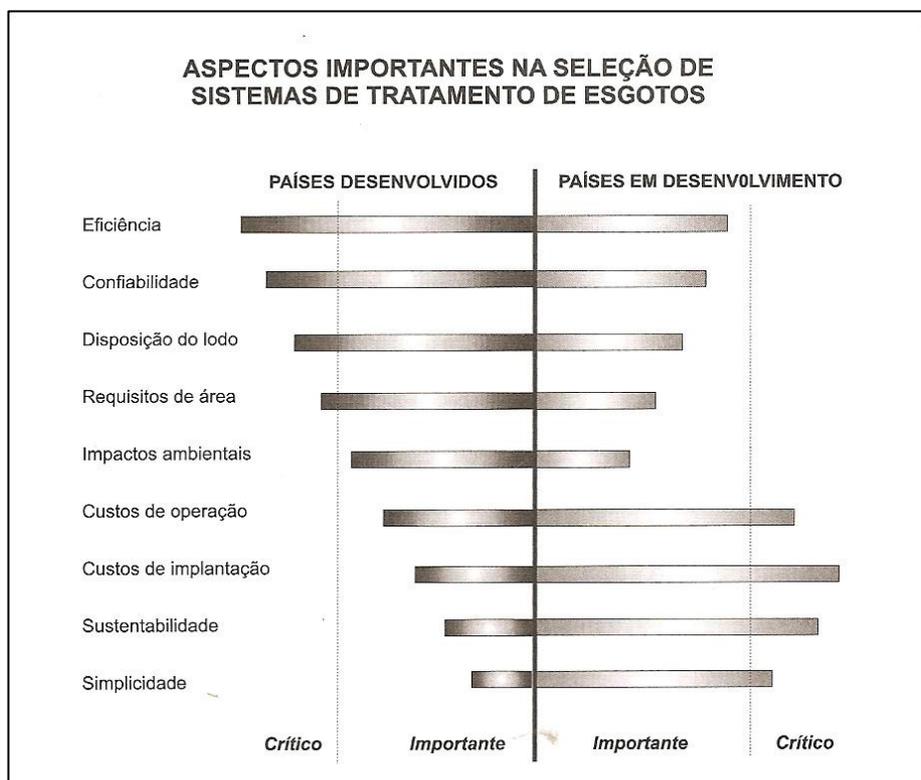


Figura 02: Aspectos a serem considerados na escolha do sistema de tratamento de esgotos em regiões desenvolvidas e em desenvolvimento.

Fonte: Von Sperling (2005).

Os compostos poluentes encontrados nos esgotos a serem removidos no tratamento de forma a enquadrar o lançamento a um padrão desejado ou vigente estão ligados a conceitos de nível e eficiência de tratamento. Os métodos de tratamento dividem-se em operações e processos unitários, e a integração destes compõe os sistemas de tratamento de esgotos. Esses processos de tratamento podem ser classificados como processos físicos, químicos e biológicos. Apesar de haver essa divisão tais processos não ocorrem isoladamente, como também influenciam indiretamente nos fenômenos inerentes a estes. Desta forma, o fenômeno predominante é o que define qual é a operação ou processo unitário.

Com relação às operações físicas unitárias pode-se dizer que nestes aplicam-se métodos de tratamento em que prevalecem os fenômenos físicos. Assim, caracterizam-se processos de remoção de compostos fisicamente separáveis dos líquidos e que, portanto não estejam dissolvidos. Estas têm como objetivo separar as substâncias em suspensão do esgoto, incluindo sólidos grosseiros, flutuantes e sedimentáveis. É importante citar que os métodos de gradeamento, mistura, floculação, sedimentação, flotação e filtração, enquadram-se nesta operação (JORDÃO e PESSOA, 2005)

Sobre os processos químicos unitários pode-se dizer que ocorrem em razão da aplicação de produtos químicos ou reações químicas. A necessidade de utilização de produtos químicos tem sido a grande causa da menor aplicação deste, uma vez interfere no aumento de custo do tratamento de esgoto. Geralmente, este é tido como opção quando nem os métodos físicos nem biológicos atenuam os componentes que se deseja reduzir, ou atenuar na qualidade desejada ou exigida por legislação. Nestes processos estão incluídos os métodos de precipitação química, coagulação, floculação e oxidação química (OP.CIT., 2005).

Os processos biológicos unitários, como seu próprio nome sugere, envolvem a remoção de poluentes por meio de processos que envolvem organismos presentes nos esgotos por meio de suas atividades através do metabolismo. Estes ocorrem por meio da transformação de compostos mais complexos em compostos mais simples envolvidos nas atividades de alimentação desses organismos.

O tratamento dos esgotos também pode ser classificado por meio de níveis de tratamento, que podem ser: preliminar, primário, secundário e terciário. O tratamento preliminar tem como principal objetivo a remoção de sólidos de maior dimensão (grosseiros) e areia. Para tal utiliza-se de processos de gradeamento e caixa de areia. Esta fase tem como finalidade proteger as unidades subseqüentes, as bombas e tubulações, evitar obstruções, facilitar o transporte de líquido e proteger os corpos

receptores. O tratamento primário tem como meta a remoção de materiais flutuantes (óleos e graxas), sólidos sedimentáveis e conseqüentemente, atenuar a carga de matéria orgânica. Para atingir tal finalidade utiliza-se de processos de sedimentação/flotação, por exemplo, como o uso de decantadores ou decanto-digestores, como mostra a figura 03.

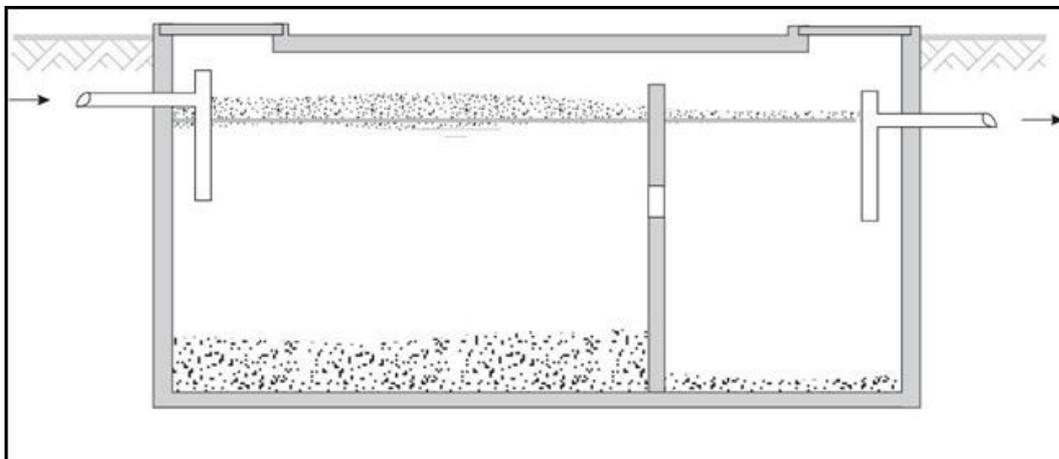


Figura 03: Decanto-digestor de câmaras em série.
Fonte: ANDRADE NETO, 2004

Quanto ao tratamento secundário, pode-se dizer que utiliza microorganismos para remover matéria orgânica dissolvida e suspensa, não removida nas etapas anteriores. Dentre esses microorganismos envolvidos os mais importantes são as bactérias, que por meio de seu metabolismo assimilam e processam esse componente, removendo-o dos esgotos. Para esse nível pode-se utilizar mecanismos como filtração biológica, lodos ativados e lagoas de estabilização aeróbias.

Por fim, o nível de tratamento terciário tem como finalidade remover os poluentes mais específicos, como nutrientes (fósforo e nitrogênio) e usualmente tóxicos. Nesse nível também se enquadra a remoção de organismos patogênicos. É nesse nível que se encontra o objeto de investigação da presente pesquisa, a remoção de nitrogênio.

Segundo Von Sperling (2005), os sistemas de tratamento de esgotos mais comumente envolvidos na remoção de nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo, são: lagoas de estabilização, sistema de disposição controlada do solo, processos físico-químicos, lodos ativados e reatores aeróbios com biofilmes. Este último será dado maior atenção nos capítulos seguintes.

Para alguns autores, o processo de remoção de nutrientes pode ser considerado um tratamento secundário, enquanto que para outros um nível terciário. Geralmente, quando a remoção ocorre ainda na etapa biológica do tratamento, esta é considerada secundária, já quando há uma etapa posterior específica para essa finalidade, ela é considerada terciária.

Dentre os sistemas de tratamento de esgotos em nível terciário podem-se citar também os filtros biológicos com biomassa aderida que associem ambientes anaeróbios, aeróbios e anóxicos, objetivando a remoção de nitrogênio, que são importantes do ponto de vista ambiental. Apesar disso, reatores que associem ambientes anaeróbios, aeróbios e anóxicos não são novos e, segundo Coletti *et al* (1997), essas associações constituem vantagem, em virtude da baixa produção de lodo do processo e da economia de energia.

Desta forma serão descritos alguns conceitos e definições sobre o sistema de tratamento de efluente com filtros biológicos, anaeróbios e aeróbios, bem como os aspectos e processos envolvidos na transformação e remoção de nitrogênio, envolvidos no experimento deste trabalho.

2.4.1 Filtros anaeróbios

A evolução do tratamento de esgoto por processos anaeróbios em unidades dimensionadas é recente. Acreditava-se anteriormente que o tratamento de águas residuárias por processo aeróbio era mais eficiente e que se aplicava o processo anaeróbio mais para digestão de lodo, com elevada concentração de sólidos orgânicos. Desta forma, segundo Campos *et al* (1999), a utilização dos métodos anaeróbios nas ETE's se detinham a certos tipos de lagoas e digestores rurais.

Esse quadro foi sendo transformado na medida em que estudos com reatores anaeróbios avançavam e iam sendo aplicados em escala real. Merece destaque a contribuição inicial das pesquisas com reatores anaeróbios realizadas por James C. Young e Perry L. Mccarty na década de 60. Camargo *et al* (2001) descreve em seu artigo um dos experimentos realizados por eles em 1969, em que operavam um filtro biológico anaeróbio, preenchidos por brita, obtendo-se resultados satisfatórios de eficiência de remoção de matéria orgânica.

Dentro desse contexto, segundo Jordão e Pessoa (2005), apesar de há vários anos o tratamento anaeróbio ter se firmado como alternativa para a estabilização do lodo de esgotos domésticos, sua aplicação como alternativa para tratamento biológico despejos líquidos, ainda deixa limitações quanto ao conhecimento da cinética e aplicação de modelagem matemática. Segundo os autores, condições como grande acumulação de biomassa no interior no reator devido à sedimentação, agregação a sólidos ou recirculação, beneficiando um maior tempo de retenção de microorganismos ao sistema;

melhor atividade microbiana e seu maior contato com o poluente, favorecem a utilização deste tipo de tratamento em reatores de alta taxa.

Assim, ao se ter alcançado um melhor conhecimento ao longo dos anos do processo anaeróbio, e especialmente na investigação de diferentes maneiras de se alcançar tempo de residência celular (tempo de retenção dos microorganismos no sistema) maior que o tempo de detenção hidráulica nestes sistemas anaeróbios, ajudou a terem uma maior aplicabilidade.

Existem três maneiras de retenção de biomassa nas unidades de tratamento anaeróbias, a saber: sistema em que o lodo se encontra aderido à superfície de material particulado móvel, formando um biofilme junto a partículas finas fluidizadas, chamado de reator anaeróbio de leito fluidizado; sistema em que o lodo se acha suspenso, agregado na forma de grânulo ou floco, conhecido como reator de manta de lodo ou UASB; e por fim, reatores em que a biomassa, através de uma fina camada de microorganismos, conhecidos como biofilme, se acha aderida a um material suporte qualquer, dispostos de forma aleatória, denominados filtros anaeróbios.

Entende-se por filtros anaeróbios, tanques preenchidos de peças sobrepostas (material de enchimento), constituindo um leito fixo, no qual se faz fluir o esgoto com auxílio de dispositivos de distribuição do afluente e drenagem do efluente posicionados em função do sentido do fluxo, que pode ser ascendente, descendente ou horizontal, (ANDRADE NETO, 2004).

Esse material de enchimento ou inerte serve de suporte para a aderência e desenvolvimento de microorganismos, formando um leito com elevado número de vazios. Esses microorganismos se desenvolvem sobre o material suporte na forma de biofilme e nos filtros afogados com sentido de fluxo ascendente, geralmente desenvolvem também grânulos ou flocos entre os espaços vazios (interstícios). O esgoto percola nos interstícios do leito filtrante, em contato com o lodo ativo retido. Desta forma, definem-se filtros biológicos como reatores biológicos com fluxo através da biomassa ativa e retida em um leito fixo.

No Brasil, esse tipo de tecnologia se tornou mais popular como alternativa de pós-tratamento para esgotos sanitários, quando a ABNT incorporou diretrizes básicas para projeto e construção de filtros anaeróbios por meio de sua associação com os tanques-sépticos, presente na NBR 7229/82.

Segundo Cavalcante (2007) o modelo de filtro anaeróbio recomendado pela NBR 7229/82 apresentou vários problemas operacionais, principalmente devido à dificuldade

de remoção do excesso de lodo acumulado na câmara inferior de entrada. Apesar disso, teve o mérito de difundir a alternativa de tratamento e provocar investigações científicas e discussões as quais iniciaram a evolução tecnológica do processo.

É importante citar também que apesar de ser mais popular como unidade de pós-tratamento, este modelo pode ser utilizado como alternativa para tratamento direto dos esgotos, principalmente os ricos em matéria orgânica dissolvida, pois diminui os riscos de colmatção dos interstícios entre o meio suporte.

Funcionalmente, como dito anteriormente, no filtro anaeróbio o esgoto percola em fluxo que pode ser descendente, ascendente ou horizontal, formado por um material suporte coberto por microorganismos e com espaços vazios preenchidos com microorganismos organizados sobre a forma de flocos e grânulos.

Neste tipo de unidade de tratamento os principais processos que atuam sobre a parcela dos poluentes do esgoto, depurando-os, são: retenção dos sólidos (partículas de pequenas dimensões até sólidos coloidais) por contato com o material suporte coberto por microorganismos (biofilme) e sedimentação forçada nos interstícios; e a própria ação destes microorganismos, tanto na forma de biofilme ou flocos e grânulos, estes últimos presentes entre os espaços vazios.

A respeito de sentido de fluxo nos filtros anaeróbios, pode-se discorrer que com relação ao sentido ascendente ou horizontal, estes se mostram sempre afogados quanto a seu leito, enquanto que, com os de sentido de fluxo descendente não necessariamente, ou seja, pode ter seu leito trabalhando afogado ou não.

Com relação à diferença entre os sentidos de fluxos pode-se afirmar que os de sentido de fluxo ascendente, o lodo retido nos interstícios flocula e granula em sustentação hidráulica, o que é um papel importante na remoção da matéria orgânica dissolvida dos esgotos. Já nos de sentido de fluxo descendente afogado não há sustentação hidráulica, e os interstícios funcionam como diminutos decantadores.

Nos filtros não afogados, em determinados casos o biofilme, localizado na superfície do meio suporte, pode não desempenhar um papel tão importante. Situação contrária é encontrada nos filtros descendentes afogados, em que os microorganismos atuantes na bioremediação dos poluentes, se encontram na forma de biofilme aderido à superfície do material suporte. Os sentidos dos fluxos ascendente e descendente podem ser visualizados nas figuras 04, 05, 06 e 07.



Figura 04: Corte longitudinal de um filtro afogado com sentido de fluxo descendente.

Fonte: Campos *et al* (1999)

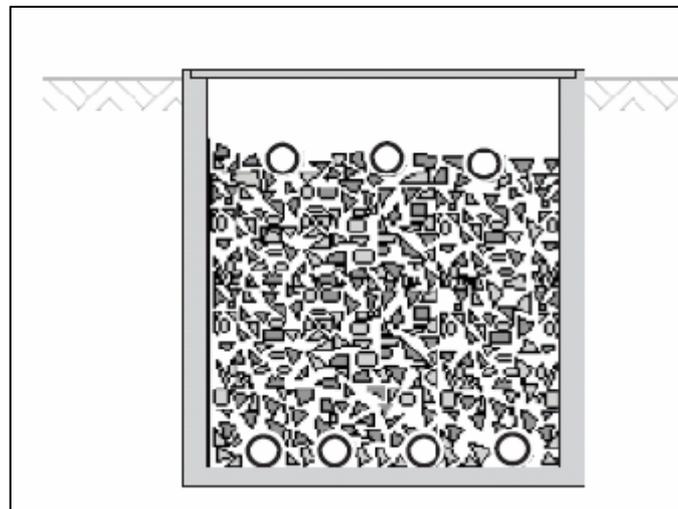


Figura 05: Corte transversal de um filtro afogado com sentido de fluxo descendente, com vista das tubulações de entrada e saída de efluente.

Fonte: Campos *et al* (1999)

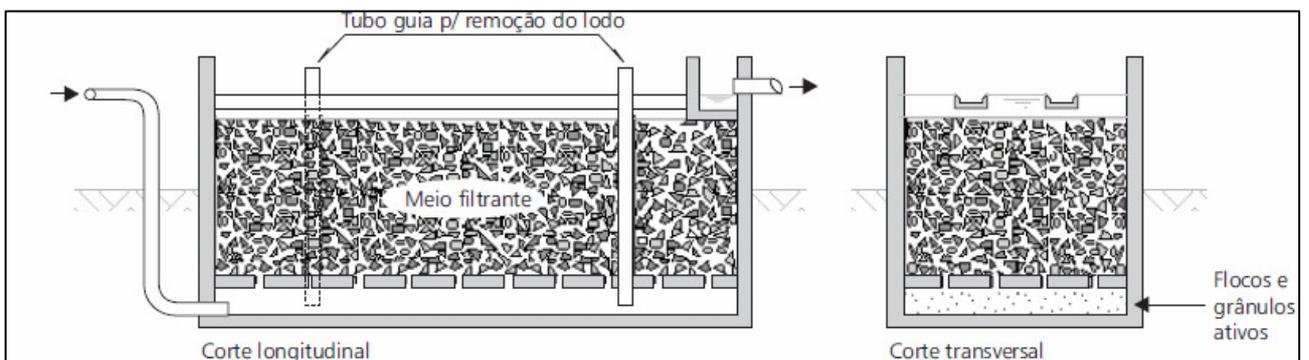


Figura 06: Filtro com fluxo ascendente com fundo falso.

Fonte: Campos *et al* (1999)

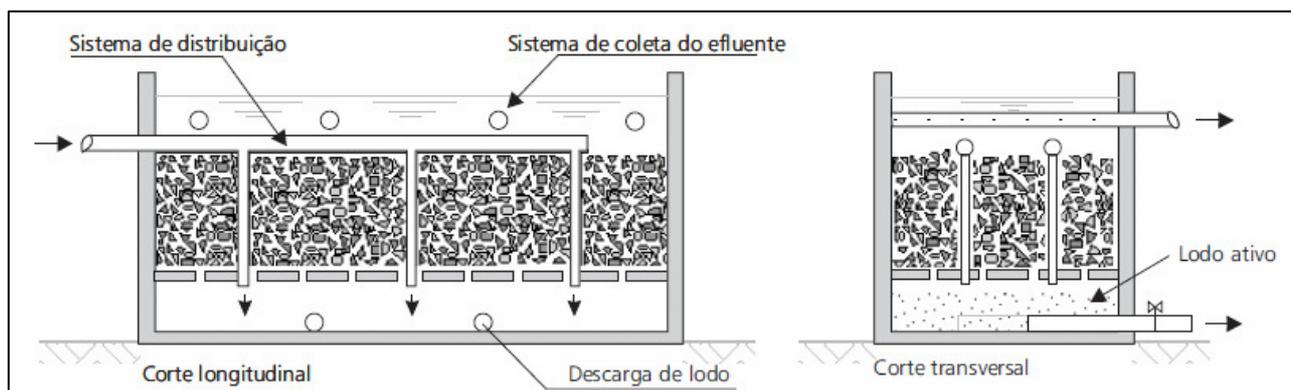


Figura 07: Outro tipo de filtro com fluxo ascendente com fundo falso.

Fonte: Campos *et al* (1999)

Os filtros são utilizados para pós-tratamento de outras unidades anaeróbias porque, além de complementar o tratamento, sua capacidade de reter sólidos e de recuperar-se de sobrecargas qualitativas e quantitativas confere elevada segurança operacional ao sistema e maior estabilidade ao efluente, mantendo as vantagens do tratamento anaeróbio – produz pouco lodo, não consome energia, tem operação simples e baixo custo.

O efluente de um filtro anaeróbio é geralmente bastante clarificado e tem relativamente baixa concentração de matéria orgânica, inclusive dissolvida. Porém, é rico em sais minerais. É muito bom para a disposição no solo, seja para infiltração ou para irrigação com fins produtivos. As baixas concentrações de sólidos suspensos também facilitam a desinfecção por processos físicos ou químicos.

Os filtros são constituídos de um leito de material inerte, que retém em sua superfície, bem como nos interstícios, microorganismos responsáveis pelo processo de estabilização da matéria orgânica.

O processo de tratamento de efluentes através de filtros anaeróbios tem demonstrado grande potencialidade no tratamento de esgotos sanitários, tanto pela sua facilidade construtiva, como operacional. É caracterizado por ser de baixo custo construtivo e operacional e significativa remoção de carga orgânica, entretanto, este tratamento requer um maior grau de eficiência para atender as condições ideais de lançamento de efluente com relação ao nitrogênio.

No âmbito do PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico) várias pesquisas vêm sendo realizadas utilizando-se filtros anaeróbios no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, estudando-se o desempenho de filtros anaeróbios com

diferentes materiais de enchimento e sob várias condições operacionais, obtendo-se resultados médios de DQO total no efluente abaixo de 100 mg/L, DBO abaixo de 60 mg/L e concentrações de sólidos suspensos menores que 20 mg/L, com ótimo aspecto visual.

Campos *et al.* (1999) expõe que os filtros ascendentes, se mostram sempre afogados, apresentando maior retenção de lodo em excesso e maiores riscos de colmatação dos interstícios. Já com relação aos filtros com fluxo descendentes esses mesmos autores expõem que os de leito afogado apresentam facilidades para remoção do lodo em excesso e menor risco de colmatação no leito, uma vez que parte do lodo em excesso é gradativamente arrastado pelo efluente, além de poderem receber afluentes com maior concentração de sólidos do que os de fluxo ascendente, por terem uma eficiência mais distribuída em todo o leito com a participação tanto do biofilme como do lodo floculento e granulado.

Andrade Neto et al (2001) comparando o desempenho de dois filtros anaeróbios com volumes iguais, mesmo material de enchimento e o mesmo afluente e vazões, mas com sentido de fluxo diferentes, sendo um com fluxo ascendente e outro com fluxo descendente afogado, concluíram que ambos os fluxos propiciaram uma eficiência equivalente, com relação a remoção matéria orgânica e sólidos.

Pesquisas desenvolvidas utilizando filtros anaeróbios têm demonstrados ótimos resultados, como os de Andrade Neto *et al* (2002), que utilizou quatro filtros anaeróbios com diferentes materiais de enchimentos alimentados por esgotos domésticos, alcançaram resultados de efluentes com médias de DQO total abaixo de 100 mg/L e baixas concentrações de sólidos suspensos (menos de 20 mg/L de SS, que facilita a desinfecção), com ótimo aspecto visual e sem problemas de maus odores. O trabalho demonstrou que para tratamento de esgotos sanitários em regiões de clima quente, o uso de sistemas totalmente anaeróbios, compostos com filtro anaeróbio antecedido de decanto-digestor ou reator de manta de lodo (UASB), é perfeitamente viável, tanto do ponto de vista tecnológico como do econômico.

Couto (1993) utilizando um sistema de tratamento por filtro anaeróbio com fluxo ascendente, testou três filtros preenchidos por diferentes materiais de enchimento (anel de polipropileno, pedra britada nº 4 e anel de bambu), alimentado por esgoto doméstico proveniente da cidade de Campinas, estado de São Paulo, avaliando diferentes TDH (24, 12, 8 e 4), alcançou resultados de remoção DBO e DQO na faixa de 60 a 80 % e 70 a 80 % de remoção de sólidos suspensos. Esse experimento concluiu que em relação ao TDH este deve ser maior ou igual a 8 horas, e que com relação aos materiais de enchimento

os resultados foram equivalentes e que os filtros anaeróbios são perfeitamente aplicáveis ao tratamento de esgotos sanitários.

Jordão *et al* (2005), ao desenvolver pesquisas no Centro experimental de tratamento de esgoto da UFRJ utilizando filtros anaeróbios, alimentados por efluentes de tanque-séptico, onde cada filtro tinha enchimento de 1,20m de altura sobre o fundo falso, o qual se encontrava distante 0,40 m do fundo do filtro, preenchido com seu respectivo meio suporte (meio plástico randômico de anéis com 20 cm de diâmetro, marca AMBIO; brita n.º; e cubos de espuma de colchão em polietireno com 3cm de lado) alcançou resultados de eficiência total com relação a remoção DBO em torno de 62 a 68% e de sólidos suspensos totais na faixa de 90 a 93 % e concluiu que esse sistema apresentou uma elevada eficiência, esperada para sistemas como este.

Outro experimento que corrobora a eficiência utilizando filtros anaeróbios é o desenvolvido por Corea *et al* (1998) que alcançou um efluente com concentração de sólidos suspensos inferior a 30 mg/L e turbidez com menos de 15 UNT. Os filtros anaeróbios eram alimentados por efluente de fossas sépticas. Esta pesquisa apresentou que o efluente tinha uma boa qualidade para disposição no solo e que seu baixo custo, construção simples e a possibilidade de adequar o material de enchimento a realidade local de implantação, sem alterações significativas no desempenho, torna esse tipo de sistema bastante viável.

2.4.2 Biofiltros aerados submersos

Nos últimos anos as tendências registradas apontam para ETEs mais compactas, de operação estável e de baixo impacto ambiental. Imagina-se, que dentre alguns anos serão exigidos ETEs com alta eficiência, remoção de nutrientes e baixa produção de lodo (GONÇALVES *et al*, 2001). Os biofiltros aerados submersos atendem a alguns desses requisitos descritos, uma vez que são compactos, de impacto relativamente baixo e totalmente possível de ser implantados no meio urbano.

Os biofiltros aerados submersos, também conhecidos como filtros aerados submersos, surgiram na Europa, na década de 80, possuindo, portanto um desenvolvimento recente. Eles estão inseridos dentre as variantes dos reatores aeróbios com biofilmes, ou seja, sistemas de tratamento de esgoto em que a massa de microorganismos cresce aderida a um meio suporte.

Segundo Von Sperling (2005) esses sistemas podem ser usados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Dessa maneira, estes últimos substituem os decantadores primários e o lodo excedente da etapa aeróbia pode ser retornado aos reatores anaeróbios para a realização do adensamento e digestão, caso não estejam estabilizados.

Os biofiltros aerados submersos são basicamente formados por um tanque preenchido com um material poroso, através do qual fluem permanentemente esgoto e ar. Em quase todos os processos existentes o meio poroso é mantido sob total imersão no fluxo hidráulico.

Segundo Jordão e Pessoa (2005) constitui-se uma unidade de filtração biológica aerada, em parte semelhante aos filtros biológicos convencionais, pela razão da eliminação dos poluentes ser por meio dos microorganismos através da percolação, em outra parte assemelhando-se aos filtros, utilizados nas unidades de tratamento de água, de rápida ação de retenção de partículas sólidas, e remoção do material retido por contralavagem. Este tipo de reator é trifásico, onde a fase sólida é composta pelo meio suporte e pela colônia de microorganismos. Já a fase líquida é composta pelo efluente, que permanece em escoamento através do meio poroso. A fase gasosa é formada pela aeração artificial, e em menor escala pelos gases subprodutos da atividade biológica.

O fluxo de ar no biofiltro aerado submerso é sempre ascendente, já o fluxo do líquido pode ser ascendente ou descendente. Esse fluxo garante a fase aeróbia, a partir do fundo do reator, fornecendo aos organismos o oxigênio necessário para sua sobrevivência e conseqüentemente para a estabilização dos poluentes. O processo de tratamento envolvido nos reatores com biofiltros é o mesmo que qualquer outro tratamento que possibilite o desenvolvimento do biofilme. É nele que ocorrem os processos de transformações metabólicas de estabilização dos poluentes. Os substratos são transferidos por meio dos processos de difusão, inicialmente através do filme líquido na interface líquido/biofilme e, em seguida, através do próprio biofilme (GONÇALVES *et al*, 2001).

Diante do exposto, pode-se perceber a importância que as limitações de transferência de massa assumem no processo de tratamento. Assim, um melhor desempenho do reator está diretamente relacionado com a minimização dessas limitações. A velocidade de transferência de oxigênio para as células é outro fator

limitante, que determina a velocidade de conversão biológica em muitos sistemas aeróbios. A disponibilidade de oxigênio para os microorganismos depende de alguns fatores: solubilidade e transferência de massa e velocidade de utilização do oxigênio dissolvido (OP.CIT., 2001).

Quando esses reatores são utilizados como unidades de pós-tratamento de efluentes anaeróbios, os mecanismos de transporte envolvem o oxigênio para a seqüência nitrogenada, na forma de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. As etapas de transferência de oxigênio nesse processo podem ser descritas, como: transferência do oxigênio da fase gasosa para o meio líquido; transferência do oxigênio, do nitrogênio amoniacal e do nitrato da fase líquida para o suporte de gel; transferência dentro do suporte do oxigênio, do nitrogênio amoniacal e do nitrito; e transferência do produto intermediário (nitrito) e do produto final (nitrato) para o meio líquido (OP.CIT., 2001). Essas e outras etapas de transporte de oxigênio podem ser visualizadas na figura 08.

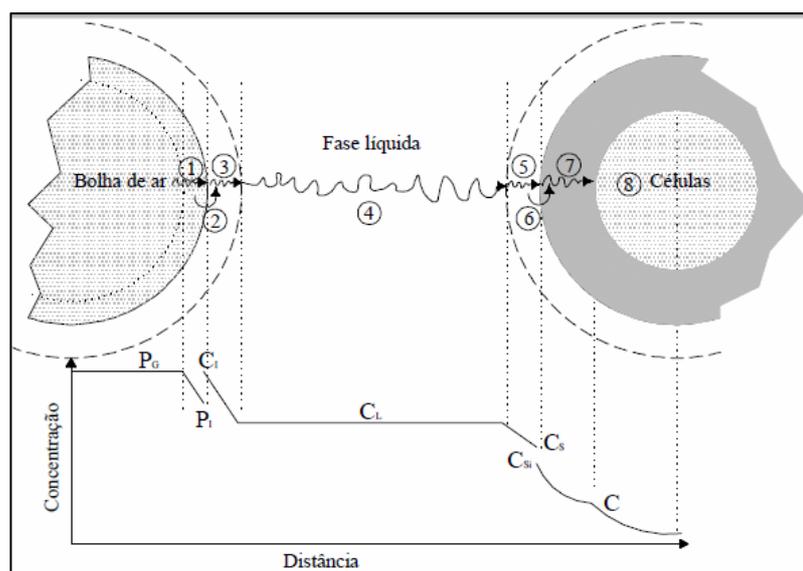


Figura 08. Representação esquemática das etapas envolvidas no transporte de oxigênio.

Fonte: Adaptado de AILEY e OLLIS, 1986 por FAZOLO, A., 2000 *apud* GONÇALVES *et al*, 2001

As resistências consideradas nos sistemas trifásicos estão:

- 1 - no filme gasoso dentro da bolha, entre o seio do gás na bolha e a interface gás-líquido;
- 2 - na interface gás-líquido;
- 3 - no filme líquido, próximo à interface gás-líquido, entre essa interface e o meio líquido;
- 4 - no meio líquido;
- 5 - no filme líquido, entre o meio líquido e a interface líquido-sólido (resistência externa);
- 6 - na interface líquido-sólido;

7 - na fase sólida (resistência interna);

8 - nos sítios de reação bioquímica (dentro dos microrganismos).

A magnitude relativa dessas resistências depende da hidrodinâmica da bolha, da solubilidade do oxigênio, da temperatura, da atividade celular, da composição da solução e de fenômenos interfaciais, segundo Baliey e Oliss, 1986 *apud* Gonçalves *et al*, 2001. Há duas variantes dos biofiltros aerados, a saber: biofiltros com enchimento granulado e biofiltros com leito estruturado.

Com relação ao biofiltro com enchimento granulado pode-se dizer que possui elevada superfície específica, com fluxo descendente ou ascendente, ou um leito granular flutuante com fluxo ascendente. Neles ocorre a fixação dos microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico, servindo como meio suporte. Além disso, este tipo de leito atua também como meio filtrante dos sólidos em suspensão, retendo-os por filtração física.

Devido ao desenvolvimento da massa de microrganismos, ocorre a colmatação progressiva dos interstícios, exigindo a retirada do excesso periodicamente. A retirada é realizada por meio de lavagens por contracorrentes, geralmente na frequência de dois em dois dias, por um tempo de 20 minutos. Esta lavagem normalmente é realizada com o próprio efluente tratado e ar. (JORDÃO & PESSOA, 2005).

Durante a lavagem, a alimentação com esgoto é interrompida, e são realizadas descargas seqüenciais de ar e água de lavagem.

Suas dimensões reduzidas, visto que o meio interno é leve e pode ter maior altura, ocupando menor área que os sistemas de lodos ativados; elevada eficiência, resultados estáveis, disponibilidade de se dispor de zona anóxica, podendo-se alcançar os processos de nitrificação-desnitrificação (remoção de nitrogênio); e a possibilidade, ainda em comparação aos processos de lodos ativados, de operar sem decantador final, mantendo a concentração de DBO efluente menor que 30 mg/L, e de SS inferior a 40 mg/l, são algumas de suas vantagens (JORDÃO e PESSOA, 2005).

Com relação ao outro tipo de biofiltro aerado submerso, com leito estruturado, pode-se dizer que caracterizam-se pelo enchimento do mesmo tipo utilizado para filtros biológicos percoladores. Neste, não há retenção física da biomassa pela ação da filtração, não se utilizando desta forma da contra-lavagem, necessitando-se de um decantador secundário, para a sedimentação do lodo. Podem operar com fluxo ascendente ou descendente e, o fornecimento de ar é feito por meio de difusores de bolhas grossas,

colocados na parte inferior do filtro e alimentados por sopradores (VON SPERLING, 2005).

É importante ressaltar que apesar de se perder por um lado pela construção de uma outra unidade no sistema, por outro lado se ganha no aspecto operacional, pela supressão das operações de contra lavagem e injeção de ar, que tem um elevado custo.

Pesquisas desenvolvidas por Gonçalves *et al* (1997) operando um reator UASB, com 46 litros de volume útil (altura de 4,6 m e diâmetro de 100 mm) e um biofiltro aerado submerso em série, com 6,3 litros (altura de 0,8 m e diâmetro de 100 mm) tratando esgoto sanitário a nível secundário, proveniente ETE de camburí (Vitória-ES), alcançou resultados de efluente final com 10 mg/L de sólidos suspensos, 10 mgO₂/L de DBO₅ e 50 mgO₂/L de DQO.

Neste trabalho, os autores concluem que as eficiências globais de remoção de SS, DBO₅ e DQO situaram-se sempre em torno de 95%, 95% e 88% respectivamente e os resultados apresentados confirmaram a viabilidade de produção de efluentes de excelente qualidade através da associação dos reatores UASB e BF, que possuem baixo consumo energético, podendo-se constituir uma solução interessante para o tratamento de esgoto sanitário em regiões metropolitanas brasileiras.

Chagas (2006) avaliou o desempenho de um filtro biológico aerado submerso (volume de 605 L), utilizando material alternativo como meio suporte no pós-tratamento do efluente proveniente do reator UASB (25 m³), precedendo um decantador secundário. Nesta pesquisa, o sistema era alimentado por esgotos domésticos, numa vazão de 150 L/h, proveniente de uma derivação dos esgotos gerados no conjunto residencial da USP (apartamento e restaurante), em que se testaram três regimes distintos de operação, com duração de 75, 80 e 54 dias, com taxas de aplicação 0,2, 0,4, 0,8 L/h, respectivamente.

Os resultados apresentados por este, apontaram para um efluente com concentrações médias de DQO em torno de 78 mg/L, DBO em torno de 28 mg/L, sólidos suspensos 27 mg/L, 12 mg/L de NTK e 23,4 mg/L de nitrato. As eficiências de remoção alcançadas foram de 68% de DQO, 76% de DBO, 79% de SST e 75% de NTK, estes resultados. se referem ao terceiro regime

Pesquisa desenvolvida por Godoy (2007) ao empregar um sistema UASB + biofiltro aerado submerso em escala real, avaliando-se a eficiência de remoção do FAS, apresentou também bons resultados. Esta pesquisa foi desenvolvida em duas fases, uma sem a adição do inóculo para a fase I, e outra com inóculo para a fase II. Na primeira fase, aplicou-se uma vazão de 380 m³/d, cargas orgânicas volumétricas de 3 Kg DQO/

m^3 .dia, com carga hidráulica de $8 \text{ m}^3/\text{m}^2$.d e TDH de 170 minutos. Os resultados de eficiência média alcançados nestas fases foram de 40% na remoção de DQO e 35% para o SST. Já para a segunda fase os resultados, sob as condições de vazão de $500 \text{ m}^3/\text{d}$, COV de $4 \text{ Kg DQO}/\text{m}^3$.dia, com CH de $11 \text{ m}^3/\text{m}^2$.d e TDH de 130 minutos, com relação a eficiência foram de 36% na remoção de DQO e 30% para o SST.

A autora de tal trabalho concluiu que o desempenho BAS foi satisfatório como unidade de pós-tratamento de reator UASB na fase de partida, mesmo sendo submetido a altas cargas hidráulicas e orgânicas, sendo, portanto, uma alternativa vantajosa para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, que produz um efluente de excelente qualidade.

Outro experimento, desenvolvido por Barbosa (2006), que empregou um sistema combinado de tratamento (anaeróbio/aeróbio) constituído por tanque-séptico e Biofiltro aerado submerso, alimentados por esgotos domésticos, alcançou resultados bastante animadores, efluente com concentração de $19,2 \text{ mg/L}$ de DQO e $11,9 \text{ mg/L}$ de COT, com eficiências de remoção de 80% e 88% respectivamente, para a primeira fase, sob as condições em que a unidade TS foi operada com tempos de detenção hidráulica (TDH) variando de 12 a 24 horas, enquanto a unidade BAS operou com TDH de 4 horas, taxa de aplicação superficial de $5,01 \text{ m}^3/\text{m}^2$.dia e COV média de $1,05 \text{ kgDQO}/\text{m}^3$.dia. Já para a segunda fase os resultados alcançados de eficiência de remoção de DQO e COT de 76% e 83% respectivamente, sob as condições de TDH de 15 horas para o TS e de duas horas para a unidade BAS, taxa de aplicação superficial de $10,02 \text{ m}^3/\text{m}^2$.dia, e COV média de $1,97 \text{ kgDQO}/\text{m}^3$.dia.

Este trabalho concluiu que esse sistema, tratando esgoto doméstico, pode proporcionar um efluente de boa qualidade, e que a unidade BAS pode ser considerada uma alternativa viável tecnicamente ao pós-tratamento de efluente de TS.

2.5 MEIO SUPORTE

O meio suporte, antes chamado de “meio drenante”, é constituído de uma massa de sólidos, depositada na parte interior do filtro, com a finalidade de, como seu próprio nome sugere servir de meio de sustentação ou suporte para o desenvolvimento da massa de microorganismos. Esses microorganismos, como explicado anteriormente, são os responsáveis pela estabilização dos poluentes. Na superfície de cada material de enchimento nos filtros biológicos há a fixação e o desenvolvimento de microorganismos,

chamados também de biofilme, e nos interstícios há a formação de flocos e grânulos destes seres, principalmente nos filtros afogados.

Como dito anteriormente os três principais fenômenos que agem nos esgotos no biofiltro são: retenção de sólidos de pequenas dimensões ou partículas, em virtude do contato com o material suporte; sedimentação forçada nos espaços entre o material de enchimento (interstícios) e por fim a ação microbiana pelo biofilme, tanto no esgoto quanto também no lodo (CAMPOS *et al*, 1999).

Para selecionar o tipo de material a ser utilizado como meio suporte na unidade de tratamento de efluente deve-se considerar diversos fatores, dentre eles a disponibilidade local da matéria-prima ou do material já pronto, custo de transporte, montagem, acessibilidade e facilidade de limpeza. Propriedades físicas são importantes fatores a serem considerados, como ser inerte, rígido, não sofrer alterações por reações biodegradáveis, ou desgastes excessivos, densidade, área superficial e que permitam esforços do peso do homem sobre a superfície do meio suporte.

Vários materiais de enchimento já foram testados em diferentes pesquisas, a saber: pedra britada de diferentes tamanhos; anéis de plásticos cortados, hidrobol, tampa de garrafas PET; produtos cerâmicos (tijolos), bambu, dentre outros. Muitos destes após terem sido comprovados suas eficiências e limitações já fazem parte de sistema de tratamento por filtros em ETEs em escala real. Alguns exemplos de material suporte podem ser visualizados nas figuras 09 e 10.



Figura 09: Pedra britada



Figura 10: Conduíte cortado

Atualmente para os filtros de plástico, tipo PVC, tem sido mais selecionado na fabricação de módulos (tubos, blocos). Os plásticos em geral têm mostrado bons

resultados e têm a vantagem de possuir um maior coeficiente de vazios e superfície específica maior que certos materiais, como por exemplo, pedra. Outros fatores como, fácil aquisição, fácil transporte e a facilidade de seleção da forma e tamanho, foram também fatores decisivos para sua maior aplicabilidade.

O meio suporte de plástico pode ser em geral dos tipos: bloco colméia semi-corrugada de fluxo vertical, bloco colméia corrugado de fluxo vertical; bloco colméia de fluxo cruzado, tubo colméia e randômico. Quanto ao bloco colméia semi-corrugada de fluxo vertical, este foi utilizado inicialmente para tratamento de efluentes industriais, mas devido às diversas vantagens, como resistência a intempéries e as substâncias químicas encontradas nos esgotos, e também por permitir um empilhamento de 12 metros ou mais. Já a colméia corrugado de fluxo vertical constitui um versão aprimorada da anterior, possuindo um maior grau de rugosidade e superficial de aderência da biomassa, possibilitando um melhor desempenho do processo no que se refere a oscilações da eficiência média da ETE. Estes dois tipos descritos anteriormente eram preferência até 1980, até que surgiu o tipo bloco colméia de fluxo cruzado que, além de reter maior quantidade de biomassa ativa, possibilitava maior tempo de contato microorganismo-esgoto, o que obviamente melhorava a eficiência do sistema. Este tipo pode ser visualizado na figura 11 (JORDÃO e PESSOA, 2005).



Figura 11: Bloco colméia tipo de fluxo cruzado.
Fonte: Santos et al (2005)

Com relação aos outros dois tipos pode-se discorrer que o enchimento conhecido com colméia surgiu na França na década de 60 e é constituído de um tubo de PVC, de diâmetro de 80 mm, dotados de alvéolos com abertura suficiente para permitir a passagem de sólidos com dimensões máximas de 18 mm. Já o tipo denominado randômico, pode-se dizer que possui diferentes formatos, esférico ou em formado de toco,

e que empresas brasileiras vêm produzindo e comercializando este tipo de material. Este último modelo descrito pode ser visualizado na figura 12 (JORDÃO e PESSOA, 2005).

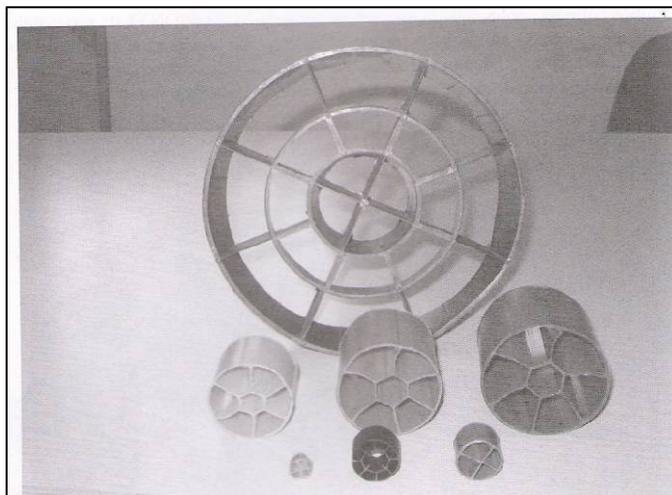


Figura 12: Meio suporte tipo randômico, diferentes modelos.
Fonte: Jordão e Pessoa (2005)

Jordão *et al* (2005) estudando o desempenho com diferentes materiais de enchimento (meio randômico plástico de anéis com 20 cm de diâmetro, brita nº 4, e cubos de espuma de colchão com 3 cm de lado) em filtros anaeróbios, concluíram que não

houve diferença significativa no desempenho dos filtros com esses diferentes materiais suporte. A unidade experimental do trabalho era composta por 3 conjuntos em paralelo de tanque-séptico e filtro anaeróbio, em que cada conjunto é independente e alimentado por uma caixa distribuidora de vazão. Os resultados apresentados mostraram uma eficiência muito boa em diversos parâmetros. Com relação à DBO a eficiência de remoção do meio anéis plásticos foi de 68,2%, para a brita 67,4% e o meio espuma 62,4%, já para SST foi de 90,3%, 93,3%, 90,3%, para a mesma seqüência.

Já Andrade Neto *et al* (2000) também estudando filtros anaeróbios com diferentes enchimentos (brita nº 4, brita comercial, seixo rolado, tijolos cerâmicos vazados e anéis de eletroduto corrugado de plástico) concluíram que conduíte cortado apresentou um excelente desempenho, já o tijolo cerâmico vazado, uma opção viável e a pedra, brita e seixo, apresentaram eficiências equivalentes e a brita comercial ocasionou uma obstrução do leito. Neste, a unidade de filtros anaeróbios é utilizado com pós-tratamento de efluentes de decanto-digestor.

Naval *et al* (2002), avaliando a eficiência de um filtro anaeróbio com bambu como material de enchimento, concluíram que este meio suporte é adequado, obtendo-se uma

taxa média de remoção de DBO, DQO e SS de 69, 66 e 80 %, respectivamente. O filtro anaeróbio é utilizado como unidade de pós-tratamento de um reator UASB. Os autores concluem que com base nos resultados obtidos a utilização do bambu apresentou eficiência semelhante às aquelas encontradas na literatura para os vários tipos de materiais comumente empregados.

Santos *et al* (2005) estudando a eficiência de uma unidade de filtração biológica utilizando dois diferentes meios suportes plásticos (anéis randômicos e modular cross flow) e aplicando três diferentes taxas hidráulicas superficiais e orgânicas volumétricas (40 m³/m².d e 0,9 kgDBO/m³.d, 65 m³/m².d e 1,5 kgDBO/m³.d, e 80 m³/m².d e 2,1 kgDBO/m³.d.), concluiu que independente dessas condições a unidade alcançou ao padrão de lançamento de 60 mg/L de DBO e SST em respectivamente 85 % e 100 % dos efluentes monitorados.

Quando se adota a pedra britada como material suporte, esta deve ter diâmetro variando entre 5 a 10 cm, ser previamente lavada antes de seu uso, prevenindo-se de certas substâncias estranhas que venham a prejudicar o processo de desenvolvimento de biofilme (JORDÃO e PESSOA 2005).

Gonçalves *et al* (2001) avaliou a influência da altura do meio suporte na eficiência de um filtro biológico percolador, tratando efluente de um UASB, que por sua vez era alimentado por efluente doméstico da cidade de Belo Horizonte/MG. Neste experimento, as alturas do compartimento de reação testadas foram de 0,85 m; 1,50 m e 1,90 m. Os resultados apresentados por esses mostraram que o aumento da altura do meio suporte conferiu uma maior estabilidade operacional ao FBP, que passou a produzir efluentes com menores amplitudes de variação de DQO, DBO e SST.

Para um meio suporte mostrar bons resultados e ter conseqüentemente mais aplicabilidade deve-se considerar propriedades físicas como, peso unitário, superfície específica e coeficiente de vazios. Segundo Jordão & Pessoa (2005), estas propriedades são avaliadas ao ser arranjados no tanque, e que com relação ao peso unitário pode-se inferir que é expresso em peso (Kg) do material por volume útil (m³) ocupado no tanque. A superfície específica, é expressa em área (m²) de toda a superfície do material em contato com o esgoto em função do volume útil (m³) ocupado no tanque. Já o coeficiente de vazios, este é expresso calculando-se o percentual da relação entre o volume do interstício e o volume útil ocupado pelo material usado montado no tanque.

Os três fatores explicados no parágrafo anterior também são características físicas que influem na eficiência como meio suporte, uma vez que o peso específico influi diretamente no cálculo estrutural, transporte e manuseio; a superfície específica influi na

sua capacidade de reter a massa de microorganismos, e por fim o volume de vazios é o fator importante na manutenção das condições aeróbias do processo em virtude do suprimento de oxigênio através da circulação do ar.

Segundo Jordão e Pessoa (2005) as faixas de variação típicas encontradas desses três propriedades físicas para meio plástico são: peso específico de 30 a 80 Kg/m³; superfície específica de 80 a 500 m²/m³; e coeficiente de vazios maior que 90.

2.6 CRESCIMENTO E SUSTENTAÇÃO DE BIOMASSA

Os sistemas de tratamento de águas residuárias que exploram a imobilização de bactérias procuram impor, no interior do reator, tanto uma maior concentração de microorganismos, quanto um alto tempo de retenção celular, uma vez que a não-agregação ou a perda de lodo imobilizado, com o efluente, terá grande influência no sucesso do desempenho do tratamento (Campos *et al*, 1999).

O crescimento e a sustentação da biomassa no processo de tratamento biológico se processam segundo duas classificações, a saber: crescimento disperso e crescimento aderido. Esses dois tipos de crescimento de biomassa podem ser visualizados na figura 13 e 14.

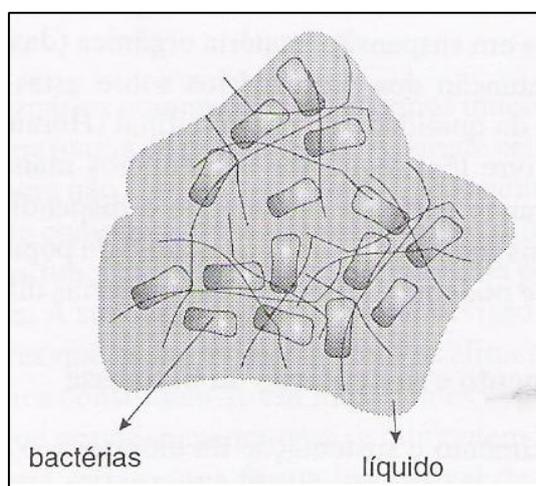


Figura 13: Crescimento disperso
Fonte: Von Sperling (1996)

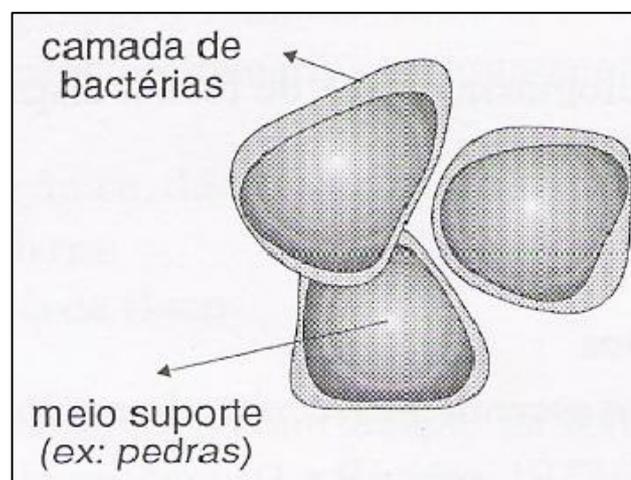


Figura 14: Crescimento aderido
Fonte: Von Sperling (1996)

O crescimento disperso se processa quando a biomassa cresce difusa ao meio líquido, não possuindo nenhuma estrutura de sustentação. Este processo pode ser observado em sistemas de lagoas de estabilização e variantes, lodos ativados e variantes e reator anaeróbio de fluxo ascendente. Com relação ao crescimento aderido pode-se

dizer que a biomassa se desenvolve aderida a um meio suporte, possuindo assim uma estrutura de sustentação. O meio suporte, como exemplificado no item anterior, pode ser de pedra, plásticos, bambu, dentre outros. É válido ressaltar que o meio suporte pode estar imerso no meio líquido, ou receber descargas contínuas deste. Dentre os sistemas inseridos neste tipo de crescimento de biomassa, pode-se citar: filtro biológico, biodisco, biofiltro aerado e filtro anaeróbio.

O crescimento disperso em processos de tratamento como lodos ativados, os organismos se concentram formando uma unidade estrutural mais ampla, chamada de floco. Vários microorganismos compõem o floco, como, bactérias fungos, protozoários, rotíferos e nematóides. Sua estrutura é bastante heterogênea, composta por material orgânico, inerte, microbiano e de células vivas e mortas. Quanto ao tamanho, será determinado pelo balanço de forças de coesão e tensão de cisalhamento, ocasionadas pela aeração artificial e agitação. O floco desempenha um papel fundamental no processo de estabilização da matéria orgânica e pode ser removido do efluente por processos físicos simples, como a sedimentação, garantindo assim um efluente final de melhor qualidade, mais clarificado, com baixas concentrações de matéria orgânica em suspensão (VON SPERLING, 1996).

No crescimento aderido a imobilização, aderência de microorganismos a um suporte sólido ou suspenso, acarreta uma retenção de elevada concentração de biomassa por elevados períodos de tempos no reator. Contudo, é importante citar que apesar de quase todos os microorganismos terem a capacidade de se aderirem a um suporte, por meio da síntese de polímeros extra-celulares que possibilitaram a aderência físico-química a superfícies, somente com a aplicação tecnológica dos processos de sorção celular estão sendo aplicados em uma escala mais ampla e otimizada em vários processos biotecnológicos e no tratamento de esgotos. (LUBBERDING, 1995 *apud* OP.CIT, 1996).

A aderência é influenciada por interações célula-célula, presença de moléculas de polímeros na superfície e pela composição do meio (Rouxhet e Mozes, 1990 *apud* OP.CIT, 1996).

No biofilme, os compostos necessários para seu desenvolvimento, como matéria orgânica, oxigênio e micronutrientes são adsorvidos à superfície, sendo transportados por estes em seguida, por difusão, onde são metabolizados por microorganismos. Os produtos finais do metabolismo seguem uma rota contrária, na direção da fase líquida. Sólidos de natureza coloidal ou suspensa não conseguem se difundir pelo biofilme, sendo

necessário hidrolizar as moléculas de menores dimensões. A representação esquemática de um biofilme pode ser vista na figura 15. (IWAI e KITAO, 1994 *apud* OP.CIT, 1996).

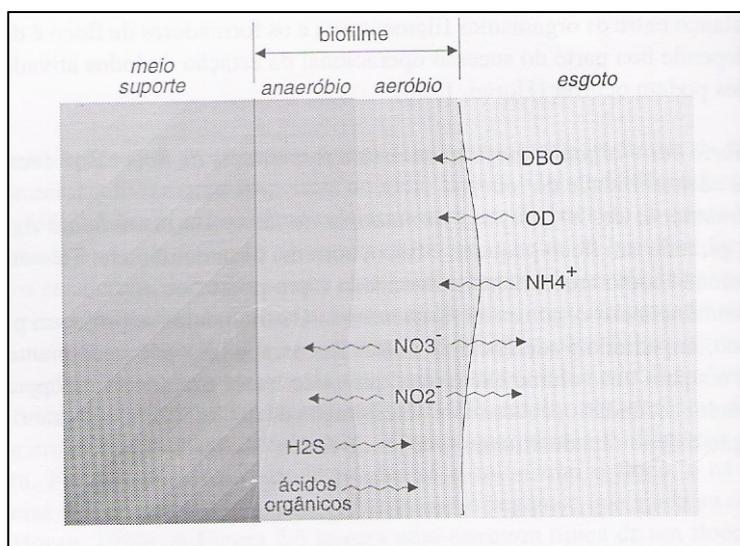


Figura 15: Representação esquemática de um biofilme.
Fonte: Iwai e Kitao, 1994 adaptado por Von Sperling, 1996.

Ainda sobre o biofilme, pode-se dizer que coexistem em condições aeróbicas, anóxicas e anaeróbicas. Quanto mais interna a camada do biofilme, menor é a concentração de oxigênio, ou seja, o oxigênio vai sendo consumido à medida que se adentra no biofilme, até atingir condições anóxicas ou anaeróbicas. Desta forma, a concentração de oxigênio dissolvido é um fator determinante no estabelecimento das camadas. Na camada em condições anóxicas, ocorrerá a redução de nitratos, já em condições anaeróbicas ocorrerá a formação de ácidos orgânicos e redução de sulfatos.

Segundo Iwai e Kitao (1994) *apud* por Von Sperling (1996) existem três estágios no processo de formação do biofilme, em que se considera sua espessura. No primeiro estágio a espessura do biofilme é fina, e geralmente não cobre toda a superfície do meio suporte. Seu crescimento nesta etapa se dá segundo uma taxa logarítmica e semelhante a um crescimento de biomassa tipo dispersa, todos os microorganismos crescem nas mesmas condições. No segundo estágio, em que a espessura do biofilme se mostra intermediária, portanto maior que a fase anterior, a taxa de crescimento se mostra constante. A espessura da camada ativa permanece inalterada, independentemente do aumento da espessura total do biofilme. Em casos de limitação de matéria orgânica neste estágio, os microorganismos metabolizam apenas o suficiente para a sua manutenção, cessando o crescimento bacteriano. Já em casos de suprimento de matéria orgânica inferior para manutenção, ocorre uma diminuição da espessura do biofilme. No último

estágio, já com espessura do biofilme se mostrando elevada, o crescimento microbiano é contraposto pelo próprio decaimento dos organismos, pelo consumo por outros organismos e pela tensão de cisalhamento. Neste, parte da fina camada de microorganismos podem ser desalojadas do meio suporte, e caso isso não aconteça e este continue a crescer ocorrerá o entupimento do biofiltro.

Experimentos realizados por Mendonça *et al* (2001) evidenciaram o descrito anterior. Estes avaliaram a evolução e a atividade de um biofilme na partida e equilíbrio dinâmico de um reator anaeróbio de leito expandido (32 m²). O reator era alimentado por esgotos sanitários da cidade de São Carlos (São Paulo), em que no primeiro estágio verificou-se a dinâmica de formação do biofilme, mediante a realização de exames microscópio e testes de quantificação da biomassa aderida, avaliando o efeito da velocidade ascensional sobre sua acumulação no material suporte. Os exames microscópicos mostraram a formação do biofilme em três estágios, a saber: início da colonização do material suporte, adaptação ao suporte e intensa colonização.

Santos (2004), ao realizar um experimento que buscou avaliar o desempenho de uma nova configuração de unidade de tratamento biológico por processo combinado, objetivando a remoção de nutrientes (principalmente de nitrogênio) e também um estudo de consórcio de microorganismos, concluiu que o mesmo forneceu excelentes resultados quanto à quantidade, diversidade, e atividade das populações desenvolvidas nos diferentes ambientes, confirmando um bom desempenho da unidade de tratamento e o fornecimento de ambiente adequado para o desenvolvimento das diferentes populações nos três reatores. Os três reatores sobrepostos utilizados nesta pesquisa eram reator UASB; um reator de leito móvel e filme fixo aeróbio; e, um reator de leito móvel e filme fixo anóxico, totalizando um volume útil de 71,48 L. O TDH estudado variou entre 5 e 24 horas para o sistema completo, e obteve-se resultados satisfatórios de remoção de DQO e nitrogênio na forma de amoniacal, 94,6 % e 96,7%, respectivamente, quando o TDH total esteve próximo a 20 horas.

2.7 NITRIFICAÇÃO

No processo de eliminação do nitrogênio, seja em ambientes naturais ou nos novos sistemas de pós-tratamento de efluentes, a nitrificação se mostra como processo vital e limitante, sendo por isso a mais explorada e conhecida entre os pesquisadores. Apesar de ter sido identificada como processo biológico somente em 1877, já se investigava o processo de nitrificação durante as guerras napoleônicas no século XIX para produção de nitratos, segundo Pelczar Jr. *et al* 1996.

As bactérias nitrificantes são aeróbias, gram-negativas e autotróficas. Estas habitam geralmente o solo, esgoto e ambientes aquáticos, porém não podem ser isoladas facilmente em laboratório. Isso pode ser justificado pelo fato de terem um crescimento lento e por estarem em pequeno número no solo e em outro ambientes. Sendo assim, os microbiologistas utilizam uma técnica de enriquecimento para aumentar o número de microorganismos, em uma população mista, antes de tentar o isolamento em cultura pura (PELCZAR JR *et al*, 1996).

Um exemplo de um meio de enriquecimento proposto por Pelczar Jr. *et al*, 1996 para bactérias nitrificantes pode ser visualizado na tabela 05. Este meio é orgânico e fornece amônia, para as bactérias oxidantes de amônia, e nitrito, para oxidantes de nitrito.

TABELA 05: Composição do meio de cultura para o isolamento de bactérias nitrificantes utilizando a técnica do enriquecimento

Composição	Quantidade (g/L)
(NH ₄) ₂ SO ₄	2,0
K ₂ HPO ₄	1,0
MgSO ₄	0,5
FeSO ₄	0,4
NaCL	0,4
CaCO ₃	1,0
MgCO ₃	1,0

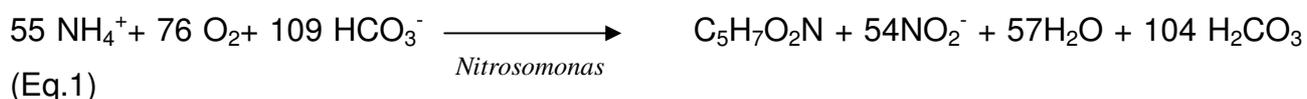
Fonte: Pelczar Jr. *et al*, 1996.

A nitrificação autótrofa aeróbia ocorre principalmente pela ação de organismos do domínio *Bacteria*: bactérias oxidantes de amônio e bactérias oxidantes do nitrito. As bactérias oxidantes de amônio pertencem ao grupo de bactérias chamado de

litoautótrofas, ou seja, utiliza como fonte de energia o amônio e dióxido de carbono como fonte de carbono. Já a maioria das bactérias oxidantes de nitrito, também consideradas litoautotróficas, utiliza o nitrito como fonte de energia e dióxido de carbono como fonte de carbono.

As bactérias oxidantes da amônia apresentam várias formas (bacilos, cocos, espirais ou lobulares). Por meio da microscopia eletrônica, geralmente é visualizado um amplo sistema de membranas intracelulares. Segundo Etchebehere (2007) as oxidadoras de amônio pertencem à subdivisão β -Proteobacteria, onde se encontra o *cluster Nitrosomonas*, que inclui todas as espécies de *Nitrosomonas Nitrosococcus mobilis* considerado atualmente dentro do gênero *Nitrosomonas* (observa-se o detalhe que todas as denominações dos gêneros apresenta o prefixo Nitroso-). Estas podem ser encontradas tanto em ambientes aquáticos como ambientes terrestres e podem ser tolerantes a cloreto de sódio, ter a capacidade de hidrolisar uréia e ter afinidade pelo amônio. Estas propriedades fisiológicas vão depender do ecossistema de onde provêm.

As *Nitrosomonas* são capazes de oxidar a amônia a nitrito, ou seja, são responsáveis por realizar uma etapa de transformação do nitrogênio, como mostra a equação 01, segundo Metcalf e Eddy (1991):

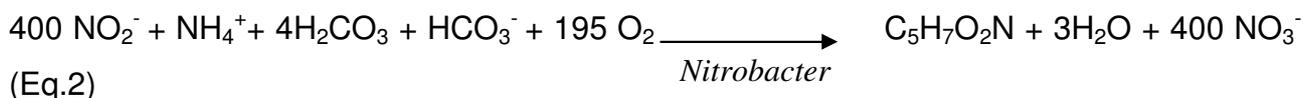


Essa transformação conta com a participação de duas enzimas produzidas por essas bactérias, a amônio monoxigenase e hidroxilamina oxidasa.

Na árvore filogenética, o gênero *Nitrobacter*, pertencente ao grupo de bactérias oxidantes de nitrito, estão agrupados na subdivisão α -proteobacteria. Este gênero de bactérias pode ser encontrado em ambientes terrestres, marinhos e de águas doces. Esses organismos ocupam ambientes aeróbios, porém já foram encontrados em ambientes anaeróbios, mas pouco se sabe sobre o mecanismo de sobrevivência desses seres nesses ambientes. Estes apresentam formas celulares semelhantes as oxidantes de amônia.

Esses organismos são responsáveis por mais uma fase da transformação do nitrogênio, transformam o nitrito em nitrato. Essa transformação é possível graças a uma enzima produzida por elas, a nitrito oxidoreductase. Esta enzima é formada por duas subunidades localizadas na fase interna das membranas citoplasmática e

intracitoplasmática. Esta etapa de conversão a nitrato é rápida e se processa como mostra a equação 02, segundo Metcalf e Eddy, 1991:



Segundo Pelczar Jr. *et al* (1996) somente algumas poucas espécies têm sido isoladas, a saber: *Nitrobacter winogradskyi* e *Nitrospina gracilis* (observa-se que todas as denominações do gênero apresentam o prefixo Nitro).

As bactérias responsáveis pela nitrificação são de crescimento muito lento, o que afeta as velocidades das reações. Segundo Schmidell e Reginatto (2007) as velocidades ainda podem ser afetadas pela queda de pH, ocasionada pelo consumo de alcalinidade, ocorrida pela produção de H^+ da reação da nitrificação. É importante ressaltar também que em pH muito elevado, a amônia livre exerce inibição tanto sob as bactérias *Nitrosomonas* quanto nas *Nitrobacter*.

Segundo Culp *et al*, 1978 *apud* Moreira *et al*, 2002, a taxa máxima de nitrificação ocorre a 20 °C na faixa de pH entre 8,0 e 8,8 em sistema de lodos ativados.

Em reatores tradicionais de remoção de nitrogênio os gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* também são os principais responsáveis pela nitrificação (HENZE *et al*, 1997, MADINGA *et al*, 1997 *apud* SCHMIDELL e REGINATTO, 2007)

As bactérias nitrificantes são organismos sensíveis e extremamente suscetíveis a uma variedade de inibidores, sejam eles agentes orgânicos ou inorgânicos. Segundo Metcalf & Eddy (1991), esses agentes podem inibir a ação ou o crescimento destes organismos, por exemplo, altas concentrações de amônia e ácido nitroso podem ser inibitórias. Outros fatores como, pH, temperatura, relação C:N, alcalinidade e oxigênio dissolvido, podem também ser inibitórios ou fatores interferentes para o processo de nitrificação.

O pH é um fator muito importante a ser controlado, pois como visto nas equações 1 e 2, uma grande quantidade de alcalinidade é consumida: 8,64 mg HCO_3^- por mg de amônia oxidada. Segundo Metcalf e Eddy (1991), a taxa ótima de pH para o processo de nitrificação se encontra entre 7,5 e 8,6, contudo, já se têm sucesso deste processo em sistemas aclimatados a condições menores de pH.

O pH ideal, segundo Henze *et al* (1998) *apud* Lopes (2009), para a nitrificação é de 8,0 a 9,0. Segundo Henze *et al* (1998) *apud* Fhanchin (2006) deve-se tomar cuidado com

reatores de filme fixo, pois os valores de pH observados na fase Líquida podem ser diferentes dos valores reais no biofilme.

Com relação à temperatura, sabe-se que interfere no crescimento dos organismos nitrificantes, onde o decréscimo da temperatura ocasiona um decréscimo da taxa de nitrificação, porém, segundo Metcalf e Eddy (1991), a quantificação deste efeito é bastante difícil.

Santiago *et al*, 1997, descreve que a taxa ótima de temperatura para as *Nitrosomonas* é de 35°C e a faixa ótima para a *Nitrobacter* se encontra entre 35 e 42°C. Já para Barnes & Bliss (1983) *apud* Franchin (2006) a temperatura ótima para a nitrificação encontra-se na ordem de 30 a 46 °C, porém se observou a ocorrência do processo numa faixa de 4 a 50 °C.

Quanto ao nível de oxigênio dissolvido sabe-se que concentrações acima de 1 mg/L são essenciais para a nitrificação ocorrer, se esse nível de OD (oxigênio dissolvido) for menor, torna-se limitante e a nitrificação pode diminuir a velocidade ou parar, segundo Metcalf e Eddy (1991).

Segundo Barnes e Bliss (1983) *apud* Franchin (2006) a concentração de OD crítica, abaixo da qual a nitrificação não se processa, encontra-se em torno de 0,2 mg/L.

É importante citar que valores mais elevados devem ser mantidos no tanque de aeração, para garantir que em pontos de difícil acesso ao oxigênio, seja mantida concentrações superiores à crítica.

Para Santiago *et al*, 1997, em sistemas de biomassa em suspensão níveis mínimos de 0,5 mg/L são necessários, contudo, em reatores de biomassa fixa esse nível é relativamente maior.

Quanto a relação C:N pode-se dizer que quando esta aumenta uma ampla área do material suporte é coberta por bactérias heterotróficas e a taxa de nitrificação diminui. Como a taxa de reprodução dos organismos nitrificantes é bem inferior à dos organismos heterotróficos, responsáveis pela estabilização da matéria carbonácea, a nitrificação só ocorrerá para baixos valores de DBO, o que diminui a competição por espaço no biofilme. Em reatores que combinam oxidação carbonácea e nitrogenada a relação DBO/N ideal é maior que 5; em sistemas onde a nitrificação ocorre em separado a relação ideal é entre 1 e 3. Quando a nitrificação se dá em reatores com biofilme este fator tem sido o mais limitante do processo. (METCALF e EDDY, 2003).

Van Loosdrecht *et al*. (2000) *apud* Domingues (2005) afirmam que a relação DQO/N nestes reatores deve se manter baixa (em torno de 1) para se garantir a máxima

atividade dos microrganismos nitrificantes. Neste experimento, a atividade nitrificante se tornou praticamente nula, para uma relação DQO/N = 5. Demonstraram também que à medida que a relação C/N crescia, havia um aumento na atividade dos microrganismos heterotróficos, formando camadas extras de biofilme, encobrendo camadas de microrganismos nitrificantes e dificultando sua atividade. Porém, a atividade era restabelecida quando a relação decresce.

Outro parâmetro de influência no processo de nitrificação é a concentração de nitrogênio amoniacal, pois segundo Ford *et al apud* Franchin (2006) dependendo da sua concentração e do meio pode-se tornar inibitório para as bactérias.

As faixas de concentrações em que ocorre a inibição das Nitrossomonas por amônia livre é de 10 a 150 mgNH₃/L e 0,1 a 1,0 mgNH₃/L para as oxidantes de nitrito. Essa diferença de sensibilidade pode levar ao acúmulo de nitrito (BARNES & BLISS, 1983 *apud* FRANCHIN, 2006).

2.8 DESNITRIFICAÇÃO

Uma vez ocorrido o processo de formação do nitrato (nitrificação), sob determinadas condições, o processo da desnitrificação pode ocorrer. Como o nitrato gerado na etapa anterior ainda é possível de ser assimilado por microorganismos e principalmente quando se deseja removê-lo no processo de tratamento de efluente, esta etapa merece ênfase.

A remoção de nitrogênio na forma de nitrato a nitrogênio gasoso pode ser realizada biologicamente em condições anóxicas, segundo Metcalf & Eddy (2003).

O processo de desnitrificação ocorre graças à capacidade que as bactérias desnitrificantes têm de transformar o nitrato a nitrogênio gasoso, ou seja, o nitrato é utilizado por estas bactérias e a energia liberada pela cadeia respiratória é utilizada na síntese de ATP. Todo esse processo ocorre na ausência de oxigênio em condições anóxicas (ricos em nitratos).

Neste processo a redução de nitrato a nitrogênio gasoso ocorre pela seqüência de reações em que vários compostos intermediários são formados, mostrados na equação 03:



No tratamento de esgoto sanitário, a desnitrificação ocorre, geralmente, por ação de bactérias heterotróficas que, neste caso, apresentam maior taxa de crescimento assumindo, assim, um tempo de retenção celular menor quando comparadas com as bactérias autotróficas (SOUSA & FORESTI, 1999).

Alguns fatores, igualmente como o processo de nitrificação, podem ser limitantes para o processo de desnitrificação, a saber: concentração de oxigênio dissolvido no meio, fonte de carbono, pH e temperatura. As condições ambientais favoráveis ao crescimento das bactérias desnitrificantes são: baixas concentrações de OD; altas relações C/N; e curto tempo de retenção de sólidos (FOCHT AND VERSTRAETE, 1977; KILLHAM, 1986; VAN NIEL, 1991, *apud* ZHAO *et al*, 1999).

De acordo com Metcalf & Eddy (2003) a presença de OD suprimirá o sistema enzimático requerido para a desnitrificação, já em relação à temperatura, valores distantes da faixa ótima afetam a taxa de crescimento microbiano.

Para Van Hanndel e Marais (1999) concentrações de OD acima de 0,2 e 0,5 mg/L acarretam uma redução acentuada da desnitrificação.

Segundo Schmidell e Reginatto (2007), concentrações de OD da ordem de 0,2 mg/L podem inibir completamente a desnitrificação para culturas puras.

Segundo Sousa e Foresti (1999) as bactérias desnitrificantes utilizam preferencialmente o oxigênio molecular, que compete com o nitrato na função de receptor de elétrons. Desta forma a desnitrificação ocorre na ausência de oxigênio e na presença de nitrato, ou seja, em ambiente anóxico. Estes ainda explicam que concentrações de OD maiores que 1mg/L são capazes de afetar o processo de desnitrificação.

As fontes de carbono utilizadas para a desnitrificação podem ser várias, dentre elas, o metanol e o ácido acético. Essas possibilitam o bom desenvolvimento das bactérias desnitrificantes.

A relação C/N está diretamente relacionada ao tipo de fonte de carbono e ao efluente a ser tratado. Sistemas biológicos similares podem apresentar diferentes condições ótimas desta relação dependendo destes fatores (LOPES, 2009).

O pH e temperatura ideal para o processo de desnitrificação são 8 e 35 °C respectivamente. O pH deve ser mantido próximo deste valor ou maior, pois em condições ácidas, valores abaixo de 7, ocorre uma produção mais acentuada de compostos tóxicos de óxidos de nitrogênio, que limitam esse processo (SCHMIDELL e REGINATTO, 2007). Em contrapartida, segundo Culp *et al*, 1978 *apud* Moreira *et al*,

2002, a taxa máxima de desnitrificação ocorre em maior velocidade que a nitrificação na faixa de pH entre 6,5 e 7,5.

Segundo Van Haandel e Marais (1999), a taxa de desnitrificação é máxima para a faixa de pH entre 7,0 e 7,5, e para valores abaixo de 6,0 e maiores que 8,5 ocorre uma diminuição acentuada da atividade desnitrificante.

De acordo com Van Haandel e Marais (1999), a temperatura é diretamente proporcional a taxa de desnitrificação, até a temperatura ótima de 40 °C.

Entre as condições ambientais adequadas pode-se citar também a ausência ou limitação de substâncias tóxicas, apesar de não se conhecer muito a respeito da influência dessas substâncias, é conhecido que as bactérias nitrificantes são mais sensíveis que as bactérias desnitrificantes, sendo assim, uma vez acontecendo a nitrificação em meio a essas substâncias, é bem provável que a desnitrificação também ocorra (VAN HAANDEL e MARAIS,1999).

As bactérias desnitrificantes pertencem a vários grupos fisiológicos e estão filogeneticamente dispersas. Etchebere (2007) explanando sobre a classificação destes seres na árvore filogenética diz que: “Em todos os domínios da árvore filogenética encontra-se organismos com a capacidade de desnitrificar, contudo as bactérias desnitrificantes mais frequentemente isoladas se agrupam dentro das subclasses alfa, beta ou gama de *Proteobacteria*”.

Apesar de sua diversidade filogenética, em estudos de desnitrificação em sistemas de tratamento de efluentes se tem observado que se seleciona o mesmo tipo de organismos e que essa seleção independe do tipo de alimentação.

A maior parte das bactérias desnitrificantes são heterotróficas aeróbias facultativas, ou seja, são capazes de utilizar o nitrato, em condições anóxicas, como alternativa de oxigênio. Sendo então heterotróficas, precisam de certa quantidade de carbono orgânico, como fonte de carbono. Desta forma, para haver a remoção de nitrogênio em sistemas de pós-tratamento de efluente, geralmente com baixa quantidade de carbono orgânico, é necessário uma fonte adicional de carbono orgânico ao sistema. Segundo Arceivala, 1981 *apud* Mendonça, 2002, os microorganismos envolvidos nesse processo são abundantes em esgotos domésticos.

A conversão de nitrato a nitrogênio gasoso pode ser realizada por diversos gêneros de bactérias, a saber: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*. Dentre

esses gêneros bacterianos especial destaque é dada as *Pseudomonas*, segundo Madinga *et al*, 1997 *apud* Schmidell e Reginatto, 2007.

2.9 PROCESSOS NÃO CONVENCIONAIS DE TRANSFORMAÇÃO E ELIMINAÇÃO DE NITROGÊNIO

Existem outros processos menos convencionais de transformação e eliminação do nitrogênio, contudo não menos importante que os processos convencionais. Muitos desses processos são empregados em novas tecnologias de tratamento de efluente.

2.9.1 Nitrificação heterotrófica

Apesar de a nitrificação ser um processo geralmente autotrófico, já se sabe que existe nitrificação heterotrófica. Este processo é realizado por diferentes organismos, dentre eles o *Paracoccus pantotrophus*, que compete pela amônia sob condições de baixo oxigênio e altas relações carbono/nitrogênio. Sob estas condições, a assimilação de amônia pelas bactérias heterotróficas é tão intensa que produz um acentuado crescimento da biomassa (ETCHEBEHERE, 2007).

2.9.2 Processo ANAMMOX

ANAMMOX (anaerobic ammonium oxidation) é nome dado ao processo ocorrido quando a amônia e o nitrito são convertidos a nitrogênio na forma de gás. Neste processo, ocorre a oxidação anaeróbica da amônia, onde o nitrito é o acceptor de elétrons e a fonte de carbono é o dióxido de carbono, sendo então um processo autotrófico.

Sendo um processo autotrófico, a completa conversão de amônia a nitrogênio gasoso ocorre sem a adição metanol ou outra forma de DBO teoricamente.

Dongen *et al* (2001) *apud* Schierholt Neto (2007), sugere a estequiometria do processo ANAMMOX, como mostra a equação 04:



A estequiometria indica um crescimento bacteriano bastante baixo, denotando que processos com *start-up* são longos, com o objetivo de contar com velocidades de processo mais adequadas. Pode-se observar também na equação que se necessita de 1,3 mol de nitrito para cada mol de amônio, gerando 0,26 mol de nitrato.

A rota bioquímica envolvida no processo ANAMMOX pode ser visualizada na figura 16:

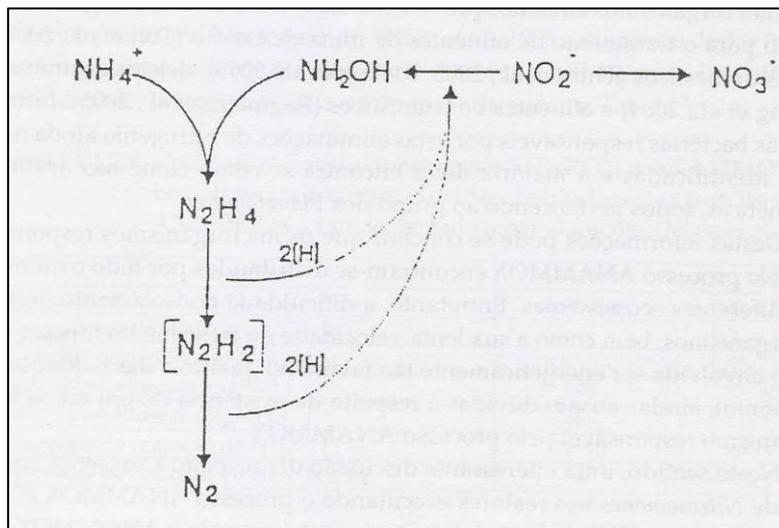


Figura 16: Rota bioquímica proposta para o processo ANAMMOX.

Fonte: Van de Graff *et al*, 1997 *apud* Schmidell e Reginatto, 2007

Segundo Etchebehere (2007) foram identificados três gêneros de bactérias envolvidos no processo ANAMMOX, a saber: *Brocadia* (*B. anammoxidans* e *B. fulgida*), *Kuenenia* (*K. stuttgartiensis*) e *Scalindua* (*S. wagneri*, *S. brodae* e *S. sorokinii*)

Atualmente, microrganismos ANAMMOX já foram identificados em várias partes do mundo, até mesmo no Brasil (KIELING, 2004; REGINATTO *et al.*, 2005), evidenciando característica de desenvolvimento nos mais diversos habitats.

Sabe-se que, quanto às características operacionais ótimas, para o desenvolvimentos dessa microbiota, pode-se dizer que o pH ideal para crescimento dos microrganismos está entre 7 e 8 com o ótimo próximo de 8 e a temperatura de atuação está na faixa de 20 a 43° com o ótimo em 40±3 °C (TOH *et al*, 2002; STROUS *et al*, 1999b; JETTEN *et al*, 1999 *apud* SCHIERHOLT NETO, 2007).

2.9.3 Processo CANON

No processo CANON (Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite) ocorre a remoção de amônio em um único reator e em um único estágio, em condições

limitadas de oxigênio, que pode ser utilizado envolvendo microrganismos ANAMMOX (SLIEKERS *et al*, 2002 *apud* SCHIERHOLT NETO, 2007).

Neste processo, ocorre uma oxidação parcial de amônia a nitrito, por bactérias autótrofas que oxidam amônia, e seguindo-se em condições anaeróbias, ocorre a passagem de amônia e nitrito a gás nitrogênio, agora desempenhada pelas bactérias anaeróbias facultativas.

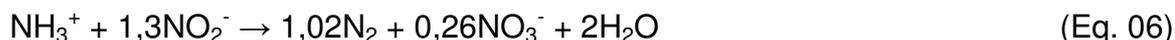
Este processo ocorre sob concentrações limitadas de oxigênio, onde as bactérias nitrificantes aeróbias e microrganismos ANAMMOX passam a coexistir no mesmo ambiente. É importante citar que a oxidação do nitrito a nitrato é evitada tanto pela baixa concentração de OD no meio, como também pela manutenção de uma elevada concentração de NH_4^+ . A combinação desses dois diferentes grupos microbianos é de vital importância para o processo CANON. As bactérias nitrificantes oxidam a amônia a nitrito, consomem oxigênio e então criam o ambiente anóxico que o processo ANAMMOX necessita (SCHMIDT *et al*. 2003).

As reações estequiométricas envolvidas no processo CANON são representadas pelas Equações (Eq. 05, 06 e 07):

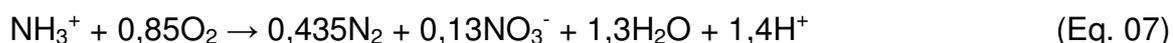
Nitrificação Parcial:



ANAMMOX:



Reação Global:



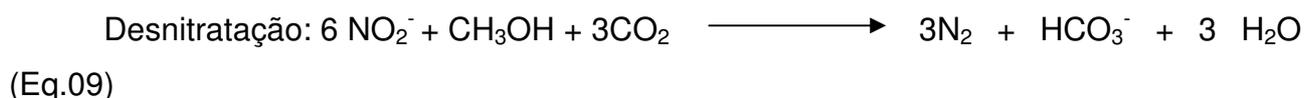
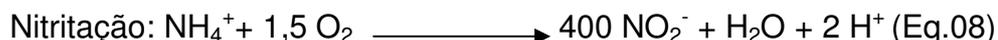
O processo CANON é um processo econômico e eficiente para o tratamento de efluentes, atingindo remoções de até $1,5 \text{ kg N.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$, com consumo de 63% menos oxigênio que o processo de nitrificação convencional (SLIEKERS *et al*, 2002).

2.9.4 Processo SHARON

Segundo Schmidell e Reginatto (2007), este processo propõe a eliminação de nitrogênio em um único reator via nitrito, sem a posterior oxidação a nitrato. Este foi desenvolvido inicialmente para pré-tratamentos de efluentes com concentrações elevadas de amônio.

Baseia-se na seleção de linhagem de *Nitrosomonas*, a partir de um inóculo que esteja operando na nitrificação, em um reator contínuo operando em elevadas vazões específicas de alimentação e temperatura acima de 25 °C, não praticando o reciclo de células, de forma a provocar a lavagem das oxidadoras de nitrito.

As reações envolvidas no processo podem ser vistas nas reações (08 e 09):



De acordo com as equa\c{c}\~{o}es \c{e} poss\i\c{v}\c{e}l saber que o primeiro processo, a nitrata\c{c}\~{o}, ocorre em presen\c{c}\~{a} de oxig\c{e}\c{m}io, j\c{a} o segundo, a desnitratat\c{c}\~{o}, ocorre em aus\c{e}\c{m}cia de oxig\c{e}\c{m}io. Desta forma, nos permite inferir que os gastos com aera\c{c}\~{a}o s\c{a}o reduzidos, quando comparados com o processo convencional.

Este processo se diferencia do processo CANON em virtude de ocorrer em n\i\c{v}\c{e}is mais altos de OD, pois 0,5 mg/L de OD faz com ocorra inibi\c{c}\~{a}o do processo CANON.

2.10 T\c{E}CNICAS EMPREGADAS PARA O ESTUDO DE POPULA\c{C}\~{O}ES MICROBIANAS

A t\c{e}cnica de tubos m\c{u}ltiplos consiste basicamente em inocular al\i\c{q}otas da amostra ou de suas dilui\c{c}\~{o}es em uma s\c{e}rie de tubos contendo meio de cultura espec\i\c{f}\c{ic}o para o desenvolvimento de microorganismos e aguarda-se o seu crescimento.

O m\c{e}todo do N\c{u}mero Mais Prov\c{a}vel (NMP) permite estimar a densidade da popula\c{c}\~{a}o microbiana sem uma contagem individual das c\c{e}lulas ou col\c{o}nias. Microbiologistas freq\c{u}\c{e}ntemente estimam o tamanho de popula\c{c}\~{o}es com base na maior dilui\c{c}\~{a}o na qual o crescimento pode ser obtido. Desta forma, se o crescimento foi observado na dilui\c{c}\~{a}o 10^{-4} , mas n\c{a}o na 10^{-5} , o n\c{u}mero de c\c{e}lulas vi\c{a}veis \c{e} estimado estar entre 10^4 e 10^5 . O teste de v\c{a}rias al\i\c{q}otas de uma s\c{e}rie de dilui\c{c}\~{o}es sucessivas, junto com c\c{a}lculos estat\i\c{st}\c{ic}os e interpola\c{c}\~{o}es, fornece estimativas muito mais precisas (ALEXANDER e CLARCK, 1982).

O princ\i\c{p}\c{io} do m\c{e}todo proposto por Alexander e Clark (1982) tem como objetivo analisar o NMP das bact\c{e}rias nitrificantes em solos. Por\c{e}m, algumas adapta\c{c}\~{o}es foram e

estão sendo realizadas em diferentes pesquisas como, por exemplo, o trabalho desenvolvido por Kierling (2004). Em seu experimento a autora fez uma adaptação de tal método para análise de lodo nitrificante cultivado autotrófico sob condições anóxicas.

Para enumerar *Nitrosomonas*, bactéria oxidante do amônio, as diluições da amostra devem ser inoculadas em meio inorgânico contendo o íon amônio como fonte de nitrogênio. Na forma viável do inóculo, haverá um crescimento destas bactérias e ocorrerá a produção de nitrito, porém, é necessário não haver tal produção nos tubos não inoculados, chamados de branco ou tubos controle. Caso o nitrito não seja encontrado, deve-se fazer um teste confirmativo, utilizando o teste para nitrato. Esse procedimento é obrigatório, uma vez que as bactérias oxidantes de nitrito (*Nitrobacter*) podem estar presentes na amostra e conseqüentemente no inóculo e terem convertido o nitrito produzido pelas *Nitrosomonas* em nitrato.

Caso o nitrato tenha sido encontrado, indica também a presença de *Nitrobacter*, bactéria nitrito-oxidante, mas, novamente, os testes nos tubos controle devem ser negativos.

Na enumeração de *Nitrobacter*, o meio empregado tem como fonte de energia o nitrito. A presença de *Nitrobacter* é dada pelo teste negativo de nitrito e teste positivo nos tubos não inoculados.

A contagem por NMP é um método comumente utilizado para avaliar a proporção de grupos fisiológicos de microrganismos em um ecossistema particular (ETCHEBEHERE et al., 2001).

Pesquisas utilizando esse método para quantificação dessas bactérias em reatores os têm sido realizadas ao longo de todo o mundo, dentre eles, as pesquisas desenvolvidas por Etchebehere et al (2001), Etchebehere et al (2002) e Kierling (2004).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA PESQUISADO

A pesquisa foi desenvolvida no Campus Central da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, na unidade experimental do PROSAB. Sua localização está nas dependências da estação de tratamento de esgoto (ETE), situado no bairro de Lagoa Nova, no município de Natal, no estado do Rio Grande do Norte, sob as coordenadas 5°50'13"S e 35°12'6"W.

Nesta unidade diferentes pesquisas já foram idealizadas e desenvolvidas em anos anteriores em editais do próprio PROSAB. Ao longo de todos esses anos deu-se mais ênfase ao tratamento anaeróbio, testando-se diferentes materiais de enchimento e diferentes sentidos de fluxos (ascendente, descendente) nos filtros biológicos, analisando-se sempre a eficiência do tratamento, tendo por base a qualidade do efluente final.

O experimento era alimentado por esgotos gerados da própria universidade, se caracterizando como sendo essencialmente doméstico, uma vez que os pontos de alimentação do sistema se assemelhavam às atividades de uma residência. Os pontos que alimentavam o sistema eram: restaurante universitário, residência universitária (graduação e pós-graduação), departamento de educação física da UFRN e pouso universitário.

O sistema experimental de tratamento de esgoto era composto de um tanque de nível constante, tanque séptico prismático retangular (decanto-digestor), com um pequeno filtro ascendente de pedra (brita n°4) com comunicação direta acoplado a ele (sistema RN), seguido de quatro filtros biológicos preenchidos com material filtrante, todos construídos em alvenaria de tijolos revestida, mostrados nas figuras 17 e 18.



Figura 17: Visão geral da unidade piloto



Figura 18: Visão geral da unidade piloto

O caminho percorrido pelo esgoto ao longo do sistema experimental se iniciava no tanque de nível constante, sendo em seguida conduzido a um decanto-digestor, do tipo câmaras em série, formado por duas câmaras, totalizando um volume total de 8,82 m³. Estas câmaras estavam separadas por uma parede com uma fenda horizontal de 0,15 m de altura, situada a 0,80 m da laje de fundo do tanque, ocasionando assim um fluxo horizontal entre elas. A primeira câmara possui 2,3 m de comprimento e 1,40 m de largura, enquanto que a segunda câmara possui 1,4 m de comprimento e 1,40 m de largura.

Na segunda câmara do tanque séptico havia um pequeno filtro biológico acoplado preenchido com pedra que possuía 0,60 m de camada suporte e um volume total de 0,84 m³. Este pequeno filtro, que recebia o efluente do tanque séptico, tinha como objetivo principal a remoção de sólidos grosseiros, não separados na unidade anterior, possibilitando um efluente mais facilmente degradável (assimilável) para as bactérias dos filtros biológicos subseqüentes.

O esgoto proveniente do pequeno filtro de pedra era conduzido a dois outros filtros biológicos anaeróbios, um preenchido por tijolo e o segundo tendo por material suporte peças de plástico, ambos funcionando em paralelo. Uma vez passado pelos filtros anaeróbios, os efluentes desses dois filtros se uniam novamente e eram conduzidos a um terceiro filtro, sendo este aerado, que encaminhava após o tratamento para um quarto e último filtro, também aerado.

Cada um dos quatro filtros possui 4 m de comprimento por 0,70 m largura e uma profundidade útil de 1,20 m, totalizando assim um volume de 3,36 m³. Os filtros anaeróbios e aeróbios podem ser visualizados nas figuras 19 e 20.



Figura 19: Visão geral dos filtros anaeróbios

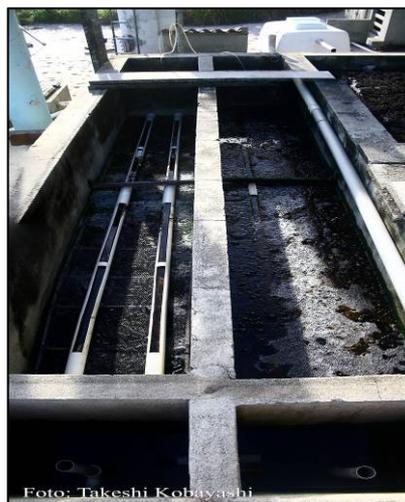


Figura 20: Visão geral dos filtros aeróbios

Existe no final de cada filtro um pequeno reservatório de 0,72 m³, que dentre outras finalidades serve para drenagem de excesso de lodo e dá acesso aos tubos perfurados do fundo do filtro, que serve para distribuição de efluente.

A descrição de todo o sistema experimental tem como finalidade facilitar o entendimento do caminho percorrido pelo esgoto ao longo do tratamento, mas a proposta principal da pesquisa está focada sob os filtros aeróbios.

3.2 ETAPAS DA PESQUISA

O sistema experimental de tratamento de esgoto tinha como proposta original a remoção dos compostos nitrogenados por meio dos processos de nitrificação/desnitrificação.

Na fase de planejamento da pesquisa tinha-se como propósito desenvolvê-la em duas fases. Na primeira, o objetivo principal seria alcançar e compreender o processo inerente a nitrificação, e a segunda teria como foco principal à remoção de nitrogênio, por meio do processo de desnitrificação.

Das fases planejadas para a pesquisa apenas a primeira pôde ser concluída, em virtude de problemas que ultrapassaram a nossa competência em resolvê-los. Desta forma, essa dissertação discorrerá apenas sobre a primeira fase que foi desenvolvida.

Para desenvolver a pesquisa o sistema já existente teve que sofrer alterações na sua configuração, pré-determinadas na fase de planejamento.

Dentro desse contexto, ficou estabelecido no experimento que para a fase da nitrificação dois filtros trabalhariam em paralelo sob condições anaeróbias, em que os efluentes desses dois filtros se uniriam e seriam conduzidos a um terceiro filtro, este aerado, que estaria ligado em série a um quarto e último filtro também sob condições aeróbias. A configuração do novo sistema para a fase de nitrificação pode ser visualizada na figura 21.

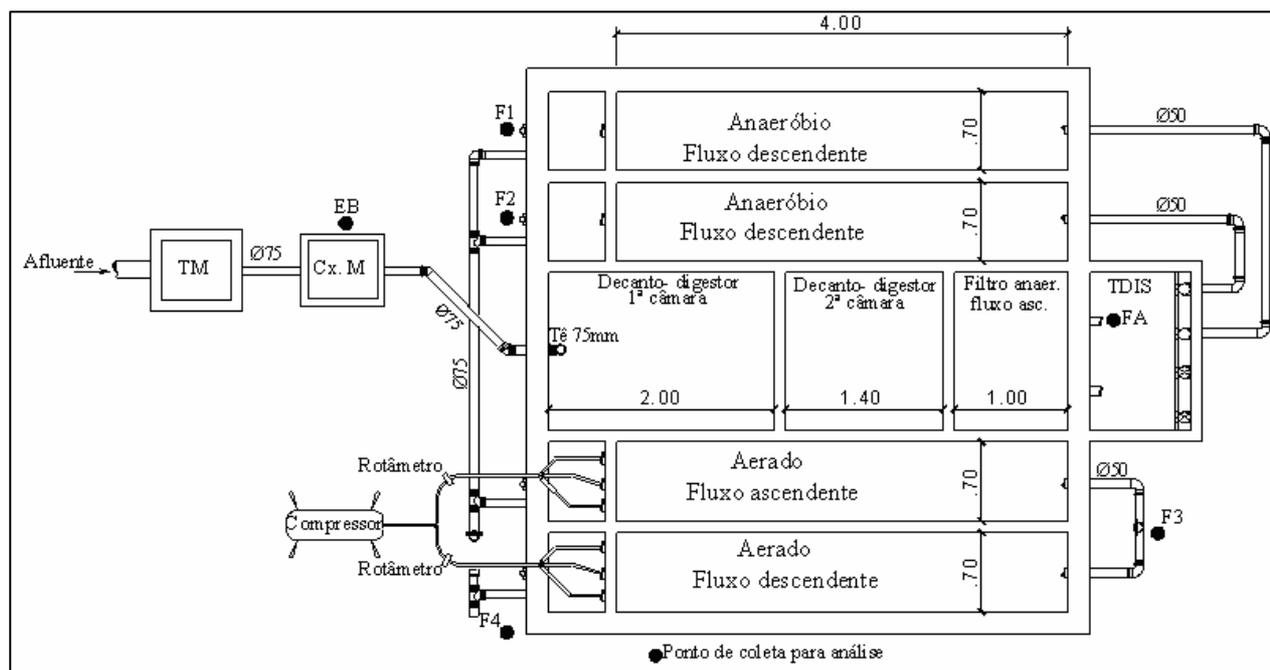


Figura 21: Esquema representativo do sistema para a nitrificação

A fase da nitrificação foi desenvolvida em três etapas, aplicando-se em cada etapa diferentes taxa de aeração e avaliando-se por meio de análises laboratoriais a ocorrência do processo de nitrificação.

A pesquisa iniciou-se com uma limpeza total de todo o sistema, começando pelo tanque de nível constante, que incluiu esgotamento e limpeza da estrutura física. Concluída esta atividade iniciou-se a reconfiguração dos filtros biológicos.

O primeiro procedimento para a reconfiguração dos filtros biológicos foi inativá-los, uma vez que mantinham a configuração do sistema da pesquisa anterior. Em seguida, realizou-se a aferição da vazão para 10 m³/dia. Iniciou-se o sistema com uma baixa vazão de esgoto, proporcionando um elevado TDH (aproximadamente 7h e 30min). Este valor foi tomado com base em perfis de vazão realizados em estudos de etapas anteriores.

O esgotamento do tanque-séptico (câmaras 01 e 02) e filtro ascendente de pedra foi realizado subseqüentemente, por meio de um caminhão limpa-fossa, como mostram as figuras 22 e 23.



Figura 22: Esgotamento tanque-séptico



Figura 23: Esgotamento filtro de pedra

O esgotamento dos filtros biológicos e seus reservatórios ocorreram logo em seguida, utilizando-se para tal uma bomba de sucção.

Na fase de planejamento da pesquisa ficou estabelecido que os filtros biológicos preenchidos com material suporte tijolo e hidrobol não iriam ser modificados quanto a seu tipo de enchimento, ambos inseridos e testados na pesquisa anterior. Esses materiais de enchimentos permaneceram, em virtude de terem uma partida demorada e por não serem o foco principal da pesquisa, uma vez que os mesmos iriam trabalhar sob condições anaeróbias.

A reconfiguração nos filtros que trabalhariam em aerobiose foi realizada de forma diferente, nestes, foi necessário modificar o material de enchimento deixados da pesquisa anterior. Com base nos resultados obtidos em etapas anteriores verificou-se que o material suporte conduíte cortado apresentou um melhor desempenho e, portanto, estabeleceu-se que este seria o material suporte a ser utilizado nos filtros aeróbios. Removeram-se então os materiais suporte dos dois filtros, um estava preenchido com brita e o outro com anéis de eletroduto (conduíte cortado), e com o objetivo de obter uma partida simultânea dos dois filtros aeróbios encheu-se esses filtros com anéis de eletroduto misturados.

A mistura dos anéis de eletroduto ocorreu da seguinte forma, mesclou-se quantidades iguais dos anéis de eletroduto já com biofilme do filtro ativo da pesquisa anterior, com o anéis de eletroduto, ainda sem biofilme.

Em seguida desenvolveu-se a produção dos orifícios nas tubulações e posteriormente a sua montagem. Os orifícios realizados nas tubulações objetivavam a distribuição e coleta uniforme de efluente e de ar necessários ao processo de nitrificação.

Aplicou-se a técnica da fuometria segundo a equação citada por Azevedo Neto (1998), para orifícios sob pressão. Esta técnica foi aplicada visando obter o número de orifícios necessários para uma distribuição e coleta homogênea do esgoto.

Com base nesses cálculos chegou-se ao número de 33 orifícios de 5 mm de diâmetro em cada tubulação. Por medida de segurança acrescentou-se 10%, totalizando 36 orifícios nas tubulações superiores e inferiores. Nas tubulações inferiores, cada tubo ficou com 12 orifícios e, nas superiores, 18 orifícios.

Como dito anteriormente dois filtros trabalhavam sob condições aeróbias, contudo o primeiro filtro aerado tinha o fluxo ascendente e o segundo filtro aerado o fluxo descendente.

A distribuição e coleta do efluente era feito por três tubulações inferiores e 2 duas superiores, ambas de PVC DN 75mm x 4,00m, como mostram as figuras 24 e 25.



Figura 24: Vista da tubulação superior



Figura 25: Vista da tubulação inferior

Para verificar a uniformidade da distribuição do efluente, testou-se a tubulação utilizando-se corante alimentício com os filtros preenchidos apenas por água, isento de material de enchimento. Lançava-se o corante no pequeno reservatório existente em cada filtro e observa-se sua dispersão ao longo do filtro através dos orifícios nas tubulações. Por meio dessas simulações foi possível obter uma noção geral da equitatividade de distribuição nos furos.

Após a realização dos orifícios nas mangueiras, deu-se início os testes de aeração nos filtros aeróbios, agora preenchidos com esgoto, porém livres de material suporte também. Não houve um cálculo para se conhecer o número de orifícios nas mangueiras, porém buscou-se executar furos com menor diâmetro possível, a fim de se produzir bolhas com menor diâmetro também, que favorecem maior superfície de contato com o meio proporcionando uma melhor transferência de oxigênio, segundo Sperling (1996).

Os orifícios nas mangueiras foram feitos com agulhas de coser de menor diâmetro encontrado no mercado local, que eram aquecidas em chama onde cada orifício dista 5 cm feitos de formas alternada perpendicularmente (figura 26).



Figura 26: Visão da agulha utilizada

O sistema de aeração foi montado utilizando-se materiais como mangueiras, conexões de ferro galvanizado, parafusos e abraçadeiras. Todos esses materiais utilizados foram necessários para se obter um sistema de vedação seguro.

Nesta investigação foram testadas mangueiras de dois tipos de materiais diferentes (trançadas e não trançadas) com diâmetros diferentes ($\frac{1}{2}$ " e $\frac{3}{4}$ "), mostradas na figura 27. Em uma das extremidades de cada mangueira providenciou-se uma vedação, que variaram em função do diâmetro testado.



Figura 27: Mangueras utilizadas na pesquisa

Para as mangueiras de $\frac{3}{4}$ ", a vedação foi realizada por uma tampa de conexão CAP, já para as mangueiras $\frac{1}{2}$ " o tamponamento da extremidade foi realizado utilizando-se um parafuso, ambas mostradas na figura 28 e 29.



Figura 28: Vedação mangueira $\frac{3}{4}$ "



Figura 29: Vedação mangueira $\frac{1}{2}$ "

Os testes com as mangueiras realizadas tiveram como objetivo comparar o desempenho de cada uma com relação à oxigenação, facilidade de manuseio e custo.

De acordo com os testes de aeração realizados não houve diferença de desempenho de oxigenação quanto ao tipo de mangueira, porém a mangueira tipo lisa (não trançada) apresentou problemas durante o manuseio, uma vez que sendo esta mais flexível, ocorreram em alguns momentos interrupções de oxigenação devido a dobraduras.

Do tipo de mangueira de melhor ajuste operacional, comparou-se dois diferentes diâmetros ($\frac{1}{2}$ " e $\frac{3}{4}$ ") e avaliou-se à oxigenação. Para medição do desempenho de oxigenação mediu-se a cada hora o nível de oxigênio dissolvido em seis pontos ao longo do filtro (dois no início, dois no meio e dois no fim), utilizando-se um oxímetro digital.

Os resultados obtidos mostraram que a mangueira tipo trançada que apresentou melhor desempenho com relação ao incremento de oxigênio foi a de diâmetro 1/2".

Devido ao meio suporte ficar sempre submerso, apenas o sentido ascendente de ar é variável, ficando, portanto, as mangueiras dispostas dentro dos tubos situados no fundo dos filtros. A oxigenação do esgoto é realizada de forma bastante eficiente uma vez que à medida que as bolhas iam ascendendo ao leito desfragmentavam-se aumentando assim sua superfície de contato.

O suprimento de ar era fornecido por meio de três compressores interligados, conectados a um filtro regulador de pressão e de retenção de óleo, permitindo o controle de pressão e vazão (figura 30). Na saída do filtro havia uma bifurcação, que oferecia duas saídas de ar com as quais se podem controlar as respectivas vazões separadamente, permitindo, deste modo, aplicar diferentes vazões de ar simultaneamente aos dois filtros. As medições das vazões a serem aplicadas no filtro eram feitas utilizando-se um rotâmetro, mostrado na figura 31.

Na altura de entrada de cada filtro as mangueiras são conectadas a conexões que deriva para três mangueiras dispostas no fundo de cada filtro, mostradas na figura 32.



Foto: Takeshi Kobayashi

Figura 30: Filtro regulador de pressão e de retenção de óleo



Figura 31: Rotâmetro



Figura 32: Cruzeta com as entradas para as mangueiras

Logo após a montagem de todo esse sistema de aeração realizaram-se testes de oxigenação que tiveram como objetivo avaliar a distribuição do oxigênio ao longo do filtro, uma vez que não se poderiam formar zonas anóxicas que prejudicariam a eficiência do processo de nitrificação. Para tal, foram feitas medições de oxigênio dissolvido (utilizando um oxímetro), ao longo de seis pontos nos filtros (três de cada lado da parede), a saber: dois no início, dois no meio e dois no fim.

Finalizado os testes de oxigenação, a reconfiguração dos filtros e montado todo o sistema de aeração, os filtros aerados ficaram sob condições anaeróbias por um período de 14 dias, a fim de se proporcionar aclimatação e formação do biofilme sobre o meio suporte. Após isso, deu-se início ao sistema de aeração e analisou-se por um período de oito meses o processo de nitrificação, através de procedimentos laboratoriais físico-químicos e microbiológicos.

No período de realização da pesquisa testaram-se três tipos de vazões de ar, mostrada na tabela 06.

TABELA 06: Vazões de ar testadas em cada fase

Fases da pesquisa	Primeira fase	Segunda fase	Terceira fase
Filtro aerado 1 (m ³ ar/minuto)	0,01	0,05	0,10
Filtro aerado 2 (m ³ ar/minuto)	0,01	0,01	0,01

Durante toda a fase da pesquisa foram realizadas coletas semanais para monitoramento do sistema. Houve também o controle operacional desse novo sistema onde se media temperatura de esgoto, vazão de ar, vazão de esgoto e perda de carga.

Foram realizadas também atividades rotineiras de limpeza de tanque de nível constante e caixa medidora de vazão.

Os pontos de coleta da pesquisa foram: tanque de nível constante, caracterizando o esgoto bruto (EB), filtro ascendente de pedra (FA), filtros anaeróbios (F1 e F2) e filtros aeróbios (F3 e F4).

As análises que foram realizadas nesta pesquisa são descritas nas tabelas 07 e 08.

TABELA 07: Quadro das análises físico-químicas realizadas na pesquisa

Parâmetro - Unidade	Método	Fonte	Local
DBO – mg/L	Manométrico	APHA, 1998	Lab. Leacq
DQO – mg/L	Digestão em fluxo (titulométrico)	APHA, 1998	Lab. ETE – PROSAB
OD (oxigênio dissolvido) – mg/L	Iodométrico – Winkler	APHA, 1998	Campo ETE – PROSAB
Nitrogênio total – NTK- mg/L	Digestão e destilação seguida de titulação	APHA, 1998	Lab. ETE – PROSAB
Nitrogênio orgânico	Digestão e destilação seguida de titulação	APHA, 1998	Lab. ETE – PROSAB
Nitrato – mg/L	Método de redução de cádmio	USEPA, 1979	Lab. Leacq
Nitrito – mg/L	Colorimétrico	APHA, 1998	Lab. Leacq
Sólidos suspensos– mg/L	Gravimétrico	APHA, 1998	Lab. Leacq
Turbidez – UT	Nefelométrico	APHA, 1998	Lab. Leacq
Condutividade - $\mu\text{S}/\text{cm}$	Potenciométrico	APHA, 1998	Campo ETE – PROSAB
Temperatura	Potenciométrico	APHA, 1998	Campo ETE – PROSAB
pH	Potenciométrico	APHA, 1998	Campo ETE – PROSAB
Alcalinidade mg CaCO_3/L	Titulação potenciométrica	APHA, 1998	Lab. ETE – PROSAB
AGV	Titulométrico	Dilallo & Albertson (1961)	Lab. ETE – PROSAB

TABELA 08: Quadro das análises microbiológicas realizadas na pesquisa

Parâmetro – Unidade	Método	Fonte	Local
Quantificação de Nitrossomonas (NMP/100 mL)	Tubos múltiplos	Alexander & Clark (1982)	Lab. Leacq
Quantificação de nitrobacter (NMP/100 mL)	Tubos múltiplos	Alexander & Clark (1982)	Lab. Leacq

Esta dissertação baseia-se principalmente nas análises de quantificação das populações bacterianas de *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*. As metodologias que foram empregadas serão explicadas a seguir.

3.3 PROCEDIMENTO METODOLÓGICO E TRATAMENTO DOS DADOS

Para a quantificação das populações bacterianas de *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* utilizou-se a técnica de tubos múltiplos.

As amostras foram coletadas em frascos microbiológicos estéreis e de cada ponto de coleta se coletavam aproximadamente 100 mL.

Na pesquisa foram realizadas duas coletas por semana, sempre em torno de 8:30 h da manhã. Este dia e horário foi baseado em perfis realizados em pesquisas anteriores, caracterizando o efluente mais representativo de todos os pontos de captação.

O tratamento dos dados foi realizado utilizando-se planilha eletrônica, objetivando compreender a taxa de crescimento e desenvolvimento bacteriano no reator e relacionar com a eficiência do processo de nitrificação.

3.3.1 Quantificação de *Nitrosomonas*

O número mais provável (NMP) de bactérias *Nitrosomonas* foi determinado empregando-se a metodologia adaptada do método proposto por Alexander & Clark (1982). Essa adaptação foi necessária em virtude deste ser um método para análise de solos.

O método se baseia no princípio segundo o qual fornecendo um meio de cultura específico ocorre o desenvolvimento das bactérias *Nitrosomonas*. É importante ressaltar também que nesse meio de cultura pode ocorrer o desenvolvimento de outros gêneros bacterianos, porém sabe-se que o principal gênero são as bactérias *Nitrosomonas*. Desta forma, não se descarta a possibilidade de que outras bactérias podem ser quantificadas.

3.3.2 Número mais provável de *Nitrosomonas*

Para a preparação do meio de cultura amônia-carbonato de cálcio foram adicionados, para 1000 mL de água, 0,302 g de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$; 1 g de K_2HPO_4 ; 0,03 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 0,3 g de NaCl ; 0,3 g de $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 3,33 g de CaCO_3 . Preparado o meio transferia-se 3 mL desta solução para tubos de ensaio e em seguida esterilizava-se em autoclave.

Para a preparação do reagente Griess - Ilosvay três soluções foram preparadas. Para a solução 1 foram dissolvidos 0,6 g de ácido sulfanílico em 70 mL de água destilada quente. Uma vez resfriada a solução, se adicionava 20 mL de HCl concentrado, diluindo-se em seguida a mistura para 100 mL com água destilada, misturando bem a solução. Para a solução 2 foram dissolvidos 0,6 g de alfa-naftalamina em 10 a 20 mL de água contendo 1 mL de HCl concentrado, diluindo-se posteriormente para 100 mL de água. Já para a solução 3 eram dissolvidos 16,4 g de $\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ em água e completado o volume da solução para 100 mL com água. Essas soluções eram acondicionadas separadamente em frascos escuros e estocados sob refrigeração.

Para a preparação do reagente de nitrato dissolvia-se 50 mg de difenilamina em 25 mL de H_2SO_4 concentrado, em seguida acondicionava-se em frascos protegidos da luz por no máximo 14 dias.

Uma vez preparados os reagentes eram feitas as diluições. Em seguida, transferia-se 1 mL para cada tubo contendo o meio amônia-carbonato de cálcio, iniciando-se a partir da mais alta diluição preparada. Procedimento similar fazia-se para as outras quatro mais baixas diluições. Em seguida a inoculação os tubos eram incubados a 28 °C por 3 semanas. Foram feitos brancos (controle) com água destilada e inoculados junto com os tubos contendo a amostra.

Após o período de incubação cada tubo era submetido ao teste de nitrito usando-se o reagente Griess-Ilosvay. Imediatamente antes do teste partes iguais das 3 soluções reagentes (ácido sulfanílico, alfa-naftalamina e acetato) eram misturadas, e 3 gotas dessa mistura eram adicionadas nos tubos a serem testados. Após alguns minutos caso ocorresse o aparecimento de uma cor vermelho-púrpura, indicativo de presença de nitrito, o tubo era considerado positivo. Caso não ocorresse o desenvolvimento dessa cor, tubo negativo, o teste de nitrato era feito, adicionando-se uma gota do reagente do difenilamina, se ocorresse o desenvolvimento de uma cor azul, o teste era considerado

positivo para *Nitrosomonas*, indicando que o nitrito produzido por elas foi convertido pelas *Nitrobacter* em nitrato.

Esses mesmo testes descritos anteriormente foram feitos para os tubos brancos (controle), em caso positivo para ambos os casos (teste de nitrito ou nitrato), significava que houve alguma contaminação e o resultado obtido era então desprezado.

Uma vez realizados os testes o NMP de *Nitrosomonas* foi determinado utilizando-se a tabela proposta Alexander & Clark (1982), em anexo nesta dissertação.

3.3.3 Quantificação de *Nitrobacter*

Para o número mais provável de bactérias *Nitrobacter* se empregou a mesma metodologia descrita para *Nitrosomonas*, método proposto por Alexander & Clark (1982).

Esse método se baseia no mesmo princípio explicado para bactérias *Nitrosomonas*.

3.3.4 Número mais provável de *Nitrobacter*

Para a preparação do meio de cultura nitrito carbonato de cálcio, para 1000 mL de água destilada, se adicionavam 0,006 g de KNO_2 , 1 g de K_2HPO_4 , 0,3 g de $NaCl$, 0,1 g de $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, 0,03 g de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$, 1 g de $CaCO_3$, e 0,3 g de $CaCl_2$. Preparada a solução foram transferidos 3 mL do meio para os tubos de ensaio e esterilizados em autoclave.

Em seguida o reagente Griess-Ilosvay era preparado, como descrito no tópico anterior.

O passo seguinte a preparação dos reagentes foi preparar as diluições em série (10 mL, 1 mL e 0,1 mL), transferindo-se 1 mL para cada um dos cinco tubos contendo o meio de cultura estéril, a partir da mais alta diluição. O mesmo procedimento foi realizado para as outras diluições. Os tubos inoculados eram incubados por 3 semanas a 28 °C. Foram feitos brancos e incubados da mesma maneira.

Passado o período de incubação os tubos eram submetidos ao teste com o reagente Griess-Ilosvay. Os tubos eram considerados positivos para *Nitrobacter* se a coloração avermelhada, característica da coloração do nitrito, se desenvolvesse após alguns minutos e negativo, caso a coloração vermelha se desenvolvesse. Esse mesmo

teste era feito para os tubos brancos (controle), em caso positivo, significava que houve alguma contaminação e o resultado obtido era desprezado.

Uma vez realizados os testes o NMP de *Nitrobacter* foi determinado utilizando-se a tabela proposta Alexander & Clark (1982), em anexo nesta dissertação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos para esse trabalho dizem respeito ao período de oito meses de monitoramento do sistema montado, divididos em três fases, nas quais foram aplicadas três taxas de aeração diferentes no primeiro filtro aerado.

Os dados de NMP para Nitrossomonas obtidos durante toda a realização da pesquisa para o filtro aerado 1, podem ser vistos na tabela 09. Com esses mesmo dados foi feito um gráfico de série temporal, mostrado na figura 33.

TABELA 09: NMP para Nitrossomonas com suas respectivas datas de coleta para o primeiro filtro aerado

FASE 1			01.12.08	1,50E+05	FASE 3	05.02.09	9,30E+05
			04.12.08	4,60E+04		09.02.09	2,40E+06
			09.12.08	2,40E+04		12.02.09	2,40E+06
	16.10.08	2,30E+04	11.12.08	4,30E+03		19.02.09	9,30E+05
	23.10.08	1,50E+04	18.12.08	2,10E+05		20.02.09	9,30E+04
	31.10.08	9,30E+05	22.12.08	9,00E+02		26.02.09	7,50E+05
	07.11.08	4,60E+05	29.12.08	2,30E+04		27.02.09	2,30E+04
	13.11.08	9,30E+05	08.01.09	1,50E+04		05.03.09	1,50E+04
	17.11.08	4,60E+05	12.01.09	2,40E+05		06.03.09	3,00E+02
			15.01.09	2,30E+05		11.03.09	1,50E+04
		19.01.09	9,30E+04	12.03.09	7,00E+02		
		22.01.09	1,50E+05	18.03.09	2,10E+03		
		26.01.09	4,30E+04	02.04.09	4,30E+05		
		29.01.09	9,00E+03	03.04.09	4,60E+06		
		02.02.09	4,30E+04				

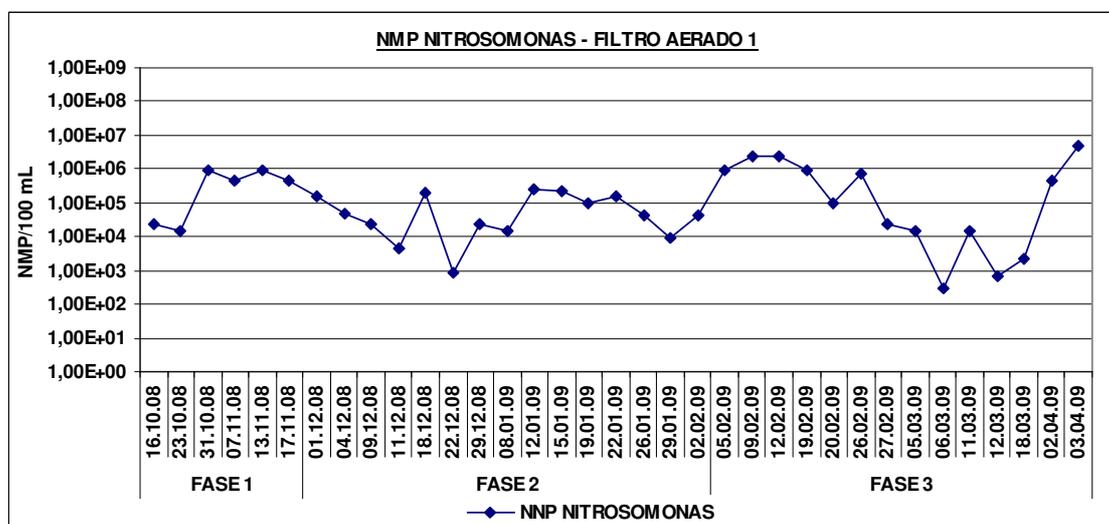


Figura 33: Série temporal do NMP Nitrossomonas para o primeiro filtro aerado

Para o segundo filtro aerado as mesmas formas de apresentação dos resultados podem ser visualizadas na tabela 10 e na figura 34.

TABELA 10: NMP para Nitrosomonas com suas respectivas datas de coleta para o segundo filtro aerado

FASE 1		FASE 2	01.12.08	7,50E+04	FASE 3	05.02.09	4,60E+05		
			04.12.08	4,30E+04		09.02.09	4,60E+05		
			09.12.08	1,50E+04		12.02.09	2,10E+04		
			11.12.08	9,00E+03		19.02.09	4,30E+04		
			16.10.08	1,50E+05		18.12.08	4,30E+04	20.02.09	2,30E+05
			23.10.08	4,50E+05		22.12.08	1,50E+03	26.02.09	4,30E+04
			31.10.08	2,80E+04		29.12.08	3,00E+02	27.02.09	4,60E+05
	07.11.08	4,30E+04	08.01.09	2,30E+05	05.03.09	3,00E+02			
	13.11.08	2,80E+04	12.01.09	4,30E+04	06.03.09	2,30E+04			
	17.11.08	4,30E+05	15.01.09	9,30E+05	11.03.09	7,00E+02			
			19.01.09	2,10E+04	12.03.09	9,00E+02			
			22.01.09	4,30E+04	18.03.09	1,50E+04			
			26.01.09	2,30E+04	02.04.09	7,00E+02			
			29.01.09	2,30E+04	03.04.09	1,10E+05			
		02.02.09	2,30E+04						

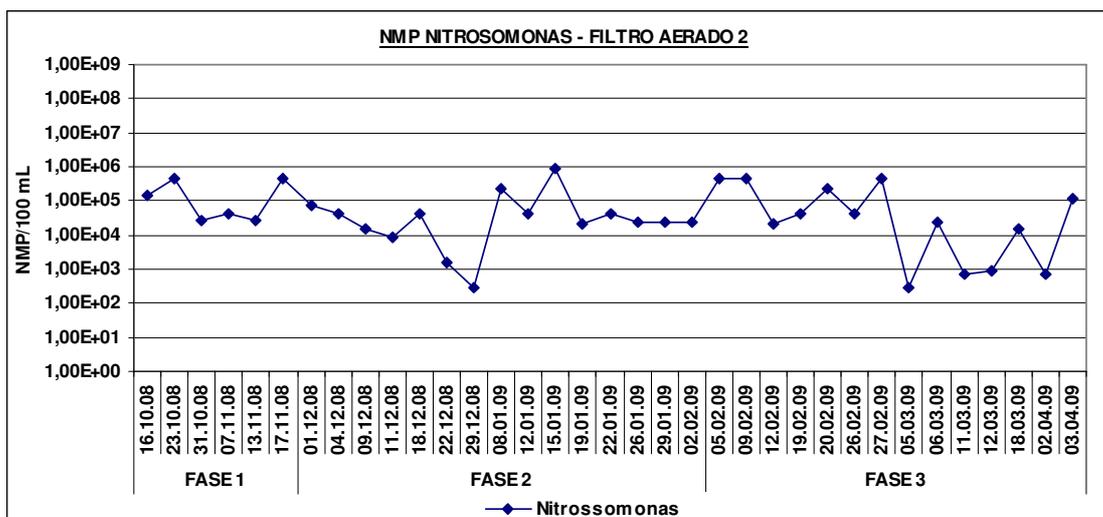


Figura 34 Série temporal do NMP Nitrosomonas para o segundo filtro aerado

Os dados para NMP de Nitrobacter quantificados durante toda a fase da pesquisa para o primeiro filtro aerado podem se vistos na tabela 11 e melhor visualizados na série temporal apresentados na figura 35.

TABELA 11: NMP para Nitrobacter com suas respectivas datas de coleta para o primeiro filtro aerado

FASE 1	07.11.08	1,10E+06	FASE 2	01.12.08	2,40E+05	FASE 3	05.02.09	2,10E+04		
				04.12.08	2,40E+04		09.02.09	7,50E+03		
				09.12.08	4,60E+04		12.02.09	9,30E+04		
				11.12.08	4,30E+03		19.02.09	2,40E+06		
	13.11.08	1,50E+04		18.12.08	2,40E+04		20.02.09	4,60E+05	26.02.09	2,10E+06
	17.11.08	4,60E+05		22.12.08	1,10E+05		27.02.09	2,30E+04	05.03.09	1,10E+06
	08.01.09	2,40E+06		12.01.09	4,30E+03		06.03.09	1,10E+06	11.03.09	2,40E+05
				15.01.09	4,60E+04		12.03.09	1,10E+07	18.03.09	4,60E+05
				19.01.09	2,40E+06		02.04.09	9,30E+03	03.04.09	7,50E+03
				22.01.09	4,60E+05					
				26.01.09	2,40E+04					
				29.01.09	4,60E+04					
				02.02.09	4,60E+05					

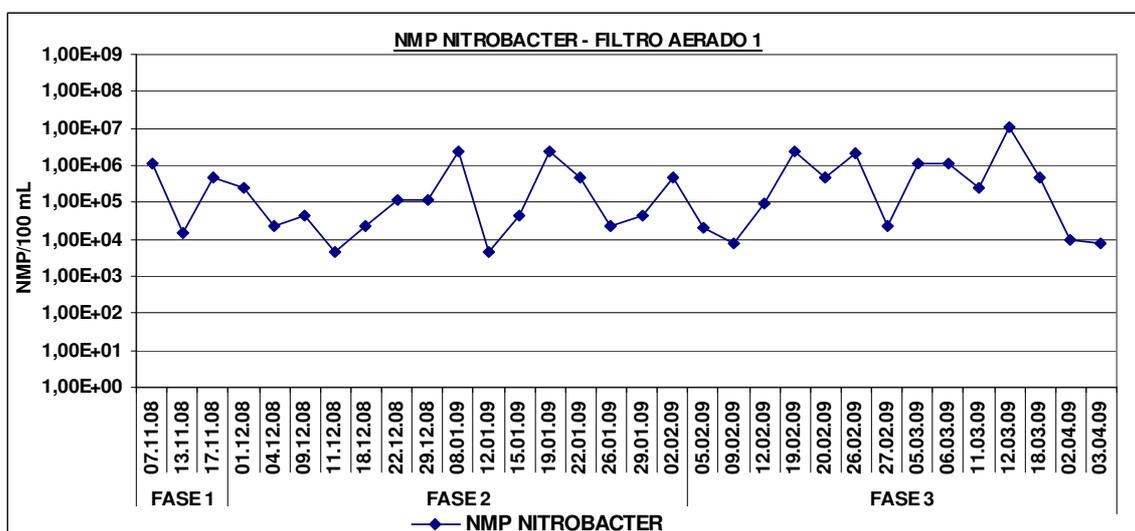


Figura 35 Série temporal do NMP Nitrobacter para o primeiro filtro aerado

Para o segundo filtro aerado a apresentação dos dados de NMP para Nitrobacter foi trabalhada da mesma forma e podem ser vistos na tabela 12 e na figura 36.

TABELA 12: NMP para Nitrobacter com suas respectivas datas de coleta para o segundo filtro aerado

FASE 1			01.12.08	1,10E+07	FASE 3	05.02.09	2,40E+04
			04.12.08	2,40E+05		09.02.09	2,10E+04
			09.12.08	1,10E+05		12.02.09	1,10E+05
			11.12.08	4,60E+04		19.02.09	4,60E+05
			18.12.08	1,20E+04		20.02.09	1,10E+05
			22.12.08	2,10E+04		26.02.09	1,10E+08
			29.12.08	4,30E+05		27.02.09	2,40E+04
			08.01.09	2,40E+05		05.03.09	4,60E+05
			12.01.09	2,10E+04		06.03.09	1,10E+05
			15.01.09	2,40E+06		11.03.09	1,10E+06
			19.01.09	2,40E+05		12.03.09	4,60E+05
			22.01.09	1,10E+06		18.03.09	1,10E+05
			26.01.09	1,10E+05		02.04.09	4,00E+02
			29.01.09	2,40E+04		03.04.09	4,00E+02
			02.02.09	2,40E+04			
			07.11.08	1,10E+08			
13.11.08	9,30E+04						
17.11.08	2,40E+05						

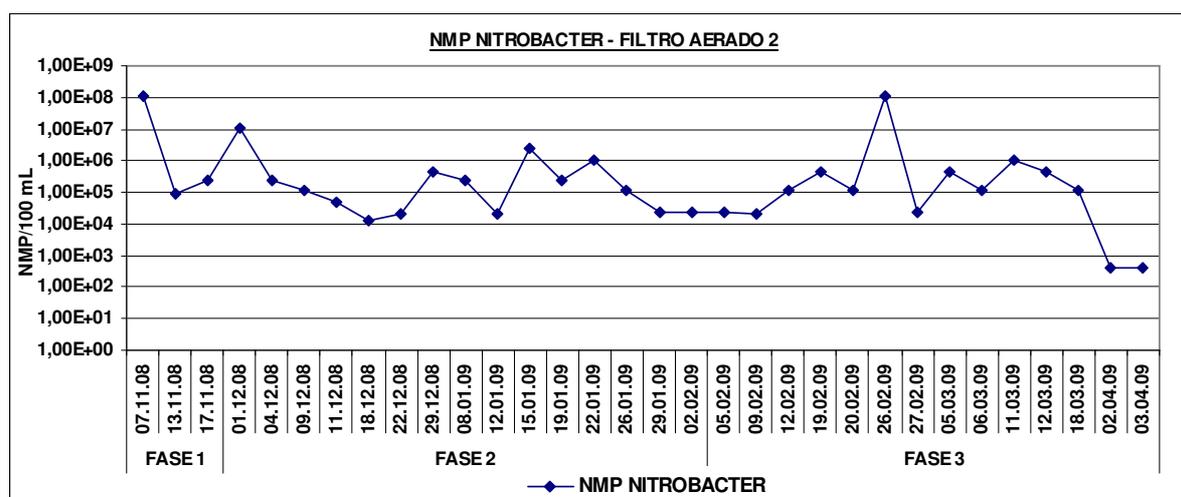


Figura 36 Série temporal do NMP Nitrobacter para o segundo filtro aerado

Na primeira fase da pesquisa grande parte dos dados de NMP para Nitrobacter foi perdida devido a problemas em encontrar a diluição correta. Outro fator que também contribuiu para tal fato foi em virtude do método não esclarecer certas dúvidas quanto a alguns procedimentos a serem adotados, que foram sendo aprendidos e aprimorados a cada amostra coletada.

Os dados de NMP de Nitrosomonas para a primeira fase da pesquisa, com taxa de oxigenação no primeiro e o segundo filtro de 0,01 m³ar/minuto, são apresentados na tabela 13 e na figura 37.

TABELA 13: Dados de NMP (Nitrosomonas) referentes aos dois filtros aerados primeira fase

FASE 1	FILTRO AERADO 1	FILTRO AERADO 2
Núm dados	6,0	6,0
Mediana	4,6E+05	9,7E+04
Mínimo	1,5E+04	2,8E+04
Máximo	9,3E+05	4,5E+05
Coef. Var	0,9	1,1

Os dados apresentados na tabela anterior obtidos na fase em que as condições de oxigenação dos dois filtros eram iguais observa-se que as medianas foram praticamente semelhantes, com um número maior de Nitrosomonas no primeiro filtro.

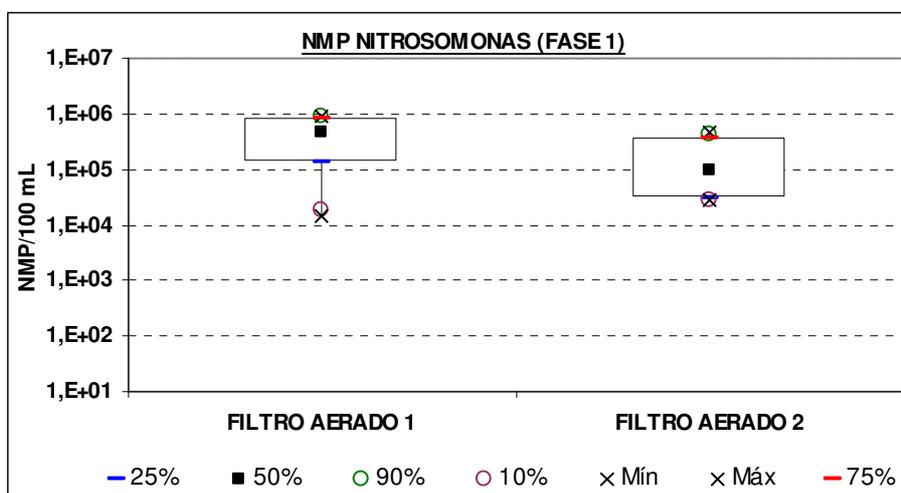


Figura 37: Gráfico Box Plot do NMP de Nitrosomonas primeira fase

A concentração de nitrito existente nas unidades do sistema até chegar aos filtros aerados comprova a existência das bactérias Nitrosomonas, e, portanto, da ocorrência da primeira fase do processo de nitrificação, mostrado na tabela 14 e no gráfico box plot da figura 38.

TABELA 14: Concentração de nitrito encontrada na primeira fase

NITRITO	PONTOS DE AMOSTRAGEM				
	EB	Ts-Fan	FAn	FA1	FA2
Num dados	15,0	15,0	15,0	12,0	12,0
Mediana	0,0	0,0	0,0	7,5	7,7
Mínimo	0,0	0,0	0,0	0,2	1,1
Máximo	7,6	0,3	0,3	8,1	8,1
Coef. Var	3,4	1,6	1,3	0,5	0,3

Legenda: EB = Esgoto bruto; Ts-Fan = Tanque Séptico+; FAn = Média Filtro Anaeróbio
FA1= Filtro aerado 1; FA2= Filtro aerado 2.

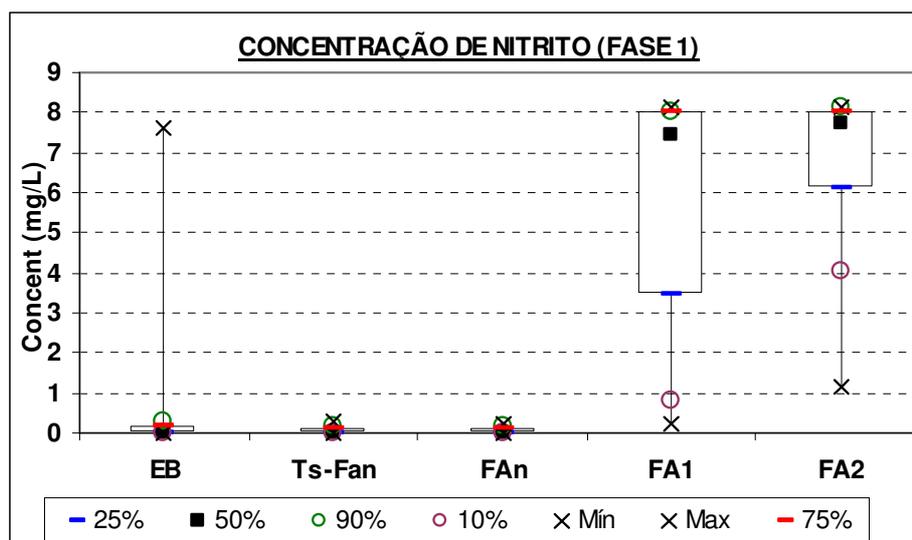


Figura 38: Gráfico Box Plot da concentração de nitrito da primeira fase

Limitações do próprio método de quantificação microbiológica, problemas ocorridos no período de incubação (oscilações de alimentação de energia), ou algum fator de contaminação, que limitou o seu crescimento, podem ter ocasionado essa leve disparidade.

Ainda com relação à primeira fase da pesquisa, agora analisando os dados de Nitrobacter, responsável pela segunda e última etapa do processo de nitrificação, observa-se com bases nos dados apresentados na tabela 15 e 16, figura 39 e 40, os dados físico-químicos de nitrato e os NMP de Nitrobacter foram coerentes.

TABELA 15: Dados de NMP (Nitrobacter) referentes aos dois filtros aerados primeira fase

FASE 1	FILTRO AERADO 1	FILTRO AERADO 2
Núm dados	3,0	3,0
Mediana	4,6E+05	2,4E+05
Mínimo	1,5E+04	9,3E+04
Máximo	1,1E+06	1,1E+08
Coef. Var	1,0	1,7

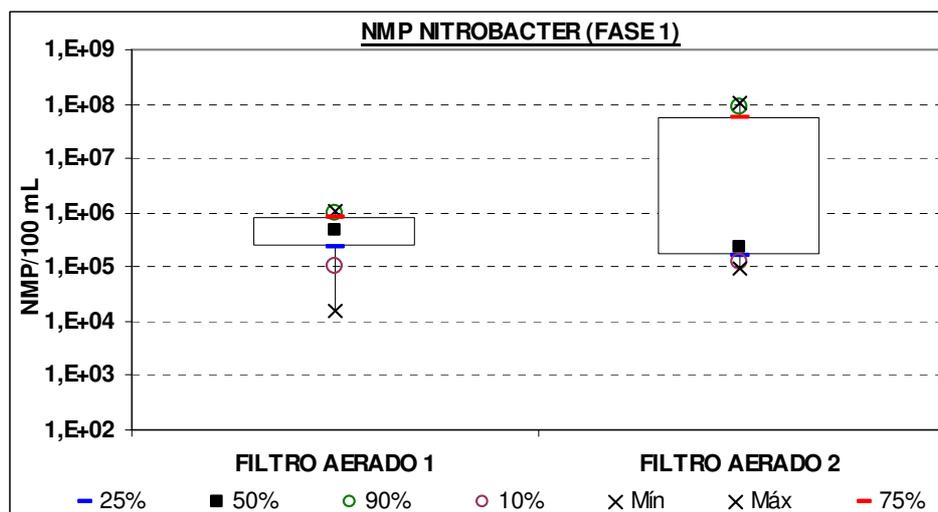


Figura 39: Gráfico Box Plot do NMP de Nitrobacter na primeira fase

TABELA 16: Concentração de nitrato encontrada na primeira fase

Nitrato	PONTOS DE AMOSTRAGEM				
	EB	Ts-Fan	Fan	FA1	FA2
Núm dados	15,0	15,0	15,0	12,0	12,0
Mediana	2,2	1,5	1,4	4,1	6,8
Mínimo	0,0	0,0	0,3	0,2	4,4
Máximo	10,8	7,3	6,0	27,4	55,2
Coef. Var	1,0	1,1	0,9	1,2	1,0

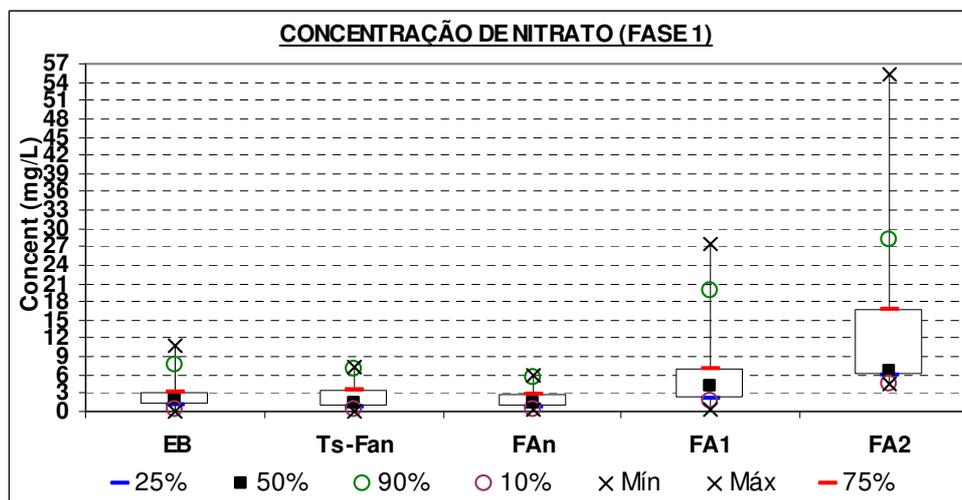


Figura 40: Gráfico Box Plot da concentração de nitrato da primeira fase

Na segunda fase da pesquisa com, a taxa de oxigenação do primeiro filtro aerado aumentada, ficando com $0,05 \text{ m}^3 \text{ ar}/\text{minuto}$, e mantendo-se a mesma taxa de aeração no segundo filtro, os resultados apresentados na tabela 17 e 18, e na figura 41 e 42, pode-se observar que houve uma queda de NMP de Nitrosomonas para o primeiro filtro,

sendo comprovado tal fato quando se observa uma diminuição da concentração de nitrito para esse mesmo filtro. Esperava-se que com o aumento da taxa de aeração deste filtro haveria também um aumento dos organismos responsáveis pela primeira etapa da nitrificação, e conseqüentemente um aumento da concentração de nitrito. Contudo, pode-se inferir que o incremento de oxigênio não tenha sido tão significativo para a comunidade bacteriana, de forma que proporcionasse seu crescimento.

Ainda em relação a estes dados pode-se também observar que o número de organismos responsáveis pela formação do nitrito manteve-se semelhante no segundo filtro aerado, em que a mesma taxa de aeração foi mantida, quando comparado a primeira fase.

TABELA 17: Dados de NMP (Nitrosomonas) referentes aos dois filtros aerados segunda fase

FASE 2	FILTRO AERADO 1	FILTRO AERADO 2
Núm dados	15,0	15,0
Mediana	4,3E+04	2,3E+04
Mínimo	9,0E+02	3,0E+02
Máximo	2,4E+05	9,3E+05
Coef. Var	1,0	2,3

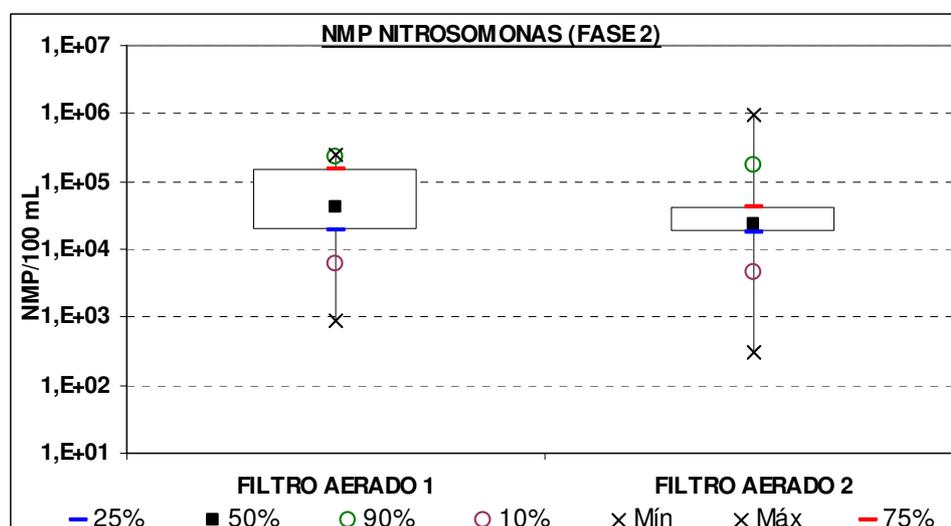


Figura 41: Gráfico Box Plot do NMP de Nitrosomonas segunda fase

TABELA 18: Concentração de nitrito encontrada na segunda fase

NITRITO	PONTOS DE AMOSTRAGEM				
	EB	Ts-Fan	FAn	FA1	FA2
Núm dados	9,00	9,00	9,00	9,00	9,00
Mediana	0,0	0,0	0,0	3,7	1,2
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,22	0,45
Máximo	0,00	0,00	0,05	7,82	4,38
Coef. Var	0,00	0,00	3,00	0,70	0,81

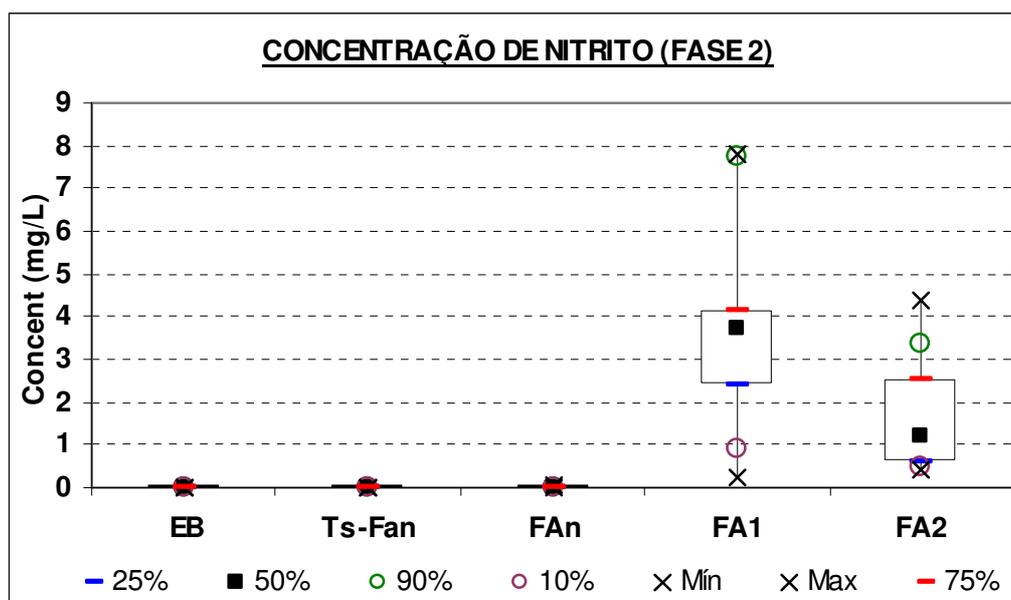


Figura 42: Gráfico Box Plot da concentração de nitrito da segunda fase

Analisando agora os dados da segunda fase com relação à continuação do processo de nitrificação, ou seja, a formação de nitrato e os organismos responsáveis por esse processo, observa-se que apesar do incremento de oxigênio não ter sido suficiente para aumentar a população de microorganismos no primeiro filtro aerado, ocorreu um aumento da concentração de nitrato nesse. Contudo, pode-se perceber que apesar do ocorrido, a concentração desse composto foi maior no filtro em que o NMP de Nitrobacter também se mostrou maior. Isso pode ser comprovado quando se observa a concentração de nitrato e NMP dos filtros aerados, mostrados na tabela 19 e 20, e figura 43 e 44.

TABELA 19: Dados de NMP (Nitrobacter) referentes aos dois filtros aerados segunda fase

FASE 2	FILTRO AERADO 1	FILTRO AERADO 2
Núm dados	15,0	15,0
Mediana	4,6E+04	2,3E+04
Mínimo	4,3E+03	3,0E+02
Máximo	2,4E+06	9,3E+05
Coef. Var	1,9	2,3

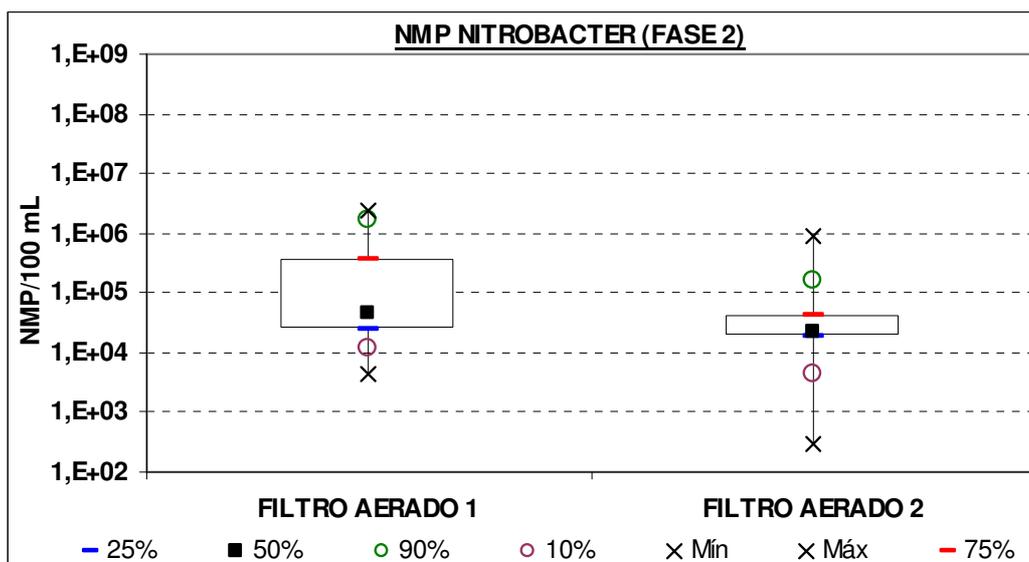


Figura 43: Gráfico Box Plot do NMP de Nitrobacter segunda fase

TABELA 20: Concentração de nitrato encontrada na segunda fase

NITRATO	PONTOS DE AMOSTRAGEM				
	EB	Ts-Fan	FAn	FA1	FA2
Núm dados	9,0	9,0	9,0	9,0	8,0
Mediana	2,2	2,2	1,7	16,0	15,5
Mínimo	0,1	0,2	1,1	2,9	6,1
Máximo	2,9	4,5	2,2	28,5	28,5
Coef. Var	0,4	0,6	0,2	0,5	0,5

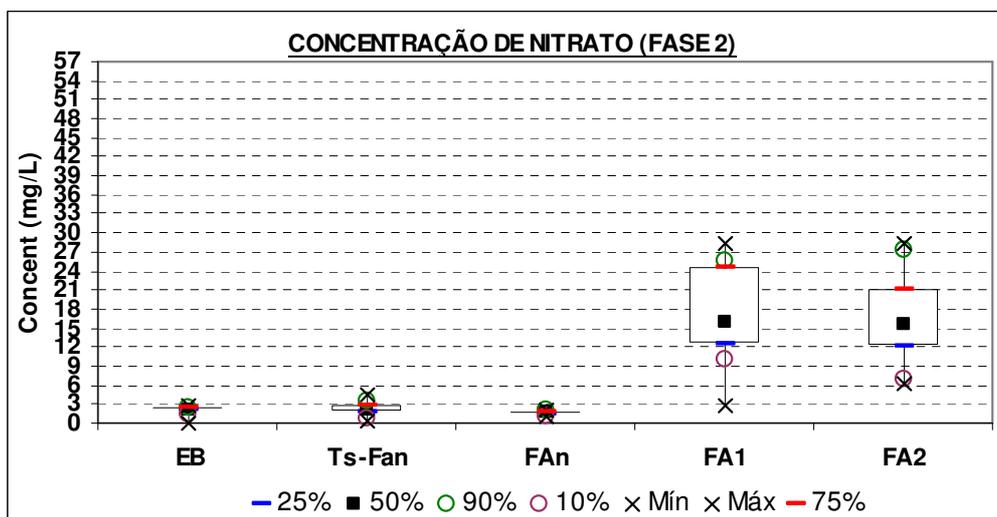


Figura 44: Gráfico Box Plot da concentração de nitrato da segunda fase

Na terceira e última fase da pesquisa, em que houve mais uma vez um aumento da taxa de aeração do primeiro filtro, ficando com $0,10 \text{ m}^3 \text{ ar/minuto}$, e mantendo-se a mesma taxa de aeração do segundo filtro, os dados mostraram algo diferente. Desta vez, o

incremento de oxigênio foi suficiente para favorecer um leve aumento no número de organismos do gênero *Nitrosomonas*, mostrados na tabela 21 e na figura 45. Observa-se que enquanto na fase 2, 75 % dos dados de NMP para *Nitrosomonas* estava na casa de 10^5 organismos por 100 mL para o filtro aerado 1, na fase 3 essa mesma porcentagem para o mesmo filtro subiu para casa dos 10^6 organismos por 100 mL. Apesar de ter ocorrido tal aumento no número de organismos responsáveis pela primeira fase do processo de nitrificação, observa-se que o mesmo não ocorreu em relação a concentração de nitrito, ao se observar a tabela 22 e na figura 46.

TABELA 21: Dados de NMP (*Nitrosomonas*) referentes aos dois filtros aerados terceira fase

FASE 3	FILTRO AERADO 1	FILTRO AERADO 2
Núm dados	14,0	14,0
Mediana	2,6E+05	3,3E+04
Mínimo	3,0E+02	3,0E+02
Máximo	4,6E+06	4,6E+05
Coef. Var	1,5	1,4

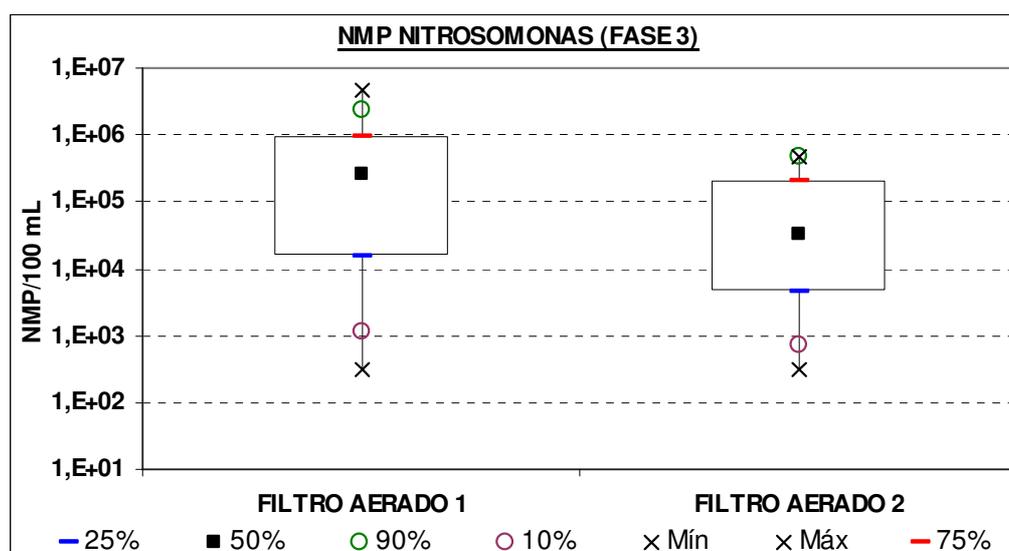


Figura 45: Gráfico Box Plot do NMP de *Nitrosomonas* terceira fase

TABELA 22: Concentração de nitrito encontrada na terceira fase

NITRITO	PONTOS DE AMOSTRAGEM				
	EB	Ts-Fan	FAn	FA1	FA2
Núm dados	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0
Mediana	0,0	0,0	0,0	3,0	0,1
Mínimo	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0
Máximo	7,3	0,0	0,0	7,5	0,6
Coef. Var	3,0	0,0	0,0	0,7	1,2

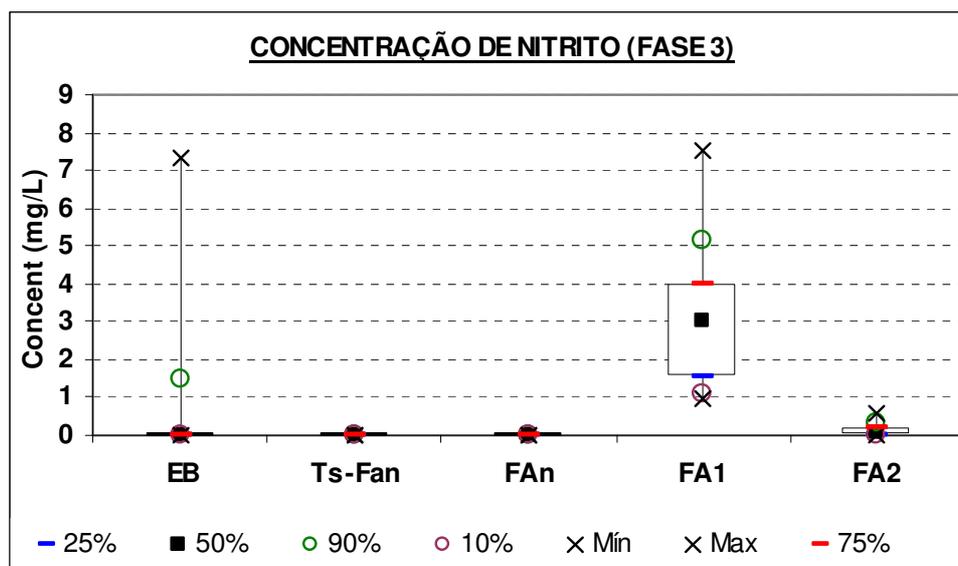


Figura 46: Concentração de nitrito encontrada na terceira fase

Os resultados de Nitrobacter desta fase podem ser vistos na tabela 23 e figura 47. Observa-se também o número de organismos foi maior onde havia uma maior taxa de aeração. Os resultados de nitrato para essa fase também não acompanharam o resultado microbiológico, pois ao analisar tais resultados da fase 3, mostrado na tabela 24 e na figura 48.

TABELA 23: Dados de NMP (Nitrobacter) referentes aos dois filtros aerados terceira fase

NITROBACTER	FILTRO AERADO 1	FILTRO AERADO 2
Núm dados	14,0	14,0
Mediana	3,5E+05	3,3E+04
Mínimo	7,5E+03	3,0E+02
Máximo	1,1E+07	4,6E+05
Coef. Var	2,1	1,4

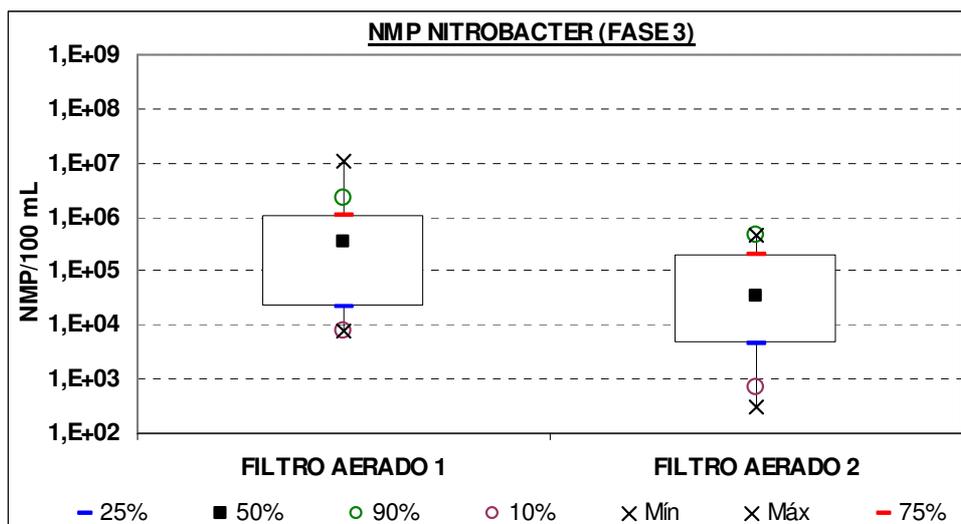


Figura 47: Gráfico Box Plot do NMP de Nitrobacter terceira fase

TABELA 24: Concentração de nitrato encontrada na terceira fase

Nitrato	PONTOS DE AMOSTRAGEM				
	EB	Ts-Fan	FAn	FA1	FA2
Núm dados	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0
Mediana	1,6	2,2	1,6	17,1	14,0
Mínimo	0,5	0,4	0,3	8,3	1,9
Máximo	5,2	2,6	1,8	29,2	24,2
Coef. Var	0,8	0,6	0,6	0,4	0,5

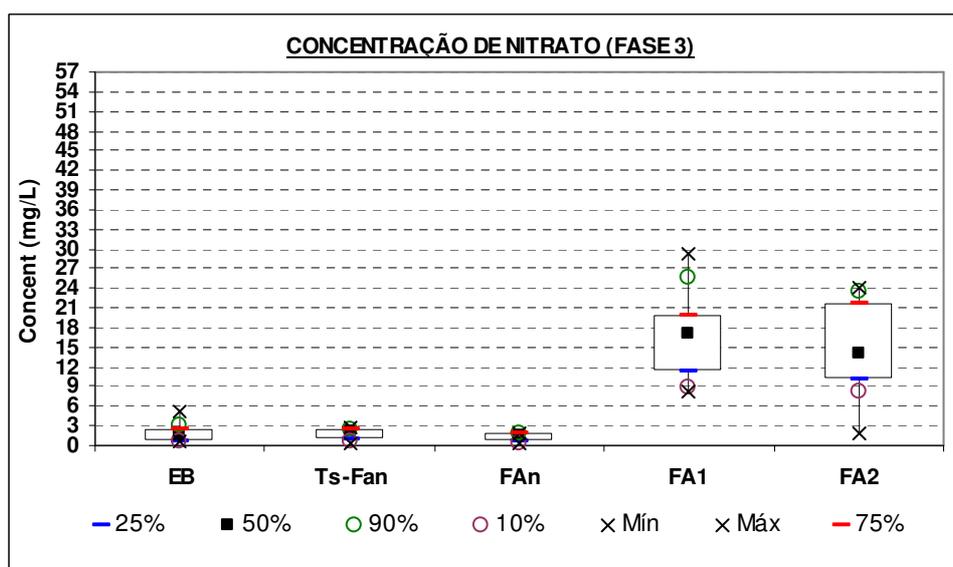


Figura 49: Concentração de nitrato encontrada na terceira fase

5 CONCLUSÃO

Tendo em vista a análise e a discussão de dados pode-se concluir que:

- A associação em série de filtros biológicos aeróbio sob condições controladas de nutrição e nível de oxigênio permitiu a formação da comunidade bacteriana responsável pela transformação de nitrogênio;
- O processo de nitrificação ocorreu nos filtros biológicos aerados em todas as fases da pesquisa, tendo sido isto comprovado pelos exames microbiológicos e nitrato determinado;
- Os sentidos de fluxo testados na unidade experimental não influenciaram a comunidade bacteriana nitrificante, certamente porque foram mantidos afogados e não ocorreu velocidade de fluxo capaz de cisalhar a biomassa formada;
- Na terceira fase da pesquisa o aumento da taxa de oxigenação foi significativo para a comunidade bacteriana nitrificante nos filtros biológicos aerados, favorecendo seu crescimento, havendo desta forma relação entre a eficiência do sistema na nitrificação e a quantidade de organismos responsáveis por esse processo;
- O método utilizado, apesar de suas limitações, propiciou a seleção de microorganismos autotróficos nitrificantes, permitindo a identificação de Nitrosomonas e Nitrobacter;
- Os anéis de eletrodo utilizado nos filtros biológicos aerados se mostraram viável material suporte para o desenvolvimento bacteriano nitrificante.

6 RECOMENDAÇÕES

- Investigar a possibilidade de remover o nitrogênio do sistema através da interrupção da aeração do segundo filtro, deixando sob condições anóxicas, uma vez que seria alimentado por um efluente rico em nitrato, vindo do primeiro filtro aerado;
- Alimentar o filtro anóxico com uma parcela de efluente rico em carboidrato, fornecendo uma fonte de carbono para o desenvolvimento das bactérias desnitrificantes, esta parcela de efluente poderia ser fornecida pelo decantodigestor;
- Avaliar outras taxas de aeração e sentido de fluxos nos filtros aerados;
- Avaliar outros materiais de enchimento e verificar a eficiência e ocorrência do processo de nitrificação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9648**: Estudo de concepção de sistema de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986. 5p.

ANDRADE NETO, C.O.; GUIMARÃES, P.; PEREIRA, M. G.; MELO, H. N. S.. Decanto digestor seguido de filtros anaeróbios de fluxo ascendente e descendente afogados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...**Rio de Janeiro: ABES, 1999, p.1-10.

ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; PEREIRA, M. G.; LUCAS FILHO, M.. Filtros anaeróbios com enchimento de diferentes materiais. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**: coletânea de trabalhos técnicos. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. p.75-86.

ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; LUCAS FILHO, M.. Filtros anaeróbios com fluxo ascendente e fluxo descendente. **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**: coletânea de trabalhos técnicos. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. p.185-192.

ANDRADE NETO, C O de; HAANDEL, A van ; MELO, H N S. O Uso do Filtro Anaeróbio para Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios no Brasil. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10., 2002, Braga, Portugal. **Anais...**Braga: APESB/APRH/ABES, 2002. CD-ROM.

ANDRADE NETO, C O de. **Filtro anaeróbio aplicado ao tratamento de esgoto Sanitário**. 2004.Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

ALEXANDER, M.; CLARK, F. E.. Nitrifying bacteria. In C. A. Black (ed.), **Methods of soil analysis, part 2. Chemical and microbiological properties**, pp. 1477 – 1483. American Society of Agronomy. Madison, Wis. 1982.

ALEXANDER, M.. “Most probable number method for microbial populations”. In C. A. Black (ed.), **Methods of soil analysis, part 2. Chemical and microbiological properties**. pp. 1467 – 1472. American Society of Agronomy. Madison, Wis. 1982.

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20.ed. Washington: American Public Health Association, 1998.

BARBOSA, Samuel Alves. **Avaliação de biofiltro aerado submerso no pós-tratamento de efluente de tanque séptico**. 2006. 207 f. Dissertação (Mestrado em engenharia de recursos hídricos e ambiental). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BRASIL. Conselho nacional de meio ambiente Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de

efluentes, e dá outras providências. Resoluções. Brasília: MMA, 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf> . Acesso em: 14 abr.2009.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento**. 4 ed.rev.Brasília: FUNASA, 2006. 408 p.

BRASIL. Conselho nacional de meio ambiente Resolução nº 397, de 7 de abril de 2008. Altera o inciso II do § 4o e a Tabela X do § 5o, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA no 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Resoluções. Brasília: MMA, 2008. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=563>. Acesso em: 14 abr. 2009

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Programa de Modernização do Setor Saneamento (PMSS). **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnósticos dos serviços de água e esgotos - 2007**. Brasília: Ministério das Cidades. SNSA, 2009. 233p.

CAMARGO, Sandra Aparecida Rozon de; NOUR, Edson Aparecido Abdul. **Desempenho de um filtro com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários à diferentes tempos de detenção hidráulico**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001. **Anais...** João Pessoa: Editora, 2001.

CAMPOS, J. R. *et. al.* **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. José Roberto Campos (coordenador). Rio de Janeiro. ABES. PROSAB, 1999, 264p.

CAVALCANTE, Fernanda Lima. **Avaliação da eficiência de filtros anaeróbios na remoção de coliformes fecais e ovos de helmintos**. 2007. 78f. Dissertação (Mestrado em engenharia sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007. 78p.

CHAGAS, Adalberto Francisco. **Influência da taxa de recirculação do lodo no processo de nitrificação em sistema de FBAS precedido de reator UASB**. 2006. 133f. Dissertação (Mestrado em engenharia sanitária e hidráulica). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2006.

COLETTI, Fábio José; POVINELLI, Jurandyr; DANIEL, Luiz Antonio. Pós-tratamento por lodos ativados de efluentes provenientes de processos anaeróbios de tratamento de esgoto sanitário: determinação de Constantes cinéticas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...**, Foz do Iguaçu: ABES, 1997, 13 p.

COREA, E.J.H; GAMAGE, I.R.; WICKRAMANAYAKE, P.N..**Anaerobic filters for on-site sewage treatment**. 24th WEDC Conference Sanitation and Water for all. Islamabad, Pakistan, 1998. 133-135p.

COUTO, Luiz Carlos Costa. **Avaliação do desempenho de filtros anaeróbios com diferentes meios de enchimento no tratamento de esgotos sanitários**. 1993. 86f. Dissertação (mestrado em engenharia civil). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1993.

DOMINGUES, Ligia Maria. **Sistema combinado filtro anaeróbio – biofiltro aerado submerso**: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto sanitário. 2005. 155 f. Dissertação (mestrado em engenharia civil). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, 2005.

ESTEVES. Francisco de Assis. **Fundamentos da limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

ETCHEBEHERE, C.; ERRAZQUIN, M.I; BARRANDEGUY, ; DABERT, P; MOLLETA, R.; MUXÍ. L. **Evaluation of the denitrifying microbiota of anoxic reactors**. FEMS Microbiology Ecology. nº 35. 2001. 259-265.

ETCHEBEHERE, C.; ERRAZQUIN, M.I; DABERT, P; MUXÍ. L. **Community analysis of a denitrifying reactor treating landfill leachate**. FEMS Microbiology Ecology. nº 40. 2002. 97-106

ETCHEBEHERE, Cláudia. Microbiología, Ecología y Bioquímica. In: W. Schmidell *et al*, **Tratamento biológico de águas residuárias**.. Florianópolis: [s.n.], 2007. 720p. p. 435-447.

FRANCHIN, Aline Costanzo. **Nitrificação de efluente de reator anaeróbio compartimentado em filtros percoladores com a utilização da serragem de couro do tipo WET BLUE como meio suporte**. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade Federal de São Paulo. São Carlos: São Paulo. 2006. 68p.

GODOY, Thais Gorga de. **Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB, sob condições hidráulicas desfavoráveis – estudo em escala real**. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade Federal de São Paulo. São Carlos: São Paulo. 2007. 177p.

GONÇALVES, Ricardo Franci; ARAÚJO, Vera de Lúcia; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Tratamento secundário de esgoto sanitário através da associação em série de reatores uasb e biofiltros aerados submersos**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...**Foz do Iguaçu: ABES, 1997, 13p.

GONÇALVES. Ricardo Franci. Distribuição espacial das diferentes colônias bacterianas em biofiltros submersos realizando a remoção biológica de nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário. In: **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Desafios**

para o saneamento ambiental no terceiro milênio. Rio de Janeiro, ABES, 1999. p.1-8, Ilus, tab.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDRADE NETO, C.O.; SOBRINHO, P.A.; KATO, M.T; COSTA, R.H.R.da; AISE, M. M.; ZAIAT, M.. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICHARO (Coord.). **Pós-tratamento de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: PROSAB, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Síntese de indicadores sociais**: Uma análise das condições de vida da população brasileira. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 05 jul. 2009.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PÊSSOA, Constantino Arruda. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4.ed. Rio de Janeiro: ABES. 2005. 932 p.

JORDÃO, E.P.; ÁVILA, R.O. de; VOLSCHAN JUNIOR, I.; AZEVEDO, J.P.S. de. **Desempenho de filtros anaeróbios segundo diferentes meios suporte e alturas de percolação**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, CAMPO GRANDE. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. 7 p.

KIELING, Dirlei Diedrich. **Estudo da remoção biológica de nitrogênio a partir de lodo nitrificante cultivado em meio autotrófico sob condições anóxicas**. 2004. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 2004.

LOPES, Jaqueline Cabral. **Aplicação de reatores híbridos aeróbios para o pós-tratamento de reatores anaeróbios enfocando a nitrificação do sistema**. 2009.90f. Dissertação (mestrado em engenharia civil). Universidade Federal de Pernambuco, 2009.

LUCAS FILHO, M.; LIMA, U.M.; MACEDO, H.; FREITAS, F.R.S.; TAVARES, F.C.S.. Evolução das concentrações de nitrato no sistema de abastecimento de água do município do natal. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABES, 2007. 5 p.

MENDONÇA, Luciana Coêlho. **Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido**. Tese (Doutorado em engenharia civil), Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, São Paulo, 2002.

MENDONÇA, Neyson Martins; CAMPOS, José Roberto; GIANOTTI, Eloísa Pozzi; NICIURA, Cristiano Luchesi. Avaliação da evolução e da atividade do biofilme em reator anaeróbio de leito expandido alimentado com esgoto sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001.10 p.

METCALF & EDDY, Inc. Wastewater Engineering: Treatment Disposal Reuse. McGraw Hill, 4th edition, 2003, 1815 p.

MOREIRA, Mauro de Paula; YAMAKAWA, Celso Shunji; ALEGRE, Ranulfo Monte. Adição de fonte de carbono no início da fase anóxica na remoção de macronutrientes e DQO por lodo ativado usando RBS no tratamento de água residuária avícola. In: **Engenharia sanitária e ambiental**. V. 07, n° 2, 2002. p. 16-20.

NAVAL, Liliana Pena; QUEIROZ, Sérgio Carlos Bernardo; Silva, Vanessa Marques da. **Avaliação da eficiência de um filtro anaeróbio com recheio de bambu, em escala real, utilizado como pós-tratamento de reator UASB**. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL - SIBESA, 6., 2002, Vitória. **Anais...** Vitória: ABES, 2002. 6p.

NUVOLARI, A. (Coord.); TELLES, D.D; RIBEIRO, J.T.; MIYASHITA, N.J.; RODRIGUES, R.B.; ARAÚJO, R.do. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. São Paulo: Edgard Blucher, 2003. 520 p.

PECLZAR JR. , Joseph Michael; CHAN, E.C.S., KRIEG, N.R. **Microbiologia: conceitos e aplicações**. Tradução: YAMADA, S.F.; NAKAMURA, T.U; OLIVEIRA, T.C.R.M.; DIAS FILHO, B.P; GARCIA, L.B. São Paulo: MAKRON books, 1996. 517 p.

POHLING, Rolf. **Reações químicas na análise de água**. Fortaleza: Arte visual, 2009. 339 p.

REGINATTO, V.; TEIXEIRA, R. M.; PEREIRA, F.; SCHMIDELL, W.; MENES, J.; ETCHEBERERE, C.; FURIGO JUNIOR, A.; SOARES, H. M. **Anaerobic Ammonium Oxidation in Bioreactor Treating Slaughterhouse Wastewater. Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v.22, n.4, p. 593-600. 2005.

SANTIAGO, V.M.J.; COELHO, E.B.de A.P.; ZANETTE, C.L.; ALMEIDA, J.H.C. **Nitrificação em biodisco**. : Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19., 1997, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...**Foz do Iguaçu: ABES, 1997, 13p.

SANTOS, Pedro Ivo de Almeida. **Remoção de DQO e de nitrogênio, e estudos dos consórcios microbianos em sistema com três reatores sobrepostos, em série, alimentado com esgoto sanitário**. 2004. 176f. Tese (Doutorado em engenharia civil). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade Federal de São Paulo, São Paulo. 2004.

SANTOS, A.S.P; VOLSCHAN JUNIOR, I. ; JORDÃO, E.P.; AZEVEDO, J.P.S de. **Desempenho do filtro biológico percolador segundo dois diferentes meios suporte plásticos**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. 10 p.

SAWYER. Clair N.; McCARTY, Perry L.; PARKIN, GENE, F. **Chemistry for Environmental Engineering**. 4 ed. MC Graw Hill, 1994.

SCHIERHOLT NETO, Guilherme Francisco. **Desenvolvimento de uma flora de microorganismos oxidadores anaeróbios de amônia utilizando inóculos provenientes de dejetos suínos**. 2007. 101p. Dissertação (mestrado em Engenharia Química) Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis, 2007.

SCHMIDT. I.; SLIEKERS, O.; SCHMID. M.; BOCK. E.; FUERST, J.; KUENEN. J.G.; JETTEN. M.S.M.; STROUS. M. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**, n. 27, p.481-492. 2003.

SLIEKERS, A.O.; DERWORT, N.; CAMPOS GOMEZ, J.L.; STROUS, M.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. **Water Research**, v. 36, 2002, p. 2475-2482.

SCHMIDELL, Willibaldo; REGINATTO, Valeria. Processos de eliminação de nitrogênio. In: W. Schmidell *et al*, **Tratamento biológico de águas residuárias**. pp. 449-508. Florianópolis: 2007, 720p.

SOARES, Sérgio R.A.; BERNARDES, Ricardo S.; CORDEIRO NETTO, Oscar de M. **Relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente**: elementos para formulação de um modelo de planejamento em saneamento. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/csp/v18n6/13268.pdf>. Acesso em: 31 ago. 09.

SOUSA, J.T.; FORESTI. E. Utilização de lodo anaeróbio como fonte externa de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias. In: **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.3, n.1, , 1999, p.69-73.

VAN HAANDEL, Adrianus; MARAIS, Gerrit. **O comportamento do sistema de lodo ativado**. Campina Grande: Epgraf, 1999.

VICTORIA, Jenny Alexandra Rodríguez. **Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB**. 2006. 128 f. Tese (Doutorado em engenharia hidráulica e saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, São Carlos, 2006.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios básicos de tratamento de esgoto**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 1996. 211p.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 2005. 452 p.

ZHAO, HONG W.; MAVINIC, D. S.; OLDHAM, W.K.; KOCH, F. A. **Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a two-stage intermittent aeration process treating domestic sewage**. *Wat. Res.* V.33, n 4, pp. 961-970, 1999.

ANEXOS

ANEXO A TABELA 25: NMP e limites a 95% de confiança para várias combinações de resultados positivos quando vários números de tubos são usados para diluição (10mL; 1,0mL e 0,1mL)

Combinações de positivos	Tubos por diluição					
	3			5		
	NMP/100mL	Limites 95% Confiança		NMP/100mL	Limites 95% Confiança	
		Inferior	Superior		Inferior	Superior
0-0-0	< 3			< 2		
0-0-1	3	< 0,5	9	2	< 0,5	7
0-1-0	3	< 0,5	13	2	< 0,5	7
0-2-0	-			4	< 0,5	11
1-0-0	4	< 0,5	20	2	< 0,5	7
1-0-1	7	1	21	4	< 0,5	11
1-1-0	7	1	23	4	< 0,5	11
1-1-1	11	3	36	6	< 0,5	15
1-2-0	11	3	36	6	< 0,5	15
2-0-0	9	1	36	5	< 0,5	13
2-0-1	14	3	37	7	1	17
2-1-0	15	3	44	7	1	17
2-1-1	20	7	89	9	2	21
2-2-0	21	4	47	9	2	21
2-2-1	28	10	150	-		
2-3-0	-			12	3	28
3-0-0	23	4	120	8	1	19
3-0-1	39	7	130	11	2	25
3-0-2	64	15	380	-		
3-1-0	43	7	210	11	2	25
3-1-1	75	14	230	14	4	34
3-1-2	120	30	380	-		
3-2-0	93	15	380	14	4	34
3-2-1	150	30	440	17	5	46
3-2-2	210	35	470	-		
3-3-0	240	36	1300	-		
3-3-1	460	71	2400	-		
3-3-2	1100	150	4800	-		
3-3-3	≥ 2400			-		
4-0-0	-			13	3	31
4-0-1	-			17	5	46

Tabela de NMP (continuação)

Combinções de positivos	Tubos por diluição					
	3			5		
	NMP/100mL	Limites 95% Confiança		NMP/100mL	Limites 95% Confiança	
		Inferior	Superior		Inferior	Superior
4-1-0	-			17	5	46
4-1-1	-			21	7	63
4-1-2	-			26	9	78
4-2-0	-			22	7	67
4-2-1	-			26	9	78
4-3-0	-			27	9	80
4-3-1	-			33	11	93
5-0-0	-			23	7	70
5-0-1	-			31	11	89
5-0-2	-			43	15	110
5-1-0	-			33	11	93
5-1-1	-			46	16	120
5-1-2	-			63	21	150
5-2-0	-			49	17	130
5-2-1	-			70	23	170
5-2-2	-			94	28	220
5-3-0	-			79	25	190
5-3-1	-			110	31	250
5-3-2	-			140	37	340
5-3-3	-			180	44	500
5-4-0	-			130	35	300
5-4-1	-			170	43	490
5-4-2	-			220	57	700
5-4-3	-			280	90	850
5-4-4	-			350	120	1000
5-5-0	-			240	68	750
5-5-1	-			350	120	1000
5-5-2	-			540	180	1400
5-5-3	-			920	300	3200
5-5-4	-			1600	640	5800
5-5-5	-			≥ 2400		

Fonte: ALEXANDER & CLARK (1982)