

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

ESTUDO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO, COM
ÊNFASE NA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA, EM
LAGOAS DE POLIMENTO DE EFLUENTES DE
REATORES UASB TRATANDO ESGOTOS
URBANOS DE BELO HORIZONTE/MG

Fernando Augusto Lopes de Assunção

Belo Horizonte

2009

**ESTUDO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO, COM
ÊNFASE NA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA, EM
LAGOAS DE POLIMENTO DE EFLUENTES DE
REATORES UASB TRATANDO ESGOTOS URBANOS
DE BELO HORIZONTE/MG**

Fernando Augusto Lopes de Assunção

Fernando Augusto Lopes de Assunção

**ESTUDO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO, COM
ÊNFASE NA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA, EM
LAGOAS DE POLIMENTO DE EFLUENTES DE
REATORES UASB TRATANDO ESGOTOS URBANOS
DE BELO HORIZONTE/MG**

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

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Prof. Dr. Marcos von Sperling

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2009

A851e Assunção, Fernando Augusto Lopes de
Estudo de remoção de nitrogênio, com ênfase na volatilização de amônia, em lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos urbanos de Belo Horizonte/MG [manuscrito] / Fernando Augusto Lopes de Assunção. – 2009. xv, 89 f., enc.: il.

Orientador: Marcos von Sperling..

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Inclui bibliografia.

1. Saneamento - Teses. 2. Águas residuais - Purificação - Remoção de nitrogênio - Teses. I. Sperling, Marcos von. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628.3 (043)

Ficha elaborada pelo Processamento Técnico da EEUFMG

Página com as assinaturas dos membros da banca examinadora, fornecida pelo Colegiado do
Programa

Aos meus pais Antônio e Zeli

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus pela força nos momentos de dificuldade.

Ao professor Marcos von Sperling, excelente profissional e ser humano excepcional, muito obrigado pela oportunidade de fazer parte de sua equipe.

Aos meus pais Antônio e Zeli e meus irmãos Vinícius, Ricardo e Léo pelo incentivo e apoio incondicional em todos os momentos de minha vida.

A minha namorada Bruna pela compreensão, carinho e apoio.

Aos amigos do DESA que contribuíram com idéias, especialmente a Valéria pela ajuda no monitoramento do sistema.

A todos os estagiários que fizeram parte desta pesquisa, em especial a Mônica pela ajuda inestimável.

Aos amigos da ESSE Engenharia pelo apoio, aprendizado e compreensão da importância deste trabalho em minha carreira.

Ao “Seu” Raimundo pela dedicação e zelo com os experimentos realizados na ETE experimental, sempre a disposição para nos auxiliar.

A Capes pela bolsa concedida no início do mestrado.

A FINEP/PROSAB e ao CNPq pela concessão de recursos.

E a todos que de alguma maneira contribuíram para este trabalho.

RESUMO

O estudo avaliou o desempenho de três lagoas de polimento em série, seguidas de um filtro de pedras de escoamento subsuperficial, tratando efluente sanitário de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), em escala demonstrativa, no município de Belo Horizonte/MG, com ênfase na remoção de nitrogênio.

As duas primeiras lagoas de polimento da série operaram com profundidades médias de 0,80 metros e a terceira lagoa com 0,6 metros e tempo de detenção hidráulica total na série de 10 dias. Foi instalado um aparato constituído de uma campânula em acrílico na superfície de cada lagoa de polimento. Para a quantificação da amônia volatilizada nas lagoas foi inserido ar de arraste no interior das campânulas. Este ar, após passagem pela atmosfera da campânula e enriquecido com a amônia volatilizada, foi borbulhado em frascos contendo uma solução de ácido bórico. A amônia em contato com o ácido bórico era absorvida na solução e as amostras enriquecidas com nitrogênio amoniacal foram então analisadas para NH_4^+ em laboratório.

O sistema de tratamento produziu efluentes com concentrações médias de DBO, DQO e SST de 58 mg/L, 128 mg/L e 49 mg/L, respectivamente. O sistema apresentou uma eficiência média global de 50% na remoção de nitrogênio amoniacal, sendo constatadas concentrações efluentes na última lagoa abaixo da meta de 20 mg/L em mais de 80% do período em estudo. Foram observados menores valores de concentração de nitrogênio amoniacal efluente nas lagoas de polimento em condições de temperaturas e pH mais elevados e maiores eficiências de remoção com menores taxas de aplicação superficial de nitrogênio amoniacal.

As taxas de volatilização da amônia observadas nas três lagoas de polimento foram, em média, menores que 0,2 kg/ha.d, o que representou menos que 3% do nitrogênio amoniacal removido nas lagoas. Os resultados obtidos induzem à contestação da volatilização da amônia como mecanismo preponderante de remoção de nitrogênio em lagoas de polimento, sendo necessários estudos relativos à importância de outros mecanismos de remoção de nitrogênio, tal como a nitrificação seguida de desnitrificação e da assimilação do nitrogênio pela biomassa, com consequente imobilização no lodo, para melhor esclarecer a remoção de nitrogênio em lagoas de polimento.

ABSTRACT

This research evaluated the performance of three polishing ponds in series followed by a subsurface coarse rock filter treating the effluent from an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor, at demonstration scale, in the city of Belo Horizonte, Brazil, with emphasis on the investigation of the removal of nitrogen by ammonia volatilization.

The system comprised three ponds in series: Ponds 1 and 2 operated with average depths of 0,80 m and Pond 3 with 0,60 m. The total hydraulic detention time was 10 days. In order to measure the volatilized ammonia, an apparatus composed by a capture chamber and an absorption system (boric acid) was installed on the surface of the ponds. The air was inserted in the capture chamber and forced the headspace gases to bubble-up through a boric acid solution, thus absorbing the volatilized ammonia. The samples were then analyzed for NH_4^+ in the laboratory.

The treatment system produced effluent with average concentrations of BOD, COD and TSS of 58 mg/L, 128 mg/L and 49 mg/L, respectively. The system showed an average overall efficiency of 50% in the removal of ammonia, and the effluent had concentrations lower than the target value of 20 mg/L during 80% of the study period.

Under conditions of high temperature and pH, the effluent of system had lower concentrations of ammonia. There was an increase in the efficiency of the ponds with lower surface ammonia loading application rates.

The rate of ammonia volatilization observed in the three polishing ponds was on average less than 0.2 kg/ha.d, representing less than 3% of the ammonia removed in the ponds. The results suggest that ammonia volatilization was not a predominant mechanism for nitrogen removal in the polishing ponds. Further studies related to the importance of other mechanisms in the removal of nitrogen, such as nitrification followed by denitrification and nitrogen assimilation by the biomass with consequent detention in sludge, are necessary.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	XI
LISTA DE TABELAS.....	XIV
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	XV
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3 REVISÃO DA LITERATURA	4
3.1 NITROGÊNIO	4
3.2 CICLO DO NITROGÊNIO	5
3.3 ASPECTOS AMBIENTAIS DO NITROGÊNIO	7
3.4 TRANSFORMAÇÕES DO NITROGÊNIO NO AMBIENTE AQUÁTICO.....	9
3.4.1 Amonificação.....	10
3.4.2 Fixação biológica de nitrogênio.....	11
3.4.3 Nitrificação	12
3.4.4 Desnitrificação.....	13
3.4.5 Oxidação anaeróbia de amônia.....	14
3.4.6 Assimilação biológica de nitrogênio.....	14
3.4.7 Volatilização de amônia.....	16
3.5 PROCESSOS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO APLICADOS AO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS	20
3.5.1 Ar stripping de amônia	22
3.5.2 Cloração	22
3.5.3 Troca iônica	24
3.5.4 Tratamento biológico.....	25
3.6 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	26
3.6.1 Lagoas facultativas.....	26
3.6.2 Lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas.....	28
3.6.3 Lagoas aeradas facultativas.....	29
3.6.4 Lagoas de maturação.....	29
3.6.5 Lagoas de polimento.....	30
3.7 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM LAGOAS TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....	32
3.7.1 Modelos de remoção de nitrogênio em lagoas de polimento.....	34
3.7.2 Remoção de nitrogênio em sistemas UASB - lagoas de polimento.....	36
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	42
4.1 ÁREA DE ESTUDO	42
4.1.1 Descrição do sistema de tratamento.....	43
4.1.2 Monitoramento do sistema.....	45
4.2 DETERMINAÇÃO DA AMÔNIA VOLATILIZADA.....	47
4.2.1 Testes laboratoriais	47
4.2.2 Aparato experimental em campo	48
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
5.1 AVALIAÇÃO GERAL DO SISTEMA	52
5.1.1 Remoção de matéria orgânica.....	52
5.1.2 Remoção de sólidos em suspensão	57
5.1.3 Comportamento da temperatura, pH e OD.....	59
5.1.4 Fósforo.....	61
5.2 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO	62
5.2.1 Nitrito e nitrato.....	62
5.2.2 Nitrogênio orgânico.....	64
5.2.3 Nitrogênio amoniacal	65

5.2.4	<i>Nitrogênio total</i>	70
5.3	VOLATILIZAÇÃO DA AMÔNIA.....	78
5.3.1	<i>Determinação da capacidade de absorção de amônia em escala laboratorial</i>	78
5.3.2	<i>Determinação da amônia volatilizada nas lagoas de polimento</i>	79
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	83
7	REFERÊNCIAS	85

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Ciclo oxidativo do nitrogênio	5
Figura 3.2: Percentagem da amônia livre (NH ₃) em relação à amônia total, em função do pH e da temperatura	16
Figura 3.3: Taxa de dessorção de amônia em função do pH e profundidade da lagoa para temperatura de 25 °C	19
Figura 3.4: Curva geral obtida durante cloração	23
Figura 3.5: Esquema da troca iônica.....	24
Figura 3.6: Interação entre bactérias e algas em uma lagoa facultativa.....	27
Figura 3.7: Principais rotas do nitrogênio em lagoas de estabilização	33
Figura 4.1: Localização da área de estudo	42
Figura 4.2: ETE Arrudas e CePTS.....	43
Figura 4.3: Vista do sistema Reator UASB / Lagoas de Polimento	43
Figura 4.4: Reator UASB	44
Figura 4.5: Esquema do sistema reator UASB/Lagoas de polimento.....	45
Figura 4.6: Ponto de medição de vazão efluente ao reator UASB	47
Figura 4.7: Esquema do aparato de captura em laboratório	48
Figura 4.8: Esquema do aparato de captura de amônia em campo.....	49
Figura 4.9: Campânula de captura de amônia volatilizada instalada na LP -1	49
Figura 4.10: Principais dimensões das campânulas.....	50
Figura 4.11: Compressor utilizado para arraste de amônia volatilizada.....	50
Figura 4.12: Frascos com solução de ácido bórico 3%.....	50
Figura 5.1: Box-plot das concentrações de DBO total ao longo do tratamento.....	54
Figura 5.2: Percentagem de atendimento a DN COPAM/CERH:01/08 para DBO	54
Figura 5.3: Box-plot das eficiências de remoção de DBO total ao longo do tratamento.....	55
Figura 5.4: Distribuição das médias de DBO total e DBO filtrada ao longo do tratamento	55
Figura 5.5: Box-plot das concentrações de DQO total ao longo do tratamento.....	56
Figura 5.6: Percentagem de atendimento a DN COPAM/CERH 01/08 para DQO	56
Figura 5.7: Box-plot das concentrações de SST ao longo do tratamento.....	58
Figura 5.8: Box-plot das concentrações de SSV ao longo do tratamento.....	58
Figura 5.9: Box-plot das concentrações de SSF ao longo do tratamento	59
Figura 5.10: Distribuição dos valores médios de SSV e SSF ao longo do tratamento ...	59
Figura 5.11: Box-plot da turbidez ao longo do tratamento	59

Figura 5.12: Temperatura média do esgoto bruto ao longo do ano durante o período em estudo	60
Figura 5.13: Box-plot da temperatura ao longo do sistema de tratamento	60
Figura 5.14: Box-plot do pH ao longo do tratamento durante o período em estudo	60
Figura 5.15: Comportamento do pH nas lagoas de polimento em períodos tipicamente quentes e frios.....	60
Figura 5.16: Box-plot do OD nas lagoas de polimento e efluente final.....	61
Figura 5.17: Box-plot das concentrações de fósforo total ao longo do tratamento durante o período em estudo.....	62
Figura 5.18: Box-plot das concentrações de P-fósforo ao longo do tratamento durante o período em estudo.....	62
Figura 5.21: Série temporal para nitrogênio nítrico nas lagoas de polimento.....	63
Figura 5.22: Box-plot das concentrações de N-org ao longo do tratamento.....	65
Figura 5.23: Box-plot das concentrações de N-NH ₃ ao longo do tratamento durante o período em estudo.....	66
Figura 5.24: Percentagem de atendimento ao padrão de lançamento para N-NH ₃ , provisoriamente suspenso da Resolução CONAMA 357/05	66
Figura 5.25: Série história de N-NH ₃ nas lagoas de polimento.....	67
Figura 5.26: Concentrações efluentes médias de N-NH ₃ por faixa de temperatura	67
Figura 5.27: Eficiências médias nas lagoas de polimento e do sistema de tratamento.....	67
Figura 5.28: Eficiências médias de remoção de N-NH ₃ por faixa de temperatura.....	67
Figura 5.29: Eficiências médias nas lagoas de polimento em função da faixa de pH.....	68
Figura 5.30: Eficiências de remoção x pH levando em consideração todos os dados.....	68
Figura 5.31: Concentrações efluentes médias nas lagoas de polimento por faixa de TAS N-NH ₃	69
Figura 5.32: Concentração de N-NH ₃ afluente x efluente na LP - 1	69
Figura 5.33: Concentração de N-NH ₃ afluente x efluente na LP - 2	69
Figura 5.34: Concentração de N-NH ₃ afluente x efluente na LP - 3	69
Figura 5.35: Valores observados x valores estimados de N-NH ₃ na LP - 1	70
Figura 5.36: Valores observados x valores estimados de N-NH ₃ na LP - 2	70
Figura 5.37: Valores observados x valores estimados de N-NH ₃ na LP - 3	70
Figura 5.38: Box-plot das concentrações de NT ao longo do tratamento durante o período em estudo.....	71
Figura 5.39: Eficiências médias nas lagoas de polimento e global ao longo do período em estudo.....	71
Figura 5.40: Série temporal para NT nas lagoas de polimento	72
Figura 5.41: Eficiências médias de remoção de NT por faixa de temperatura.....	72

Figura 5.42: Eficiência de remoção de NT x pH: levando em consideração os dados de todas as lagoas de polimento	73
Figura 5.43: Eficiências médias nas lagoas de polimento por faixa de pH.....	73
Figura 5.44: Concentrações efluentes médias nas lagoas de polimento por faixa de TAS NTK	73
Figura 5.45: Concentração de NT afluente x efluente na LP - 1	73
Figura 5.46: Concentração de NT afluente x efluente na LP - 2.....	74
Figura 5.47: Concentração de NT afluente x efluente na LP - 3.....	74
Figura 5.48a: Valores observados x valores estimados de NT na LP -1, considerando fluxo em pistão	75
Figura 5.48b: Valores observados x valores estimados de NT na LP - 1, considerando mistura completa.....	75
Figura 5.49a: Valores observados x valores estimados de NT na LP - 2, considerando fluxo em pistão	75
Figura 5.49b: Valores observados x valores estimados de NT na LP - 2, considerando mistura completa.....	75
Figura 5.50a: Valores observados x valores estimados de NT na LP - 3, considerando fluxo em pistão	75
Figura 5.50b: Valores observados x valores estimados de NT na LP - 3, considerando mistura completa.....	75
Figura 5.51: Distribuição das concentrações médias das diversas espécies de nitrogênio que perfazem o NT.....	76
Figura 5.52: Figura de Anthonisen simplificada, considerando cada lagoa em termos das zonas de inibição (em função do pH, nitrogênio amoniacal total e amônia livre)	77
Figura 5.53: Box-plot da taxa de volatilização observada nas lagoas de polimento	80
Figura 5.54: Série histórica da taxa de volatilização nas lagoas de polimento	80
Figura 5.55: Representatividade da carga média removida por volatilização na carga média total de N-NH ₃ removida nas lagoas	80
Figura 5.56: Balanço de massa de N-NH ₃ ao longo do período de estudo na LP - 1	80
Figura 5.57: Balanço de massa de N-NH ₃ ao longo do período de estudo na LP - 2	80
Figura 5.58: Balanço de massa de N-NH ₃ ao longo do período de estudo na LP - 3	80
Figura 5.59: Percentagem de remoção de N-NH ₃ devido à volatilização.....	81
Figura 5.60: Valores observados de taxas de volatilização confrontados a valores modelados na LP - 1	82
Figura 5.61: Valores observados de taxas de volatilização confrontados a valores modelados na LP - 2	82
Figura 5.62: Valores observados de taxas de volatilização confrontados a valores modelados na LP - 3	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Distribuição quantitativa do nitrogênio na Terra.....	4
Tabela 3.2: Proporção das formas de amônia livre e ionizada, com relação à amônia total, em função de valores do pH e da temperatura.....	17
Tabela 3.3: Efeito de diferentes processos sobre a alcalinidade, a acidez e o pH em sistemas de lagoas.....	20
Tabela 3.4: Efeito de diversos tipos de tratamento nos compostos de nitrogênio.....	21
Tabela 3.5: Principais parâmetros de projeto utilizados em sistema de lagoas.....	32
Tabela 3.6: Composição típica do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluente de lagoas de polimento	32
Tabela 3.7: Valores típicos das formas de nitrogênio nos esgotos domésticos.....	37
Tabela 4.1: Características físicas e operacionais do UASB.....	44
Tabela 4.2: Características físicas e operacionais das Lagoas de Polimento e Filtro de Pedra.....	45
Tabela 4.3: Frequência de monitoramento dos parâmetros físico-químicos.....	46
Tabela 5.1: Médias aritméticas dos parâmetros monitorados ao longo do tratamento.....	52
Tabela 5.2: Estatística descritiva DBO total	53
Tabela 5.3: Estatística descritiva para eficiência de remoção de DBO total.....	54
Tabela 5.4: Estatística descritiva para DQO total.....	56
Tabela 5.5: Estatística descritiva para eficiência de remoção de DQO total	57
Tabela 5.6: Estatística descritiva para SST ao longo do tratamento.....	57
Tabela 5.7: Estatística descritiva para nitrito	62
Tabela 5.8: Estatística descritiva para nitrato.....	63
Tabela 5.9: Estatística descritiva para nitrogênio orgânico.....	64
Tabela 5.10: Estatística descritiva para nitrogênio amoniacal	66
Tabela 5.11: Estatística descritiva para nitrogênio total	71
Tabela 5.12: Eficiência de captura de amônia pelo ácido bórico	78
Tabela 5.13: Estatística descritiva da taxa de volatilização de amônia (kg/ha.d)	79

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

UASB – Upflow anaerobic sludge blanket
N – Nitrogênio
N₂ – Nitrogênio molecular
OD – Oxigênio dissolvido
NH₃ – Amônia livre (não ionizada)
NH₄⁺ – Íon amônio
FBN – Fixação biológica de nitrogênio
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio
ANAMMOX – Anaerobic ammonium oxidation
DQO – Demanda química de oxigênio
TDH – Tempo de detenção hidráulica
SST – Sólidos suspensos totais
SSF – Sólidos suspensos fixos
SSV – Sólidos suspensos voláteis
NTK – Nitrogênio total Kjeldahl
N-org – Nitrogênio orgânico
TAS – Taxa de aplicação superficial
UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais
COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais
CePTS – Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento
ETE – Estação de tratamento de esgotos
LP – Lagoa de polimento
DESA – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
NT – Nitrogênio total

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, proliferou no Brasil um grande número de sistemas de tratamento anaeróbio, particularmente reatores de fluxo ascendente e manta de lodo, ou reatores UASB. Esses sistemas, apesar de substancial remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, exercem pouca influência na remoção de nutrientes e organismos patogênicos, tornando necessário o pós-tratamento dos efluentes para atendimento aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental (CHERNICHARO, 2007).

Dentre os sistemas convencionais de tratamento de esgotos sanitários, as lagoas de estabilização, além de suas diversas vantagens relativas ao baixo custo de implantação e operação, sua simplicidade funcional e elevada remoção de organismos patogênicos, merecem destaque também pela possibilidade de remoção de nutrientes, especialmente o nitrogênio. Tais atributos as credenciam como excelente alternativa de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.

Para evitar confusão, convencionou-se denominar as lagoas de pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios eficientes de lagoas de polimento. Assim, como grande parte da matéria orgânica já foi removida no reator UASB, essas lagoas podem operar com reduzidos tempos de detenção hidráulica, em relação às lagoas de facultativas, conseqüentemente menores profundidades, passando a desempenhar maior importância na remoção de organismos patogênicos e nutrientes.

Dentre os nutrientes encontrados nos esgotos domésticos, o nitrogênio é de fundamental importância ambiental em virtude de ser indispensável ao crescimento dos seres vivos. Seu lançamento em rios, lagos ou estuários pode desencadear o crescimento exacerbado de organismos autotróficos, dentre eles as algas e as macrofitas aquáticas, que pode levar ao quadro de eutrofização desses ambientes, com conseqüências deletérias à qualidade das águas.

Em relação à remoção de nutrientes, especialmente o nitrogênio, praticamente não ocorre remoção nos reatores UASB e muito se tem questionado na literatura a respeito do principal mecanismo de remoção deste em sistemas de lagoas.

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas, considerados por diversos autores são: a volatilização da amônia, a assimilação de amônia e nitratos pelas

algas, com conseqüente sedimentação do nitrogênio orgânico e sua retenção no lodo das lagoas e a nitrificação – desnitrificação. Esses mecanismos podem atuar simultaneamente ou mesmo prevalecer uma rota em função das características das lagoas e das condições climáticas do local (PANO e MIDDLEBROOKS, 1982; REED, 1985; CAMARGO e MARA, 2006a; SENZIA et al., 2002; FERRARA e AVCI, 1982).

Dentre esses mecanismos, a volatilização da amônia tem sido sustentada por vários anos como mecanismo preponderante de remoção de nitrogênio (VON SPERLING, 2002; PANO e MIDDLEBROOKS, 1982; REED, 1985; MOREIRA et. al., 2009). Entretanto, outros autores têm suportado contradições às conclusões sustentadas pelos modelos de volatilização da amônia, ressaltando a importância da assimilação do nitrogênio pelas algas e sua sedimentação no fundo das lagoas (FERRARA e AVCI, 1982; CAMARGO e MARA, 2006a; 2006b e 2009; YAMAMOTO, 2009) e a nitrificação-desnitrificação, em certas circunstâncias, como rotas predominantes de remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas (ADRIANARISON et al., 2006).

No presente trabalho objetivou-se verificar a influência da volatilização de amônia na remoção de nitrogênio em lagoas de polimento. Para estimar a quantidade de amônia volatilizada por unidade de área superficial de cada lagoa optou-se pela instalação de um aparato de captura e absorção da amônia volatilizada na superfície de três lagoas de polimento em série, que recebem efluente de um reator UASB. A metodologia utilizada foi baseada nos trabalhos de Straton (1969), Zimmo et al. (2003) e Camargo e Mara (2006b).

Neste sentido, este trabalho pretende contribuir para melhor compreensão da dinâmica do nitrogênio em lagoas de polimento, com ênfase no estudo da volatilização da amônia em lagoas de pós-tratamento de reatores UASB tratando esgoto urbano do município de Belo Horizonte/MG.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

Investigar a importância do mecanismo da volatilização da amônia na remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas de polimento como pós-tratamento de reatores UASB.

2.2 *Objetivos específicos*

- Determinar a quantidade de nitrogênio volatilizado nas lagoas de polimento.
- Comparar os resultados obtidos com alguns modelos clássicos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização.
- Avaliar o comportamento do sistema em relação a alguns parâmetros de qualidade da água.
- Determinar a importância da volatilização da amônia no balanço de massa de nitrogênio nas lagoas de polimento.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Nitrogênio

O nitrogênio é um ametal do grupo Va da tabela periódica, de símbolo químico N. Seu nome advém do grego e significa "*formador de nitron*", sendo *Nitron* referente ao nitrato de potássio (KNO₃). Sua descoberta é atribuída ao médico e químico escocês Daniel Rutherford em 1772, após publicação de suas pesquisas em Edinburgo. Lavoisier, o primeiro a reconhecer que se tratava de um elemento químico independente e a identificá-lo em certos compostos minerais, deu-lhe o nome de azoto (do grego a, "sem", e zoe, "vida") em razão de sua incapacidade para manter a vida e alimentar a combustão (NEVES, 2009).

O nitrogênio (N) é o quarto elemento mais abundante na constituição dos organismos vivos, após o carbono, oxigênio e hidrogênio. Sua massa total distribuída na Terra é encontrada em quatro principais compartimentos: Atmosfera, Hidrosfera, Crosta terrestre e na matéria orgânica de organismos vivos e mortos. Cada compartimento contém quantidades específicas de diferentes formas de nitrogênio. Cerca de 98% do N existente encontra-se na litosfera (Tabela 3.1). O segundo maior reservatório natural é a atmosfera terrestre, composta em média por 78% de N. Nestes dois compartimentos o N ocorre em formas de pouca importância biológica devido à indisponibilidade do elemento na litosfera e da reduzida reatividade do nitrogênio molecular (N₂) da atmosfera.

Tabela 3.1 – Distribuição quantitativa do nitrogênio na Terra

Compartimento	Pg¹ de Nitrogênio
Litosfera (rocha e sedimento)	100.000.000
Atmosfera	3.900.000
Biosfera (N na forma orgânica e inorgânica)	2.800.000 a 3.500.000
Matéria orgânica do solo	300 a 550
Biomassa microbiana	1,5

¹ Pg – Pentagrama equivale a 10¹⁵ g

Fonte: Moreira e Siqueira (2002)

Embora em quantidade infinitamente menor, o N acumulado na biosfera corresponde ao maior reservatório de formas biologicamente ativas. Cerca de 96% do N orgânico terrestre encontra-se na matéria orgânica morta e apenas 4% nos organismos vivos, dos quais 96 % encontra-se nas plantas, 4 % na microbiota e 2 % nos animais. Embora em termos globais as quantidades de N na matéria orgânica e biomassa microbiana sejam extremamente pequenas,

este reservatório é de grande significado biológico, por ser o solo o meio de interface com a biosfera (MOREIRA e SIQUEIRA, 2002). Entretanto, apesar de 98 % do N total da Terra encontrar-se na litosfera, a atmosfera é o principal compartimento que supre N para a biosfera, sendo o nitrogênio molecular (N_2) a fonte primária deste nutriente para os diversos compartimentos de biosfera.

3.2 Ciclo do nitrogênio

O ciclo do nitrogênio diz respeito ao fluxo do elemento entre os compartimentos do globo terrestre (litosfera, ar, água, solo e o complexo biológico), e representa um dos mais importantes ciclos de nutrientes nos ecossistemas (Figura 3.1). Trata-se de um elemento muito dinâmico na natureza, onde ocorre em várias formas químicas, com ampla variação de estado de oxidação.

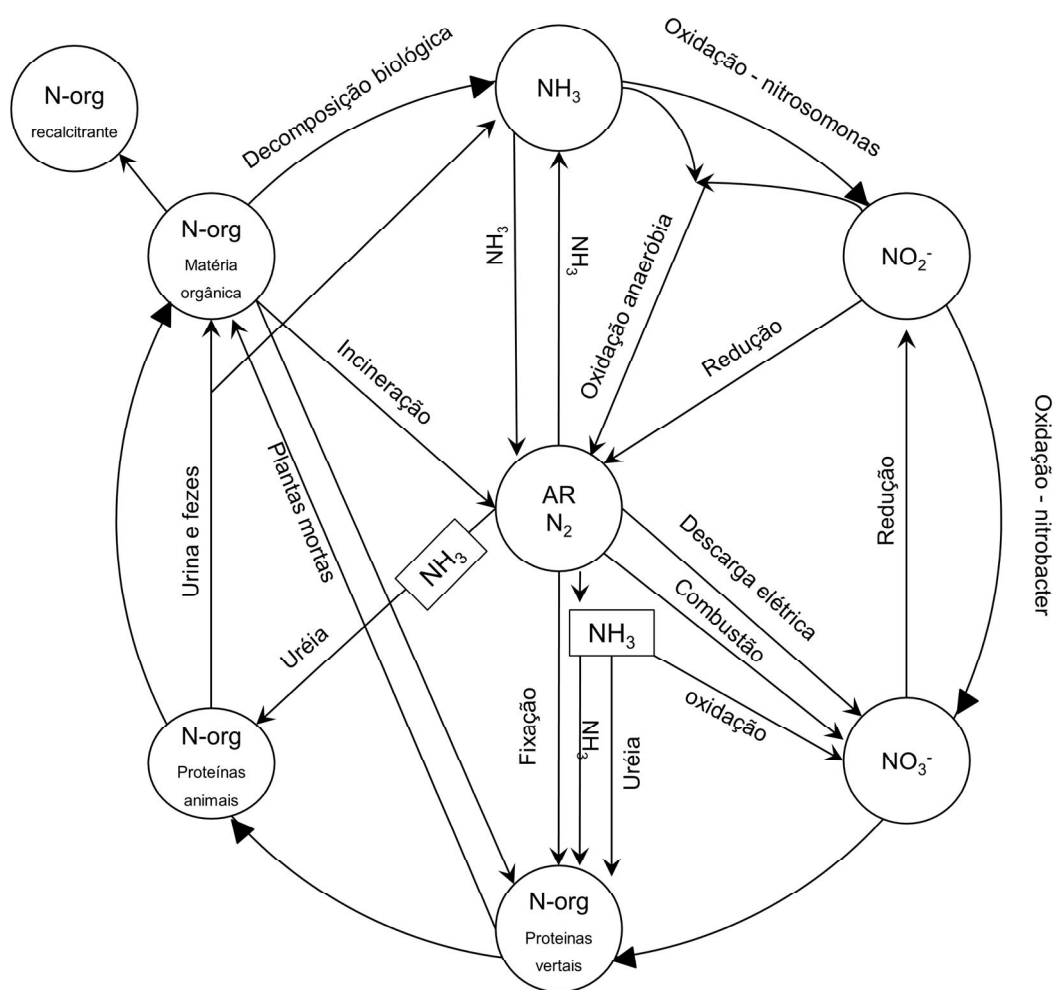


Figura 3.1 - Ciclo Oxidativo do Nitrogênio
 Fonte: Adaptado de Camargo Valero (2008)

No ciclo do nitrogênio, a atmosfera apresenta-se como o principal reservatório e praticamente todo nitrogênio existente no ecossistema terrestre é originado daí. A fixação natural do nitrogênio atmosférico é realizada de duas maneiras: por descargas elétricas na atmosfera ou processos biológicos.

A fixação química (ou atmosférica) ocorre quando a molécula de nitrogênio (N_2) é oxidada a pentóxido de nitrogênio (N_2O_5) através de descargas elétricas em tempestades na atmosfera. O nitrogênio oxidado reage com a água produzindo ácido nítrico (HNO_3) sendo carregado para o solo e os corpos d'água superficiais, onde finalmente é transformado a nitrato (NO_3^-).

A fixação biológica é realizada por bactérias especializadas ou algumas cianobactérias com geração de nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$). A amônia (NH_3) é o primeiro produto da fixação biológica, sendo assimilada rapidamente após ser formada. Há uma vasta gama de organismos procariontes com capacidade de fixar nitrogênio, alguns organismos aeróbios (*Cianobactéria*, *Azobacter*, *Azomonas*, *Azopirillum*, *Derxia*, *Klebsiella* e *Beijerinckia*) ou com metabolismo em condições anaeróbias (*Desulfovibrio* e *Clostridium*) (BROCK et al.,1994). Alguns grupos de bactérias atuam em simbiose com plantas (*Rhizobium* e *Bradyrhizobium*) e fixam nitrogênio apenas quando presente em nódulos ou raízes de algumas espécies leguminosas. É estimado que a fixação biológica global supere 240 Mt de nitrogênio por ano (MULDER, 2003).

Uma vez fixado, o nitrogênio é assimilado pelos microrganismos e plantas constituindo componentes celulares, tal como proteínas e ácidos nucléicos. Os organismos superiores consomem os organismos produtores primários, extraindo o nitrogênio necessário ao seu metabolismo, crescimento e reprodução. Em contrapartida, os organismos vivos geram subprodutos em seu metabolismo, estes ricos em nitrogênio (uréia da urina). Ao fim da vida desses organismos, a decomposição da matéria orgânica nitrogenada acarretará a liberação de nitrogênio amoniacal no ambiente.

Em condições favoráveis, o nitrogênio amoniacal será oxidado a nitrito (NO_2^-) e posteriormente a nitrato (NO_3^-) pelo processo denominado nitrificação. A nitrificação é um processo essencialmente biológico aeróbio, que ocorre em duas etapas, mediado por bactérias quimiolitotróficas que oxidam o nitrogênio amoniacal a nitrato.

O processo de retorno do nitrogênio para a atmosfera é denominado desnitrificação, que também é um processo biológico ocorrendo em condições anóxicas, onde, devido à exaustão do oxigênio dissolvido, bactérias heterotróficas facultativas (ex: *Pseudomonas*), passam a utilizar os nitratos como aceptores de elétrons (NO_3^- em substituição ao oxigênio) no seu processo respiratório, convertendo-os a N_2 , que escapa para a atmosfera, completando assim seu ciclo.

Outras transformações das espécies de nitrogênio, não contempladas no texto anterior, são passíveis de ocorrência no ambiente e serão apresentadas, quando conveniente, ao longo dos próximos itens.

3.3 Aspectos Ambientais do Nitrogênio

As atividades humanas estão alterando drasticamente o ciclo do nitrogênio. Processos como a supressão florestal, a utilização exacerbada de combustíveis fósseis, a elevada fixação industrial de nitrogênio e o lançamento de águas residuárias sem tratamento em mananciais, aliado ao contínuo crescimento da população mundial demandando cada vez mais recursos ambientais, são fatores que vêm modificando as concentrações de nitrogênio nos diversos reservatórios do ecossistema.

Os combustíveis fósseis apresentam-se como a principal fonte energética mundial, o que representa a maior fonte de emissão de óxidos de nitrogênio para a atmosfera, embora estações de tratamento de esgotos mal operadas representem aproximadamente 25% das emissões de óxido nitroso (N_2O) e óxido de nitrogênio (NO) (ROBERTSON e KUENEN, 1992). A liberação de NO_x (óxidos de nitrogênio) tem consequências ambientais indesejáveis, pois reduz a concentração de ozônio da estratosfera e trata-se de um gás de efeito estufa. Em relação à saúde pública, a contínua inalação de NO_x pode causar sérios problemas respiratórios, principalmente em crianças.

A pressão para intensificação da produção agrícola, devido ao crescimento da população mundial e a constante necessidade de se produzir mais alimentos, requer da indústria de fertilizantes um contínuo aumento da fixação industrial de nitrogênio. O consumo de fertilizantes nitrogenados aumentou em cerca de nove vezes nos últimos quarenta anos, de 10 Mt em 1960 para 91 Mt em 2006, apresentado-se como uma das principais formas de fixação do nitrogênio atmosférico (GIJZEN e MULDER, 2001). Além disso, o incremento na

produção de fertilizantes está diretamente associado a adubações realizadas de maneira inadequada, com baixa eficiência da utilização do nitrogênio adicionado como fertilizante pelas plantas. Estima-se que menos de 50% do nitrogênio aplicado sob a forma de fertilizante é assimilado pelas culturas, levando a perdas no solo devido à lixiviação de nitrato, volatilização de amônia e emissão de N_2 , N_2O e outros óxidos de nitrogênio (SANTANA, 1986).

O nitrogênio é um parâmetro de fundamental importância no ecossistema aquático por tratar-se de um elemento indispensável ao crescimento dos organismos vivos e, quando em excesso, pode levar ao crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, a níveis tais que sejam considerados causadores de interferências com os usos desejáveis do corpo d'água, levando à ocorrência do processo de eutrofização de lagos, represas e estuários (VON SPERLING, 2005).

Os principais efeitos indesejáveis da eutrofização, segundo Arceivala (1981) apud von Sperling (2007) são:

- Problemas estéticos e recreacionais;
- Condições anaeróbias no fundo do corpo d'água;
- Condições anaeróbias no corpo d'água como um todo;
- Eventuais mortandades de peixes;
- Maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água;
- Problemas com o abastecimento de água industrial;
- Toxicidade das algas e cianobactérias;
- Modificação na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial;
- Redução na navegação e desaparecimento gradual do lago como um todo.

O lançamento de formas reduzidas de nitrogênio nos mananciais implica no consumo de oxigênio dissolvido (OD) no meio aquático devido principalmente ao processo de nitrificação, que demanda um consumo de aproximadamente 4 kg de oxigênio para cada 1 kg de amônia descarregada no corpo receptor. O consumo do oxigênio dissolvido do meio aquático para oxidação da matéria orgânica, além da demanda para nitrificação, pode levar a concentrações

prejudiciais à sobrevivência das espécies de peixes. Bastos et al. (2003) enunciam que quando as concentrações de OD encontram-se na faixa de 2 a 4 mg/L ocorre a morte dos peixes mais exigentes, e quando os valores de OD encontram-se inferiores a 2 mg/L, dependendo do tempo de exposição, este fator apresenta-se letal à maioria das espécies de peixes.

Além da restrição inerente às concentrações de OD para sobrevivência das diversas espécies de peixes, as formas de nitrogênio apresentam diferentes níveis de toxicidade, levando a tolerâncias variadas para as diferentes espécies de peixes. Em geral os níveis letais são: amônia entre 0,6 e 2,0 mg/L, nitrito > 0,5 mg/L e nitrato > 5,0 mg/L (BASTOS et al., 2003).

O nitrato, devido à sua particularidade em associar-se à molécula de hemoglobina no sítio ocupado pelo oxigênio, pode ocasionar a doença metemoglobinemia (doença do bebê azul) caso ingerido em concentrações elevadas, principalmente por crianças.

3.4 Transformações do nitrogênio no ecossistema aquático

Conforme descrito por von Sperling (2002), o nitrogênio é um parâmetro químico da qualidade da água cujos constituintes responsáveis pela sua presença encontram-se na forma de sólidos em suspensão e de sólidos dissolvidos. Sua origem natural se dá como constituinte de proteínas, clorofila e vários outros compostos biológicos. Já a sua origem antropogênica se dá através de despejos de esgotos domésticos, despejos industriais, excrementos de animais e fertilizantes.

Ainda de acordo com von Sperling (2002), no meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas:

- nitrogênio molecular (N_2) (escapando para a atmosfera);
- nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão);
- amônia (livre ou não ionizada – NH_3 e ionizada – NH_4^+);
- nitrito (NO_2^-);
- nitrato (NO_3^-).

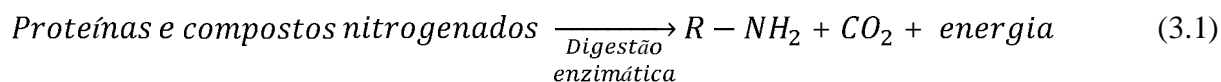
Os compostos de nitrogênio podem ser transformados no ambiente aquático em diversas espécies com diferentes níveis de oxidação. Essas transformações podem ser mediadas por

uma gama de organismos aeróbios, anaeróbios, anóxicos ou mesmo por processos químicos. As principais transformações ocorridas no ambiente aquático são descritas a seguir.

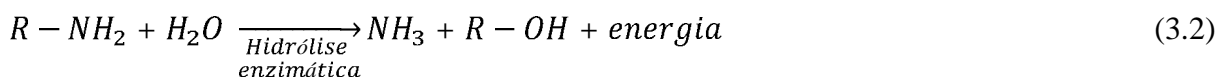
3.4.1 Amonificação

A amonificação ou mineralização de compostos orgânicos nitrogenados ocorre por meio das reações sucessivas de aminação e amonificação, que são processadas por microrganismos heterotróficos que utilizam o substrato orgânico como fonte de energia.

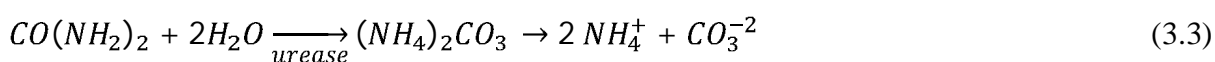
Por meio da ação de peptidases extracelulares, microrganismos heterotróficos promovem a quebra de proteínas, liberando peptídeos e aminoácidos. Tal processo é realizado por numerosos grupos de bactérias e fungos, como alternativa para obtenção de energia (Equação 3.1) (adaptado de NELSON e COX, 2000).



Os peptídeos e aminoácidos produzidos no processo de aminação são transportados para o interior das células microbianas, onde sofrem o ataque de amonificadores com produção de amônia e compostos intermediários que incluem alcoóis, aldeídos e ácidos orgânicos, que são empregados no metabolismo energético dos decompositores. Nos microrganismos aeróbios isto se dá por meio do ciclo dos ácidos tricarboxílicos e nos anaeróbios por meio da desaminação e fermentação. A amonificação ocorre por meio de diferentes reações de desaminação (desaminação hidrolítica, desaminação oxidativa, desaminação redutiva e desaminação dessaturativa), que em termos gerais podem ser esquematizadas pela Equação 3.2 (adaptado de NELSON e COX, 2000).



A molécula de uréia, presente nos resíduos animais e excreções vegetais e microbianas, contém o N na forma orgânica (amídica). Sua mineralização se dá pela hidrólise da uréia que é catalisada pela enzima uréase, produzindo o íon amônio (NH_4^+), segundo a Equação 3.3.

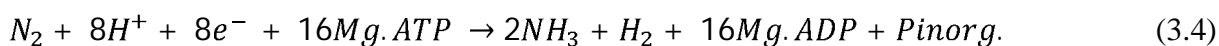


Parte do nitrogênio amoniacal produzido será assimilado pelos microrganismos, isto é, sofrerá aminação e constituirá uma nova proteína. A porção do nitrogênio amoniacal que não é assimilada é excretada para o meio externo onde será convertida no íon amônio que pode ser convertido em NO_2^- e NO_3^- por meio da nitrificação.

3.4.2 Fixação biológica de nitrogênio

Apenas alguns microrganismos, incluindo bactérias, cianobactérias e actinomicetos, têm a capacidade de fazer redução enzimática do N_2 através de um processo conhecido como fixação biológica de nitrogênio (FBN). Estes microrganismos podem viver livres no solo ou na água, na superfície das raízes e folhas das plantas, nos intestinos dos animais, ocupar espaços inter ou intracelulares ou em estruturas especiais causadas por mudanças morfológicas e fisiológicas nas plantas, como por exemplo os nódulos nas leguminosas (SIQUEIRA e FRANCO, 1988).

Em todos os sistemas de FBN conhecidos a fixação se dá com a participação do complexo enzimático denominado nitrogenase, que possui dois componentes. Um componente é uma Fe-Mo-proteína, denominado dinitrogenase, sendo onde efetivamente o N_2 é reduzido. O complexo Fe-Mo associa-se e atua dinitrogenase como cófator para a redução do N_2 . O outro componente é uma Fe-proteína, denominada dinitrogenase redutase, que tem por função suprir elétrons para o outro componente, necessários para a redução do N_2 . A dinitrogenase redutase associa-se a duas moléculas de MgATP, que durante o processo de fixação são hidrolisadas em duas moléculas de MgADP e duas de fósforo inorgânico (Pi). De forma esquemática o processo pode ser representado pela Equação 3.4 (adaptado de NELSON e COX, 2000).



As cianobactérias são as principais responsáveis pela fixação biológica de nitrogênio no ecossistema aquático, entretanto, as taxas de fixação são elevadas apenas quando estes microrganismos apresentam-se com crescimento predominante em relação aos demais organismos planctônicos. A fixação biológica realizada por estes organismos é maior em lagos eutróficos ($0,2 - 9,2 \text{ gN/m}^2\text{.ano}$) que em lagos oligotróficos e mesotróficos ($\ll 0,1 \text{ gN/m}^2\text{.ano}$) (HOWARTH et al., 1988).

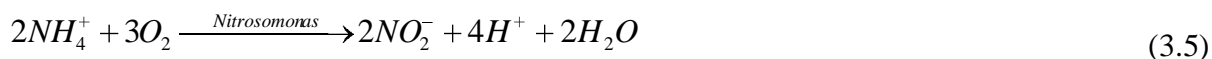
A incorporação de nitrogênio em ambientes aquáticos via fixação biológica é pouco representativa em razão da maior parte do nitrogênio fixado ser rapidamente incorporado na forma orgânica e utilizado na biossíntese de complexos celulares. Além disso, a síntese da enzima nitrogenase é inibida quando há excesso de amônia no ambiente aquático (BROCK et al., 1994).

3.4.3 Nitrificação

A nitrificação é um processo biológico de oxidação da matéria nitrogenada, que ocorre em condições aeróbias, onde a amônia se converte primeiro em nitrito e depois em nitrato (JORDÃO e PESSÔA, 1995; CRITES e TCHOBANOGLOUS, 2000).

Os microrganismos envolvidos neste processo são seres autotróficos quimiossintetizantes (ou quimioautótrofos), para os quais a principal fonte de carbono é o gás carbônico, e a energia necessária é obtida pela oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia.

Os principais microrganismos responsáveis pela transformação do nitrogênio são bactérias como as do gênero *Nitrosomonas*, que convertem a amônia a nitrito (Equação 3.5), e como as do gênero *Nitrobacter*, que convertem o nitrito a nitrato (Equação 3.6) (YÁNEZ, 1993; JORDÃO e PESSÔA, 1995; VON SPERLING, 2002). O crescimento das *Nitrosomonas* é limitado pela concentração de amônio, enquanto que o crescimento das *Nitrobacter* é limitado pela concentração de nitrito. No entanto, a taxa de crescimento dos microrganismos nitrificantes, principalmente as do gênero *Nitrosomonas*, é bem lenta (VON SPERLING, 2007).

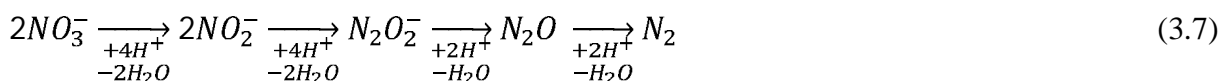


Observa-se nas equações 3.5 e 3.6 que a nitrificação está intimamente relacionada ao consumo de oxigênio, 4,57 g O₂ são consumidos por g NH₄⁺ oxidado, e possivelmente relacionado à redução do pH do meio, em função do consumo de alcalinidade (7,1 g de alcalinidade em termos de CaCO₃ por g NH₄⁺ oxidado) (METCALF e EDDY, 1991).

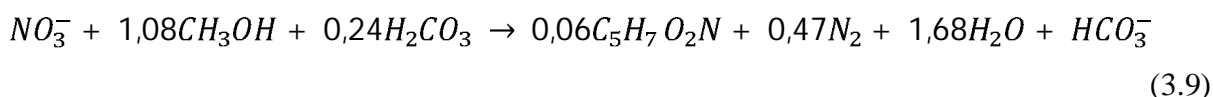
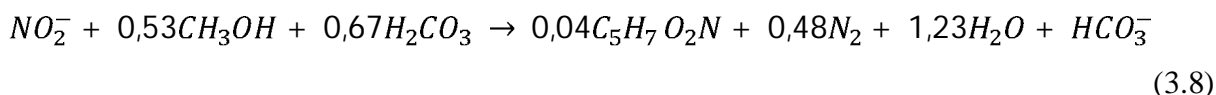
A concentração de nitrito gerado durante o processo de nitrificação é sempre pequena, uma vez que as bactérias *Nitrosomonas* requerem uma pequena quantidade de substrato (YÁNEZ, 1993). Além disso, quase não há acúmulo de nitritos, pois a taxa de crescimento das *Nitrobacter* é mais rápida do que a das *Nitrosomonas* e os nitritos, por serem muito instáveis no esgoto, oxidam-se facilmente para a forma de nitratos (EPA, 1983; JORDÃO e PESSÔA, 1995). Para ocorrer a nitrificação, as *Nitrosomonas* devem competir com as bactérias heterotróficas pelo oxigênio, assim a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) da água deve ser menor que 20 mg/L para que a nitrificação significativa possa ocorrer (CRITES et al., 2005).

3.4.4 Desnitrificação

A desnitrificação é a redução bioquímica não assimilatória do NO_3^- sob condições anóxicas, ou de baixa pressão de oxigênio. A desnitrificação é realizada por microrganismos desnitrificantes heterotróficos que em sua maioria são anaeróbios facultativos, ou seja, usam preferencialmente o oxigênio como acceptor de elétrons, mas também podem utilizar outros compostos oxidados como substitutos. Estes organismos anaeróbios facultativos envolvidos na decomposição de matéria orgânica têm a capacidade de utilizar NO_3^- e NO_2^- como aceptores de elétrons, resultando na liberação de N_2 e óxido nitroso para atmosfera. O processo de desnitrificação compreende as seguintes etapas (Equação 3.7):



O processo de desnitrificação heterotrófica requer fontes de carbono orgânico e tem como produtos a geração de oxigênio e alcalinidade no meio. As equações para desnitrificação utilizando metanol como fonte de carbono e nitratos como aceptores de elétrons são apresentados nas Equações 3.8 e 3.9 (AHN, 2006).



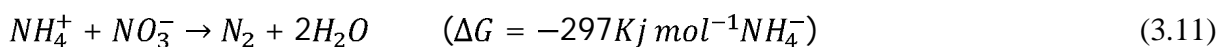
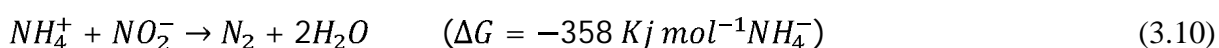
Para cada grama de nitrito desnitrificado, 1,21 g de metanol (1,8 g DBO) é consumido e 0,32 g de biomassa (C₂H₇O₂N) e 3,57 g de alcalinidade (CaCO₃) são produzidos. Da mesma forma, para a redução de 1 g de nitrato são consumidos 2,47 g de metanol (3,67 g DBO) e produzidos 0,45 g de biomassa e 3,57 g de alcalinidade (METCALF e EDDY, 1991).

3.4.5 Oxidação anaeróbia de amônia

Durante muito tempo pensava-se que a oxidação da amônia e nitrito por microrganismos nitrificantes quimiolitotóxicos estava restrita a ambientes aeróbios. Porém, estudos recentes demonstraram haver um novo caminho metabólico de oxidação anaeróbia da amônia realizado por bactérias anaeróbias oxidadoras de amônia (ANAMMOX), e também a existência de um metabolismo anóxico realizado por *Nitrosomonas* e *Nitrospira* na oxidação de amônia (SCHMIDT et al. 2003).

O processo de oxidação anaeróbia combina os íons nitrito e amônio com formação direta de nitrogênio molecular sem a necessidade de carbono orgânico como doador de elétrons.

No mecanismo de oxidação anaeróbia da amônia, bactérias ANAMMOX reduzem nitrito a hidroxilamina (NH₂OH), e posteriormente a hidroxilamina e o íon amônio são condensados a hidrazina (N₂H₄) e água. A hidrazina é então oxidada a nitrogênio gasoso e os elétrons são utilizados para reduzir a próxima molécula de nitrito (JETTEN et al. 1997). As Equações 3.10 e 3.11 apresentam as reações do íon amônio utilizando os íons nitrito e nitrato como aceptores de elétrons.



De acordo com as equações 3.10 e 3.11 as reações apresentam potencial liberação de energia indicando, portanto, viabilidade energética e possibilidade de utilização desta energia para crescimento das bactérias autotróficas (VAN de GRAAF et al., 1997).

3.4.6 Assimilação biológica de nitrogênio

Os microrganismos utilizam nitrogênio para síntese de aminoácidos, proteínas, bases nitrogenadas, ácidos nucleicos, hormônios, clorofila e outras moléculas. Os organismos

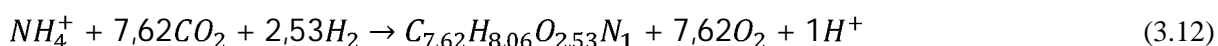
assimilam principalmente as formas de NH_4^+ e NO_3^- para formação das diversas estruturas celulares.

A assimilação do N compreende os processos de redução do nitrato a amônio e a incorporação do amônio em aminoácidos. A taxa e a quantidade de nitrogênio assimilado dependem da atividade das enzimas envolvidas no ciclo do nitrogênio e da disponibilidade de energia necessária para os processos de assimilação. A assimilação pode ser mediada por grupos distintos de enzimas, sendo a glutamina sintetase (GS), a glutamato sintase (GOGAT) e a redutase do nitrato (RN) as principais envolvidas neste processo.

A assimilação de nitrogênio é um processo altamente exigente em termos de energia, requerendo a transferência de 2 elétrons por NO_3^- convertido em NO_2^- , 6 elétrons por NO_2^- convertido em NH_4^+ e 2 elétrons e 1 ATP por molécula de NH_4^+ convertida em glutamato (BLOOM et al., 1992). Disso decorre que a assimilação do NO_3^- demanda mais energia, em comparação à assimilação do NH_4^+ .

Em sistemas de lagoas de estabilização, as algas apresentam-se como um dos principais organismos responsáveis pela assimilação de nitrogênio (CAMARGO e MARA, 2006b). Para seu desenvolvimento e reprodução, as algas necessitam de 106 átomos de carbono e 15 de nitrogênio para cada átomo de fósforo.

A assimilação de nitrogênio pelas algas é verificada principalmente em termos de nitrogênio amoniacal, o qual é empregado na síntese celular segundo a Equação 3.12, sendo que $\text{C}_{7,62}\text{H}_{8,06}\text{O}_{2,53}\text{N}_1$ é a composição celular média das algas (MONTEGGIA e TESSELE, 2001).



A exigência energética da assimilação do amônio é menor do que a exigência energética para a assimilação do nitrato, em razão do primeiro não precisar ser reduzido para sua incorporação em aminoácidos. A preferência das algas pelo nitrogênio amoniacal se dá por ser esse rapidamente sintetizado em aminoácidos.

3.4.7 Volatilização da amônia

A volatilização de amônia (dessorção para a atmosfera) é um processo físico de desprendimento de gás amônia (NH₃) a partir da dissociação do íon NH₄⁺ em ambientes aquáticos com valores elevados de pH.

Quando o pH eleva-se, o equilíbrio entre o íon amônio e amônia livre tende a deslocar-se em direção à formação de NH₃. A dissociação em meio líquido do N-NH₃ pode ser expressa de acordo com a equação 3.13 e a constante de equilíbrio entre as duas formas pode ser determinada conforme a Equação 3.14.



$$Ka = \frac{NH_3 + H^+}{NH_4^+} \quad (3.14)$$

De acordo com Emerson *et al.* (1975), a porcentagem de NH₃ em relação ao nitrogênio amoniacal total no meio líquido pode ser determinada em função do pH e da temperatura do líquido (Equação 3.15).

$$\%NH_3 = \frac{100}{1 + 10^{pKa - pH}} \quad (3.15)$$

Onde:

$$pKa = 0,09018 + \frac{2729,92}{T};$$

T = Temperatura em graus Kelvin.

A Equação 3.15 enuncia que para uma temperatura do líquido de 25°C (298°K) tem-se um valor para a constante de dissociação pKa igual 9,26, inferindo que aproximadamente 50% do nitrogênio amoniacal está na forma de amônia não ionizada (NH₃) e 50% na forma de íon amônio (NH₄⁺). Desta forma, para valores de pH acima de 9,26 ocorre predomínio de NH₃ (praticamente 100% em pH próximo de 11) e para valores de pH próximos da neutralidade, praticamente toda a amônia encontra-se na forma ionizada.

A aplicação da Equação 3.15 conduz aos valores da distribuição das formas de amônia apresentados na Tabela 3.2 e ilustrados na Figura 3.2.

Tabela 3.2 - Proporção das formas de amônia livre e ionizada, com relação à amônia total, em função de valores do pH e da temperatura

pH	T = 15 °C		T = 20 °C		T = 25 °C	
	% NH ₃	% NH ₄ ⁺	% NH ₃	% NH ₄ ⁺	% NH ₃	% NH ₄ ⁺
6,5	0,09	99,91	0,13	99,87	0,18	99,82
7	0,27	99,73	0,40	99,60	0,57	99,43
7,5	0,86	99,14	1,24	98,76	1,77	98,23
8	2,67	97,33	3,82	96,18	5,38	94,62
8,5	7,97	92,03	11,16	88,84	15,25	84,75
9	21,50	78,50	28,43	71,57	36,27	63,73
9,5	46,41	53,59	55,68	44,32	64,28	35,72

Fonte: von Sperling (2007)

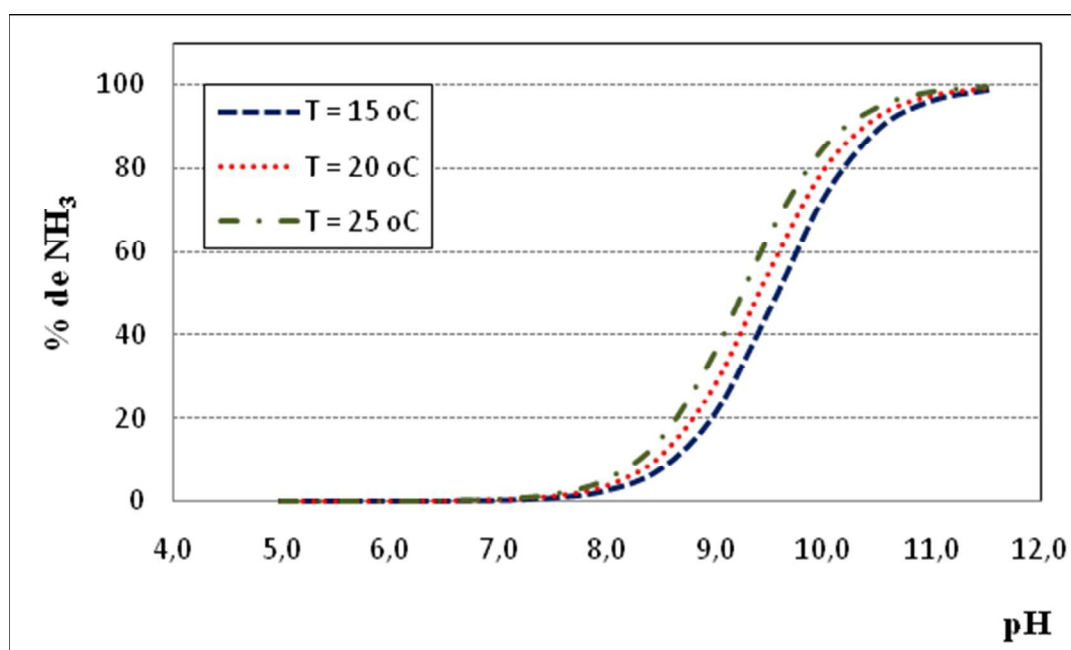


Figura 3.2 - Percentagem da amônia livre (NH₃) em relação à amônia total, em função do pH e da temperatura

Fonte: von Sperling, 2007

Uma vez convertida em sua forma gasosa, a dessorção (volatilização) de NH₃ da fase líquida para a atmosfera é um processo de transferência de massa, governado principalmente pelas concentrações de NH₃, das condições de mistura, temperatura e pressão, tanto do meio líquido quanto da atmosfera acima do líquido. A solubilidade de um gás em um líquido é regida pela Lei de Henry (Equação 3.16), e neste postulado, a solubilidade de um gás está diretamente relacionada à pressão parcial que o gás exerce sobre o líquido.

$$C_s = K_H \cdot p \quad (3.16)$$

Onde:

C_s = Concentração de saturação (g/m^3);

p = Pressão parcial do gás (Pa);

K_H = Constante de Henry. A constante da Lei de Henry para NH_3 é calculada em função da temperatura (T) a partir da equação 3.17 (DASGUPTA e DONG, 1986).

$$K_H = 56e^{[4092(\frac{1}{T} - \frac{1}{298,15})]} \quad (3.17)$$

A transferência de NH_3 da fase líquida para fase gasosa pode ser modelada matematicamente admitindo a validade da primeira lei de Fick (Equação 3.18), que postula a difusão de uma substância em função do gradiente de concentração, ou seja, uma substância tende a difundir de um meio mais concentrado para um menos concentrado (PÖPEL, 1979).

$$\frac{dM}{dt} = -D \cdot A \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \quad (\text{g/s}) \quad (3.18)$$

Onde:

D = Coeficiente de difusão molecular (m^2/s);

x = Distância até a área interfacial A (m);

$\frac{\partial c}{\partial x}$ = Gradiente de concentração ($\text{g/m}^3 \cdot \text{m}$).

Considerando que a concentração de NH_3 na atmosfera é essencialmente zero, a taxa de transferência de amônia para atmosfera pode ser descrita conforme a Equação 3.19 (ZIMMO et al., 2003).

$$rd\text{NH}_3 = k_l \cdot [\text{NH}_3] \quad (3.19)$$

Onde:

$rd\text{NH}_3$ = razão de dessorção de NH_3 da fase líquida (mg/L.d);

$[\text{NH}_3]$ = concentração de NH_3 na fase líquida (mg/L);

k_l = coeficiente de transferência de massa (d^{-1}).

O valor do coeficiente de transferência de massa k_l pode ser calculado segundo Stratton (1969), que utilizando de um aparato em escala laboratorial simulou o escoamento de um rio sob condições controladas de temperatura e pH e determinou o coeficiente de transferência de massa em função da profundidade (d , em metros) e da temperatura ($^\circ\text{C}$), conforme a Equação 3.20.

A aplicação da Equação 3.20 para diversos valores de pH e profundidades em uma temperatura do líquido de 25°C é apresentada na Figura 3.3.

$$k_l = \frac{0,0566}{d} e^{[0,13(T-20)]} \quad (3.20)$$

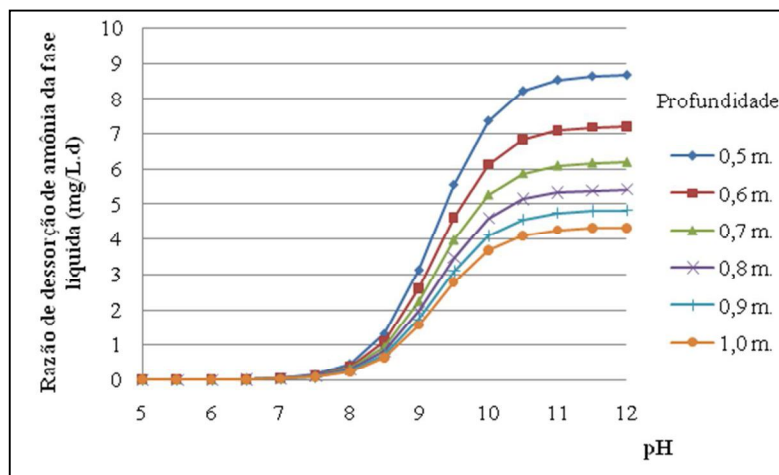


Figura 3.3 – Taxa de dessorção de amônia em função do pH e profundidade para temperatura de 25 °C

Conforme descrito anteriormente, o pH do líquido é a chave para ocorrência da dissociação do íon amônio e consequentemente sua difusão para a atmosfera. Em sistemas de lagoas de estabilização o pH é influenciado por quatro mecanismos principais: (i) remoção física e biológica (fotossíntese) do CO₂ ; (ii) remoção de amônia (volatilização); (iii) oxidação de ácidos graxos voláteis e (iv) a precipitação de CaCO₃ (MOREIRA et al.,2009).

A remoção de CO₂ ocorre principalmente pela atividade fotossintética das algas, principalmente na superfície dos corpos d'água de ambientes lênticos. Com o consumo de CO₂ é removida acidez carbônica do meio líquido, removendo 2 meq/mmol de acidez e não influenciando na alcalinidade do sistema, desta forma, a remoção de CO₂ do líquido tende a elevar o pH. Por outro lado, a dessorção de NH₃ é equivalente à adição de um ácido forte com redução de 1 meq / mmol da alcalinidade e um aumento de 1 meq / mmol da acidez, tendendo à redução do pH. A precipitação de carbonatos remove alcalinidade enquanto a oxidação de ácidos graxos eleva tanto a acidez quanto a alcalinidade, entretanto, mais acidez é gerada em relação à alcalinidade, contribuindo para redução do pH no meio líquido. A Tabela 3.3 apresenta a influência dos processos descritos sobre a alcalinidade, a acidez e o pH de lagoas.

Tabela 3.3 - Efeito de diferentes processos sobre a alcalinidade, a acidez e o pH em sistemas de lagoas.

Processo	Alteração de Alcalinidade (meq/mmol)	Alteração na Acidez (meq/mmol)	Alteração no pH
Remoção de CO ₂		-2	eleva
Remoção de NH ₃	-1	+1	reduz
Oxidação de ácidos voláteis	+1	+3	reduz
Precipitação de CaCO ₃	-2	0	reduz

Fonte: (MOREIRA et al., 2009)

3.5 Processos de remoção de nitrogênio aplicados ao tratamento de águas residuárias

Os processos utilizados para remoção de nitrogênio em águas residuárias podem ser divididos em quatro categorias principais: tratamento convencional (contemplando tratamento primário e secundário - ex: lodos ativados), processos químicos, processos físicos e disposição de águas residuárias no solo (METCALF e EDDY, 1991).

Segundo Metcalf e Eddy (1991), dentre os processos de remoção de nitrogênio, destacam-se como os métodos mais utilizados a cloração dos efluentes, a troca iônica com resina específica para os íons amônio e nitrato, o stripping da amônia e tratamentos biológicos com implementação da nitrificação seguida de desnitrificação. Os efeitos sobre as espécies de nitrogênio e as eficiências de remoção de diversos processos são apresentados na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Efeito de diversos tipos de tratamento nos compostos de nitrogênio.

Tipo de tratamento ou processo	Espécie de nitrogênio			Eficiência de remoção nitrogênio total
	N- Orgânico	N- Amoniacal	Nitrato	
Tratamento convencional				
1. Primário	10-20% remoção	Sem efeito	Sem efeito	5-10%
2. Secundário	15-50% remoção	< 10% remoção	Desconsiderável	10-30 %
Processos biológicos				
1. Assimilação por bactérias	Sem efeito	40-70% remoção	Desconsiderável	30-70%
2. Desnitrificação	Sem efeito	Sem efeito	80-90% remoção	70-95%
3. Remoção de algas	Transformação parcial em N-amoniacal	Assimilação pelas algas	Assimilação pelas algas	50-80%
4. Nitrificação	10-50%	Transformação em nitrato	Sem efeito	5-20%
5. Lagoas de oxidação	Transformação parcial em N-amoniacal	Remoção parcial por volatilização	Remoção parcial via nitrificação/desnitrificação	20-90%
Processos químicos				
1. Cloração Breakpoint	Desconhecido	90-100% remoção	Sem efeito	80-95%
2. Coagulação química	50-90% de remoção	Desconsiderável	Desconsiderável	20-30%
3. Adsorção do carbono	30-50% de remoção	Desconsiderável	Desconsiderável	
4. Resina de troca iônica - específica para NH_4^+	Desconsiderável/ desconhecido	80-97% remoção	Sem efeito	70-95%
5. Resina de troca iônica - específica para NO_3^-	Desconsiderável	Desconsiderável	75-90% remoção	70-90%
Operações físicas				
1. Stripping da amônia	Sem efeito	60-95% remoção	Sem efeito	50-90%
2. Eletrodialise	100% do nitrogênio orgânico em suspensão	30-50% remoção	30-50% remoção	80-90%
3. Filtração	30-100% do nitrogênio orgânico em suspensão	Desconsiderável	Desconsiderável	20-40%
4. Osmose inversa	100% do nitrogênio orgânico em suspensão	60-90% remoção	60-90% remoção	80-90%
Aplicação no solo				
1. Irrigação	Transformação em N-amoniacal	Transformação em nitrato, assimilação pela planta	Transformação em N_2 , assimilação pela planta	60-90%
2. Infiltração rápida	Transformação em N-amoniacal	Transformação em nitrato	Transformação em N_2	30-80%
3. Escoamento superficial	Transformação em N-amoniacal	Transformação em nitrato, assimilação pela planta	Transformação em N_2 , assimilação pela planta	70-90%

Fonte: Metcalf e Eddy (1991)

3.5.1 Ar stripping de amônia (ou arraste da amônia com utilização de ar)

A remoção de nitrogênio amoniacal pela dessorção do gás amônia para a atmosfera é um dos principais mecanismos de remoção de nitrogênio empregado em processos de tratamento de águas residuárias industriais e lixiviados de aterro sanitário.

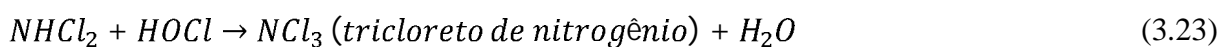
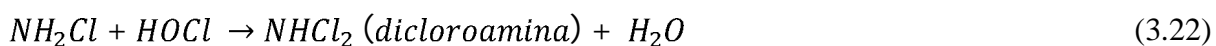
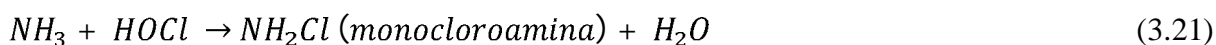
No processo de ar stripping da amônia as mesmas premissas abordadas no item 3.4.7, em relação à dissociação do íon amônio em meio aquático com elevados valores de pH deslocando o equilíbrio da reação na formação de amônia não ionizada, são válidos. Entretanto, nestes processos o gás amônia é removido do meio por agitação na presença de ar atmosférico. Normalmente, neste processo proporciona-se maior superfície de contato do líquido com a atmosfera, sendo que tal mecanismo é conseguido através da passagem do líquido por torres equipadas com sopradores de ar, proporcionando maiores taxas de difusão do gás dissolvido no líquido para atmosfera.

A quantidade de ar requerida para remoção de amônia do líquido em torres de stripping é influenciada principalmente pela temperatura do líquido e requer elevadas taxas de renovação de ar durante os meses frios para que a eficiência de remoção de amônia se processe adequadamente. Os requisitos de alcalinizantes para elevação do pH do líquido são normalmente elevados e além disso, a crescente preocupação dedicada às emissões gasosas pelos órgãos de controle ambiental em todo o mundo leva cada vez mais à sofisticação dessas unidades, visto a necessidade de implantação de equipamentos de coleta e tratamento dos gases.

3.5.2 Cloração (Cloração em nível de Breakpoint)

A utilização de cloro em concentrações suficientes para oxidação da amônia é uma alternativa de pós tratamento de águas residuárias para remoção de nitrogênio e outros compostos reduzidos. O termo breakpoint foi utilizado pelo fato de a uma dosagem específica de cloro as concentrações de amônia e cloro são simultaneamente reduzidas, conseqüentemente ocorre a remoção de nitrogênio do efluente.

Pelo fato do ácido hipoclorito ser um agente oxidante extremamente ativo, ele reage rapidamente com a amônia contida no meio líquido formando três tipos de cloraminas em reações sucessivas (Equações 3.21 a 3.23) (METCALF e EDDY,1991).



As cloraminas, a partir de uma dosagem de cloro reagirão entre si, com formação de nitrogênio gasoso e óxido nítrico. A Figura 3.4 apresenta a curva geral da utilização de cloro, depreendida de utilização de cloro em sistemas de desinfecção.

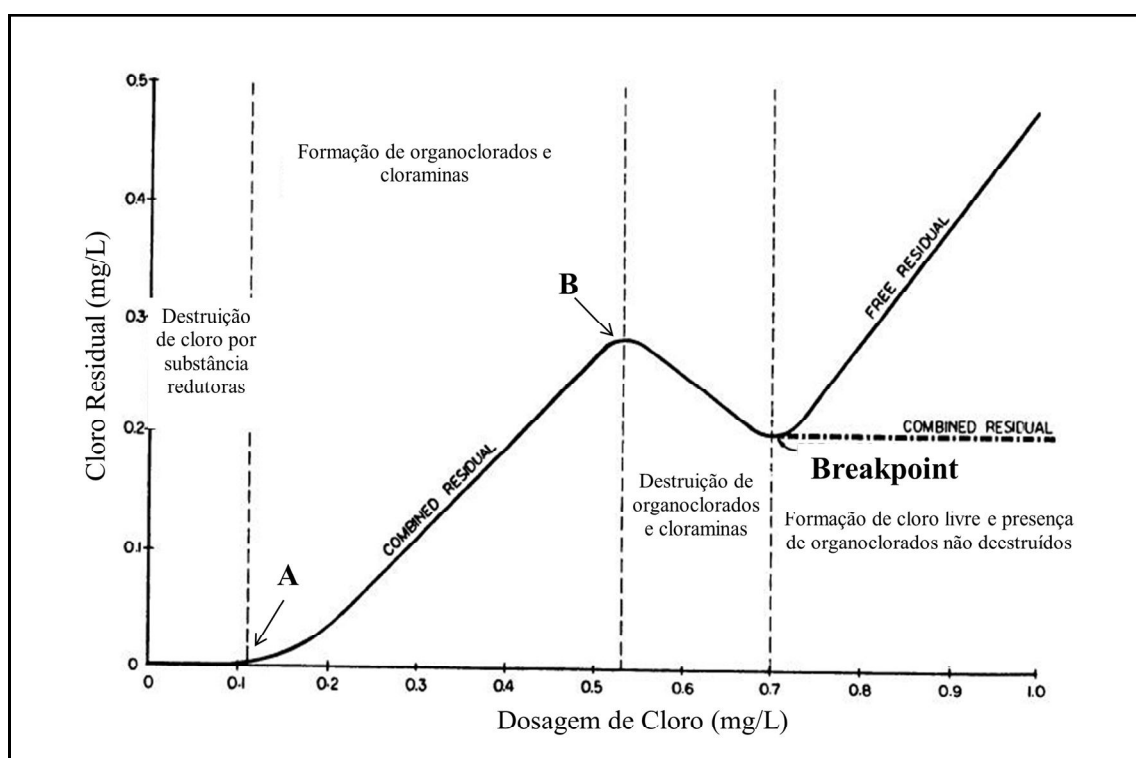


Figura 3.4 – Curva geral obtida durante cloração
Fonte: Metcalf e Eddy (1991)

Depreende-se da Figura 3.4 que à medida que o cloro é adicionado, substâncias reduzidas como Fe^{++} , Mn^{++} , H_2S e matéria orgânica, reagem com o cloro e reduzem as concentrações de cloro residual. Após esta demanda inicial, com contínua adição de cloro, este reage com amônia formando cloraminas, entre os pontos A e B. Entre o ponto B e o breakpoint, grande parte das cloraminas são transformadas em tricloreto de nitrogênio (Equação 3.23), as cloraminas remanescentes serão oxidadas a óxido nítrico e nitrogênio gasoso enquanto o cloro é reduzido a íon cloreto. Com a contínua adição de cloro, mais cloraminas serão oxidadas, até o breakpoint. A estequiometria das reações do cloro com amônia são descritas pelas Equações 3.24 a 3.26.



No que pesem as vantagens em termos de eficiência de remoção de nitrogênio pela cloração, aliada pela possibilidade de desinfecção dos efluentes sanitários, há uma grande preocupação devido à possibilidade de geração de subprodutos carcinogênicos, tais como os organoclorados.

3.5.3 Troca iônica

Este processo baseia-se no emprego de resinas sintéticas de troca iônica. Estas resinas são substâncias granulares insolúveis possuidoras, em sua estrutura molecular, de radicais ácidos ou básicos capazes de propiciar a substituição dos cátions ou ânions fixados previamente nesses radicais, por outros cátions ou ânions presentes no afluente, promovendo assim a remoção desejada (CLAAS, 1994).

Os sítios de troca de uma resina catiônica encontram-se inicialmente ocupados por íons H^+ , e os sítios de troca das resinas aniônicas estão ocupados por íons OH^- . Quando água poluída por íons Y^+ e X^- passam sequencialmente através das duas resinas, os íons H^+ da primeira são substituídos por Y^+ , e a seguir, os íons OH^- da segunda resina são substituídos por X^- . Assim, a água que deixa a coluna de resina contém íons H^+ e OH^- , em vez daqueles do sal, que permanecem aprisionados nas resinas. Naturalmente, esses dois íons combinam-se imediatamente para formar moléculas de água (Figura 3.5). Portanto, a troca iônica pode ser usada para remover sais, inclusive os íons amônio e nitrato de águas residuárias.

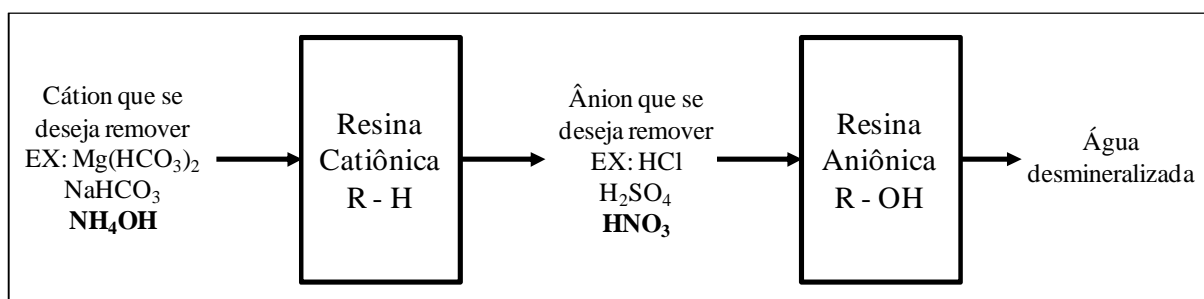


Figura 3.5 - Esquema da troca iônica

Periodicamente, as resinas precisam ser regeneradas com ácido clorídrico e hidróxido de sódio para remover os sais incorporados, permitindo o emprego das resinas em um novo ciclo de produção, e assim sucessivamente por anos.

3.5.4 Tratamento biológico

O tratamento biológico propicia a degradação da matéria orgânica e de outros compostos de difícil degradação de forma natural, pela ação de microrganismos, transformando-os em substâncias mais simples. Esse processo recebe o nome de biodegradação e pode ser realizado na presença ou na ausência de oxigênio.

Devido às facilidades operacionais e baixo custo de implantação e operação, o tratamento biológico é preferencialmente adotado quando comparado ao tratamento físico-químico. Todavia, geralmente ocorrem dificuldades ao utilizar tratamentos biológicos para remoção de nitrogênio em virtude das exigências ambientais específicas dos organismos, tais como sensibilidade a variações de pH e temperatura ou de descargas de substâncias tóxicas que podem paralisar o metabolismo.

Dentre as tecnologias adotadas para tratamento biológico de esgotos sanitários com o intuito de remoção de nutrientes, destacam-se os processos de lodos ativados. Algumas variantes dessa tecnologia permitem a alternância de condições aeróbias e anóxicas, possibilitando a remoção de nitrogênio através da nitrificação/desnitrificação.

Conforme citado nos itens 3.4.3 e 3.4.4, a nitrificação e a desnitrificação são processos biológicos de conversão das espécies de nitrogênio. Como estão intimamente relacionadas aos aspectos ambientais e operacionais das estações de tratamento de esgoto, diversos parâmetros devem ser controlados a fim de manter um elevado nível de remoção de nitrogênio. O efeito das principais variáveis intervenientes no processo de nitrificação e desnitrificação são:

- concentrações de NO_2^- e NO_3^- ;
- concentração de oxigênio dissolvido;
- temperatura;
- pH;
- concentração de carbono orgânico

Outra tecnologia de tratamento biológico vastamente utilizada, com grande potencial de remoção de nitrogênio, principalmente em países em desenvolvimento, é a representada pelas lagoas de estabilização. As variantes dos sistemas de lagoas, assim como suas principais singularidades são tratadas especialmente no próximo tópico.

3.6 Lagoas de Estabilização

Lagoas de estabilização apresentam-se como uma das formas mais simples para o tratamento dos esgotos. São reatores biológicos dimensionados dentro de critérios técnicos que, ao receber esgoto, submetem-no à degradação biológica, e desta forma, estabilizam a matéria orgânica a níveis aceitáveis para seu lançamento ou reúso.

As lagoas de estabilização são um dos processos de tratamento de efluentes mais difundidos no mundo por apresentarem inúmeras vantagens, principalmente em regiões de clima tropical e onde a disponibilidade de área não é um fator limitante. É um método natural, simples e de baixo custo operacional.

Há diversas variantes dos sistemas de lagoas de estabilização, com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área. São os seguintes os sistemas de lagoas abordados no presente texto:

- Lagoas facultativas;
- Lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas;
- Lagoas aeradas facultativas;
- Lagoas de maturação;
- Lagoas de polimento.

3.6.1 Lagoas Facultativas

Lagoas facultativas são unidades concebidas com a principal finalidade de remoção (estabilização) da matéria orgânica (DBO e DQO). Basicamente, o processo consiste na retenção dos esgotos por um período de tempo longo o suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam.

Por tratar-se de um processo totalmente natural, a velocidade em que as reações ocorrem é dependente das condições climáticas e normalmente necessita-se de longos tempos de detenção para que as reações se completem. Conseqüentemente, esta variante das lagoas de estabilização é a que possui maior demanda de área (VON SPERLING, 2002).

Nestes sistemas prevalece uma relação simbiótica entre algas e bactérias, nas quais o primeiro grupo fornece o oxigênio necessário para estabilização da matéria orgânica, realizado principalmente pelas bactérias.

Nas lagoas facultativas, a estabilização da matéria orgânica se desenvolve em zonas distintas da lagoa que formam três ambientes, predominantemente anaeróbico mais ao fundo, aeróbico mais à superfície e uma região intermediária onde ocorre alternância de condições aeróbias, anaeróbias e anóxicas (Figura 3.6).

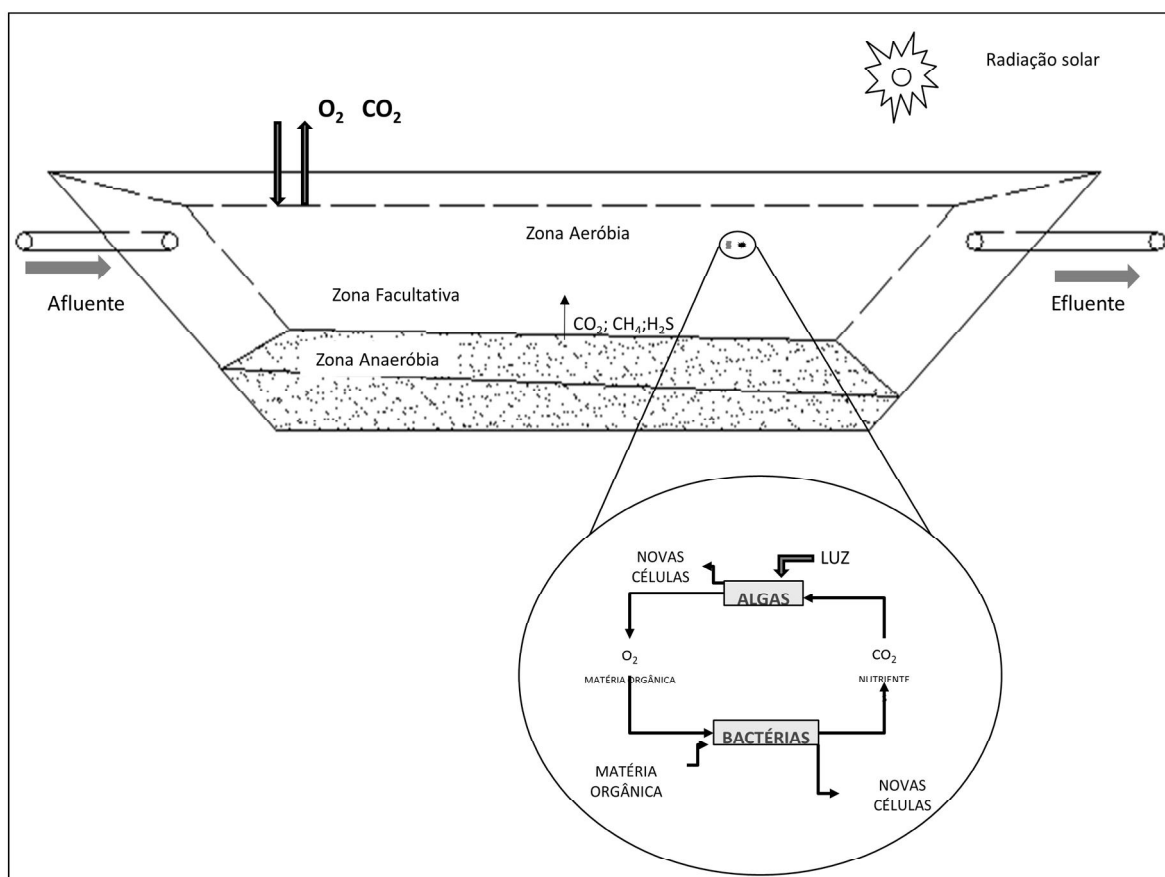


Figura 3.6 - Interação entre bactérias e algas em uma lagoa facultativa.
Fonte: von Sperling (2002)

Na camada superior, próxima à superfície da lagoa, ocorre proliferação de organismos autotróficos, principalmente algas, que nos períodos diurnos utilizam a radiação solar e o gás

carbônico dissolvido no meio líquido, produto da respiração principalmente das bactérias, para realizarem fotossíntese. Como consequência da fotossíntese, esta região apresenta concentrações elevadas de oxigênio dissolvido, caracterizando uma região com predominância de organismos aeróbios.

Ao longo da profundidade da lagoa, a penetração da radiação solar é substancialmente reduzida, devido principalmente à absorção da radiação pelas partículas sólidas existentes no meio líquido, reduzindo a capacidade de fotossíntese das algas ao longo da profundidade. Desta forma, nas regiões mais profundas destas lagoas, praticamente não ocorre fotossíntese e, a transferência do OD produzido nas regiões superficiais é insuficiente para manutenção de condições aeróbias, ocorre portanto ausência de OD e conseqüentemente o desenvolvimento de organismos com metabolismo anaeróbio, caracterizando a zona anaeróbia.

Existe ainda uma região intermediária em que ocorre alternância entre condições aeróbias e anaeróbias ao longo do dia. Nesta região, os organismos envolvidos na degradação da matéria orgânica apresentam características que os possibilitam utilizar diferentes aceptores de elétrons. Desta forma são capazes de realizar metabolismo aeróbio ou anaeróbio, dependendo da disponibilidade de OD. Esta região é então denominada de zona facultativa.

3.6.2 Lagoas Anaeróbias Seguidas de Lagoas Facultativas

As lagoas anaeróbias têm sido utilizadas para o tratamento de esgotos domésticos onde ocorrem lançamentos com uma grande carga de matéria orgânica por unidade de volume da lagoa. Desta forma, a taxa de consumo do oxigênio para estabilização da matéria orgânica é várias vezes superior à taxa de produção pela fotossíntese e pela reaeração atmosférica, prevalecendo condições anaeróbias na lagoa, condição esta, essencial ao desenvolvimento dos microrganismos envolvidos no tratamento.

A estabilização em condições anaeróbias é lenta, pelo fato de as bactérias anaeróbias possuírem uma baixa taxa de crescimento, advinda da reduzida geração de energia que as reações anaeróbias geram na estabilização da matéria orgânica. Segundo Laak (1986), a estabilização da matéria orgânica por processos anaeróbios, é mais lenta 3 a 10 vezes quando comparada com sistemas aeróbios.

As lagoas anaeróbicas são dimensionadas com base nas cargas orgânicas volumétricas ($\text{kg DBO}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$), com profundidades maiores (3,5 - 5 m) e tempos de detenção hidráulica mais baixos (3 - 6 dias). Apresentam eficiência de remoção de DBO da ordem de 50 a 70%, necessitando de uma unidade posterior de tratamento, sendo as lagoas facultativas uma alternativa atraente, visto a manutenção da simplicidade operacional. Quando projetadas como pré-tratamento de lagoas facultativas proporcionam substancial economia de área (50 a 70%), quando comparado com sistema de lagoas facultativas, compondo assim o denominado sistema australiano (VON SPERLING, 2002).

3.6.3 Lagoas Aeradas Facultativas

As lagoas aeradas facultativas são utilizadas principalmente quando se deseja um sistema de lagoas facultativas com dimensões reduzidas, onde prevaleçam condições aeróbicas. Nestes sistemas, o suprimento de oxigênio é realizado principalmente pela introdução de equipamentos mecânicos, diferenciando assim das lagoas facultativas onde o oxigênio é advindo da fotossíntese.

A denominação facultativa advém do fato do nível de energia introduzido pelos aeradores ser suficiente apenas para a oxigenação, mas não para manter os sólidos dispersos na massa líquida. Desta forma, os sólidos tendem a sedimentar e constituir a camada de lodo de fundo, a ser decomposta anaerobiamente. Apenas a DBO solúvel e a DBO representada pelos sólidos de menores dimensões permanecem na massa líquida, vindo a sofrer decomposição aeróbia. Portanto, em termos da distribuição da biomassa heterotrófica, a lagoa se comporta como uma lagoa facultativa convencional (VON SPERLING, 2002).

Devido à introdução de mecanização, as lagoas aeradas são menos simples em termos de operacionais, comparadas às lagoas facultativas convencionais. A redução dos requisitos de área é conseguida, portanto, com uma certa elevação no nível de operação, além da introdução do consumo de energia elétrica.

3.6.4 Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação possibilitam pós-tratamento do efluente de qualquer dos sistemas de lagoas de estabilização descritos anteriormente ou, em termos mais amplos, de qualquer

sistema de tratamento de esgotos. Devido à elevada remoção da carga orgânica anterior, o principal objetivo destas lagoas passa a ser a remoção de organismos patogênicos.

Essencialmente, as mesmas características das lagoas de estabilização às quais se recorre para a remoção de matéria orgânica, são também as responsáveis pela remoção / inativação de organismos patogênicos: profundidade reduzida, grandes áreas de espelho d'água expostos à ação da luz solar e elevados tempos de detenção.

Projetadas com profundidades mais reduzidas ($\leq 1,0$ m), nas lagoas de maturação a penetração dos raios solares é facilitada, e a atividade fotossintética intensificada, estabelecendo assim um ambiente com elevado pH e elevados teores de OD. Estes dois fatores contribuem para acentuar os efeitos bactericida e virucida da radiação ultravioleta (raios solares). Cistos de protozoários e ovos de helmintos são removidos da fase líquida por sedimentação. Considerando os tempos de detenção usualmente empregados, as lagoas de maturação, bem como as que as precederem, podem atingir a remoção total de protozoários e helmintos.

A eficiência das lagoas de maturação é maximizada quando concebidas como unidades em série, em geral três ou quatro unidades com tempo de detenção hidráulica total de 10 – 20 dias.

3.6.5 Lagoas de Polimento

Quando se aplica um pré-tratamento anaeróbio eficiente, antes de se descarregar o esgoto numa lagoa, as concentrações do material orgânico e dos sólidos em suspensão são drasticamente reduzidas, de modo que a remoção destes dois constituintes, em um sistema de lagoas, será muito mais fácil e, por esta razão, pode ser efetivada com um TDH muito mais reduzido.

Dentre os sistemas anaeróbios destacam-se os reatores UASB (do inglês: *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) que apresentam eficiências de cerca de 65% e 75% de remoção de DBO e DQO (CHERNICHARO, 2007). De maneira simplificada, o funcionamento dos reatores UASB se baseia na conservação de elevada concentração de organismos anaeróbios, promovendo intenso contato esgoto/biomassa, proporcionando reduzidos tempos de detenção do esgoto no reator. Tal fato

é possível graças à implementação de um separador de fases, que promove a sedimentação dos sólidos e a retenção do lodo no interior do reator, formando a manta de lodo e dispositivos de entrada que promovem uma boa distribuição do esgoto bruto junto ao fundo para que, de forma ascensional, ocorra um intenso contato com a biomassa ativa (a manta de lodo), que promove anaerobiamente a remoção da matéria carbonácea. A biomassa desenvolve-se de forma dispersa atingindo um limite, a partir do qual se faz necessário um descarte de lodo excedente em uma dada frequência. Este controle operacional conserva o equilíbrio e a estabilidade do sistema, garantindo a retenção e a atividade adequadas de biomassa metanogênica e, por conseguinte, a qualidade do efluente tratado, isto é, evitando a queda de eficiência de remoção de matéria orgânica e a perda de biomassa junto ao efluente

Entretanto, em que pese a eficiência de remoção de DBO, DQO e sólidos, o efluente de reatores UASB ainda requer pós-tratamento, pois: (i) a remoção de DBO pode não alcançar padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores; (ii) no processo anaeróbio não há mecanismos de remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e ocorre uma intensa amonificação do nitrogênio orgânico; (iii) também não há mecanismos intensos o suficiente para a remoção de patógenos (RIOS, 2007).

No meio técnico científico, convencionou-se denominar as lagoas de pós-tratamento de reatores UASB de lagoas de polimento, distinguindo-as, assim, das outras formas de lagoas de estabilização que tratam esgoto bruto (CAVALCANTI et al., 2001).

As lagoas de polimento, apesar de ainda cumprirem um papel de remoção complementar de matéria orgânica, recebem uma carga orgânica já bastante reduzida e um efluente já bem clarificado. Portanto, dependendo do desempenho do pré-tratamento, o papel principal das lagoas de polimento pode deixar de ser a estabilização do material orgânico, mas a remoção dos patógenos e nutrientes.

Assim, como os problemas de sobrecarga orgânica na primeira lagoa da série são minimizados, verificou-se que as lagoas de polimento podem ser concebidas como lagoas de maturação, ou seja, com baixas profundidades e tempos de detenção hidráulica relativamente curtos. A Tabela 3.5 apresenta os principais parâmetros de projeto adotados em sistema de lagoas de polimento.

Tabela 3.5 – Principais parâmetros de projeto utilizados em sistema de lagoas

Parâmetro de projeto	Lagoas de polimento (ou maturação)
Tempo de detenção hidráulica (d)	10 - 20*
Taxa de aplicação superficial (kg DBO/ha.d)	< 150
Profundidade (m)	0,6 - 1,0
Relação Comprimento/Largura	> 10**
Número de lagoas em série	03 - 05
Área per capita requerida (m ² /hab)	1,5 - 2,5

*Tempo de detenção total;

** Caso sejam chicaneadas;

Fonte: Adaptado de von Sperling (2002) e Cavalcanti (2001)

O pós-tratamento de esgoto digerido em lagoas de polimento tem como objetivo adequar a qualidade do efluente anaeróbio à qualidade exigida pelas normas vigentes para lançamento em águas de superfície ou uso em culturas irrigadas, sem que haja um impacto adverso no meio ambiente ou possibilidade de problemas de saúde pública. Na Tabela 3.6, observa-se a composição típica de esgoto bruto, do esgoto digerido num reator UASB e do efluente de uma lagoa de polimento (CAVALCANTI, 2001).

Tabela 3.6 – Composição típica do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluente de lagoas de polimento

Parâmetro	Unidade	Esgoto Bruto	Efluente UASB	Efluente de Lagoa de Polimento
DQO	mg/L	500 – 800	150 - 200	60 – 120
DBO	mg/L	200 – 350	50 – 100	30 – 50
SST	mg/L	300 – 400	60 – 120	40 – 80
NTK	mg/L	35 – 50	30 – 45	10 – 40
Fósforo	mg/L	6 – 10	6 – 10	5 – 8
Coliformes fecais	NMP/100 mL	10 ⁷ – 10 ⁹	10 ⁶ – 10 ⁸	10 ² – 10 ⁴
Ovos de Helmintos	Nº/L	10 – 200	5 – 50	≈ 0
pH	-	7 – 8	6,8 – 7,2	7,5 – 9,0
Sólidos Sedimentáveis	mL/L	10 - 20	1 - 2	≈ 0,1

3.7 Remoção de nitrogênio em lagoas tratando esgoto sanitário

Em processos naturais, como lagoas de polimento, os fatores climáticos e a complexa interação estabelecida por diversos grupos de microrganismos proporcionam algumas rotas de transformações do nitrogênio nesse ambiente. De acordo com a Figura 3.7 as principais transformações do nitrogênio em sistemas de lagoas podem ser descritas da seguinte forma:

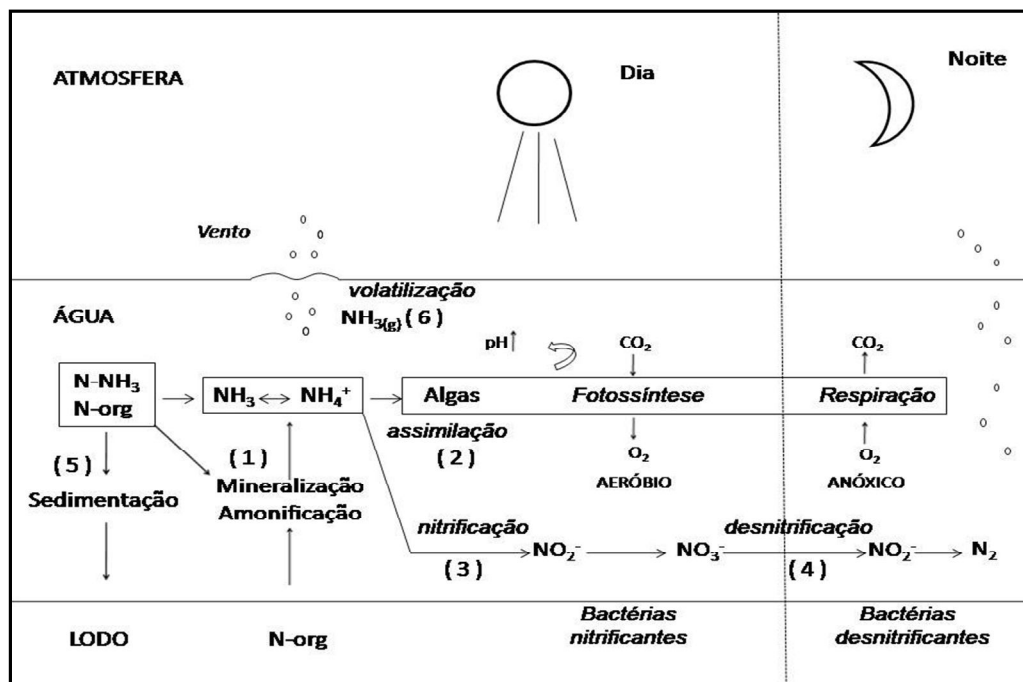


Figura 3.7- Principais rotas do nitrogênio em lagoas de estabilização
 Fonte: Adaptado de Patrick *et al.* (1997)

O nitrogênio orgânico (N-org) presente no afluente das lagoas de polimento sofrerá hidrólise por intermédio das bactérias heterotróficas, transformando-se em N-NH₃, pelo processo de amonificação (1). O N-org afluente também sedimentará, permanecendo no lodo da lagoa (5). Em condições aeróbias e na presença de bactérias nitrificantes, o N-NH₃ poderá ser convertido a nitrato (NO₃⁻), pelo processo da nitrificação (3), que por sua vez, em condições anóxicas e na presença de carbono orgânico será utilizado por bactérias desnitrificantes como aceptor de elétrons no processo de desnitrificação (4), resultando na formação de nitrogênio molecular (N₂) que escapa para atmosfera. O N-NH₃ e NO₃⁻ também serão utilizados pelos organismos envolvidos no tratamento, principalmente algas e bactérias, que assimilam essas espécies para seu crescimento (2). Outra rota do nitrogênio seria o desprendimento do gás amônia presente no líquido para a atmosfera através da volatilização ou dessorção (6).

No que pese a importância das diversas transformações das espécies de nitrogênio em sistemas de lagoas, não necessariamente estas promovem sua efetiva remoção da massa líquida. Dentre os principais mecanismos de remoção de nitrogênio (mecanismos que efetivamente removem o nitrogênio) em sistemas de lagoas, os quais podem predominar de acordo com as características e a configuração do sistema do sistema, destacam-se os seguintes mecanismos (CAMARGO e MARA, 2006a e 2006b; CAMARGO *et al.*, 2009, PANO e MIDDLEBROOKS, 1982; REED, 1985; SENZIA *et al.*, 2002; FERRARA e AVCI, 1982):

- Volatilização da amônia;
- Assimilação de amônia e nitratos pela biomassa e posterior sedimentação do nitrogênio orgânico e imobilização no lodo de fundo das lagoas;
- Nitrificação seguida de desnitrificação (convencional);
- Desnitrificação promovida por metanotróficas;
- Oxidação anaeróbia da amônia.

3.7.1 Modelos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização

Pano e Middlebrooks (1982) avaliaram lagoas de estabilização em Peterborough (New Hampshire), Eudora (Kansas) e Corinne (Utah), cidades localizadas nos Estados Unidos. Os autores assumiram a volatilização da amônia como o principal mecanismo de remoção de nitrogênio e calcado nessa premissa e na equação de balanço de massa para volatilização da amônia (Equação 3.27), em uma cinética de primeira ordem e um regime de mistura completa nas lagoas analisadas, propuseram dois modelos (em função da temperatura) para a estimativa da concentração efluente de amônia (Equações 3.28 e 3.29).

$$\frac{C_e}{C_0} = \frac{1}{1 + \frac{A}{Q} \cdot K \left[\frac{1}{1 + 10^{pK_w - pK_b - pH}} \right]} \quad (3.27)$$

- Até 20°C

$$\frac{C_e}{C_0} = \frac{1}{1 + \left[\left(\frac{A}{Q} \right) \cdot (0,0038 + 0,000134 \cdot T) \cdot e^{(1,04 + 0,044T) \cdot (pH - 6,6)} \right]} \quad (3.28)$$

- 21°C a 25°C

$$\frac{C_e}{C_0} = \frac{1}{1 + 5,035 \cdot 10^{-3} \cdot \left(\frac{A}{Q} \right) \cdot e^{(1,540 \cdot (pH - 6,6))}} \quad (3.29)$$

Onde:

Q = vazão (m³ / d);

C₀ = concentração de amônia total afluyente (mg/L);

C_e = concentração de amônia total efluente (mg/L);

A = área superficial da lagoa (m²);

T = temperatura (°C).

Estes modelos evidenciam uma importante relação entre remoção de amônia, o pH e a carga hidráulica superficial e, portanto, a relação profundidade / tempo de detenção hidráulica, mas por outro lado, como bem observa von Sperling (2002), não permitem uma solução contínua para temperaturas inferiores a 20°C e superiores a 25 °C. Além disso, são dependentes do pH, uma variável não conhecida na etapa de projeto.

Bastos et. al (2006) compararam a aderência do modelo de Pano e Middlebrooks para um sistema de lagoas de polimento sob diferentes condições operacionais (taxa de aplicação superficial de nitrogênio, profundidade das lagoas e tempo de detenção hidráulica) em Viçosa/MG. Os autores concluíram que mesmo com as diferenças climáticas e operacionais entre as lagoas facultativas monitoradas por Pano e Middlebrooks nos EUA e as condições operacionais estabelecidas nas lagoas de polimento em Viçosa/MG, o modelo foi bastante preciso para estimativa das concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal nas lagoas estudadas.

Segundo Camargo Valero (2008), o modelo proposto por Pano e Middlebrooks (1982) para estimativa de remoção de amônia em lagoas de estabilização não prova que o mecanismo de volatilização de amônia é preponderante e ressalta que o estudo desenvolvido por Pano e Middlebrooks demonstra estatisticamente que existe uma forte relação entre o aumento do pH, da temperatura da água e do TDH com o incremento na remoção de amônia em lagoas de estabilização sendo estes os mesmos fatores responsáveis pelo aumento da atividade metabólica das algas. Daí, Camargo Valero (2008), baseado nas eficiências médias de remoção de amônia nas lagoas de estudadas por Pano e Middlebrooks (52,8% em Peterborough, 96,1% em Eudora e 99% em Corinne) e as eficiências de remoção de nitrogênio total correspondente (43, 82 e 91%) menciona que, como as eficiências de remoção de amônia foram substancialmente mais elevadas que as de nitrogênio total, grande parte do nitrogênio amoniacal seria convertido a N-org devido à assimilação pelas algas.

Reed (1985) desenvolveu um modelo para estimativa da concentração efluente de nitrogênio total (Equação 3.30). O autor levou em consideração o regime de fluxo em pistão e uma cinética de primeira ordem, em lagoas que possuíam variação de temperatura de 1 a 20°C, pH de 6,4 a 9,5 e tempo de detenção entre 5 e 231 dias. O autor argumenta que a nitrificação e desnitrificação ocorrem em quantidades mínimas em lagoas de estabilização e afirma que a principal rota de remoção é a volatilização da amônia (períodos ensolarados) e deposição de

nitrogênio orgânico junto ao fundo das lagoas (períodos mais frios). O modelo assume uma remoção desprezível em um valor de pH inferior a 6,6 e não leva em consideração, ao menos explicitamente, a variável profundidade da lagoa, mas somente o tempo de detenção hidráulica.

$$\frac{C_e}{C_0} = e^{-K_t [t+60,6.(pH-6,6)]} \quad (3.30)$$

Para lagoas facultativas cujo regime hidráulico apresenta-se mais próximo à mistura completa, a estimativa da concentração efluente de nitrogênio pode ser expressa pela equação 3.31 (CRITES E TCHOBANOGLIOUS, 2000 apud VON SPERLING, 2002).

$$C_e = \frac{C_0}{1+t (0,000576T-0,00028) e^{(1,08-0,042T)(pH-6,6)}} \quad (3.31)$$

Onde:

C_e = concentração de nitrogênio total efluente (mg/L)

C_0 = concentração de nitrogênio total afluente (mg/L)

t = tempo de detenção hidráulica na lagoa (d)

pH = pH na lagoa

K_t = coeficiente de remoção a uma temperatura T (d^{-1})

$K_t = K_{20} \cdot (\theta)^{(T-20)}$

T = temperatura do líquido ($^{\circ}C$)

$K_{20} = 0,0064 d^{-1}$

$\theta = 1,039$

3.7.2 Remoção de nitrogênio em sistemas reatores UASB - lagoas de polimento

No esgoto sanitário bruto o nitrogênio é encontrado preponderantemente na forma de N-org e nitrogênio amoniacal, sendo a soma destas duas frações denominada Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). As concentrações de nitrito e nitrato são pouco expressivas em função do esgoto bruto praticamente não apresentar concentrações de OD suficientes para promoção da nitrificação. A concentração das espécies de nitrogênio no esgoto bruto varia consideravelmente segundo as características regionais e sociais da população servida. Suas concentrações típicas no esgoto bruto segundo Metcalf e Eddy (1991), Jordão e Pessôa (1995) e von Sperling (2005), são descritas na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 - Valores típicos das formas de nitrogênio nos esgotos domésticos

Parâmetro	Concentração (mg/L)		
	Metcalf & Eddy	Jordão e Pessoa	von Sperling
Nitrogênio orgânico	8 a 35	10 a 35	15 a 30
Nitrogênio amoniacal	12 a 50	10 a 50	20 a 40
Nítrito	0	0 a 0,10	≈ 0
Nitrato	0	0,10 a 0,40	0 a 2

Nos reatores UASB, praticamente não se observa nenhuma remoção de nitrogênio, ocorrendo uma intensa mineralização do nitrogênio orgânico. A decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos, em condições anaeróbias, leva a hidrólise de proteínas e da uréia presentes na matéria orgânica, com conseqüente elevação nas concentrações de nitrogênio amoniacal, resultando na redução do N-org do esgoto bruto.

Estudos relativos ao comportamento de lagoas de polimento como pós-tratamento de reatores UASB são relativamente recentes em relação às outras configurações de lagoas de estabilização, em virtude do desenvolvimento e proliferação da tecnologia de reatores UASB ter se dado nas últimas décadas. Os resultados obtidos nos diversos estudos são ainda pouco conclusivos no que se refere às eficiências esperadas para remoção de nitrogênio, entretanto alguns estudos realizados no Brasil, sob diferentes condições ambientais e operacionais, são apresentados a seguir.

Mascarenhas et al. (2004) avaliaram o desempenho de duas lagoas de polimento em série, sendo a segunda lagoa chicaneada, tratando esgoto sanitário doméstico do município de Itabira/MG. O sistema em escala demonstrativa foi submetido a duas fases distintas. Na primeira fase as lagoas operaram com profundidade de 0,60 m e tempo de detenção hidráulica (TDH) médio de 4 dias em cada lagoa. Já na segunda fase, a profundidade da lagoa foi reduzida para 0,40 m e TDH médio de 2,7 dias.

Na fase operacional I as concentrações médias efluentes do reator UASB para NTK e N-amoniacal foram 42 e 33 mg/L, propiciando cargas aplicadas de 0,20 kg NTK/d e 0,16 kg N-NH₃/d. As concentrações médias efluentes das lagoas de polimento foram 15,0 mg NTK/L e 8,0 mg N-NH₃/L, o que remete a eficiências de 64% e 75% para NTK e N-NH₃, respectivamente. Na segunda fase, as concentrações médias afluentes às lagoas foram 33 mg NTK/L e 25 mg N-NH₃/L, o sistema de lagoas produziu efluentes com concentrações médias de 5,0 e 2,0 mg/L para NTK e N-NH₃. Os autores comentam que durante a fase II as

temperaturas foram cerca de 2 °C mais elevadas que na fase I e que o pH das lagoas apresentou-se mais elevado e atribuíram a maior eficácia na remoção de nitrogênio da fase II à volatilização da amônia.

Em Campina Grande/PB, Souza et. al (2005) avaliaram um sistema composto por reator UASB seguido de cinco lagoas de polimento em série. As lagoas de polimento possuíam relação comprimento/largura igual 10 e operaram com TDH de 3 dias (cada – TDH total de 15 dias) e profundidade de 0,60 m. As concentrações afluente às lagoas foram em torno de 45 mg/L e 35 mg/L para NTK e N-NH₃, respectivamente. Os autores argumentam que nas condições do experimento, concentrações de nitrogênio amoniacal iguais ou menores que 5,0 mg/L puderam ser alcançadas já na 4^a lagoa com um TDH na série de 12 dias. Os autores credenciam a volatilização da amônia como responsável pela expressiva remoção de N-NH₃, ressaltando os elevados valores de pH (> 8,5) observados da segunda lagoa da série em diante.

Tessele et. al (2005) avaliaram um sistema reator UASB seguido de uma lagoa de polimento para tratamento de esgotos domésticos diluídos em clima sub-tropical (Porto Alegre/RS). Os autores argumentam que durante o verão, onde a temperatura da água encontrou-se entre 28 e 33 °C, a lagoa de polimento apresentou remoção significativas de N-NH₃, resultando em concentrações efluentes inferiores a 3,0 mg/L e que o pH da lagoa chegou a atingir a faixa de 10 a 11. Já nos dias mais frios, a remoção de N-NH₃ foi drasticamente reduzida assim como o pH da lagoa.

Pesquisas realizadas em Viçosa/MG (BASTOS et. al, 2006; RIOS, 2007; BASTOS et al., 2007) avaliaram um sistema de lagoas de polimento sob diferentes condições operacionais. O sistema foi monitorado durante um período de cinco anos totalizando nove fases distintas de operação. O sistema operou com três e quatro lagoas em série, com TDH total das lagoas entre 11,9 e 28,2 dias e profundidades variando entre 0,3 e 0,9 m. Em todos os períodos em estudo constatou-se decréscimo gradual na concentração de amônia ao longo da série de lagoas. Os melhores resultados em termos de qualidade do efluente final para amônia foram obtidos com os maiores valores médios de pH no efluente das lagoas, entretanto, não necessariamente esses períodos coincidiram com as menores profundidades e maiores TDH das lagoas. Os estudos demonstraram que as concentrações efluentes de N-NH₃ apresentam

forte relação com a taxa de aplicação superficial de $N-NH_3$ (TAS $N-NH_3$) afluyente às lagoas, sendo que TAS $N-NH_3$ mais elevadas remetem a concentrações efluentes mais elevadas.

Chiatti (2004) avaliou um sistema de lagoas de polimento operando em duas fases distintas em Belo Horizonte/MG. Em um primeiro momento foi avaliado o desempenho de quatro lagoas de polimento em série, com profundidades variando entre 0,65 e 0,40 m e TDH total de 7,3 dias. Durante o período, a eficiência média observada para $N-NH_3$ foi de 75,3%, correspondendo a uma concentração média efluente de 7,1 mg/L. A segunda fase avaliou o comportamento das mesmas lagoas, entretanto operando duas séries de duas lagoas independentes. Uma das séries, com profundidades mais elevadas, operou com profundidade de 0,8 m e TDH total de 12,4 dias e outra série de lagoas, com profundidades reduzidas (0,4 m) e TDH total de 5,8 dias. A eficiência média da série de lagoas mais profundas foi de 66,8% enquanto que a série de lagoas mais rasas obteve eficiências da ordem de 75%, ou seja, a profundidade da lagoa aparentemente representou maior importância para remoção de $N-NH_3$ que o TDH. Além disso, a autora ressalta que apesar da fase I operar com quatro lagoas em série, sendo as duas últimas com profundidade de 0,40 m, mesma profundidade das lagoas mais rasas da fase II, as eficiências médias foram praticamente idênticas.

Cavalcanti et al. (2001), estudando lagoas de polimento em Campina Grande - PB, observaram elevada remoção de amônia em lagoas rasas, mesmo para TDH relativamente curtos, mas que em qualquer profundidade, praticamente não há remoção se a taxa de aplicação hidráulica superficial não for baixa. Estes autores concluíram que: (i) a remoção de amônia começa a ser factível a partir de um pH de 8,0, aumentando à medida que o pH aumenta; (ii) é possível uma remoção elevada de nitrogênio em lagoas rasas, mas a área per capita necessária é grande - 1,5 a 2,5 m² / habitante; (iii) quando a profundidade é maior que 1,0 m a remoção de nitrogênio praticamente não ocorre.

Ruggeri Jr. et al. (2009) avaliaram o efeito de diferentes TDHs, taxas de aplicação superficial de NTK e profundidade de lagoas de maturação como pós-tratamento de um sistema lagoa anaeróbia seguido de lagoa facultativa na remoção de nitrogênio amoniacal nas condições climáticas da cidade de Lins/SP. Duas lagoas em escala piloto, com profundidades de 0,5 m e 1,0, receberam taxas de aplicação superficial de NTK variando entre 0,0025 kg/m².d e 0,011 kg/m².d, sendo estudados TDHs de 5, 7,5, 10 e 15 dias. Em todos os períodos de monitoramento, a lagoa com menor profundidade produziu efluentes com concentrações menores de nitrogênio amoniacal em relação à lagoa com profundidade de 1,0 m, sendo que

com TDH de 7,5 dias e 0,5 m de profundidade, as concentrações efluentes raramente ultrapassaram 10 mg/L. Os autores credenciam a substancial remoção de N-NH₃ à volatilização da amônia, entretanto ressaltam que, sob as condições mais favoráveis, foram observadas concentrações em torno de 5,0 mg/L de nitrito e considerável concentração de bactérias nitrificantes, suportando indícios de nitrificação na lagoa.

No que pese importância da contribuição dos diversos estudos mencionados até o presente momento e os trabalhos que englobaram estudos de remoção de nitrogênio em outras tipologias de lagoas, tais como as lagoas facultativas, esses tratam as lagoas como verdadeiras “caixas pretas”, avaliando apenas os dados de entrada e saída, não se sensibilizando com as possíveis transformações do nitrogênio e assumem a volatilização da amônia como mecanismo preponderante de remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas, sem o devido cuidado de investigar as possíveis rotas de transformação neste no complexo ambiente que envolve as lagoas de polimento.

Zimmo et al. (2003), comparando uma série de lagoas em escala experimental ao norte de Jerusalém, com e sem camada de macrófitas na superfície (*duckweeds*), verificou, através de câmaras de captura de gases que, em ambos os sistemas, a remoção de amônia não excedeu a 1,5% da amônia total afluente. O autor sugere que a sedimentação ou a nitrificação - desnitrificação venham ser os mecanismos predominantes para remoção de nitrogênio total.

Camargo e Mara (2006a), de maneira similar a Zimmo et al. (2003), verificaram em uma lagoa de maturação, em Bradford - Inglaterra, uma taxa de volatilização de amônia observada variando de 0 a 27 g/ha.d, enquanto que modelos teóricos para estimativa da volatilização (Equação 3.19) estimaram taxas variando de 107 a 812 g/ha.d e concluíram que modelos para estimativa de volatilização de amônia não se adequam às lagoas de maturação. Na mesma lagoa, Camargo e Mara (2006b) realizaram estudos com traçadores no intuito de desvendar o destino do nitrogênio nas lagoas de maturação. Os autores adicionaram isótopos de nitrogênio (¹⁵NH₄Cl) no início de uma lagoas de maturação em condições que favoreceriam a volatilização da amônia. Constataram que o ¹⁵N acumulou-se preponderantemente no nitrogênio orgânico particulado, daí sugerem que a assimilação do nitrogênio pela biomassa é o principal destino do nitrogênio em lagoas.

Andrianarison *et al.* (2006), avaliando a remoção de nitrogênio em lagoas de maturação na costa do Mediterrâneo, sugerem que períodos de baixas temperaturas favorecem o mecanismo de volatilização da amônia, mas à medida que a temperatura ambiente se elevava, a

nitrificação, seguida de desnitrificação, passavam a prevalecer. Segundo os autores, cerca de 82 % da remoção de nitrogênio total foi realizada através da nitrificação - desnitrificação.

Senzia et al. (2002) utilizaram modelos matemáticos para estimativa das transformações e remoções de nitrogênio em uma lagoa facultativa no nordeste da Tanzânia. Os resultados demonstraram que o mecanismo dominante na remoção de nitrogênio foi a sedimentação do nitrogênio orgânico (9,7%). A principal rota de transformação observada foi a mineralização do nitrogênio orgânico (19,2%) seguido da assimilação do nitrogênio pelos microrganismos (17,4%) e da nitrificação (2,4%). A desnitrificação, de acordo com o modelo, foi responsável pela remoção de 4,1% do nitrogênio enquanto a volatilização apresentou valores de aproximadamente 0,1%.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O projeto foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgotos Experimental UFMG/COPASA, pertencente ao CePTS (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento), localizada na ETE Arrudas, região de Marzagânia, na divisa dos municípios de Belo Horizonte e Sabará/MG (Figura 4.1).

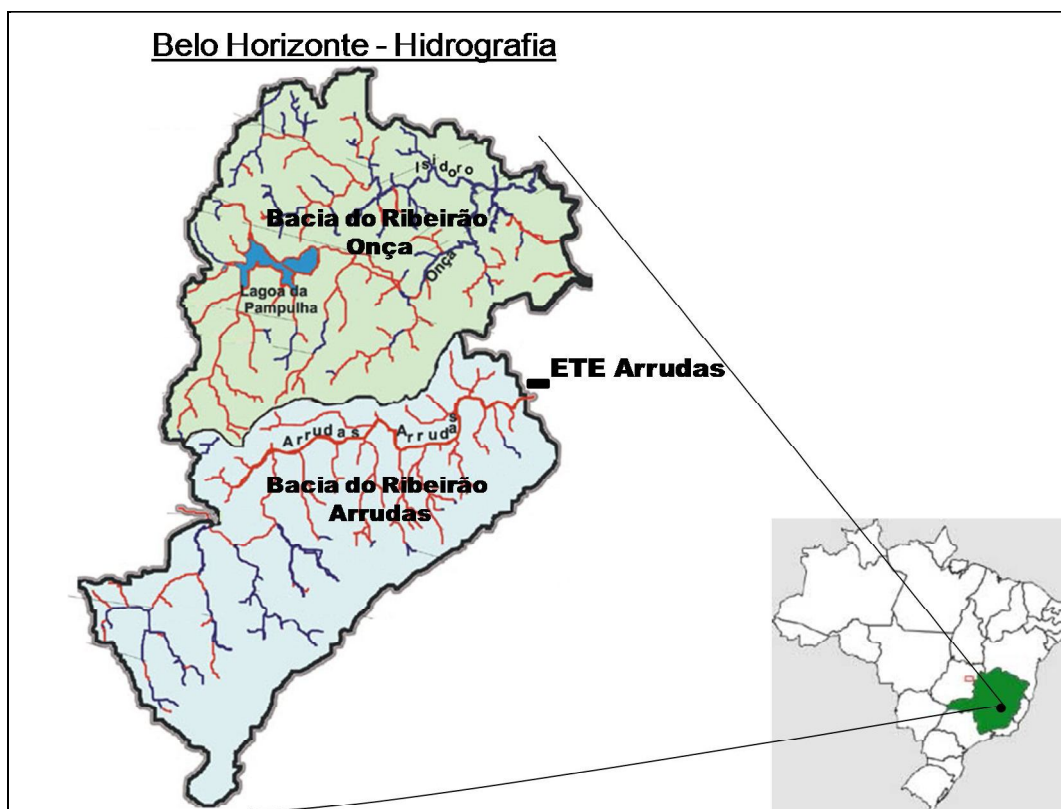


Figura 4.1 – Localização da Área de Estudo
Fonte: Adaptado de www.manuelzao.ufmg.br

O tratamento é composto por unidades de tratamento preliminar, primário e secundário, pelo processo de lodos ativados. O esgoto afluente às unidades de pesquisa, que corresponde a uma parcela ínfima de todo o esgoto afluente à ETE Arrudas, passa primeiramente pela unidade de tratamento preliminar composta por grades grossa (espaçamento entre barras 100 mm), grades finas mecanizadas (espaçamento entre barras de 15 mm) e desarenadores com remoção mecânica do material sedimentado. Os esgotos são então recalçados de forma contínua para uma caixa de distribuição que conduz, por gravidade, os esgotos para as unidades de tratamento integrantes do CePTS (Figura 4.2).

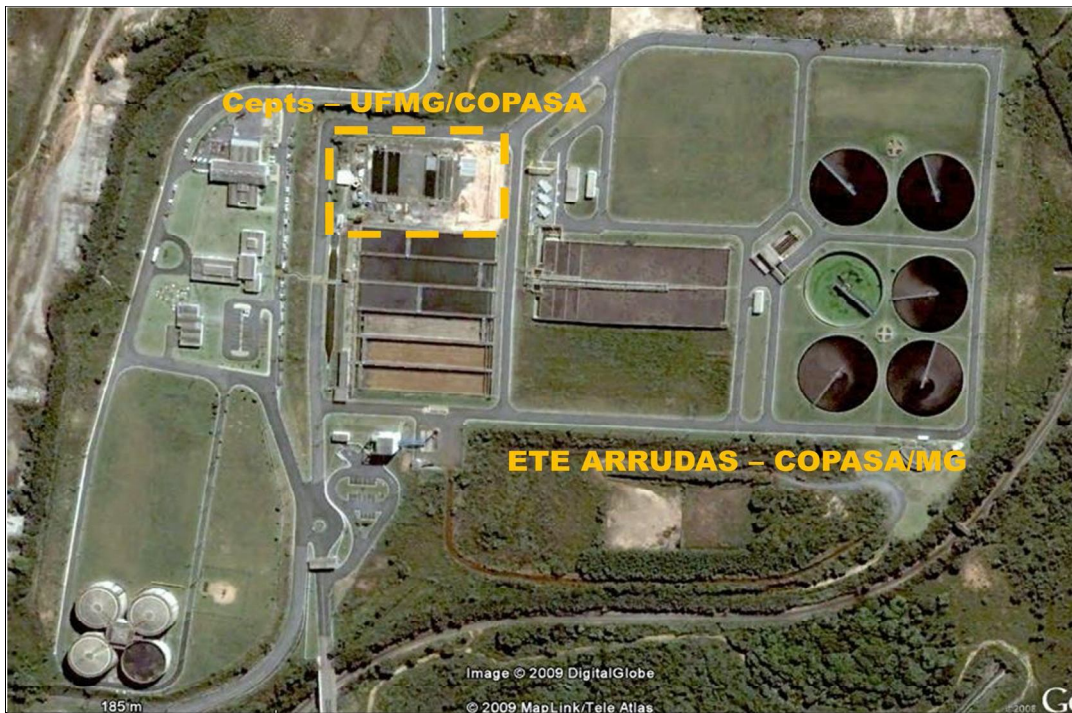


Figura 4.2 – ETE Arrudas e CePTS
 Fonte: Google earth

4.1.1 Descrição do Sistema de Tratamento

Na presente pesquisa foi utilizado o sistema composto por reator UASB seguido de três Lagoas de Polimento em série e um Filtro de Pedra de fluxo subsuperficial instalado no terço final da terceira lagoa (Figura 4.3). O sistema encontra-se em operação desde agosto de 2002.

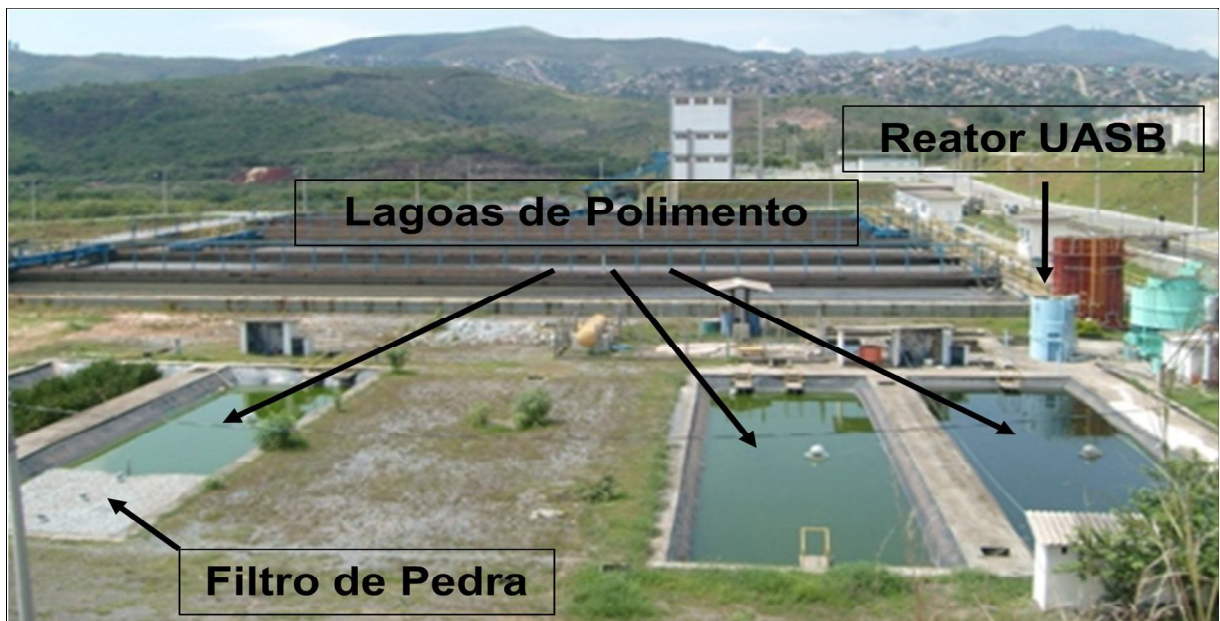


Figura 4.3 - Vista do sistema Reator UASB / Lagoas de Polimento

O reator tipo UASB (Figura 4.4), construído em ferrocimento, apresenta uma configuração geométrica cilíndrica e foi dimensionado para uma população de 250 habitantes, ocupando uma área de 3,2 m². Suas principais características estão detalhadas na Tabela 4.1.



Figura 4.4 - Reator UASB

Tabela 4.1 - Características físicas e operacionais do UASB

Características	Magnitude
Altura do reator (m)	4,5
Diâmetro (m)	2,0
Volume (m ³)	14,2
Vazão média (m ³ .d ⁻¹)	29,0
Tempo de detenção hidráulica (h)	11,7

As lagoas de polimento (Figura 4.5), num total de três unidades, foram dimensionadas para uma população de 250 habitantes, sendo taludadas, com inclinação de 45° e impermeabilizadas com geomembrana plástica (manta PEAD) de 0,8 mm de espessura. As lagoas foram projetadas com total flexibilidade operacional, podendo trabalhar todas em série, todas em paralelo, ou com qualquer outra combinação, além de poderem operar com diferentes profundidades. O filtro de pedra foi instalado no terço final da terceira lagoa de polimento, sendo que o meio filtrante é constituído de pedra de mão e o fluxo do esgoto é subsuperficial. As características físicas e operacionais das lagoas de polimento e do filtro de pedra são apresentadas na Tabela 4.2.

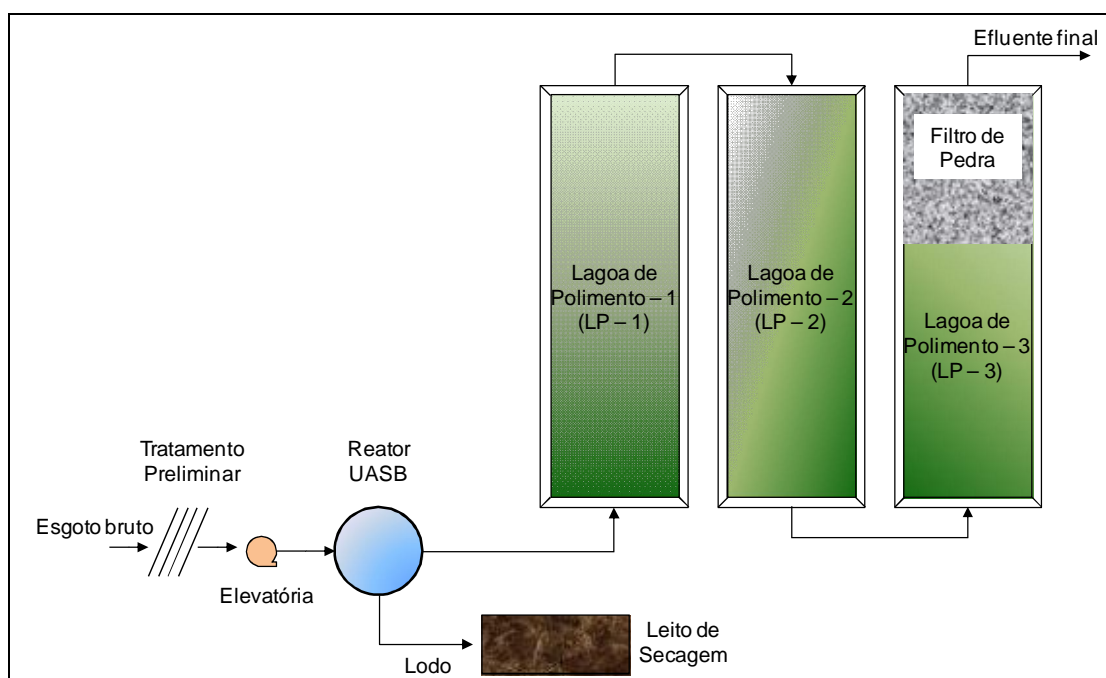


Figura 4.5 – Esquema do sistema reator UASB/Lagoas de polimento

Tabela 4.2 - Características físicas e operacionais das Lagoas de Polimento e Filtro de Pedra

Características	Unidade	LP-1	LP-2	LP-3	FP
Comprimento no fundo	m	25	25	16,5	8,5
Largura no fundo	m	5,3	5,3	5,3	5,3
Altura da lâmina d'água	m	0,8	0,8	0,6	0,6
Altura do leito de pedras	m	-	-	-	0,7
Inclinação dos taludes	°	45	45	45	45
Área superficial	m ²	183,5	183,5	137,5	55,9
Vazão	m ³ /d	29,0	29,0	29,0	29,0
Tempo de detenção hidráulica	d	4,3	4,3	1,5	0,6
Taxa de aplicação hidráulica	m ³ /m ² .d	0,15	0,15	0,22	0,52

4.1.2 Monitoramento do Sistema

O monitoramento do sistema foi realizado durante o período de janeiro de 2007 até maio de 2009, com a realização de análises físico-químicas em amostras do esgoto bruto e dos efluentes do reator UASB, das lagoas de polimento e do filtro de pedra, perfazendo um total de seis pontos de coleta. Todas as análises de parâmetros físico-químicos dos afluente e efluentes do sistema de tratamento foram realizadas em amostragens conforme apresetada a Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Frequência de monitoramento dos parâmetros físico-químicos

Parâmetro	Periodicidade das análises	
	Semanal	Quinzenal
DBO total		X
DBO filtrada		X
DQO total		X
DQO filtrada		X
SST		X
SSF		X
SSV		X
N-amoniaco	X	
N-orgânico	X	
Nitrito	X	
Nitrato	X	
Fósforo total	X	
Fósforo	X	
pH	X	
Temperatura	X	
Turbidez	X	
Oxigênio Dissolvido	X	

Foram realizadas análises físico-químicas de DBO (total e filtrada), DQO (total e filtrada), sólidos suspensos (totais e fixos), NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl, amônia, nitrito, nitrato, turbidez, fósforo total e fosfato em todos os pontos de coleta.

A amostragem para o esgoto bruto e para o efluente do reator UASB foi realizada através de amostragens compostas, com o emprego de amostradores automáticos que coletavam esgoto a cada hora, totalizando cerca de 5 litros em 24 horas. No efluente das lagoas a amostragem foi realizada por coluna ao longo da profundidade, e o monitoramento se deu às 10:00 horas.

As medições de vazão foram realizadas na saída do reator UASB, mais precisamente, na caixa de distribuição para as lagoas (Figura 4.6), uma vez por semana, através do método direto, com cronometragem do tempo necessário para completar um volume de 10 litros em cada ponto de saída do efluente.



Figura 4.6 – Ponto de medição de vazão efluente do reator UASB

Para o esgoto bruto e o efluente do reator UASB, foram feitas medições de pH e temperatura. Para as lagoas, foram feitas medições de pH, temperatura e OD, a 20 cm de profundidade, às 10:00 horas. Todas as medições foram realizadas *in loco*, uma vez por semana.

As amostras foram preservadas em gelo e transportadas para processamento no Laboratório de Análises Físico-químicas do DESA/UFMG, tendo sido observados os tempos de coleta e preservação preconizados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 1995).

4.2 Determinação da amônia volatilizada

4.2.1 Testes laboratoriais

Um aparato para determinar a capacidade de absorção da amônia volatilizada nas lagoas de polimento foi desenvolvido no Laboratório de Química da Água do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais.

O aparato de absorção de amônia foi baseado nos trabalhos de Camargo e Mara (2006a), Zimmo et. al. (2003) e Straton (1969). O aparato consiste em um recipiente com volume de 2 litros preenchido com 400 mL de uma solução de cloreto de amônio (40 mg N-NH₃/L) onde, através de um compressor de ar, tipo aquário, foi injetado ar de arraste, que passava pela atmosfera do frasco com a solução de cloreto de amônio. O gás enriquecido com amônia era borbulhado em 180 mL de solução de ácido bórico a 3%, distribuídos em três frascos

sequenciais (Figura 4.7). A solução de cloreto de amônio teve seu pH ajustado em torno de 9,0 com adição de NaOH e solução de tampão borato. A temperatura foi mantida em torno de 30°C e utilizou-se agitador magnético para promover a mistura da solução.

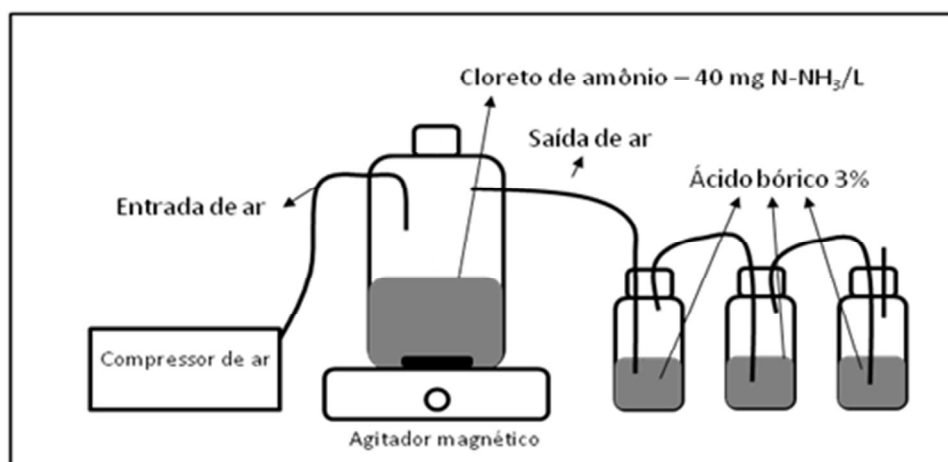


Figura 4.7 - Esquema do aparato de captura em laboratório.

Os testes foram realizados em períodos de 48 horas, a quantidade de amônia volatilizada foi mensurada através da diferença de concentração de $N-NH_3$ na solução de cloreto de amônio no início e ao final do teste. A solução de ácido bórico a 3%, enriquecida com nitrogênio amoniacal, foi analisada para este parâmetro possibilitando estimar a percentagem de amônia volatilizada que efetivamente foi capturada pela solução ácida. A Equação 4.1 demonstra os cálculos realizados para avaliar a capacidade de absorção da solução de ácido bórico 3%.

$$\text{Capacidade de absorção (\%)} = \frac{\text{Massa de } N-NH_3 \text{ na solução de ácido bórico}}{\text{Massa de } N-NH_3 \text{ volatilizada}} \times 100 \quad (4.1)$$

Onde:

Massa de $N-NH_3$ na solução de ácido bórico (mg) = *Concentração de $N-NH_3$ na solução de ácido bórico no final do teste (mg/L) x volume de solução de ácido bórico (L)*;

Massa de $N-NH_3$ volatilizada (mg) = [*Concentração de $N-NH_3$ na solução de cloreto de amônio no início do teste (mg/L) x volume de solução no início do teste (L)*] - [*Concentração de $N-NH_3$ na solução de cloreto de amônio ao final do teste (mg/L) x volume de solução ao final do teste do teste (L)*].

4.2.2 Aparato experimental em campo

O aparato de captura da amônia volatilizada utilizado em campo é composto por três campânulas em acrílico (uma campânula instalada no centro de cada lagoa de polimento). A Figura 4.8 apresenta um esquema do funcionamento do aparato. De maneira simplificada, o funcionamento do aparato de captura e absorção de amônia volatilizada consiste em inserir ar

de arraste, por meio de compressores tipo aquário, em uma extremidade da campânula, e este ar terá a função de “lavar” a atmosfera enriquecida com amônia da campânula. O ar é então borbulhado em uma solução de ácido bórico a 3%, ocorrendo à dissociação do gás amônia a íon amônio, possibilitando a determinação da amônia de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA /AWWA /WEF,1995).

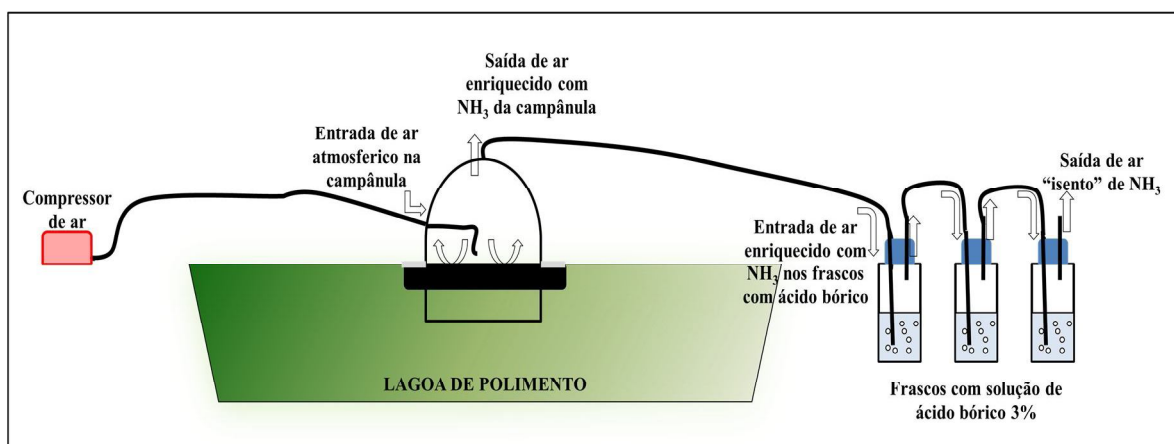


Figura 4.8 - Esquema do aparato de captura de amônia em campo.

A Figura 4.9 apresenta uma campânula instalada na superfície da primeira lagoa de polimento e a Figura 4.10 ilustra as principais dimensões das campânulas instaladas. As campânulas ficavam com aba de aproximadamente 0,15 metros submersa na lagoa, para evitar saída de ar pelas laterais. Foi necessário a utilização de pesos na extremidade das campânulas para que esta permanecesse com a borda totalmente submersa e não apresentasse perda de gás.



Figura 4.9 – Campânula de captura de amônia volatilizada instalada na LP -1

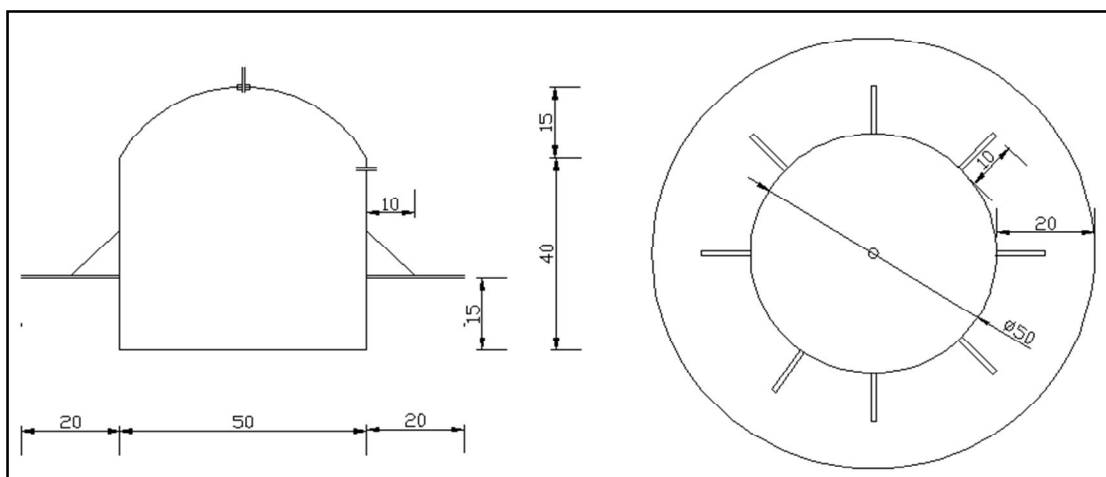


Figura 4.10 – Principais dimensões das campânulas

O compressor de ar do tipo aquário utilizado (Figura 4.11) tem capacidade de 4 L/min de ar. Foi interligado à campânula através de mangueiras plásticas transparentes que permitiam a visualização de possível obstrução devido à condensação de líquido, e sua remoção para um perfeito escoamento do ar enviado aos frascos de ácido bórico (Figura 4.12). Os frascos com capacidade de 200 mL, eram preenchidos com 60 mL de uma solução de ácido bórico 3%, num total de três frascos interligados, sendo que o ar removido da campânula era enviado para o primeiro frasco que, por encontrar-se interligado ao segundo e ao terceiro frasco, promovia uma “tripla lavagem” do ar enriquecido com amônia.



Figura 4.11 – Compressor utilizado para arraste de amônia volatilizada



Figura 4.12 – Frascos com solução de ácido bórico 3%

O sistema de captura e absorção de amônia foi monitorado em intervalos distintos. Em uma primeira etapa foi monitorado semanalmente e em etapa posterior o monitoramento foi realizado em intervalos mais reduzidos (diários ou de dois em dois dias). As amostras de ácido bórico foram encaminhadas ao laboratório para determinação da concentração de N-

NH₃. De posse da concentração de N-NH₃ na solução de ácido bórico, do volume de ácido bórico e da área da campânula, calculou-se a quantidade de amônia que foi volatilizada na área de influência de cada campânula, determinando assim a taxa de volatilização (kg/ha.d) e extrapolou-se a taxa de volatilização da amônia para a área total das lagoas de polimento, levando-se em consideração a eficiência de captura de amônia, estabelecida em laboratório, do ácido bórico. A Equação 4.2 apresenta os cálculos realizados para estimativa da taxa de volatilização da amônia nas lagoas de polimento.

$$Tx. de Volat. (kg. ha^{-1} d^{-1}) = \frac{conc. NH_3 \text{ solução } H_3BO_3 (kg. m^{-3}) \times Volume \text{ de } H_3BO_3 (m^3)}{Área \text{ da campânula } (ha) \times Período \text{ de coleta de gás } (d)} \times capac. \text{ de absorção}$$

(4.2)

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Avaliação geral do sistema

Os parâmetros de qualidade das águas residuárias analisados foram Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) total e filtrada, Demanda Química de Oxigênio (DQO) total e filtrada, Sólidos em Suspensão Totais (SST), Sólidos em Suspensão Voláteis (SSV), Sólidos em Suspensão Fixos (SSF), Nitrogênio amoniacal, Nitrogênio orgânico, Nitrato, Nitrito, Fósforo Total, Fosfato, Turbidez, pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido (OD). A Tabela 5.1 apresenta as médias aritméticas dos valores observados no decorrer da pesquisa.

Tabela 5.1 – Médias aritméticas dos parâmetros monitorados ao longo do tratamento

PARÂMETRO	Unid.	E. BRUTO	UASB	LP - 1	LP - 2	LP - 3	FILTRO
DBO total	(mg/L)	161	64	57	68	78	58
DBO filtrada	(mg/L)	63	27	17	18	18	18
DQO total	(mg/L)	389	195	150	155	171	128
DQO filtrada	(mg/L)	174	82	69	72	66	58
SST	(mg/L)	191	85	56	59	95	49
SSF	(mg/L)	36	25	9	8	14	8
SSV	(mg/L)	155	60	47	52	67	41
N-orgânico	(mg/L)	9	8	7	5	4	5
N-amoniacal	(mg/L)	26	30	23	16	12	13
Nitrito	(mg/L)	0,13	0,07	0,20	0,81	0,98	0,81
Nitrato	(mg/L)	0,11	0,14	0,15	0,34	0,31	0,17
NTK	(mg/L)	34	37	30	21	15	18
NT	(mg/L)	35	39	31	23	17	19
Fósforo total	(mg/L)	1,69	1,73	1,97	1,95	1,96	1,96
Fosfato	(mg/L)	0,80	0,89	0,90	0,84	0,78	0,88
Turbidez	uT	129	79	31	39	48	42
pH	-	7,1	7,0	7,7	8,1	8,4	7,7
Temperatura	° C	21,1	20,8	23,6	23,7	23,3	23,0
OD	(mg/L)	1,0	1,9	9,5	10,1	9,3	1,7

A discussão dos resultados será realizada nos próximos itens.

5.1.1 Remoção de matéria orgânica

A Tabela 5.2 apresenta a estatística descritiva para DBO total ao longo das unidades do tratamento. Observam-se baixas concentrações de DBO no esgoto bruto afluente ao reator UASB, em média 161 mg/L, valor este abaixo das concentrações características dos esgotos domésticos (250 a 400 mg/L) reportada por von Sperling (2005).

A remoção de DBO ocorre principalmente no reator UASB, não manifestando substanciais mudanças ao longo das lagoas de polimento (Figura 5.1), a não ser um ligeiro incremento nas lagoas de polimento 2 e 3, devido principalmente à proliferação de algas (CAVALCANTI *et al.*, 2001). No filtro de pedras, ocorre a remoção de parcela dos sólidos em suspensão e conseqüentemente, remoção de DBO particulada, contribuindo para produção de um efluente final com concentrações favoráveis ao atendimento dos padrões de lançamento (DBO \leq 60 mg/L) estabelecidos pela legislação do estado de Minas Gerais (DN Conjunta COPAM-CERH n° 01/2008) em mais de 90% das amostras analisadas (Figura 5.2).

Tabela 5.2 - Estatística descritiva para DBO total

Estatística	E. BRUTO	UASB	LP - 1	LP - 2	LP - 3	FILTRO
<i>N° de dados</i>	50	50	51	51	50	47
<i>Média aritmética</i>	161	64	57	68	78	58
<i>Média geométrica</i>	128	45	34	36	35	27
<i>Mediana</i>	164	47	37	37	39	32
<i>Mínimo</i>	7	2	3	4	2	3
<i>Máximo</i>	299	764	995	1413	1730	1081
<i>Desvio padrão</i>	74	104	136	196	245	161
<i>Coef. de variação</i>	0,46	1,62	2,38	2,89	3,13	2,79
<u>Percentis</u>						
<i>10%</i>	47	21	13	16	14	11
<i>25%</i>	133	36	30	28	26	19
<i>50%</i>	164	47	37	37	39	32
<i>75%</i>	207	61	46	47	50	36
<i>90%</i>	259	91	60	58	61	44

Concentrações em mg/L;

Os valores das médias geométricas e medianas apresentaram-se bastante próximos e convergindo para valores inferiores aos observados pelas médias aritméticas. Como as concentrações máximas e mínimas apresentaram valores pouco comuns (muitos extremos), exceto para esgoto bruto, a média aritmética seria mais afetada, apresentando distorções na tendência dos resultados. Aparentemente as médias geométricas e medianas apresentam-se como medidas de tendência central mais apropriadas para este parâmetro.

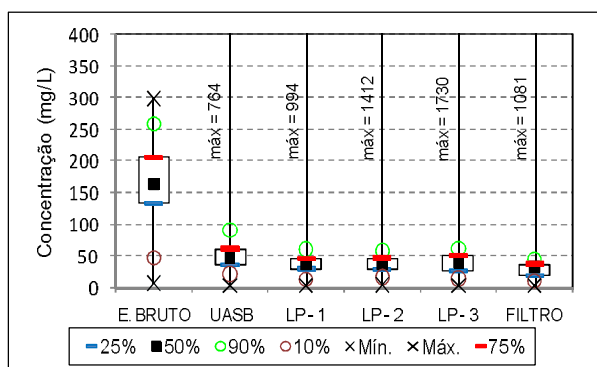


Figura 5.1 – Box-plot das concentrações de DBO total ao longo do tratamento.

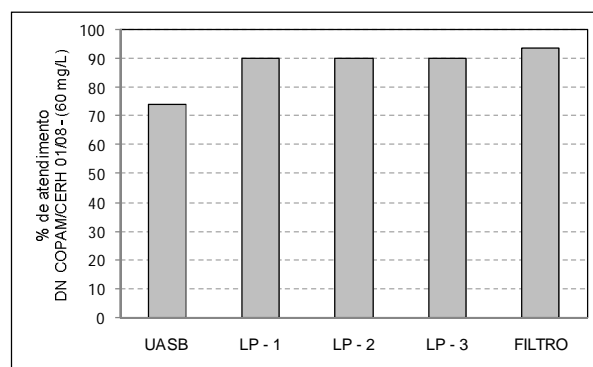


Figura 5.2 – Percentagem de atendimento à DN COPAM/CERH - 01/08 para DBO.

A Tabela 5.3 apresenta a estatística descritiva para a eficiência de remoção de DBO ao longo do tratamento. Em função da baixa concentração afluyente, tem-se uma reduzida eficiência média do reator UASB, valor próximo a valores inferiores à faixa típica de eficiência (65 a 75%) normalmente referenciada (CHERNICHARO, 2007).

Tabela 5.3 – Estatística descritiva para eficiência de remoção de DBO total*

Estatística	UASB	LP - 1	LP - 2	LP - 3	FILTRO	GLOBAL
<i>N° de dados</i>	50	48	49	47	46	44
<i>Média Aritmética</i>	50	60	53	55	15	73
<i>Mínimo</i>	-176	-240	-178	-231	-146	-42
<i>Máximo</i>	88	96	91	93	84	99
<i>Percentis</i>						
<i>10%</i>	-9	50	0	11	-39	44
<i>25%</i>	55	69	48	46	8	75
<i>50%</i>	67	76	71	74	20	82
<i>75%</i>	79	84	81	82	36	87
<i>90%</i>	86	92	87	88	58	90
<i>Desvio padrão</i>	56	66	51	53	39	27
<i>Coefficiente de variação</i>	1,11	1,11	0,95	0,95	2,62	0,37

Eficiência em %

*Eficiência de DBO total levou em consideração a DBO filtrada efluente para as lagoas de polimento.

A baixa eficiência média observada no reator UASB deve-se também a alguns períodos em que não foram realizados descarte de lodo excedente, o que levou a elevadas concentrações de sólidos em seu efluente, com conseqüente incremento da DBO total. Quando operado em circunstâncias normais de descarte de lodo, o reator apresentou eficiência média de 66%.

A eficiência das lagoas de polimento foi calculada com a concentração de DBO total afluyente e DBO filtrada efluente. A média das eficiências observadas nas lagoas apresentou-se em torno de 55%, sendo que a LP - 1 obteve eficiência acima de 65% em aproximadamente 75%

do período em estudo (Figura 5.3). A eficiência do filtro de pedra foi mensurada levando em consideração a DBO total (afluente e efluente) e observaram-se reduzidas eficiências para a remoção deste parâmetro. No geral, o sistema apresentou eficiências maiores que 70% em mais de 75% das amostras analisadas, um pouco aquém dos valores esperados para lagoas de polimento (em torno de 85 % - Cavalcanti et al., 2001), entretanto as concentrações efluentes foram baixa atendendo o padrão de lançamento na maior parte do tempo em estudo.

A Figura 5.4 apresenta a relação entre as concentrações médias de DBO total e filtrada ao longo do tratamento. Depreende-se que a DBO filtrada tende a se estabilizar em torno de 20 mg/L, a partir do efluente do reator UASB.

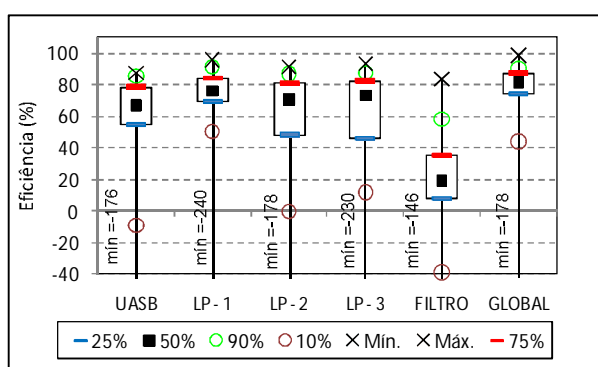


Figura 5.3 – Box-plot das eficiências de remoção de DBO total ao longo do tratamento.

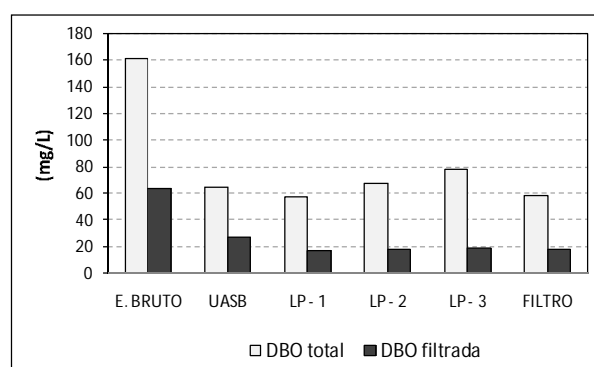


Figura 5.4 – Distribuição das médias de DBO total e DBO filtrada ao longo do tratamento.

A Tabela 5.4 apresenta a estatística descritiva das concentrações de DQO total ao longo do tratamento. A DQO total média do esgoto bruto foi de 389 mg/L, pouco abaixo do limite inferior da faixa típica encontrada em esgotos sanitários (400 a 800 mg/L), e possivelmente estes valores indicam a diluição dos esgotos sanitários afluentes à ETE Arrudas.

Semelhante ao comportamento de DBO, a DQO é removida principalmente no reator UASB e nas lagoas de polimento as concentrações médias se mantêm em torno de 150 mg/L. A concentração média no efluente final foi de 128 mg/L e mais de 85% das amostras analisadas encontraram-se abaixo de 180 mg/L, atendendo ao padrão de lançamento estipulado pela legislação estadual (≤ 180 mg/L) (Figura 5.5 e 5.6).

Tabela 5.4 – Estatística descritiva para DQO total

Estatística	E. BRUTO	UASB	LP - 1	LP - 2	LP - 3	FILTRO
<i>N° de dados</i>	51	55	56	56	56	52
<i>Média aritmética</i>	389	195	150	155	171	128
<i>Média geométrica</i>	365	170	144	148	164	113
<i>Mediana</i>	379	161	147	157	172	132
<i>Mínimo</i>	69	66	67	23	53	18
<i>Máximo</i>	706	597	250	263	290	273
<i>Desvio padrão</i>	126	116	42	39	47	57
<i>Coef. de variação</i>	0,32	0,59	0,28	0,25	0,28	0,45
Percentis						
10%	257	94	104	117	120	52
25%	325	122	120	133	139	87
50%	379	161	147	157	172	132
75%	446	213	181	184	200	170
90%	543	353	210	193	236	198

Concentrações em mg/L;

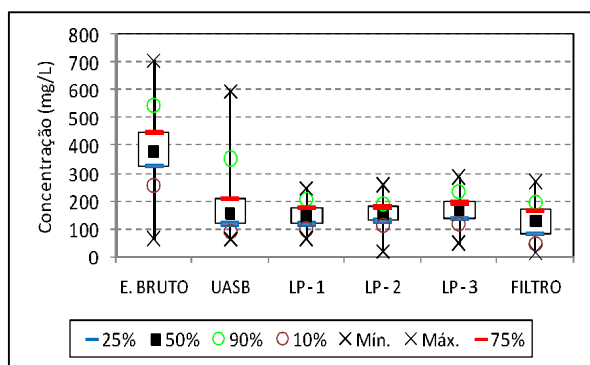


Figura 5.5 – Box-plot das concentrações de DQO total ao longo do tratamento.

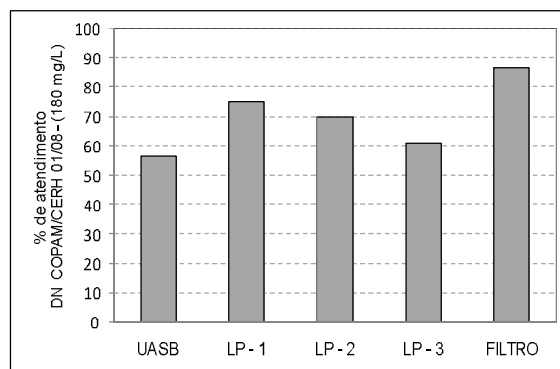


Figura 5.6 – Percentagem média de atendimento a DN COPAM/CERH 01/08 para DQO.

Na Tabela 5.5 são apresentadas as estatísticas descritivas para as eficiências de remoção de DQO total ao longo do sistema, ressaltando-se que as eficiências nas lagoas também levaram em conta a DQO total afluyente e a DQO filtrada efluente.

Cavalcanti et al (2001) sugerem que as concentrações de DBO e DQO total em efluentes finais de lagoas de polimento dificilmente alcançam valores abaixo de 30 mg DBO₅ / L e 60 mg DQO / L, o que foi de certa forma confirmado neste estudo.

Tabela 5.5 – Estatística descritiva para eficiência de remoção de DQO total*

Estatística	UASB	LP - 1	LP - 2	LP - 3	FILTRO GLOBAL	
<i>N° de dados</i>	51	53	54	54	52	47
<i>Média Aritmética</i>	48	60	50	58	24	63
<i>Mínimo</i>	-69	22	-79	-22	-82	-90
<i>Máximo</i>	82	92	92	93	84	95
<u>Percentis</u>						
<i>10%</i>	11	32	23	35	-8	50
<i>25%</i>	36	44	43	49	8	60
<i>50%</i>	60	60	57	57	24	68
<i>75%</i>	67	77	70	70	43	75
<i>90%</i>	77	86	77	86	65	84
<i>Desvio padrão</i>	32	20	30	22	31	29
<i>Coefficiente de variação</i>	0,67	0,34	0,60	0,38	1,29	0,46

Eficiência em %

*Eficiência de DQO total leva em consideração a DQO filtrada efluente para as lagoas de polimento.

5.1.2 Remoção de sólidos em suspensão

A Tabela 5.6 apresenta a estatística descritiva para SST ao longo do tratamento. A concentração média de SST no esgoto bruto foi de 190 mg/L, valor baixo quando comparado aos valores típicos encontrados em esgoto sanitário (300 a 500 mg/L) (VON SPERLING, 2005). O reator UASB apresentou um efluente com concentração média de 85 mg/L, valor este esperado para esta tipologia de tratamento.

Tabela 5.6 – Estatística descritiva para SST ao longo do tratamento

Estatística	E. BRUTO	UASB	LP - 1	LP - 2	LP - 3	FILTRO
<i>N° de dados</i>	58	57	58	59	59	55
<i>Média aritmética</i>	191	85	56	59	95	49
<i>Média geométrica</i>	169	63	47	54	80	39
<i>Mediana</i>	173	58	56	56	82	50
<i>Mínimo</i>	30	13	4	22	25	2
<i>Máximo</i>	532	470	128	134	908	130
<i>Desvio padrão</i>	101	80	28	26	111	27
<i>Coef. de variação</i>	0,53	0,94	0,50	0,44	1,17	0,55
<u>Percentis</u>						
<i>10%</i>	106	29	18	33	46	14
<i>25%</i>	130	35	37	38	64	26
<i>50%</i>	173	58	56	56	82	50
<i>75%</i>	211	103	73	69	96	64
<i>90%</i>	317	170	87	99	114	82

Concentrações em mg/L;

Apesar do efluente da LP – 3 já apresentar concentrações de SST inferiores ao padrão preconizado pela legislação estadual (≤ 150 mg/L), em mais de 90% do período avaliado, o filtro de pedras foi de fundamental importância na remoção de sólidos do efluente da LP – 3, produzindo um efluente final com concentrações reduzidas e com 100% dos resultados abaixo do padrão de lançamento estipulado pela legislação estadual (100 mg/L para qualquer tipo de tratamento e 150 mg/L para lagoas de estabilização). As Figuras 5.7, 5.8 e 5.9 apresentam a evolução destes parâmetros ao longo das unidades do tratamento para SST, SSV e SSF, respectivamente. A Figura 5.10 apresenta a relação entre os valores médios de SSV e SSF ao longo do tratamento.

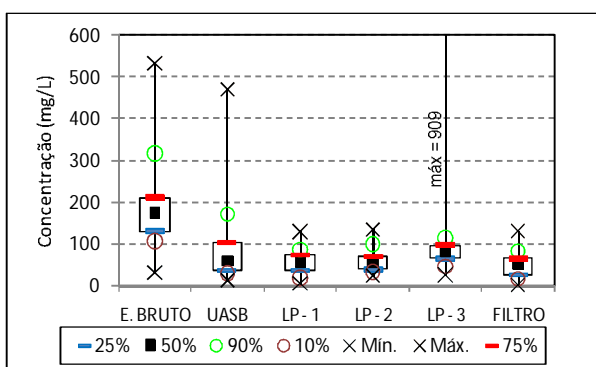


Figura 5.7 – Box-plot das concentrações de SST ao longo do tratamento.

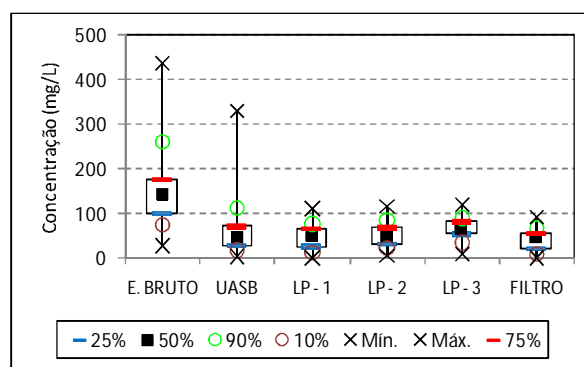


Figura 5.8 – Box-plot das concentrações de SSV ao longo do tratamento.

Apesar do ambiente das lagoas de polimento ser favorável à proliferação de algas, o que levaria a um incremento nas concentrações de sólidos em suspensão, a Figura 5.7 indica pouca diferença nas concentrações de SST entre as lagoas de polimento, diferentemente do estudo de Rios (2007). O autor avaliou um sistema de lagoas de polimento sob diferentes configurações em Viçosa/MG, encontrando incremento nos sólidos em suspensão ao longo da série de lagoas em 5 dos 8 períodos operacionais testados, sendo que este parâmetro apresentou forte correlação com análises de clorofila das lagoas, ou seja, espera-se um incremento de sólidos em suspensão ao longo da série de lagoas em função do crescimento algal.

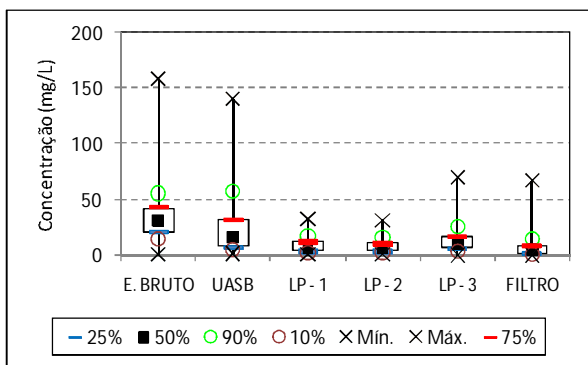


Figura 5.9 – Box-plot das concentrações de SSF ao longo do tratamento.

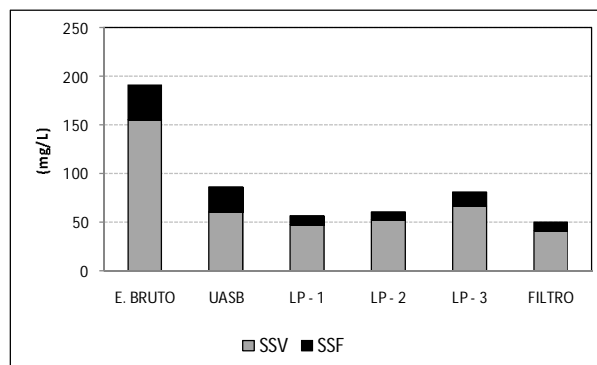


Figura 5.10 – Distribuição dos valores médios de SSV e SSF ao longo do tratamento.

A turbidez, parâmetro relacionado aos sólidos (tanto dissolvido como em suspensão), apresentou queda no reator UASB e na LP -1, aumentando na LP – 2 e LP – 3. Apesar do filtro de pedra ter um papel importante na remoção de SST a redução de turbidez não se apresenta expressiva nesta unidade (Figura 5.11).

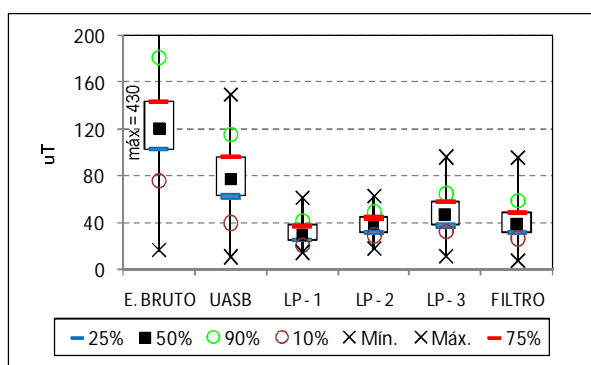


Figura 5.11 – Box-plot da turbidez ao longo do tratamento.

5.1.3 Comportamento da temperatura, pH e OD

As temperaturas observadas durante o período de monitoramento no esgoto bruto são apresentadas na Figura 5.12. Depreende-se, como esperado, que a temperatura do esgoto afluente ao sistema de tratamento segue uma tendência dos períodos mais frios e quentes do ano, cabendo ressaltar que a medição foi realizada aproximadamente às 10 horas da manhã. A Figura 5.13 apresenta a estatística das temperaturas observadas ao longo do sistema de tratamento e, como era de se esperar, não manifestou diferença entre as unidades.

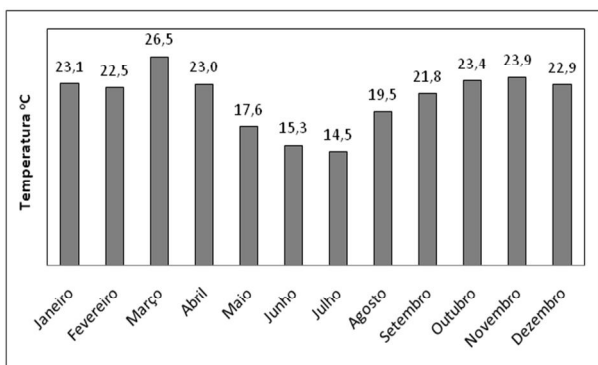


Figura 5.12 – Temperatura média do esgoto bruto ao longo do ano no período em estudo

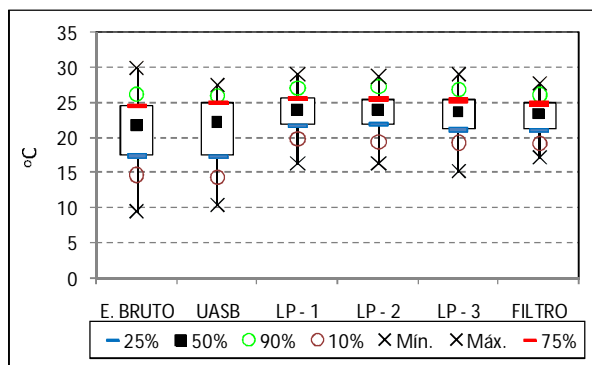


Figura 5.13 – Box-plot da temperatura ao longo do sistema de tratamento

Cabe ressaltar que a temperatura foi determinada a uma profundidade de 20 cm nas lagoas e que, ao longo da profundidade, principalmente em períodos mais quentes, pode ocorrer a estratificação térmica das lagoas com decréscimo da temperatura ao longo da profundidade.

O pH monitorado ao longo do sistema é apresentado na Figura 5.14. Observa-se que no esgoto bruto e no efluente do reator UASB pouca alteração foi observada, com tendência à neutralidade. Ao longo das lagoas observa-se incremento no pH, possivelmente LP-2 pela atividade fotossintética responsável pelo consumo de acidez carbônica da água. O aumento da atividade fotossintética está relacionada principalmente à temperatura e a radiação solar incidente. Verificou-se que em períodos com temperaturas mais elevadas (meses de outubro a março) o pH das lagoas apresentou valores mais altos que períodos cujas temperaturas são tipicamente mais baixas (meses de abril a setembro), conforme apresentado na Figura 5.15.

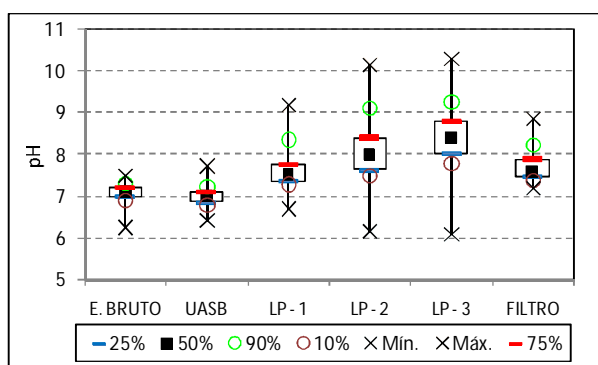


Figura 5.14 – Box-plot do pH ao longo do tratamento durante o período em estudo

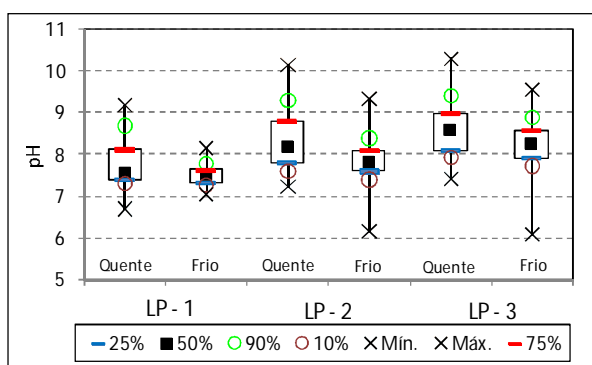


Figura 5.15 – Comportamento do pH nas lagoas de polimento em períodos tipicamente quentes e frios

Cabe ressaltar que o pH também foi monitorado a 20 cm de profundidade e às 10 horas no sistema de lagoas e, conforme apresentado por Rios (2007), este parâmetro apresenta grande variação ao longo do dia, sendo que nos horários onde a temperatura e a incidência da radiação

solar são maiores (aproximadamente às 15 horas) observa-se elevação dos valores, principalmente nas camadas próximas à superfície, onde predomina a comunidade fitoplanctônica.

O OD nas lagoas de polimento também sofre grande influência das algas e as mesmas premissas citadas para o comportamento do pH são válidas para a variação do OD nas lagoas de polimento. A Figura 5.16 ilustra a variação do OD durante o período de estudo nas lagoas de polimento e efluente final. Por se tratar de um parâmetro indiretamente influenciado pelas condições climáticas, é de se esperar uma grande variação durante o ano.

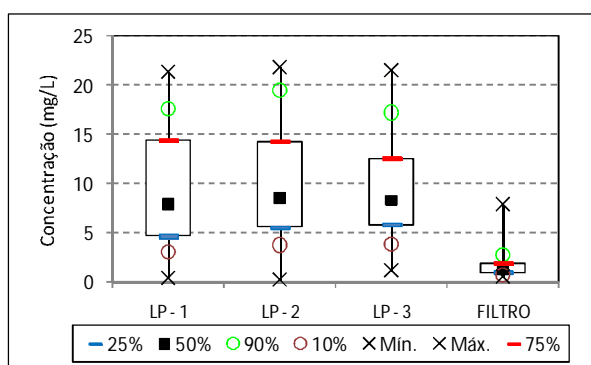


Figura 5.16 – Box-plot do OD nas lagoas de polimento e efluente final

5.1.4 Fósforo

O fósforo é um nutriente fundamental para o crescimento de produtores primários nos corpos d'águas, sendo considerado, na maioria das situações como o nutriente responsável pelo desencadeamento do fenômeno da eutrofização, além de um bom indicador do estado trófico de um ambiente aquático. Durante o monitoramento do sistema, as concentrações de fósforo total (Figura 5.17) e fosfato (Figura 5.18) no esgoto bruto apresentaram-se muito aquém dos valores típicos entre 5 e 15 mg/L, reportado por von Sperling (2005). As concentrações ao longo do sistema apresentaram-se estáveis e o que se observou foi um ligeiro incremento nas concentrações, principalmente no filtro de pedra, sendo que tal fato possivelmente se deve à mineralização do lodo com ressolubilização do fósforo no ambiente aquático.

Apesar de se esperar uma precipitação de fosfatos insolúveis em condições de pH elevado (acima de 9), aparentemente o sistema de lagoas não proporcionou tal mecanismo de remoção.

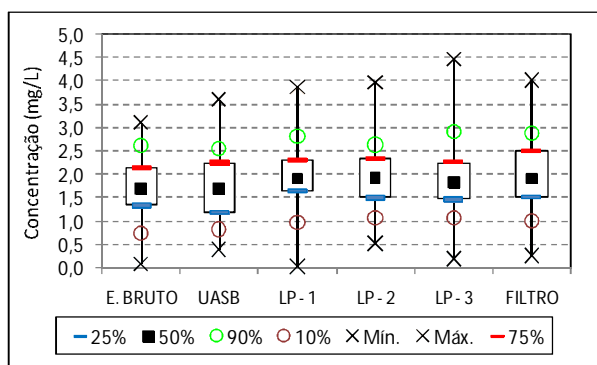


Figura 5.17 – Box-plot das concentrações de fósforo total ao longo do tratamento durante o período em estudo

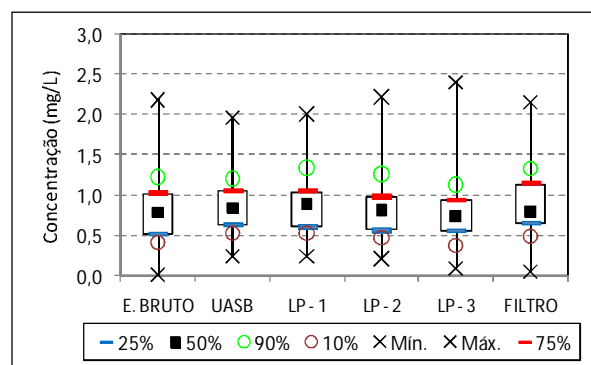


Figura 5.18 – Box-plot das concentrações de P-fósforo ao longo do tratamento durante o período em estudo

5.2 Remoção de nitrogênio

5.2.1 Nitrito e Nitrato

As concentrações de nitrito e nitrato durante o período de monitoramento foram bastante reduzidas ao longo de todo o sistema. As Tabelas 5.7 e 5.8 apresentam a estatística descritiva para as concentrações de nitrito e nitrato, respectivamente.

Tabela 5.7 - Estatística descritiva para nitrito

Estatística	E. BRUTO	UASB	LP - 1	LP - 2	LP - 3	FILTRO
<i>N° de dados</i>	94	94	94	94	94	86
<i>Média aritmética</i>	0,13	0,07	0,20	0,81	0,98	0,81
<i>Média geométrica</i>	0,01	0,01	0,03	0,11	0,15	0,04
<i>Mediana</i>	0,01	0,01	0,02	0,17	0,13	0,02
<i>Mínimo</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Máximo</i>	2,9	1,2	6,0	17,9	16,5	11,1
<i>Desvio padrão</i>	0,36	0,17	0,68	2,22	2,35	2,22
<i>Coef. de variação</i>	2,77	2,36	3,44	2,75	2,40	2,73
Percentis						
<i>10%</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
<i>25%</i>	0,00	0,00	0,01	0,01	0,04	0,01
<i>50%</i>	0,01	0,01	0,02	0,17	0,13	0,02
<i>75%</i>	0,02	0,02	0,11	0,43	0,54	0,23
<i>90%</i>	0,52	0,25	0,36	1,88	3,26	1,82

Concentrações em mgN/L;

Depreende-se da Tabela 5.7 que em mais de 75% das amostras as concentrações de nitrito estiveram abaixo de 0,6 mg/L em qualquer ponto do tratamento, como mencionado anteriormente. Por tratar-se de uma forma muito instável no ambiente, com possibilidade de

ser oxidado a nitrato ou reduzido diretamente a N_2 , é de se esperar as baixas concentrações nas lagoas de polimento.

Tabela 5.8 - Estatística descritiva para nitrato

Estatística	E. BRUTO	UASB	LP - 1	LP - 2	LP - 3	FILTRO
<i>N° de dados</i>	90	92	96	98	99	92
<i>Média aritmética</i>	0,12	0,14	0,15	0,34	0,31	0,17
<i>Média geométrica</i>	0,07	0,08	0,11	0,18	0,19	0,09
<i>Mediana</i>	0,07	0,09	0,12	0,14	0,18	0,10
<i>Mínimo</i>	0,00	0,00	0,01	0,02	0,01	0,00
<i>Máximo</i>	1,0	1,8	1,1	2,4	2,9	1,1
<i>Desvio padrão</i>	0,15	0,22	0,16	0,46	0,41	0,21
<i>Coef. de variação</i>	1,33	1,59	1,06	1,34	1,30	1,24
Percentis						
<i>10%</i>	0,02	0,02	0,04	0,04	0,05	0,01
<i>25%</i>	0,04	0,04	0,07	0,09	0,11	0,05
<i>50%</i>	0,07	0,09	0,12	0,14	0,18	0,10
<i>75%</i>	0,11	0,14	0,18	0,39	0,35	0,19
<i>90%</i>	0,23	0,24	0,23	0,78	0,52	0,41

Concentrações em mgN/L;

O comportamento do nitrato ao longo do tratamento foi semelhante ao nitrito, apresentando baixas concentrações médias em todas as unidades do tratamento. A Figura 5.21 apresenta a série histórica para NO_x ($NO_3^- + NO_2^-$) ao longo do período de monitoramento.

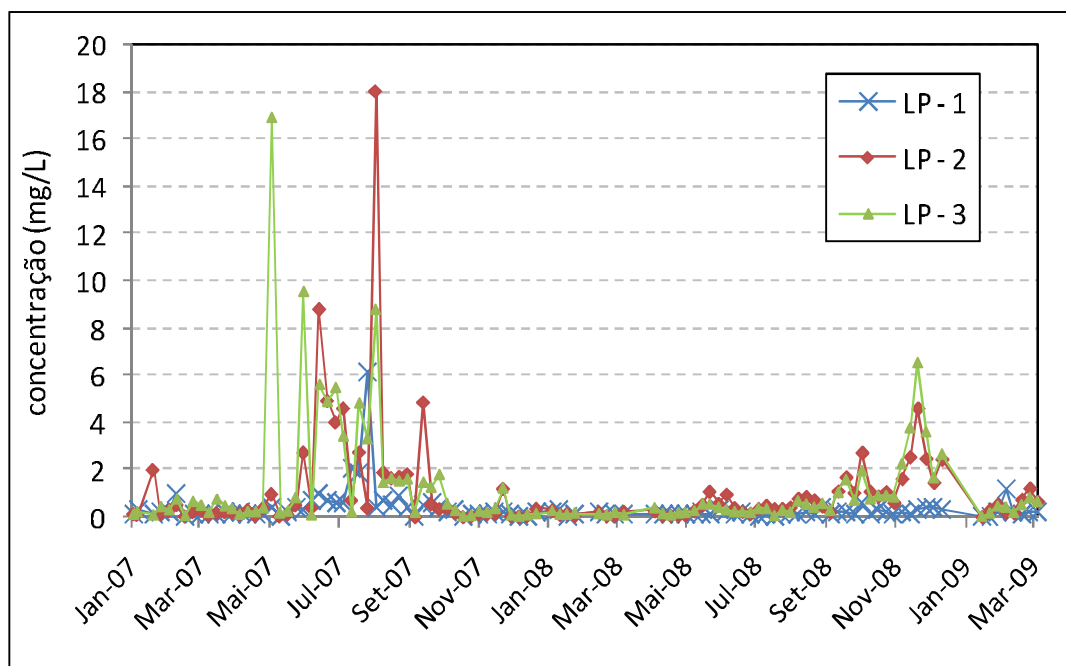


Figura 5.21 – Série temporal para NO_x nas lagoas de polimento

Observa-se aumento das concentrações em alguns períodos (entre maio e setembro/2007 e, em menor proporção, entre setembro e janeiro/2008), que são opostos, em se tratando das condições climáticas preponderantes para a região de Belo Horizonte, não permitindo portanto nenhuma suposição sobre a influência da temperatura no comportamento das formas oxidadas de nitrogênio nas lagoas em estudo.

Os estudos de modelagem para nitrogênio desenvolvidos por Senzia et. al (2002) e Adrianarison et al. (2006) indicam que a intensidade de nitrificação está diretamente relacionada à temperatura, ou seja, é de se esperar maiores concentrações das formas oxidadas em temperaturas mais elevadas. Entretanto, os autores demonstram que a desnitrificação também é dependente da temperatura e que em períodos mais quentes ocorre uma intensa desnitrificação, removendo nitratos do meio líquido. Portanto, a simples alegação de baixas concentrações de nitrito e nitrato no efluente de lagoas de estabilização não indicaria que a nitrificação não se apresenta como uma rota importante de transformação do nitrogênio, como afirmaram Pano e Middlebrooks (1982), que “desconsideraram” este mecanismo no desenvolvimento de um modelo de remoção de amônia em lagoas de estabilização.

5.2.2 Nitrogênio orgânico

A Tabela 5.9 apresenta a estatística descritiva básica para o N-org ao longo do tratamento.

Tabela 5.9 - Estatística descritiva para N orgânico

Estatística	E. BRUTO	UASB	LP - 1	LP - 2	LP - 3	FILTRO
<i>N° de dados</i>	85	106	107	107	107	84
<i>Média aritmética</i>	8,6	7,9	6,7	5,5	4,4	5,1
<i>Média geométrica</i>	6,5	5,3	4,8	3,7	3,3	3,4
<i>Mediana</i>	6,8	6,2	4,5	4,0	3,4	3,8
<i>Mínimo</i>	1,2	0,6	0,6	0,3	0,6	0,6
<i>Máximo</i>	36	36	26	27	17	27
<i>Desvio padrão</i>	6,3	6,7	5,4	4,7	3,5	4,9
<i>Coef. de variação</i>	0,74	0,84	0,81	0,86	0,80	0,96
<u>Percentis</u>						
<i>10%</i>	2,3	1,1	1,7	1,1	1,1	1,1
<i>25%</i>	3,7	2,8	2,8	1,8	1,8	1,7
<i>50%</i>	6,8	6,2	4,5	4,0	3,4	3,8
<i>75%</i>	12,3	10,6	9,1	8,1	5,6	6,3
<i>90%</i>	16,6	17,0	15,2	12,0	9,7	10,2

Concentrações em mg/L;

As concentrações médias de N-org no esgoto bruto apresentam-se aquém dos valores típicos reportados por von Sperling (2005), entre 15 e 25 mg/L. Isto se deve principalmente pela amonificação que ocorre no percurso do esgoto antes de chegar a ETE, pois a rede coletora do município é bem extensa. O comportamento do N-org ao longo do tratamento é melhor visualizado na Figura 5.22, que apresenta um comportamento atípico de incremento nas concentrações no efluente do reator UASB, onde se esperava uma intensa amonificação e consequentemente redução das concentrações de N-org. Ao longo das lagoas de polimento observa-se redução gradual das concentrações, possivelmente pela amonificação e sedimentação da matéria orgânica particulada. Também verificou-se ligeiro incremento no efluente do filtro de pedras, o que não era esperado em virtude da substancial remoção de sólidos suspensos nessa unidade.

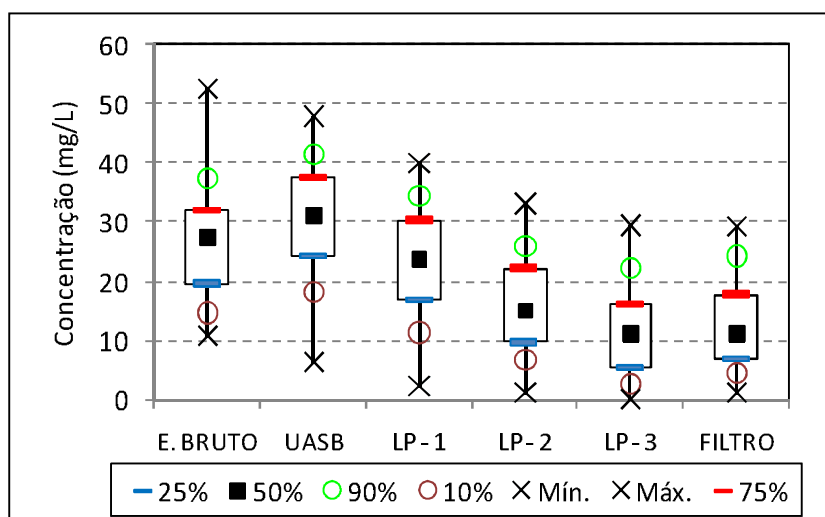


Figura 5.22 – Box-plot das concentrações de N-org ao longo do tratamento

5.2.3 Nitrogênio amoniacal

A estatística descritiva dos dados obtidos durante o monitoramento de nitrogênio amoniacal ao longo do tratamento é apresentado na Tabela 5.10.

Ao longo do tratamento observa-se um incremento nas concentrações de N-NH₃ no efluente do reator UASB, devido à amonificação do N-org, um decaimento ao longo das lagoas de polimento, e um ligeiro aumento no filtro de pedras. O comportamento do N-NH₃ é melhor visualizado na Figura 5.23.

Tabela 5.10 - Estatística descritiva para nitrogênio amoniacal

Estatística	E. BRUTO	UASB	LP - 1	LP - 2	LP - 3	FILTRO
<i>N° de dados</i>	93	114	114	112	112	87
<i>Média aritmética</i>	26	30	24	16	12	13
<i>Média geométrica</i>	25	29	21	14	9	11
<i>Mediana</i>	27	31	24	15	11	11
<i>Mínimo</i>	10,7	6,2	2,2	1,1	0,6	1,1
<i>Máximo</i>	53	48	40	33	30	30
<i>Desvio padrão</i>	9	9	9	8	7	7
<i>Coef. de variação</i>	0,34	0,30	0,38	0,49	0,63	0,58
Percentis						
10%	15	18	11	7	3	5
25%	20	24	17	10	6	7
50%	27	31	24	15	11	11
75%	32	38	30	22	16	18
90%	38	42	35	26	22	24

Concentrações em mg/L;

Levando em consideração o padrão de lançamento estipulado pela Resolução CONAMA 357/05 de 20 mg/L para N-NH₃, ora suspenso, a LP – 1 produziu um efluente em aproximadamente 35% do tempo em condições de atendimento, já as LP – 2 e LP – 3, proporcionaram efluentes abaixo de 20 mg/L em 65 e 82% do período em estudo (Figura 5.24).

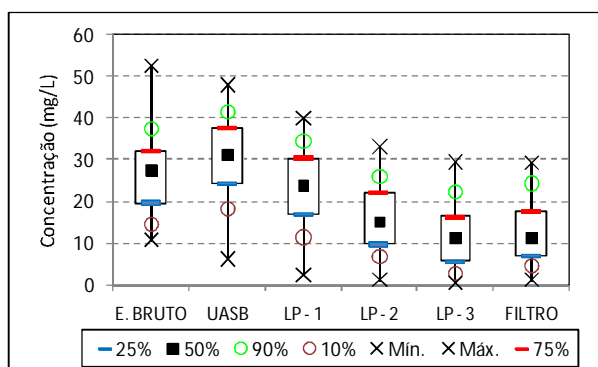


Figura 5.23 – Box-plot das concentrações de N-NH₃ ao longo do tratamento durante o período em estudo

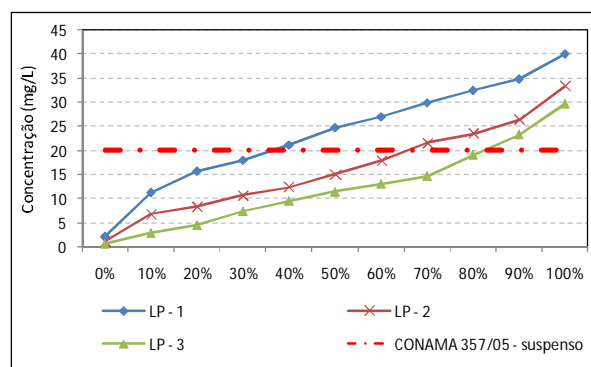


Figura 5.24 – Percentagem de atendimento ao padrão de lançamento para N-NH₃, provisoriamente suspenso da Resolução CONAMA 357/05.

A Figura 5.25 apresenta a série histórica para N-NH₃ nas três lagoas de polimento. Observa-se uma tendência de concentrações efluentes menores em períodos tipicamente mais quentes (concentrações menores entre outubro e abril), o que pode ser melhor visualizado na Figura 5.26, que apresenta as concentrações médias por faixas de temperatura.

Os testes de Kruskal-Wallis ANOVA e teste de medianas, seguidos pelos testes de comparação múltipla das médias de todos os grupos, foram aplicados para verificação da influência da faixa de temperatura na concentração efluente de N-NH₃. O teste demonstrou que temperaturas acima de 26°C proporcionam concentrações efluentes significativamente inferiores aos valores observados em temperaturas menores que 26°C, nas três lagoas de polimento.

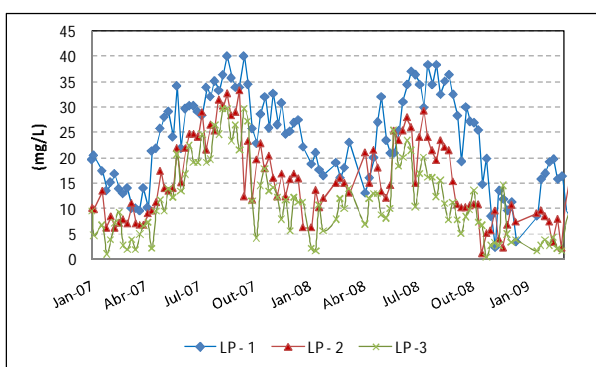


Figura 5.25 – Série histórica de N-NH₃ nas lagoas de polimento

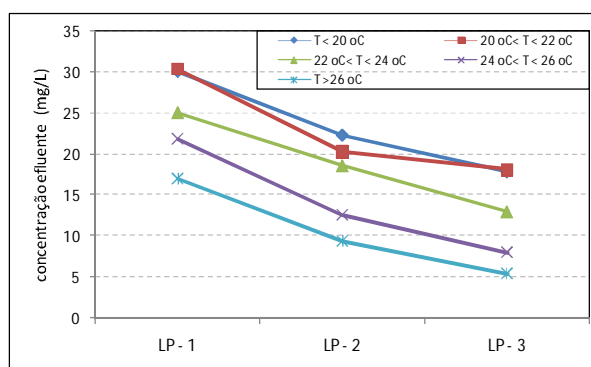


Figura 5.26 – Concentrações efluentes médias de N-NH₃ por faixa de temperatura

As eficiências médias observadas nas lagoas e global são apresentadas na Figura 5.27, enquanto a Figura 5.28 apresenta a influência da temperatura na eficiência das lagoas. Os testes de Kruskal-Wallis ANOVA, seguidos pelos testes de comparação múltipla das médias, foram aplicados para verificação da influencia da faixa de temperatura na eficiência de remoção de N-NH₃ das lagoas, não sendo observada diferença significativas nas LP – 2 e LP – 3. Na LP – 1, observou-se diferença significativa apenas da faixa de temperatura de 24 a 26°C em relação às temperaturas inferiores a 22°C. Cabe ressaltar que a LP – 3 tem menor área e menor TDH o que explica a menor eficiência média em relação a LP – 2.

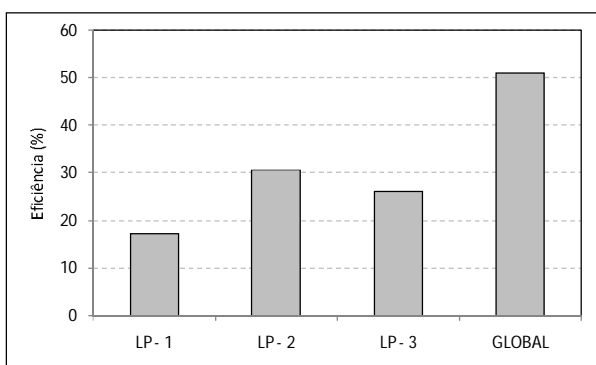


Figura 5.27 – Eficiências médias de remoção de amônia nas lagoas de polimento e do sistema de tratamento

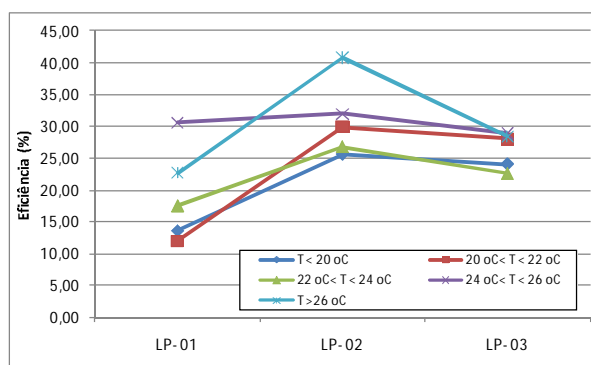


Figura 5.28 – Eficiências médias de remoção de amônia por faixa de temperatura e lagoa

Outro parâmetro que representa importante papel na remoção de nitrogênio amoniacal é o pH. Depreende-se da Figura 5.29 que as concentrações médias observadas no efluente das lagoas de polimento tendem a reduzir conforme a faixa de pH se eleva. Os testes de Kruskal-Wallis ANOVA e teste de medianas, seguidos pelos testes de comparação múltipla das médias de todos os grupos, foram aplicados para verificação da influencia da faixa de pH na concentração de N-NH₃ do efluente das lagoas. Na LP – 1 foi observada diferença significativas das concentrações efluentes observadas na faixa de pH entre 8,5 e 9,0 em relação as concentrações observadas em faixa de pH < 7,5. Nas LP – 2 e LP – 3 observou-se diferença significativa nas concentrações efluentes das faixas de pH > 8,5 em relação as concentrações observadas na faixa de pH de 7,5 a 8,0, sendo na LP – 3 também observada diferença significativas entre as concentrações das faixas de pH > 9,0 e 8,0 < pH < 8,5.

A Figura 5.30 apresenta a relação entre o pH e a eficiência levando em consideração todos os dados obtidos, depreende-se uma ligeira tendência da reta ajustada a elevação da eficiência em função do aumento do pH.

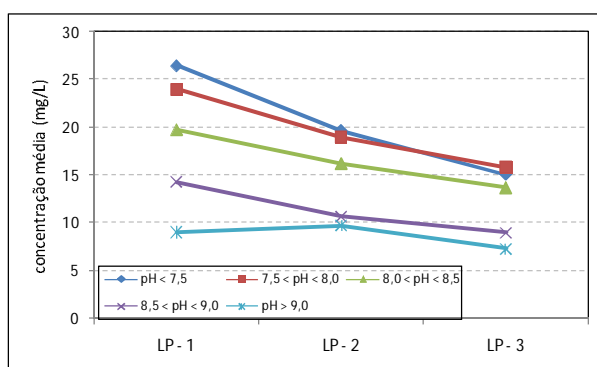


Figura 5.29 – Eficiências médias de remoção de amônia nas lagoas de polimento em função da faixa de pH

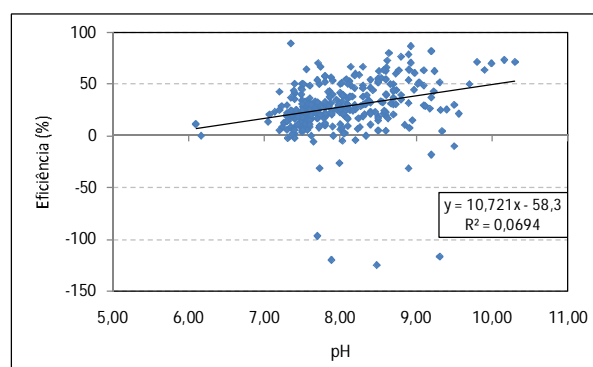


Figura 5.30 – Eficiências de remoção de amônia x pH levando em consideração todos os dados

A remoção de N-NH₃ também está relacionada com a carga aplicada, a Figura 5.31 apresenta as eficiências médias observadas nas das três lagoas sob taxas de aplicação superficial de N-NH₃ (TAS N-NH₃) diferenciadas. O teste de Kruskal-Wallis ANOVA, seguido de comparação multipla também foi aplicado, sendo que as lagoas 1 e 2 não apresentaram diferença significativa na eficiência de remoção de N-NH₃ para nenhuma faixa de TAS N-NH₃, enquanto na LP – 3 as eficiências observadas com TAS N-NH₃ > 60 kg/ha.d mostraram-se significativamente diferentes as eficiências observadas com TAS N-NH₃ < 20 kg/ha.d.

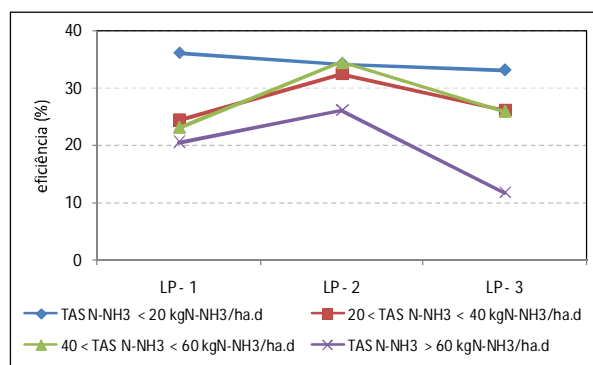


Figura 5.31 – Eficiências médias nas lagoas de polimento por faixa de TAS N-NH₃

A relação entre a concentração afluenta e efluente em cada lagoa seguiu uma tendência linear, sendo que o coeficiente de determinação da reta ajustada, partindo da origem, para predição da concentração efluente, em função da concentração afluenta, apresentou valores que explicariam o resultado em 61%, 64% e 77% dos valores observados na LP - 1, LP - 2 e LP - 3, respectivamente (Figuras 5.32 a 5.34).

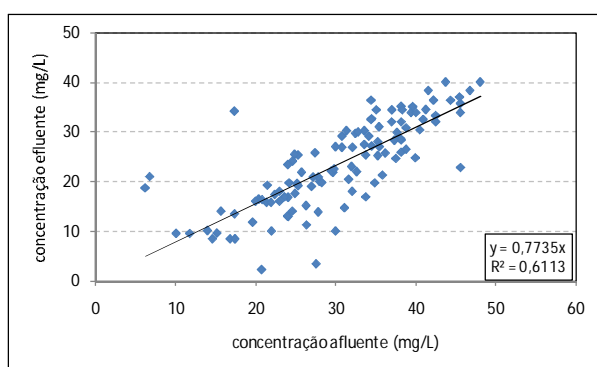


Figura 5.32 – Concentração de N-NH₃ afluenta x efluente na LP - 1

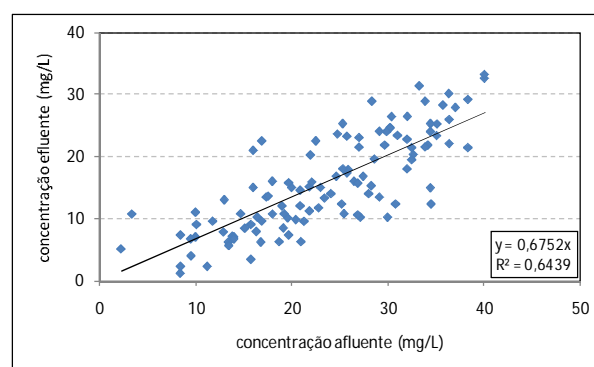


Figura 5.33 – Concentração de N-NH₃ afluenta x efluente na LP - 2

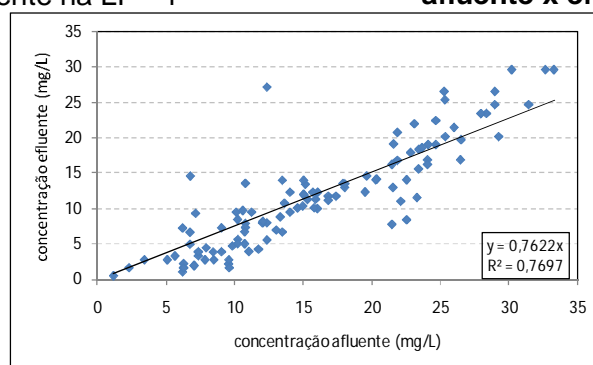


Figura 5.34 – Concentração de N-NH₃ afluenta x efluente na LP - 3

O modelo para estimativa da concentração de nitrogênio amoniacal desenvolvido por Pano e Middlebrooks (1982), expresso pelas Equações 3.28 e 3.29 foi testado para avaliar seu ajuste às condições de monitoramento.

As Figuras 5.35 a 5.37 apresentam as correlações entre os dados observados e os dados estimados pelo modelo para cada lagoa. Depreende-se que o modelo foi capaz de explicar 46%, 47% e 66% da variância dos dados observados para as LP – 1, LP – 2 e LP – 3, respectivamente. Os resultados não foram passíveis de comparação com os obtidos por Bastos et. al (2006), visto que nos estudos realizados pelos autores a correlação foi determinada a partir de uma reta ajustada (coeficiente de correlação), enquanto no presente estudo adotou-se o cálculo do coeficiente de determinação.

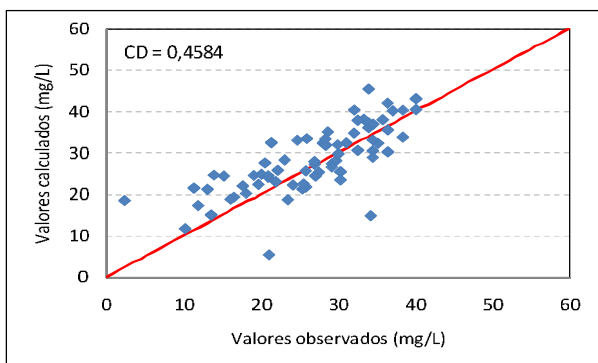


Figura 5.35 – Valores observados x valores estimados de $N-NH_3$ na LP – 1 usando o modelo de Pano e Middlebrooks

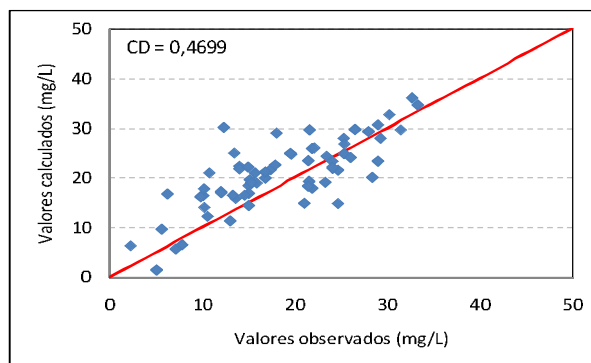


Figura 5.36 – Valores observados x valores estimados de $N-NH_3$ na LP – 2 usando o modelo de Pano e Middlebrooks

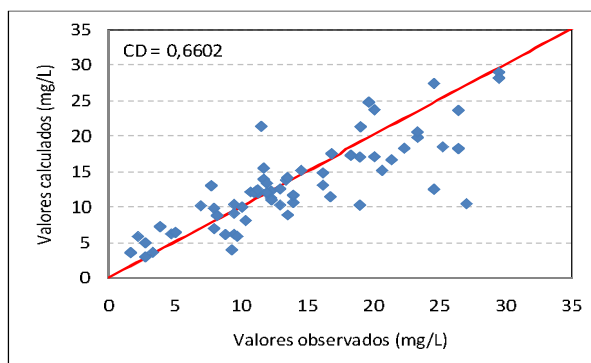


Figura 5.37 – Valores observados x valores estimados de $N-NH_3$ na LP – 3 usando o modelo de Pano e Middlebrooks

5.2.4 Nitrogênio Total

O nitrogênio total corresponde ao somatório das concentrações de N amoniacal, N orgânico, nitrito e nitrato. A estatística descritiva das suas concentrações ao longo do tratamento está apresentada na Tabela 5.11.

Tabela 5.11 - Estatística descritiva para nitrogênio total

Estatística	E. BRUTO	UASB	LP - 1	LP - 2	LP - 3	FILTRO
<i>N° de dados</i>	76	82	83	85	85	74
<i>Média aritmética</i>	34	39	31	23	17	19
<i>Média geométrica</i>	33	37	30	21	15	16
<i>Mediana</i>	34	40	32	22	17	17
<i>Mínimo</i>	21	7	16	6	2	5
<i>Máximo</i>	65	63	46	57	35	40
<i>Desvio padrão</i>	9	9	8	10	8	9
<i>Coef. de variação</i>	0,26	0,23	0,27	0,42	0,46	0,50
Percentis						
<i>10%</i>	24	28	20	12	7	8
<i>25%</i>	28	34	23	15	12	11
<i>50%</i>	34	40	32	22	17	17
<i>75%</i>	40	45	38	29	23	24
<i>90%</i>	46	48	42	35	29	31

As concentrações médias de NT no esgoto bruto foram de 34,5 mg/L com inexplicável aumento no reator UASB. Ao longo das lagoas de polimento as concentrações de NT reduzem progressivamente até um efluente final com concentrações médias de 18,6 mg/L. A Figura 5.38 apresenta a variação de NT ao longo do tratamento e a Figura 5.39 a eficiência média nas lagoas de polimento e eficiência média global do sistema.

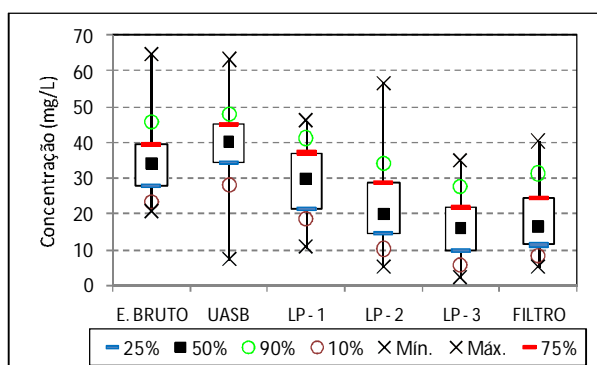


Figura 5.38 – Box-plot das concentrações de NT ao longo do tratamento durante o período em estudo

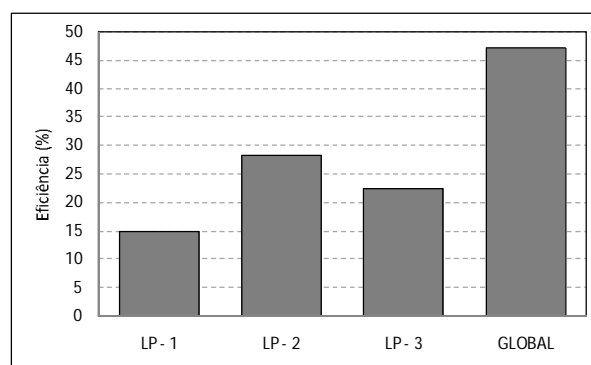


Figura 5.39 – Eficiências médias nas lagoas de polimento e global ao longo do período em estudo

As concentrações de NT mantiveram-se abaixo de 22,5 mg/L no efluente da LP – 3 em 75% das amostras analisadas e apesar da concentração apresentar tendência à redução ao longo das lagoas, em média, a LP – 2 apresentou melhor eficiência na remoção de NT.

A Figura 5.40 apresenta a série temporal de NT para as lagoas de polimento. Depreende-se que as concentrações tendem à elevação nos períodos tipicamente frios (meses de março a setembro) e decréscimo nos períodos tipicamente quentes (meses de outubro a fevereiro), é

importante destacar que os períodos quentes são acompanhados por maiores precipitações atmosféricas, contribuindo para diluição dos efluentes. Como a remoção de NT, logo de $N-NH_3$ e N-org, são influenciadas pela temperatura, pH e outros parâmetros operacionais das lagoas, é de se esperar maiores eficiências de remoção de nitrogênio em períodos mais quentes. De certa forma, mesmo que as condições climáticas em estudo não tenham comportamento similar ao apresentados por Tessele et. al (2005), o comportamento de NT nas lagoas em estudo confirma as conclusões da influência da época do ano, logo da temperatura, na qualidade do efluente de lagoas de polimento em termos de nitrogênio.

As eficiências foram separadas por faixas de temperatura, conforme é apresentado na Figura 5.41. O teste de Kruskal-Wallis ANOVA, seguido de comparação múltipla também foi aplicado, não sendo observada diferença significativa nas eficiências de remoção nas lagoas 2 e 3 sob diferentes faixas de temperatura, enquanto a LP – 1 apresentou diferença significativa entre as eficiências observadas na faixa de 24 a 26°C em relação as eficiências observadas em temperaturas inferiores a 22°C.

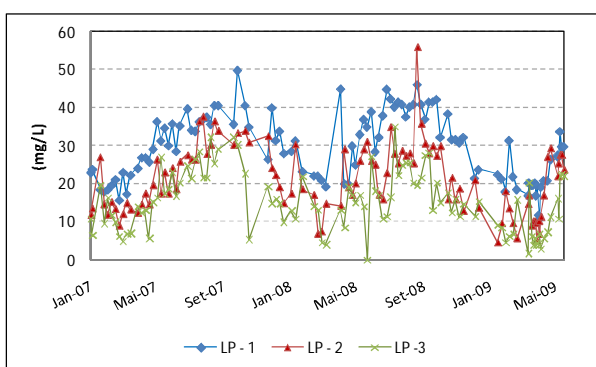


Figura 5.40 – Série temporal de NT nas lagoas de polimento

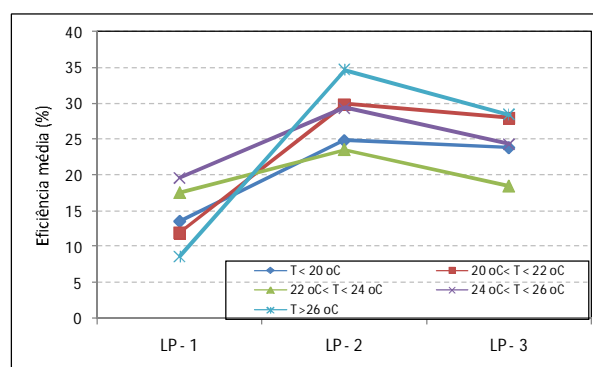


Figura 5.41 – Eficiências médias de remoção de NT por faixa de temperatura

A Figura 5.42 apresenta a correlação entre o pH e a eficiência de remoção de NT levando em consideração os dados de todas as lagoas reunidos. Apesar de um coeficiente de determinação aparentemente reduzido, a regressão linear mostra tendência de elevação da eficiência com o incremento do pH. As eficiências médias em função das faixas de pH médio observado ao longo das lagoas são apresentadas na Figura 5.43, não apresentando diferenças significativas das eficiências observadas nas diferentes faixas de pH para as lagoas de polimento 1 e 2, enquanto que, na LP – , as eficiências observadas em $pH > 8,5$ foram significativamente diferentes em relação as eficiências observadas na faixa de pH entre 7,5 e 8,0.

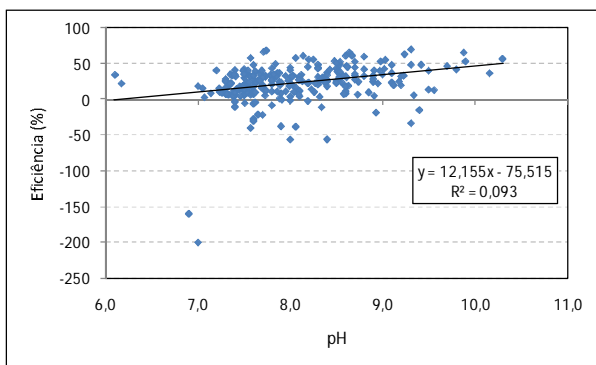


Figura 5.42 – Eficiência de remoção de NT x pH - levando em consideração os dados de todas as lagoas de polimento

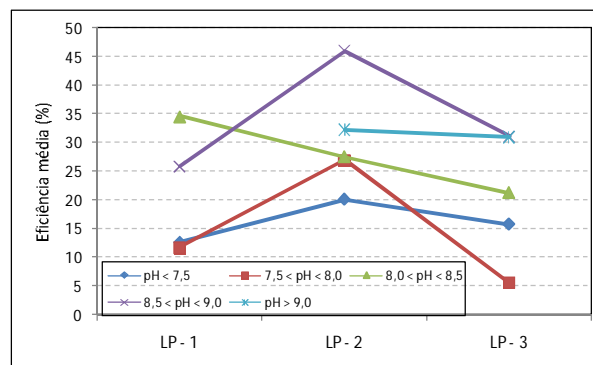


Figura 5.43 – Eficiências médias nas lagoas de polimento por faixa de pH

Além do pH e da temperatura, fatores que influenciam na remoção de NT no sistema de lagoas são o tempo de detenção hidráulica (TDH), a profundidade da lagoa e a carga aplicada. Como o sistema de lagoas operou com vazão constante (não foram propostas variações na vazão ao longo do estudo) não alterando substancialmente o TDH e as profundidades das lagoas se mantiveram inalteradas, a interação da carga superficial (expressa em termos de Taxa de Aplicação Superficial de NTK – TAS NTK) com a concentração efluente em cada lagoa observada é apresentada na Figura 5.44. Depreende-se que, exceto na LP – 1, TAS NTK médias mais elevadas propiciam concentrações efluentes médias também mais elevadas.

A relação entre a concentração afluyente e efluente em cada lagoa seguiu uma tendência linear, sendo que o coeficiente de determinação da reta ajustada para predição da concentração efluente, em função da concentração afluyente, apresentou valores que explicariam o resultado em 57%, 58% e 63% dos valores observados na LP – 1, LP – 2 e LP – 3, respectivamente (Figuras 5.45 a 5.47).

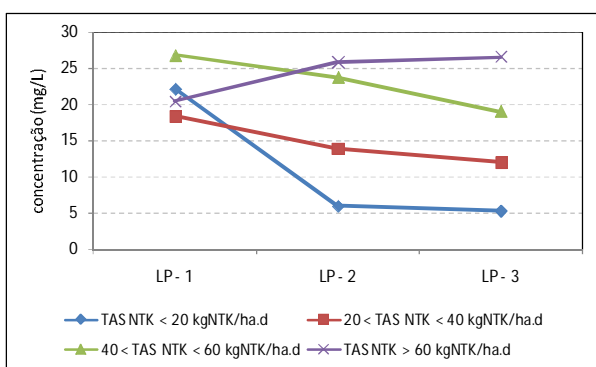


Figura 5.44 – Concentrações efluentes médias nas lagoas de polimento por faixa de TAS NTK

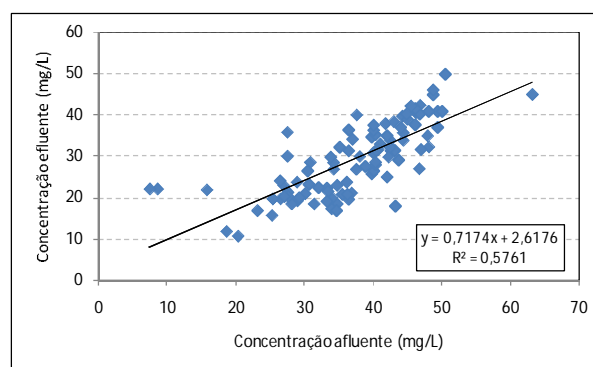


Figura 5.45 – Concentração de NT afluyente x efluente na LP - 1

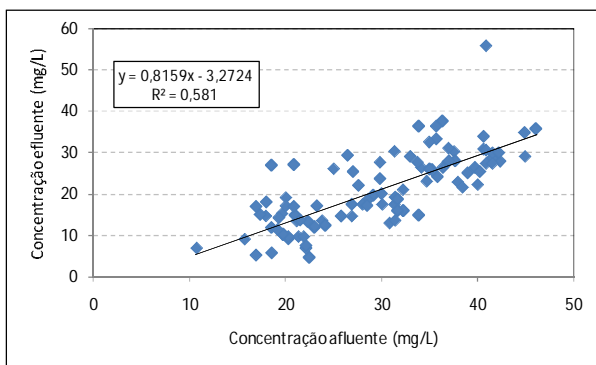


Figura 5.46 – Concentração de NT afluente x efluente na LP – 2

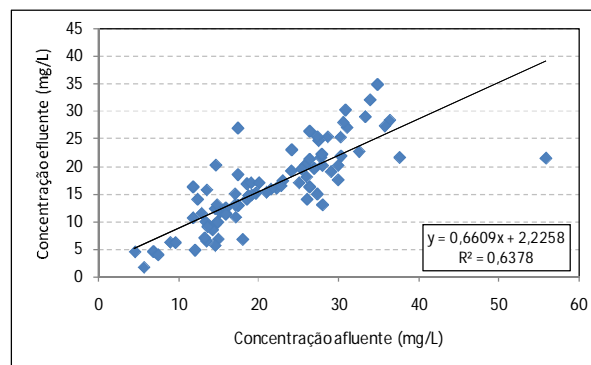


Figura 5.47 – Concentração de NT afluente x efluente na LP - 3

O modelo desenvolvido por Reed (1985) para estimativa de nitrogênio total em lagoas de estabilização foi utilizado para verificar se lagoas de polimento sob as condições estudadas produziram um efluente com concentrações estimadas conforme as Equações 3.29 e 3.30, para fluxo em pistão e mistura completa das lagoas. As Figuras 5.48a a 5.50b apresentam a relação entre os valores observados no efluente das lagoas e os valores estimados pelas equações.

Depreende-se das Figuras 5.48a a 5.50b que os modelos que levam em consideração o regime hidráulico de fluxo em pistão superestimam a remoção de NT nas lagoas de polimento, visto que os valores observados no efluente das lagoas, na maior parte dos resultados, apresentam-se maiores ao estimado pelo modelo. Além disso, para o regime de fluxo em pistão o coeficiente de determinação calculado (o cálculo não leva em conta análise de regressão) apresentou valores próximos a zero nas LP – 1 e 2, indicando não haver um ajuste adequado do modelo aos valores observados. Na LP – 3 o coeficiente de determinação apresentou valor negativo, indicando que o modelo conduz a um ajuste não melhor que o de um modelo composto por uma reta horizontal que passa pela média dos pontos observados (von Sperling, 2007).

Já para a o modelo que contempla um regime hidráulico de mistura completa, os pontos encontram-se mais próximos à reta e os coeficientes de determinação mais próximos à unidade, sendo que na LP – 2 o valor de CD foi de 0,70 e na LP – 2 de 0,84, ou seja o modelo foi capaz de explicar 70 e 84% da variância dos dados, o que pode ser considerado bom.

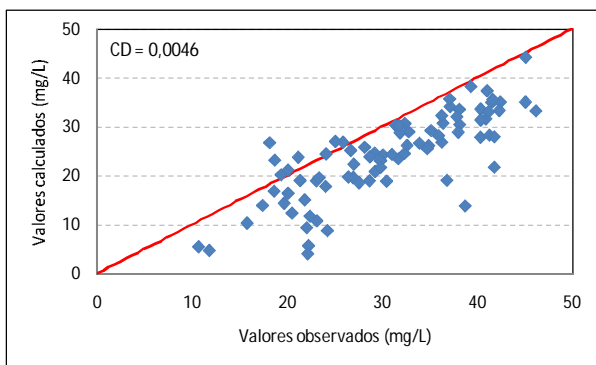


Figura 5.48a – Valores observados x valores estimados de NT na LP – 1, segundo o modelo de Reed considerando fluxo em pistão

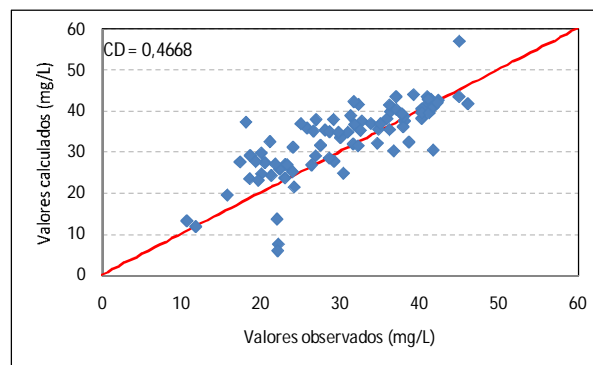


Figura 5.48b – Valores observados x valores estimados de NT na LP – 1, segundo o modelo de Reed considerando mistura completa

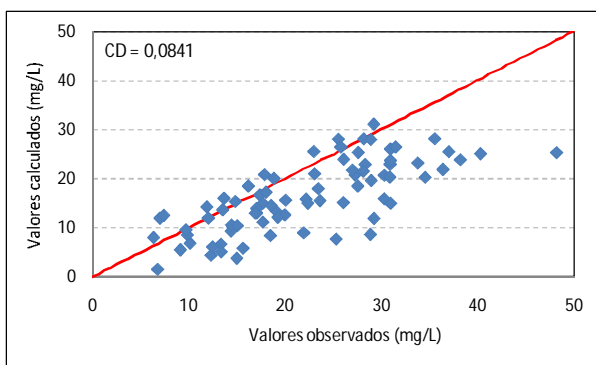


Figura 5.49a – Valores observados x valores estimados de NT na LP – 2, segundo o modelo de Reed considerando fluxo em pistão

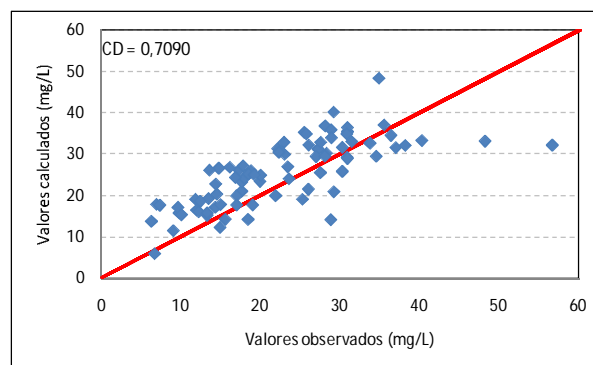


Figura 5.49b – Valores observados x valores estimados de NT na LP – 2, segundo o modelo de Reed considerando mistura completa

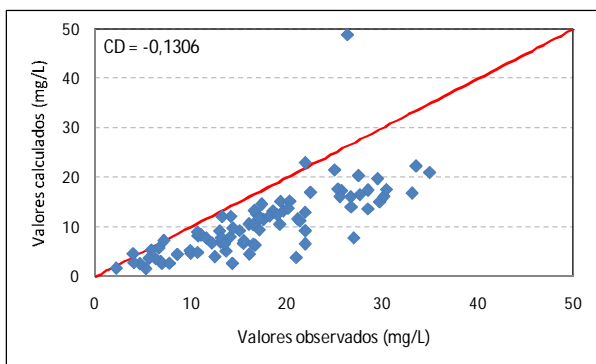


Figura 5.50a – Valores observados x valores estimados de NT na LP – 3, segundo o modelo de Reed considerando fluxo em pistão

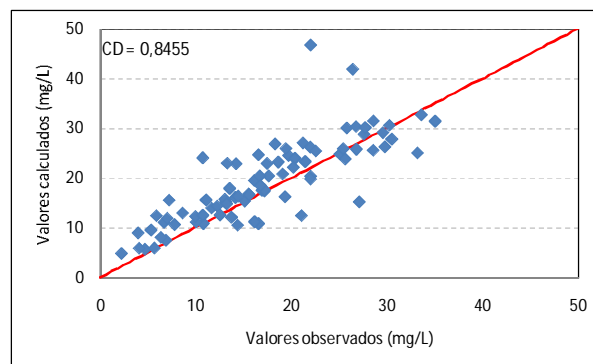


Figura 5.50b – Valores observados x valores estimados de NT na LP – 3, segundo o modelo de Reed considerando mistura completa

Na Figura 5.51 estão graficamente apresentadas as concentrações médias de nitrogênio total, representadas pelas concentrações médias (média aritmética) de nitrogênio orgânico, amônia e nitrato obtidas durante o monitoramento. Como era de se esperar, a fração amoniacal é a

principal constituinte do nitrogênio total, com uma pequena parcela de nitrogênio orgânico e inexpressiva contribuição de nitrito e nitrato.

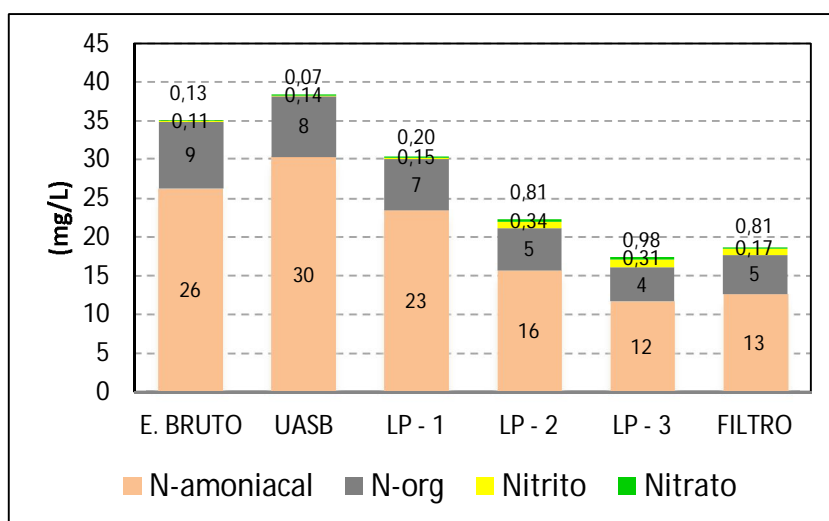


Figura 5.51 – Distribuição das concentrações médias das diversas espécies de nitrogênio que perfazem o NT

Conforme apresentado nas Tabelas 5.7 e 5.8, reiteradas na Figura 5.51, as concentrações das formas oxidadas de nitrogênio são pouco expressivas. Em princípio, os baixos valores podem ser explicados levando em consideração a nitrificação e o consumo imediato devido a desnitrificação, removendo portanto o nitrogênio total na forma de nitrito e nitrato. Entretanto, esta hipótese é pouco provável, uma vez que desnitrificação é improvável em elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, como verificadas nas lagoas de polimento (Figura 5.16), e também devido a nitrificação ser inibida por elevados valores de amônia livre (NH_3).

De maneira a investigar a possível inibição de bactérias nitrificantes pela amônia livre, foram plotados os valores médios observados de nitrogênio amoniacal e pH na figura de Anthonisen, onde são apresentadas diferentes regiões de inibição em função dos parâmetros ora mencionados. A Figura 5.52 é uma modificação do modelo original abstraído de ANTHONISEN et. al (1976), incluindo apenas quatro regiões de inibição, compatíveis com os valores apresentados no presente trabalho.

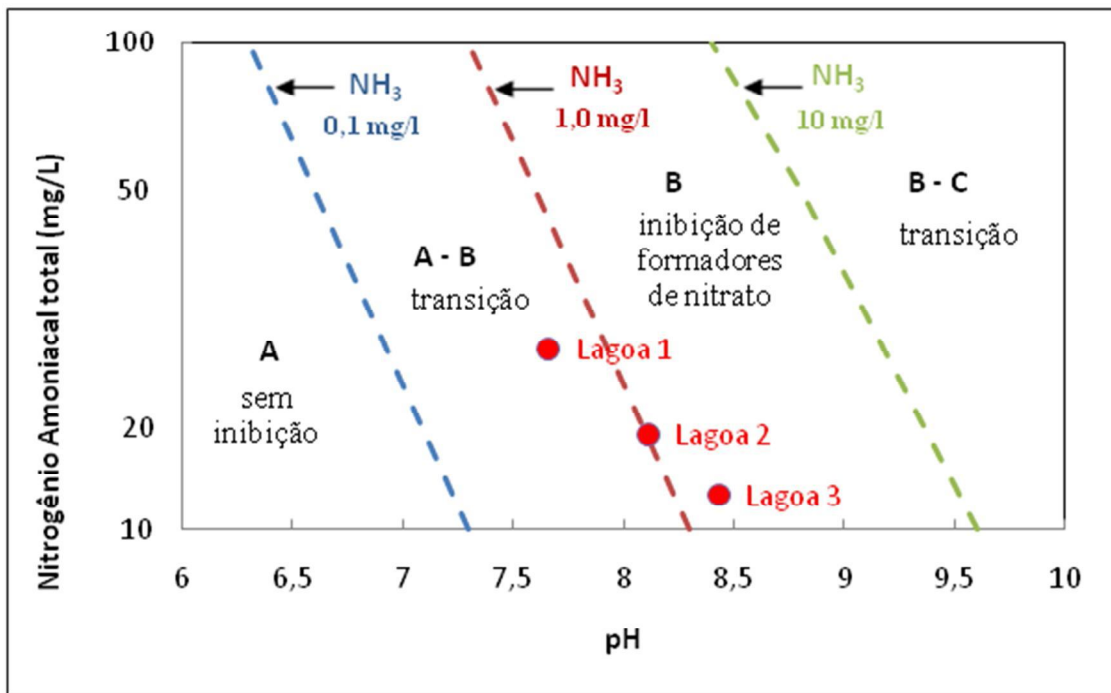


Figura 5.52 – Figura de Anthonisen simplificada, considerando cada lagoa em termos das zonas de inibição (em função do pH, nitrogênio amoniacal total e amônia livre)

A figura foi dividida em quatro regiões por três linhas que representam concentrações constantes de amônia livre. Na zona A, da esquerda até a linha que representa a concentração de 0,1 mgNH₃/L, não há nenhuma inibição aos grupos de bactérias *Nitrosomonas*, formadoras de nitrito, e nem mesmo, de grupos de bactérias *Nitrobacter*, formadoras de nitrato. Na zona B, situada entre as linhas que representam as concentrações de 1,0 e 10 mgNH₃/L, espera-se que bactérias do grupo *Nitrobacter* seja totalmente inibida, enquanto as bactérias do grupo *Nitrosomonas* sejam susceptíveis a inibição. Na zona A-B, uma região de transição, representada pelas concentrações entre 0,1 e 1,0 mgNH₃/L, onde a inibição de *Nitrobacter* aumenta com o incremento na concentração de amônia livre. Na segunda zona de transição, zona B-C, bactérias *Nitrosomonas* sofrem uma progressiva inibição com o aumento das concentrações de amônia livre.

Os valores médios de amônia livre nas lagoas de polimento 1, 2 e 3 foram 0,5 mg/L, 1,0 mg/L e 1,4 mg/L (calculadas com base nos valores médios de pH e temperatura). Para cada lagoa, os valores médios de nitrogênio amoniacal total em função do pH foram incluídos na Figura 5.52. Observa-se que a lagoa 1 está situada na zona de transição A-B (mais próximo da zona B), a lagoa 2 encontra-se no limiar entre as zona de transição A-B e a zona B, enquanto a lagoa 3 encontra-se na zona B (onde há inibição de bactérias formadoras de nitrato).

De acordo com a Figura 5.51, as concentrações médias de nitrito apresentam-se superiores as concentrações de nitrato (também observado nas Tabelas 5.7 e 5.8), o que pode ser explicado pela inibição de bactérias responsáveis pelo segundo estágio da nitrificação. Diante desta análise infere-se que, devido a inibição por amônia livre, a nitrificação não apresenta-se como importante rota de transformação do nitrogênio no sistema em estudo.

5.3 Volatilização de amônia

5.3.1 Determinação da capacidade de absorção de amônia em escala laboratorial

Os testes laboratoriais ocorreram no período de 14 de janeiro a 01 de fevereiro de 2008. A eficiência da solução de ácido bórico 3% na captura de amônia volatilizada foi determinada a partir das concentrações de N-NH₃, tanto na solução de cloreto de amônio preparada no início e no final de cada período de teste, assim como a concentração nos frascos de ácido bórico (Equação 4.1). A eficiência de captura da amônia volatilizada foi de 95,8% (Tabela 5.12). A eficiência de captura foi substancialmente maior que a apresentada por Valero e Mara (2006), 54% de captura, que utilizaram uma solução de ácido bórico 2% com volume de 600 mL distribuídos em três recipientes sequenciais. A elevada eficiência de captura obtida nos testes laboratoriais efetuados permitiu que o trabalho passasse a ser realizado em condições de campo.

Tabela 5.12 - Eficiência de captura de amônia pelo ácido bórico.

PERÍODO DE TESTE	CONCENTRAÇÃO DE N-NH ₃			N-NH ₃ VOLATILIZADO (mg)	NH ₃ NA SOLUÇÃO DE ÁCIDO BÓRICO (mg)	EFICIÊNCIA DE CAPTURA (%)
	início	final				
	(mg/L)	(mg/L)				
14-Jan a 16-Jan-08	34,16	14,84	8,17	7,98	97,6	
16-Jan a 18-Jan-08	35,84	18,48	7,59	7,43	97,9	
21-Jan a 23-Jan-08	32,2	14,56	7,57	7,17	94,8	
23-Jan a 25-Jan-08	38,56	18,23	8,13	7,58	93,2	
27-Jan a 29-Jan-08	35,12	19,3	6,33	6,13	96,9	
30-Jan a 01-Fev-08	36,23	17,68	7,42	7	94,4	
Eficiência média de captura de amônia volatilizada						95,8

5.3.2 Determinação da amônia volatilizada nas lagoas de polimento

A volatilização da amônia foi mensurada nas três lagoas de polimento em estudo e a estatística descritiva básica das taxas de volatilização (massa de amônia volatilizada por unidade de área das lagoas) observadas são expressas na Tabela 5.13.

Tabela 5.13 - Estatística descritiva da taxa de volatilização de amônia (kg/ha.d)

Estatística	LP - 1	LP - 2	LP - 3
<i>N° de dados</i>	38	31	31
<i>Média aritmética</i>	0,112	0,151	0,098
<i>Média geométrica</i>	0,098	0,078	0,040
<i>Mediana</i>	0,103	0,080	0,028
<i>Mínimo</i>	0,020	0,005	0,003
<i>Máximo</i>	0,249	0,821	0,567
<i>Desvio padrão</i>	0,053	0,181	0,140
<i>Coef. de variação</i>	2,100	0,832	0,695
<u>Percentis</u>			
<i>10%</i>	0,044	0,016	0,011
<i>25%</i>	0,073	0,036	0,013
<i>50%</i>	0,103	0,080	0,028
<i>75%</i>	0,159	0,179	0,122
<i>90%</i>	0,172	0,383	0,307

As taxas de volatilização observadas variaram de 0,003 a 0,821 kg/ha.d, considerando as três lagoas de polimento, valores estes ainda mais elevados que os reportados por Camargo e Mara (2006), que em estudo semelhante ao apresentado encontraram taxas de volatilização variando entre 0,000 e 0,027 kg/ha.d, em lagoas no Reino Unido. Os valores observados por Zimmo et al. (2003) de 0,105 a 0,223 kg/ha.d encontram-se na mesma ordem de grandeza dos valores médios observados no presente estudo, e de certa forma reforçam a evidência de taxas de volatilização em torno de 0,150 kg/ha.d. A taxa de volatilização observada é melhor visualizada na Figura 5.53 e na série histórica apresentada na Figura 5.54.

Depreende-se que as taxas de volatilização nas LP – 2 e LP – 3 durante o monitoramento no ano de 2008 apresentaram valores maiores no início, tendendo à queda da volatilização quando ao final desta etapa de monitoramento. Durante o período de monitoramento, no ano de 2009, a LP – 3 apresentou taxas de volatilização menores que as demais lagoas na maioria dos resultados apesar desta lagoa operar com menor profundidade, conseqüentemente, se esperaria maiores taxas de volatilização nesta lagoa em relação as demais.

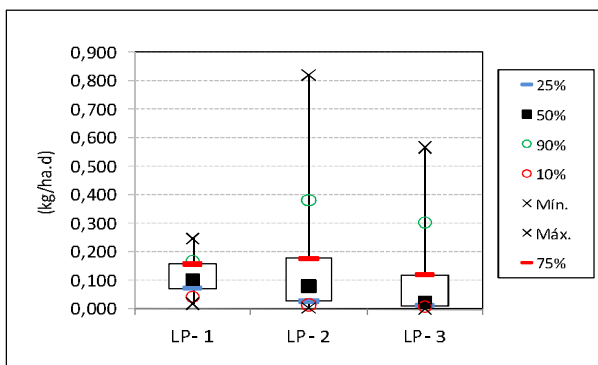


Figura 5.53 – Box-plot da taxa de volatilização observada nas lagoas de polimento

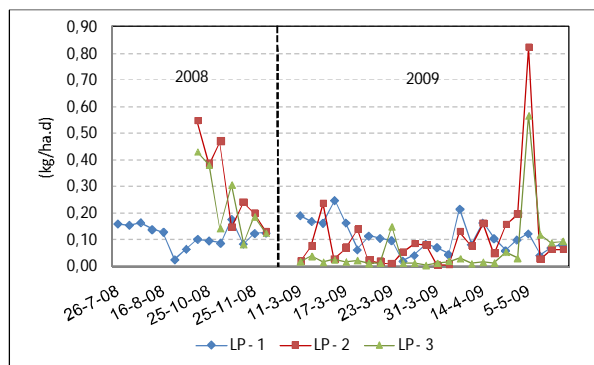


Figura 5.54 – Série histórica da taxa de volatilização nas lagoas de polimento

A representatividade da volatilização na remoção de $N-NH_3$, expressa como carga média removida, é apresentada na Figura 5.55, na qual depende-se uma ínfima parcela da carga removida em função da volatilização. As Figuras 5.56 a 5.58 apresentam o balanço de massa para $N-NH_3$ ao longo do monitoramento nas três lagoas de polimento confirmando a baixa representatividade da volatilização no período em estudo.

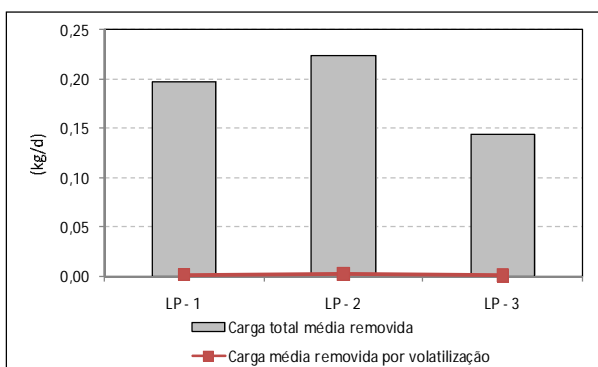


Figura 5.55 – Representatividade da carga média removida por volatilização na carga média total de $N-NH_3$ removida nas lagoas.

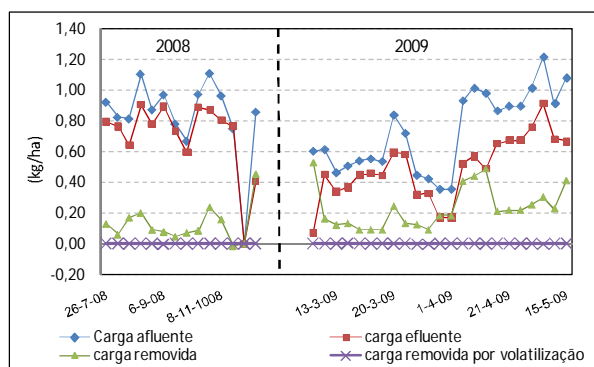


Figura 5.56 – Balanço de massa de $N-NH_3$ ao longo do período de estudo na LP – 1

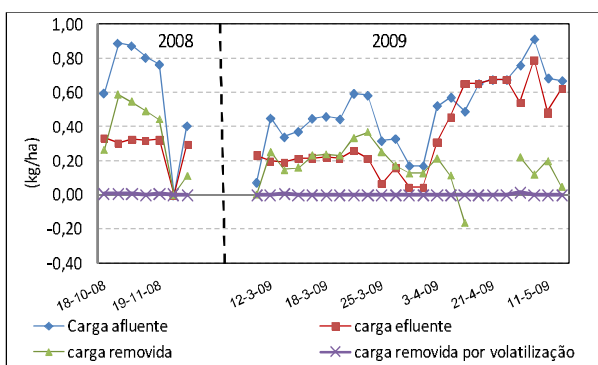


Figura 5.57 – Balanço de massa de $N-NH_3$ ao longo do período de estudo na LP – 2

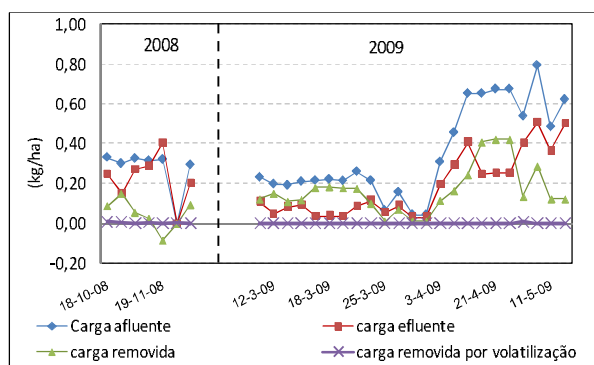


Figura 5.58 – Balanço de massa de $N-NH_3$ ao longo do período de estudo na LP – 3

A Figura 5.59 mostra que as porcentagens de remoção de $N-NH_3$ em relação à remoção total observada nas lagoas de polimento dificilmente representaram mais que 3%. Os valores estão em conformidade com os dados observados por Zimmo et al. (2003), que verificaram variações entre 1,5 e 3,8% e o estudo de Camargo e Mara (2006), que suportaram remoção média devido à volatilização de 3%. Já Senzia et al. (2002) verificaram que a parcela de $N-NH_3$ não representou mais que 0,1% das transformações de nitrogênio, sendo que a carga média removida via volatilização modelada foi em torno de 0,008 kg/ha.d.

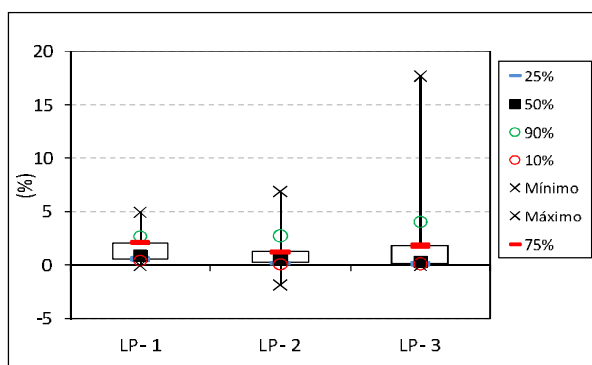


Figura 5.59 – Percentagem de remoção de $N-NH_3$ devido à volatilização

Camargo e Mara (2006a), de posse das equações 3.19 e 3.20, modelaram a taxa de volatilização da amônia em função do volume e da área da lagoas de maturação estudadas. Nas Figuras 5.59 a 5.61 estão plotados os valores das taxas de volatilização observados e os valores modelados em função da concentração de amônia livre nas lagoas. Devido à grande variação entre os dados modelados e observados foi extraído o logaritmo dos valores para uma melhor visualização.

Depreende-se das Figuras 5.60 a 5.62 que o modelo superestima as taxas de volatilização observada na grande maioria dos resultados, confirmando a afirmativa de Camargo e Mara (2006) de que os modelos de estimativa de volatilização da amônia baseados na transferencia de massa não se adequam aos valores de volatilização observados.

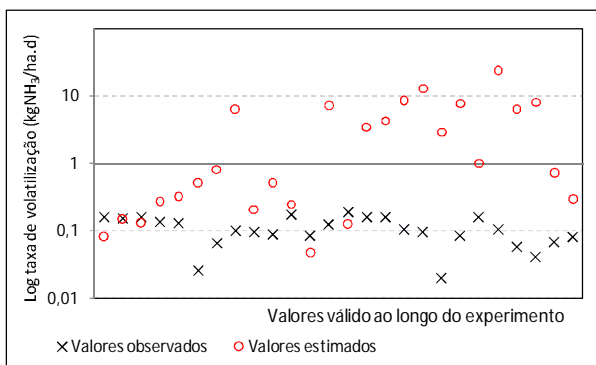


Figura 5.60 – Valores observados de taxas de volatilização confrontados a valores modelados na LP - 1

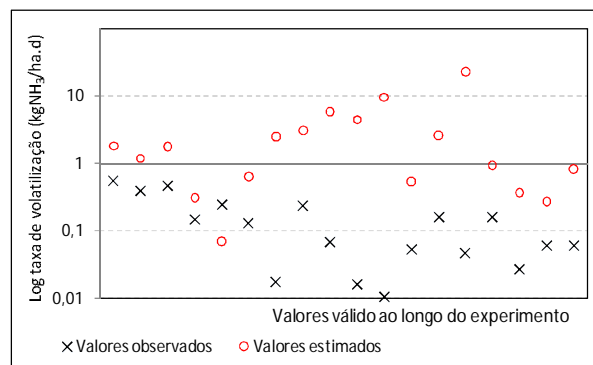


Figura 5.61 – Valores observados de taxas de volatilização confrontados a valores modelados na LP – 2

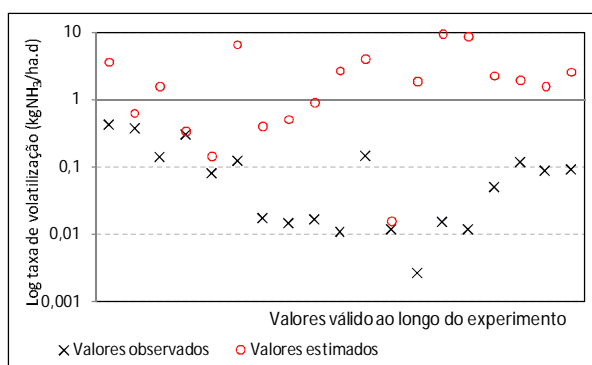


Figura 5.62 – Valores observados de taxas de volatilização confrontados a valores modelados na LP – 3

Apesar do pH e da temperatura influenciarem diretamente na dissociação da amônia, não foram observadas evidências claras da influência destes parâmetros na taxa de volatilização durante o período de monitoramento das lagoas e portanto não serão apresentados esses resultados.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Lagoas de polimento apresentam-se como uma alternativa muito atraente no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB pois possibilitam alcançar efluentes com baixas concentrações de DBO com baixo nível de sofisticação do tratamento. Em relação a remoção de nutrientes foi observada substancial remoção de nitrogênio produzindo efluentes finais com concentrações relativamente reduzidas que, dependendo do corpo receptor, poderia ser lançada sem grandes prejuízos a qualidade da água. Quanto ao fósforo, não foi observada remoção no sistema de lagoas, seja pelas baixas concentrações no esgoto bruto ou pela pelas condições observadas de pH que não propiciaram sua precipitação e imobilização no lodo.

Os modelos de estimativa da concentração efluente de NT desenvolvidos por Reed (1985) para o regime de mistura completa obtiveram melhor ajuste que o modelo que considera o regime de fluxo em pistão, apesar das lagoas em estudo apresentarem relação comprimento/largura próximo a 5, e número de dispersão que favoreceria um fluxo mais próximo ao fluxo em pistão.

Os valores de amônia capturados nos aparatos instalados nas lagoas de polimento apresentaram-se com pouca significância em relação ao nitrogênio amoniacal total removido, os valores observados estão em conformidade com os dados observados por Zimmo et al. (2003) e Camargo e Mara (2006) que verificaram remoção média devido à volatilização em torno de 3%. De acordo com a metodologia utilizada, os resultados observados sugerem que outros mecanismos de remoção de nitrogênio apresentam significância maior que normalmente é apresentado em literatura.

Os modelos utilizados para prever a amônia volatilizada não foram precisos, induzindo a superestimação dos valores quando comparados aos observados nas lagoas de polimento de acordo com a metodologia utilizada.

Apesar do modelo de Pano e Middlebrooks (1982) ser baseado em modelos de transferência de massa, que não se apresentaram eficientes na estimativa de amônia volatilizada, o modelo apresentou substancial ajuste aos valores de concentrações de N-NH₃ observados no efluente das lagoas. Como o modelo também foi desenvolvido em função de valores afluentes e efluentes de lagoas, sem a investigação das transformações do nitrogênio, sua aderência não

necessariamente esta relacionada a volatilização e sim a remoção de nitrogênio como um todo.

De forma a complementar este estudo, recomenda-se a utilização de outras metodologias para captura da amônia volatilizada com maior controle das condições de entrada e saída do ar a ser analisado, além disso, recomenda-se a utilização de cromatografia gasosa para refinar as concentrações dos gases emitidos pelas lagoas e a possibilidade de investigação da emissão de gases como N_2 e NO_x . Recomenda-se também a investigação das outras rotas de remoção, tais como a assimilação pelas algas e sedimentação do nitrogênio particulado no lodo das lagoas e a nitrificação/desnitrificação como mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de polimento.

Recomenda-se um monitoramento da volatilização sob diferentes condições operacionais para verificar influência das condições hidráulicas (tal como TDH, taxas de aplicação superficial de nitrogênio e profundidade das lagoas), e também sob diferentes períodos do ano para verificação da influência de condições climáticas na volatilização, assim como estudos com traçadores nas lagoas de forma a elucidar seu comportamento hidráulico.

Por fim, recomenda-se a implementação e estudos envolvendo isótopos de nitrogênio (^{15}N) para avaliar as possíveis transformações no ambiente das lagoas de polimento.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHN, Y. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biotechnology* v. 41, p. 1709-1721, 2006.

ANTHONISEN, A.C., LOEHR, R.C., PRAKASAM, T.B.S., SRINATH, E.G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitric acid. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 48, 835-852, 1976.

ARCEIVALA, S. J. *Wastewater treatment and disposal*. New York: Marcel Dekker, 892 p. 1981, *apud* VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2002. 196 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 3).

ANDRIANARISON, T.; WANG, X.; QIU, J.; BRISSAUD, F.; PICOT, B. Modelling the fate of nitrogen in maturation ponds. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 7, Bangkok, 2006a. *Proceedings...* Bangkok: International Water Association, 2006.

APHA. AWWA. WPCF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 15 ed. Washington, D.C.: American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1995, 1134p.

BASTOS, R. K. X (coordenador) *Utilização de esgotos tratados em irrigação, hidroponia e piscicultura*. Rio de Janeiro: FINEP/PROSAB, 2003, 267 p.

BASTOS, R. K. X.; RIOS, E. N.; DORNELAS, F. L.; ASSUNÇÃO, F. A. L.; NASCIMENTO, L. E. Ammonia and Phosphorus Removal in Polishing Ponds. A Case Study in Southeast Brazil. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 7, Bangkok, 2006. *Proceedings...* Bangkok: International Water Association, 2006.

BASTOS, R. K. X.; RIOS, E. N.; ROSA, A. P. Caracterização e comportamento de uma série de lagoas de polimento tratando esgotos sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, Belo Horizonte-Mg, 2007. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2007.

BLOOM, A. J.; SUKRAPANNA, S. S.; WARNER, R. L. Root respiration associated with ammonium and nitrate absorption and assimilation by barley. *Plant Physiology*. v. 99, p.1294-1301, 1992.

BROCK T. D., MADIGAN M. T., MARTINKO J. M.; PARKER J. (1994). *Biology of Microorganisms*. (Seventh Edition). Prentice-Hall International, USA, *apud* CAMARGO VALERO, M.A. *Nitrogen transformation pathways and removal mechanisms in domestic wastewater treatment by maturation ponds* . 2008. 156p. Phd Thesis. School of Civil Engineering. The University of Leeds, Leeds, 2008.

CAMARGO, M. A. V.; MARA, D. D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 7, Bangkok, 2006b. *Proceedings...* Bangkok: International Water Association, 2006a.

CAMARGO, M. A.V.; MARA, D. D. Nitrogen removal in maturation ponds: tracer experiments with ¹⁵N-labelled ammonia. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 7, Bangkok, 2006. *Proceedings...* Bangkok: International Water Association, 2006b.

CAMARGO, M. A.V.; MARA, D. D. Sedimentation of organic nitrogen via biological uptake in maturation ponds. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 8, Belo Horizonte, 2009. *Proceedings...* Belo Horizonte: International Water Association, 2009.

CAMARGO VALERO, M.A. *Nitrogen transformation pathways and removal mechanisms in domestic wastewater treatment by maturation ponds*. 2008. 156p. Phd Thesis. School of Civil Engineering. The University of Leeds, Leeds, 2008.

CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M.T.; VON SPERLING, M.; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA, L.O. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.) *Pós-tratamento de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: FINEP/PROSAB, 2001, p.105-170.

CHERNICHARO, C.A.L. *Reatores anaeróbios*. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 2007. 245 p. (Princípio do tratamento biológico de águas residuárias, 5).

CHIATTI, F.C. F. *Avaliação da Remoção de Nitrogênio em Lagoas de Polimento atuando como Pós-tratamento de Reator UASB*. 2004. 133p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recurso Hídricos). Escola de Engenharia. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.

CLAAS, I. C.; MAIA, R. A.M. *Manual básico de resíduos industriais de curtume*. Porto Alegre: SENAI/RS, 1994. 664 p.

CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S. C. *Natural Wastewater Treatment Systems*. CRC Press, 2005. 576 p.

CRITES, R., TCHOBANOGLIOUS, G. *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Bogotá, Colombia: McGraw-Hill Interamericana S.A., 2000. 776 p.

DASGUPTA, P. K.; DONG, S. (1986) Solubility of Ammonia in Liquid Water and Generation of Trace Levels of Standard Gaseous Ammonia. *Atmosphere Environmen*, v. 20, p. 565-570, 1986.

EMERSON, K., RUSSO, R. C., LUND, R. E., THURSTON, T. T. Aqueous ammonium calculations: effect of pH and temperature. *Journal of the fisheries research board of Canada*, v. 23, p. 2379-2383, 1975.

EPA Design Manual. Municipal wastewater stabilization ponds. United States Environmental Protection Agency. 327p., 1983.

FERRARA, R. A.; AVCI, C. B. Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 4, n. 54, p. 361-369, 1982.

GIJZEN, H.J., MULDER, A. The Nitrogen Cycle out of Balance. *Water21*, Agosto 2001, p. 38- 40, 2001.

HOWARD, R. W., MARINO R., LANE J., COLE J. J. Nitrogen fixation in freshwater, esturine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance. *Limnology and Oceanography*, v. 33, n° 4, p. 669-687, 1988.

JETTEN, M.S.M.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; ROBERTSON, L.; DE VRIES, S.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; KUENEN, J.G.. Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds. *Applied Water Management Research (STOWA)*, v. 71, p. 75-93, 1997.

- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. ABES, 1995, 720 p.
- LAAK, R. *Wastewater Engineering Design for Unsewered Areas*, 2. ed. Technomic Pub. Co. Lancaster, 1986,
- MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas para o pós-tratamento de reatores UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n° 1, p. 45-54, 2004.
- METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal, Reuse*. 3rd edition, McGraw-Hill Int. Ed., Singapore, 1991.
- MONTEGGIA, L. O.; TESSELE, F. Remoção físico-química de algas e fósforo de efluentes de lagoas de alta taxa. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coordenador) *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Coletanea de trabalhos técnicos. v. 2. 1.ed. Belo Horizonte: FINEP/PROSAB, 2001. p.97-102.
- MOREIRA, F.M.S., SIQUEIRA, J.O. *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras: UFLA, 2002. 626p.
- MOREIRA, E. A., CAVALCANTI, P. F. C, VAN HANDEL, A. Desorption rate of volatile compounds in polishing ponds. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 8, Belo Horizonte, 2009. *Proceedings...* Belo Horizonte: International Water Association, 2009.
- MULDER, A. The quest for sustainable nitrogen removal technologies. *Water Science and Technoogy*. v. 48, n° 1, p. 67-75, 2003.
- NELSON, D. L.; COX, M. M. *Lehninger – Principles of Biochemistry*. 3rd edition, Worth Publishers Ed., United States of America, 2000.
- NEVES, A. F. S. Tabela periódica – Nitrogênio. Disponível em <<http://www.tabelaperiodica.hd1.com.br/n.htm>>. Acessado em: 09 de julho de 2009.
- PANO, A., MIDDLEBROOKS, E. J. Ammonia nitrogen removal in facultative waste water stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 4, n. 54, p. 344-351, 1982.
- PATRICK, C.C.L., PAUL, K.S.L.; AVCI, C. B. Major pathways for nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. *Water, Air, and Soil Pollution*, 94, p. 125–136, 1997.
- PÖPEL, H. J. *Aeration and gás transfer*. 2. ed. Delft, Delft University of Technology. 169 p. 1979.
- REED, S. C. Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. *Journal of the water Pollution Control Federation*. v. 57, n° 1 p. 39 - 45, 1985.
- RIOS, E. N. *Caracterização e comportamento de uma série de Lagoas de polimento tratando esgotos*. 2007. 127p. Dissertação (Mestrado do program de Pós-graduação em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.
- ROBERTSON L. A.; KUENEN J. G. (1992). Nitrogen removal from water and wastewater. In: *Microbial Control of Pollution* (eds. J. C. Fry, G. M. Gadd, R. A. Herbert, G. W. Jones and I. A. Warson-Craik), Cambridge University Press, Cambridge, 227-267. *Apud* CAMARGO VALERO, M.A. *Nitrogen transformation pathways and removal mechanisms in domestic wastewater treatment by maturation ponds* . 2008. 156p. Phd Thesis. School of Civil Engineering. The University of Leeds, Leeds, 2008.

- RUGGERI JR, H. C.; MEDEIROS, M.; LAGE FILHO, F. A.; PIVELI, R. P. Utilization of a Shallow Pond for Ammonia Nitrogen Removal from Facultative Pond Effluent. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 8, Belo Horizonte, 2009. *Proceedings...* Belo Horizonte: International Water Association, 2009.
- SANTANA, M.B.M. *Adubação nitrogenada no Brasil*. Ilhéus: CEPLAC/SBCS, 1986. Cap.I. p.1-18.
- SCHMID, M.; WALSH, K.; WEBB, R.; RIJPSTRA, W. I. C.; VAN DE PAS-SCHOONEN, K. T.; VERBRUGGEN, M. J.; HILL, T.; MOFFETT, B.; FUERST, J.; SCHOUTEN, S.; DAMSTÉ, J. S. S.; HARRIS, J.; SHAW, P.; JETTEN, M. S. M.; STROUS, M.. *Candidatus "Scalindua brodae,"* sp. nov., *Candidatus "Scalindua wagneri,"* sp. nov.: two new species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *Syst. Appl. Microbiol.*, v. 26, p. 529-538, 2003.
- SENZIA, M. A., MAYO, A. W., MBWETTE, T. S. A., KATIMA, J. H. Y., JORGENSEN, S. E. Modelling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds. *Ecological Modelling*, 154, pp 207-215, 2002.
- SIQUEIRA, J.O.; FRANCO, A.A. *Biotecnologia do solo: fundamentos e perspectivas*. Brasília: MEC/ABEAS/ESAL/FAEPE, 1988. 236p.
- SOUZA, J. T., CAVALCANTI, P. F. F., COSTA, P. L. F., SANTOS, K. D., LIMA, E.P.C. Desenpenho de lagoa de polimento no pós-tratamento de efluente anaeróbico para reúso na agricultura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, Campo Grande-MS, 2005. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2005.
- STRATTON, F. E. Nitrogen losses from alkaline water impoundments. *Journaul of the sanitary engineering division. ASCE*. v. 95, p. 223-231, 1969.
- TESSELE, F.; MONTEGGIA, L. O.; FRONZA, A.; HEGLERT, A. P. Uso integrado de reator anaeróbico e lagoa de polimento para tratamento de esgoto doméstico diluídos em clima sub-tropical. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, Campo Grande-MS, 2005. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2005.
- VAN DE GRAAF, A.A.; de BRUIJN, P.; ROBERTSON, L.A.; JETTEN, M.S.M.; UENEN, J.G.. Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of ¹⁵N studies in a fluidized bed reactor. *Microbiology*, v. 143, p. 2415-2421, 1997.
- VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2002. 196p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias,3).
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2005, 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 1).
- VON SPERLING, M. *Lodos ativados*. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2002, 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 4).
- VON SPERLING, M. *Estudos de modelagem da qualidade da água de rios*. 1.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2007, 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 7).
- YAMAMOTO, A.; CROMAR, N. J.; NIXON, J. B.; SWEENEY, D.G.; FALLOWFIELD, H. J. Nitrogen cycling in waste stabilization ponds. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON

WASTE STABILIZATION PONDS, 8, Belo Horizonte, 2009. *Proceedings...* Belo Horizonte: International Water Association, 2009.

YÁNEZ, F. *Lagunes de estabilizacion*. Ed.CEPIS, Lima , Peru, 379p., 1993.

ZIMMO, O. R.; VAN DE STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. Comparison of ammonia volatilization rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater. *Water Research*, v. 37, pp 4.587-4594, 2003.