

Programa de Pós-Graduação em **Engenharia Civil e Ambiental**

Universidade Federal de Campina Grande
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais
Departamento de Engenharia Civil

NITRIFICAÇÃO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO

HERALDO ANTUNES SILVA FILHO

Campina Grande

Data: FEVEREIRO DE 2009

NITRIFICAÇÃO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO

HERALDO ANTUNES SILVA FILHO

CAMPINA GRANDE – PB

FEVEREIRO DE 2009

UNIVERSIDADE
COPEC, PNE

HERALDO ANTUNES SILVA FILHO

NITRIFICAÇÃO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental
da Universidade Federal de Campina Grande,
em cumprimento às exigências para
obtenção do título de Mestre.

Área de Concentração: Engenharia Civil

Sub-Área: ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E SANITÁRIA

Orientadores:

Prof^o ADRIANUS C. VAN HAANDEL - M.Sc. - Ph.D.

Prof^a PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI - M.Sc. - Dr^a.

CAMPINA GRANDE – PB

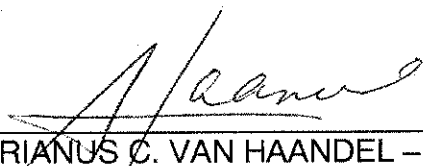
FEVEREIRO DE 2009

HERALDO ANTUNES SILVA FILHO

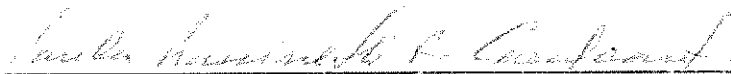
NITRIFICAÇÃO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: ____/____/____

COMISSÃO EXAMINADORA:



ADRIANUS C. VAN HAANDEL – PhD.
Orientador – UFCG



PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI - Dr^a.
Orientadora – UFCG



JOSÉ TAVARES DE SOUSA – Dr.
Examinador Interno – UEPB



GLÓRIA MARIA MARINHO – Dr^a.
Examinadora Externa – IFCE

AGRADECIMENTOS

A Deus e a minha família pelo apoio e força em todos os momentos difíceis.

Aos meus orientadores, grandes exemplos profissionais a se seguir: professor Adrianus C. van Haandel e professora Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti, pela compreensão, paciência e amizade.

A Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos, pela compreensão e companheirismo sem o qual eu não conseguiria concluir essa pesquisa.

Ao pessoal do laboratório: Nélia, Eudes, Érica, André, Priscila, Silvana, Israel, Lincoln e Eliane por todo o auxílio tanto na parte operacional dos sistemas quanto em análises laboratoriais.

Ao professor Tavares e à professora Glória Marinho pela compreensão e amizade que de forma imprescindível favoreceram o fechamento desse trabalho.

Ao PROSAB pelo financiamento desta pesquisa e ao CNPq pela disponibilização de bolsa de mestrado.

E a todos que de alguma forma contribuíram para que esse trabalho pudesse ser concluído com êxito.

RESUMO

SILVA FILHO, H. A. **Nitrificação em Sistemas de Lodo Ativado**. 2009. 134 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

Em esgotos domésticos, encontra-se nitrogênio total Kjeldahl (NTK) com concentração em torno de 40 mg/L a 60 mg/L, sendo desta, aproximadamente 75% na forma de nitrogênio amoniacal e o restante (25%) como nitrogênio orgânico. O nitrogênio amoniacal é um nutriente capaz de promover eutrofização em corpos de água e, portanto seu lançamento no meio ambiente deve ser controlado. A nitrificação é a oxidação biológica da amônia, tendo como produto final o nitrato. Esse processo requer a mediação de bactérias específicas e se realiza em duas etapas sequenciais: nitrificação (oxidação de amônia a nitrito) e nitratação (oxidação de nitrito a nitrato). Buscando caracterizar a cinética da nitrificação em dois diferentes sistemas de lodo ativado este estudo teve como objetivos operar sob as mesmas condições operacionais e de dimensionamento, os sistemas de lodo ativado Bardenpho e UCT, comparando-os na remoção de nutrientes e matéria orgânica; determinar as constantes cinéticas: de crescimento específico (μ_n) e crescimento específico máximo ($\mu_{m,n}$), de meia saturação de substratos ($K_{o,n}$), oxigênio dissolvido; $K_{a,n}$, nitrogênio na forma de amônia; e $K_{n,n}$, nitrogênio na forma de nitrito), a constante de decaimento e a taxa de utilização de substrato (b_n e r_n , respectivamente) e estudar o efeito do pH, temperatura e OD sobre o metabolismo do lodo autotrófico gerado em sistemas de lodo ativado. Os dois sistemas (Bardenpho e UCT) foram operados com idades de lodo de 20 e 15 dias. Para a determinação dos fatores cinéticos da nitrificação aplicou-se a teoria de lodo ativado proposta por van Haandel e Marais (1999) e utilizou-se a respirometria como ferramenta. Os resultados obtidos mostraram satisfatória nitrificação nos dois sistemas operados, atingindo uma média de amônia efluente abaixo de 1 mgN/L. A respirometria mostrou-se uma ferramenta adequada para a determinação das constantes cinéticas estudadas ($\mu_{max} = 0,52 \text{ d}^{-1}$; $b_n = 0,033 \text{ d}^{-1}$). Foi observado que os fatores ambientais pH, oxigênio e temperatura, exercem significativa influência na cinética nitrificante, sendo recomendados valores de pH próximo a 8, temperatura de 35°C e faixa de OD acima de 1 mg/L para se estabelecer as condições ótimas para o desenvolvimento da nitrificação.

ABSTRACT

SILVA FILHO, H. A. **Nitrification in activated sludge systems**. 2009. 134 f. Dissertation (Master) – Federal University of Campina Grande, Campina Grande, 2009.

In domestic sewers, total nitrogen Kjeldahl (NTK) with concentration around 40 mg/L to 60 mg/L, this being approximately 75% in the ammoniac nitrogen form and the remain (25%) as organic nitrogen. The ammoniac nitrogen is a nutrient capable to promote eutrophication in water bodies and, therefore its launching in the environment must be controlled. The nitrification is the biological oxidation of ammonia, having as end item the nitrate. This process requires the mediation of specific bacteria and it carries through in two sequential stages: nitrificação (ammonia oxidation to the nitrite) and nitratação (nitrite oxidation to the nitrate). Searching to characterize kinetic of the nitrification in the two different systems of activated sludge, this study it had as objective to operate under the same operational conditions and of sizing, the systems of activated sludge Bardenpho and UCT, comparing them in the removal of nutrients and organic substance; to determine the kinetic constants: of specific growth (μ_m) and maximum specific growth (μ_{max}), of half substratum saturation (K_o), dissolved oxygen; K_a , nitrogen in the ammonia form; e k_n , nitrogen in the nitrite form), the constant of decline and the tax of substratum use (b_n and r_n , respectively) and to study the effect of pH, temperature and OD on the metabolism of the generated autotrophic sludge in systems of activated sludge. The two systems (Bardenpho and UCT) had been operated with ages of silt of 20 and 15 days. For the determination of the kinetic factors of the nitrificação it was applied theory of activated silt proposal for van Haandel and Marais (1999) and was used it respirometria as tool. The gotten results had shown satisfactory nitrificação in the two operated systems, reaching an effluent ammonia average below of 1 mgN/L. The respirometry revealed a tool adjusted for the determination of the kinetic constants studied ($\mu_{max} = 0,52 \text{ d}^{-1}$; $b_n = 0,033 \text{ d}^{-1}$). It was observed that the ambient factors pH, oxygen and temperature, exert significant influence in the kinetic nitrificante, being recommended to values of pH next the 8, temperature of 35°C and band of OD above of 1 mg/L establishing the excellent conditions for the development of the nitrificação.

SUMÁRIO

Capítulo 1 Introdução	01
Capítulo 2 Revisão de Literatura	06
2.1-Água residuária doméstica ou municipal	06
2.2-O nitrogênio em águas residuárias - formas e fontes	06
2.3-Legislação ambiental brasileira para lançamento de nitrogênio	07
2.4-Remoção biológica de nitrogênio de águas residuárias	09
2.5-Sistemas de tratamento que removem nitrogênio biologicamente	13
2.5.1-Variantes do processo por lodo ativado	14
2.5.1.1-Quanto ao regime hidráulico	15
2.5.1.2-Quanto à idade do lodo	15
2.5.2-Principais sistemas de lodo ativado	16
2.5.2.1-Sistema Bardenpho e variantes	16
2.5.2.2-Sistema UCT (University of Cape Town) e variantes	17
2.5.2.3-Sistema Phoredox, sistema Johannesburg e sistema de lodo ativado em bateladas seqüências (RBS)	19
2.5.3-Novos processos de remoção de nitrogênio (rotas alternativas de oxidação do nitrogênio)	20
2.5.3.1-Sistema SHARON	20
2.5.3.2-Nitrificação e Desnitrificação Simultânea - SND	21
2.5.3.3-Sistemas Anammox	22
2.5.3.4-Sistemas OLAND e CANON	23
2.6-Cinética de reações microbianas	24
2.7-Fatores que influenciam o processo de nitrificação	27
2.7.1-Efeito da concentração de oxigênio dissolvido	28
2.7.2-Efeito do pH	28
2.7.3-Efeito da temperatura	30
2.8-Respirometria	32
Capítulo 3 Material e Métodos	34

3.1-Introdução	34
3.2-Material	35
3.2.1-Descrição dos sistemas de lodo ativado e de seus aspectos operacionais	35
3.2.1.1-Sistemas de lodo ativado	35
3.2.1.2-Descrição dos aspectos operacionais dos sistemas de lodo ativado	39
3.3-Métodos	44
3.3.1-Variáveis analisadas para o monitoramento dos sistemas	45
3.3.2-Balanço de massa do material nitrogenado	46
3.3.2.1-Balanço de massa do material nitrogenado para o sistema Bardenpho	47
3.3.2.1-Balanço de massa do material nitrogenado para o sistema UCT	51
3.3.3-Testes respirométricos	53
3.3.3.1-Determinação via respirometria das constantes de crescimento específico (μ_m), crescimento específico máximo (μ_{max}) e de decaimento (b_n)	56
3.3.3.2-Determinação da constante de meia saturação (K_a e K_n)	59
3.3.3.3-Determinação da influência de fatores ambientais (temperatura, pH e concentração de OD) sobre o metabolismo autotrófico nitrificante	60
3.3.4-Determinação da idade de lodo mínima para que ocorra a nitrificação (R_{sm}) e da amônia residual desejada em função de R_s, b_n e K_a	70
Capítulo 4 Apresentação dos Resultados	67
4.1-Introdução	67
4.2-Desempenho dos sistemas experimentais	67
4.3-Resultados do balanço de massa de nitrogênio	78
4.4-Determinação da constante de crescimento específico máximo (μ_m) e de decaimento (b_n) via respirometria	78
4.5-Determinação da constante de meia saturação (K_a e K_n)	80
4.6-Determinação da influência de fatores ambientais (temperatura, pH e concentração de OD) sobre o metabolismo autotrófico nitrificante	81
4.6.1-Influência da Temperatura	81
4.6.2-Influência do pH	84

4.6.3-Influência do OD	84
4.7-Determinação da idade de lodo mínima para que ocorra a nitrificação (R_{sm}) e da amônia residual desejada em função de R_s , b_n e K_a	90
Capítulo 5 Discussão dos Resultados	88
5.1-Desempenho dos sistemas experimentais	88
5.2-Resultados do Balanço de Massa de Nitrogênio	92
5.3-Determinação via respirometria das constantes de crescimento específico (μ_m), crescimento específico máximo (μ_{max}) e de decaimento (b_n)	92
5.4-Determinação da constante de meia saturação (K_a e K_n)	94
5.5-Determinação da influência de fatores ambientais (temperatura, pH e concentração de OD) sobre o metabolismo autotrófico nitrificante	95
5.5.1-Influência da Temperatura	95
5.5.2-Influência do pH	96
5.5.3-Influência do OD	99
Capítulo 6 Conclusões	104
Capítulo 7 Referências Bibliográficas	109

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2 Revisão de Literatura

Figura 2.1:	Porcentagem de amônia livre e combinada em relação ao pH	07
Figura 2.2:	Espécies de bactérias autotróficas capazes de oxidar amônia e nitrito	10
Figura 2.3:	Variantes do sistema do tipo Bardenpho, assim como algumas de suas vantagens e desvantagens	16
Figura 2.4:	Variantes do sistema do tipo Bardenpho, assim como algumas de suas vantagens e desvantagens	17
Figura 2.5:	Variantes dos sistemas do UCT, assim como algumas de suas vantagens e desvantagens	18
Figura 2.6:	Vantagens energéticas da nitrificação parcial com desnitrificação via nitrito	21
Figura 2.7:	Representação de biofilme com gradiente de oxigênio dissolvido formando zonas aeradas e anóxicas favorecendo a NDS	22
Figura 2.8:	Curva de crescimento microbiano e absorção do substrato em função do tempo	25
Figura 2.9:	Condições extremas na equação cinética de Monod	27
Figura 2.10:	Variação do pH em função de diferentes concentrações de CO ₂	30
Figura 2.11:	Tela principal do respirômetro 4.0.C e seus principais componentes	34

Capítulo 3 Material e Métodos

Figura 3.1:	Delineamento experimental seguido para atingir aos objetivos propostos	35
Figura 3.2:	Captação, tratamento preliminar e distribuição do esgoto municipal para os sistemas	36
Figura 3.3a	Esquema de montagem do sistema de tratamento em escala piloto Bardenpho	37
Figura 3.3b:	Fotografia da estrutura dos reatores	37
Figura 3.4a:	Esquema de montagem e recirculações do sistema UCT	38
Figura 3.4b:	Fotografia dos dois sistemas em operação	38
Figura 3.5	Fotografias da bomba peristáltica utilizada para alimentação dos sistemas e recirculações de lodo e fotografia do tanque afluente	41

Figura 3.6:	Fotografia dos compressores de ar e a configuração de distribuição do ar para os sistemas	42
Figura 3.7:	Fotografia da configuração da agitação via polias dos reatores	43
Figura 3.8:	Equipamentos utilizados para a realização dos testes respirométricos e exemplo de um respirograma típico obtido em um teste com o licor misto de um sistema de lodo ativado	53
Figura 3.9:	Esquemática da seqüência dos procedimentos realizados para a determinação de B_N	57
Figura 3.10:	Determinação de K_n quando $TCO_n = TCO_{exo\ max} / 2$	58
Figura 3.11:	Esquema do teste respirométrico com temperatura controlada e imagem de um respirograma gerado em um desses testes	60
Figura 3.12:	Esquema geral dos procedimentos do teste de influência do pH no metabolismo autotrófico nitrificante	63
Figura 3.13:	Respirograma obtido com um teste com licor misto dos sistemas e adição de cloreto de amônio com variação da concentração de OD	64

Capítulo 4 Apresentação dos Resultados

Figura 4.1:	Perfil da TCO e do OD após adição dos substratos nitrogenados em uma amostra do licor misto para a determinação das constantes de crescimento	79
Figura 4.2:	Gráfico semilogarítmico do decaimento da TCO em função do tempo	80
Figura 4.3:	μ_m em função da temperatura para as bactérias nitrificantes	82
Figura 4.4:	μ_m em função da temperatura para as bactérias nitrificadoras	82
Figura 4.5:	Gráfico semilogarítmico da taxa específica de crescimento (μ_m) das BA – Nitrificantes	83
Figura 4.6:	Gráfico semilogarítmico da taxa específica de crescimento (μ_m) das BA – Nitrificadoras	83
Figura 4.7:	Gráfico das faixas de oxigênios usadas nos testes (gráfico superior) e determinação da TCO (gráfico inferior) correspondente ao consumo do substrato cloreto de amônio em diferentes concentrações de OD	85
Figura 4.8:	Curvas teóricas e experimentais da constante máxima de crescimento específico em função da concentração de OD para diferentes valores de K_o	87
Figura 4.9:	Idade de lodo mínima para que ocorra nitrificação em função do OD aplicado ao sistema e da concentração de amônia desejada no efluente (N_{aed}).	91

Figura 4.10:	Concentração de amônia efluente em função da idade de lodo.	91
---------------------	---	-----------

Capítulo 5 Discussão dos Resultados

Figura 5.1:	Variação da TCO para as bactérias nitrificantes em função da temperatura	99
Figura 5.2:	Variação de μ_m das bactérias nitrificantes e nitrificadoras em função da variação de pH	102
Figura 5.3:	Variação de μ_m das bactérias nitrificantes e nitrificadoras em função da variação de pH, FONTE: DERKS 2007	102
Figura 5.4:	Variação de μ_m das bactérias nitrificantes e nitrificadoras em função da variação de pH. FONTE: FERREIRA 2002	102
Figura 5.5:	Curvas teóricas e experimentais da constante de crescimento específico em função da concentração de OD para diferentes valores de K_o . FONTE: DERKS, 2007.	103
Figura 5.6:	Curvas teóricas e experimentais da constante de crescimento específico em função da concentração de OD para diferentes valores de K_o . FONTE: MEDEIROS 2004.	103

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2 Revisão de Literatura

Tabela 2.1:	Variação de μ_m das bactérias nitrificantes e nitrificadoras em função da variação de pH	08
--------------------	--	----

Capítulo 3 Material e Métodos

Tabela 3.1:	Dimensões dos reatores dos sistemas Bardenpho e UCT	40
Tabela 3.2:	Taxas de recirculação usadas para as recirculações do licor misto e do lodo para os reatores do sistema	40
Tabela 3.3:	Condições operacionais mantidas para operação dos sistemas Bardenpho e UCT.	40
Tabela 3.4:	Distribuição das zonas de tratamento em cada sistema	41
Tabela 3.5:	Análises realizadas em amostras coletadas semanalmente para avaliar o desempenho dos sistemas e métodos analíticos de determinação	45
Tabela 3.6:	Pontos de amostragem dos sistemas Bardenpho e UCT correspondentes a cada variável analisada	46
Tabela 3.7:	Substratos utilizados para os testes respirométricos com bactérias autotróficas nitrificantes	55

Capítulo 4 Apresentação dos Resultados

Tabela 4.1:	Concentrações de DQO afluente e efluente de cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)	68
Tabela 4.2:	Concentrações de nitrato produzido no reator aeróbio e efluente de cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo (15 e 20 dias)	69
Tabela 4.3:	Concentrações de nitrito no reator aeróbio e no efluente de cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)	69
Tabela 4.4:	Concentrações média, máxima e mínima de SST e SSV determinadas em cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)	70

Tabela 4.5:	Concentrações de NTK afluentes e efluentes dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)	71
Tabela 4.6:	Concentrações de amônia afluentes e efluentes dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo (15 e 20 dias)	71
Tabela 4.7:	Concentrações da alcalinidade afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo (15 e 20 dias)	72
Tabela 4.8:	Valores do pH afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)	72
Tabela 4.9:	Concentrações de fósforo total afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)	73
Tabela 4.10:	Concentrações de ortofosfato afluentes e efluentes de cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo (15 e 20 dias)	74
Tabela 4.11:	Valores médios de K e V_0 para os sistemas Bardenpho e UCT	74
Tabela 4.12:	Índice volumétrico de lodo para os sistemas bardenpho e UCT	74
Tabela 4.13:	Concentrações de NTK no primeiro reator do sistema Bardenpho (R1a – reator anóxico) e no primeiro reator do sistema UCT (R1c – reator anaeróbico), referentes às idades de lodo de 20 e 15 dias	75
Tabela 4.14:	Concentrações de amônia no primeiro reator e no terceiro reator do sistema Bardenpho e UCT, referentes às idades de lodo de 20 dias e de 15 dias	76
Tabela 4.15a:	Concentrações de nitrato nos reatores do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes à idade de lodo de 20 dias	76
Tabela 4.15b:	Concentrações de nitrato nos reatores do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes à idade de lodo de 15 dias	76
Tabela 4.16a:	Concentrações de nitrito nos reatores do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes à idade de lodo de 20 dias	77
Tabela 4.16b:	Concentrações de nitrito nos reatores do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes à idade de lodo de 15 dias	77
Tabela 4.17:	Balanços de massa de material nitrogenado do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes às idades de lodo de 20 dias e de 15 dias	78
Tabela 4.18:	Constante de crescimento específico máximo (μ_m) para as bactérias nitrificantes e nitrificadoras	79
Tabela 4.19:	Valores médios das constantes de meia saturação K_a e K_n	80
Tabela 4.20:	Valores de TCO, temperatura e μ_m máximos, mínimos e ótimos	82

para as bactérias nitrificantes e nitrificadoras

Tabela 4.21:	Taxa específica de crescimento máxima (μ_m) para os diferentes pH's estudados e percentagem de recuperação de μ_m após exposição aos diferentes valores de pH	84
Tabela 4.22:	Determinação de μ_{max} em função do OD e de μ_m para diferentes valores de K_o	85
Tabela 4.23:	Valores de μ_m para a construção do conjunto de curvas teóricas em função de vários K_o	86

Capítulo 5 Discussão dos Resultados

Tabela 5.1:	Valores médios das eficiências de remoção das principais variáveis e valores médios dos coeficientes de variação dessas variáveis	88
Tabela 5.2:	Valores experimentais para a taxa de crescimento específico (μ_m) das bactérias nitrificantes determinados através da respirometria para o sistema Bardenpho e UCT, com θ de 1,12	93
Tabela 5.3:	Valores experimentais para a taxa de crescimento específico (μ_m) das bactérias nitrificantes (FONTE – van Haandel & Marais, 1999)	93
Tabela 5.4:	Valores experimentais para a taxa de crescimento específico (μ_m) das bactérias nitrificantes determinados através da respirometria	94

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

μ_m :	Taxa específica de crescimento (d^{-1})
μ_{max} :	Taxa específica máxima de crescimento (d^{-1})
μ_{mT} :	Taxa de crescimento máximo das bactérias a uma temperatura T (d^{-1})
A:	Fator de frequência
ANAMMOX:	Acronym for Anaerobic Ammonium Oxidation
ASM 2:	Modelo para sistemas de lodo ativado nº2
AT:	Amplitude total
BAN:	Bactérias autotróficas nitrificantes
BAn:	Bactérias autotróficas nitrificadoras
b_n :	Constante de decaimento para as bactérias autotróficas nitrificantes (d^{-1})
BOA:	Bactérias que oxidam amônia
BON:	Bactérias que oxidam nitrito
CANON:	Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite
CONAMA:	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CV:	Coefficiente de variação
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxigênio ($mgO_2.L^{-1}$)
DP:	Desvio Padrão
DQO:	Demanda Química de Oxigênio ($mgO_2.L^{-1}$)
DV:	Desarenador vertical
E:	Energia de ativação
ETE:	Estação de tratamento de esgoto
f_n :	Fração de nitrogênio total Kjeldahl em lodo volátil
IWA:	International Water Association
K_1 :	Constante de dissociação real do CO_2
K_2 :	Constante de dissociação real de bicarbonato
K_a :	Constante de meia saturação e amônia ($mgN.L^{-1}$)
K_{la} :	Constante de transferência de oxigênio
K_n :	Constante de meia saturação de nitrito ($mgN.L^{-1}$)
K_o :	Constante de meia saturação de oxigênio ($mgO_2.L^{-1}$)
K_S :	Constante de meia saturação ($mgS.L^{-1}$)
K_w :	Constante de dissociação real da água

Max:	Valor máximo obtido
Min:	Valor mínimo obtido
MMA:	Ministério do Meio Ambiente
MNC:	Fluxo da concentração de amônia nitrificada (gN.d^{-1})
M_{Nd}:	Fluxo de desnitrificação (mgN.d^{-1})
M_{Nd1}:	Fluxo de nitrogênio desnitrificado no reator 1 (mgN.d^{-1})
M_{Nd2}:	Fluxo de nitrogênio desnitrificado no reator 2 (mgN.d^{-1})
M_{Nd4}:	Fluxo de nitrogênio desnitrificado no reator 4 (mgN.d^{-1})
M_{Nta}:	Fluxo de nitrogênio total Kjeldahl afluente (mgN.d^{-1})
M_{Nte}:	Fluxo de nitrogênio total Kjeldahl efluente (mgN.d^{-1})
MO:	Matéria orgânica
N:	Nitrogênio
N_{aa}:	Nitrogênio amoniacal afluente (mgN.L^{-1})
N_{ae}:	Nitrogênio amoniacal efluente (mgN.L^{-1})
NC:	Concentração de amônia nitrificada (mgN.L^{-1})
NH_3:	Gás amoníaco (mgN.L^{-1})
NH_4^+:	Íon amônio (mgN.L^{-1})
N_{ka}:	Nitrogênio total Kjeldahl afluente (mgN.L^{-1})
N_{kac}:	Nitrogênio total Kjeldahl efluente (mgN.L^{-1})
N_{n1}:	Nitrato no reator 1 (mgN.L^{-1})
N_{n2}:	Nitrato no reator 2 (mgN.L^{-1})
N_{n3}:	Nitrato no reator 3 (mgN.L^{-1})
N_{n4}:	Nitrato no reator 4 (mgN.L^{-1})
N_{na}:	Nitrogênio nitrato afluente (mgN.L^{-1})
N_{ne}:	Nitrogênio nitrato efluente (mgN.L^{-1})
N-NO_2^-:	Nitrito (mgN.L^{-1})
N-NO_3^-:	Nitrato (mgN.L^{-1})
N_{oa}:	Nitrogênio orgânico afluente (mgN.L^{-1})
N_{oe}:	Nitrogênio orgânico efluente (mgN.L^{-1})
N-Orgânico:	Nitrogênio Orgânico (mgN.L^{-1})
NTK:	Nitrogênio Total Kjeldahl (mgN.L^{-1})
OD:	Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})
OD_{max}:	Valor de oxigênio dissolvido de referência superior (mg.L^{-1})

OD_{min}:	Valor de oxigênio dissolvido de referência inferior (mg.L ⁻¹)
OLAND:	Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification
P - orto:	Ortofosfato (mg.L ⁻¹)
P - total:	Fósforo total (mg.L ⁻¹)
pH:	Potencial hidrogeniônico
Pós-D:	Pós desnitrificação (reator desnitrificante posterior ao reator aeróbio)
Pré-D:	Pré desnitrificação (reator desnitrificante anterior ao reator aeróbio)
PROSAB:	Programa de Saneamento Básico
PVC:	Poli cloreto de vinila
θ:	Coefficiente de dependência da temperatura - Arrhenius
q:	Volume de licor misto a ser descartado (L.d ⁻¹);
Q_{aff}:	Vazão afluente (L.d ⁻¹)
Q_{eff}:	Vazão efluente (L.d ⁻¹)
Q_{ra}:	Vazão de recirculação "a" (L.d ⁻¹)
Q_{rr}:	Vazão de recirculação "r" (L.d ⁻¹)
Q_{rs}:	Vazão de recirculação "s" (L.d ⁻¹)
R:	Constante dos gases ideais
RBS:	Reator em bateladas seqüenciais
r_{max}:	Taxa máxima de consumo do substrato (mgS.L ⁻¹ .h ⁻¹)
rn_(BAN) :	Taxa de utilização máxima da amônia e do nitrito gerado (mgNH ₄ .mgX _n ⁻¹ .d ⁻¹)
rn_(BAN):	Taxa de utilização máxima do nitrito (mgNO ₂ .mgX _n ⁻¹ .d ⁻¹)
r_n:	Taxa de nitrificação (mgN.L ⁻¹ .d ⁻¹)
R_n:	Taxa de nitrificação (mgN.L ⁻¹ .d ⁻¹)
R_s:	Idade de lodo (d).
R_{sm}:	Idade de lodo mínima para que ocorra nitrificação (d)
S:	Concentração de substrato
SHARON:	Single-reactor High-activity Ammonium Removal Over Nitrite
SLA:	Sistema de Lodo Ativado
SND:	Simultaneous Nitrification and Denitrification
SS:	Sólidos suspensos (mg.L ⁻¹)
SSF:	Sólidos suspensos fixos (mg.L ⁻¹)
SST:	Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)
SSV:	Sólidos suspensos voláteis (mg.L ⁻¹)

T:	Temperatura (°C)
T_a:	Temperatura absoluta (K)
TCO:	Taxa de consumo de oxigênio (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)
TCO_{end}:	Taxa de Consumo de Oxigênio endógena (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)
TCO_{exo,max}:	Taxa de consumo de oxigênio exógena máxima (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)
TCO_{max}:	Taxa de consumo de oxigênio máxima (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)
TCOn:	TCO total devido à nitrificação (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)
TDH:	Tempo de detenção hidráulica (h)
UASB:	Up-flow Anaerobic Sludge Blanket
UCT:	University of Cape Town
UFMG:	Universidade Federal de Campina Grande
USEPA:	United States Environmental Protection Agency
V_r:	Volume total de reatores (L)
V_r:	Volume do reatores (L)
VT:	Volume total
VU:	Volume útil
X:	Concentração ativa das bactérias (mgX.L ⁻¹)
X_n:	Concentração ativa de bactérias nitrificantes (mgX _n .L ⁻¹)
X_v:	Sólidos voláteis segundo o modelo simplificado ASM 2 (mg.L ⁻¹)
Y:	Coefficiente de rendimento das bactérias (mgS.mgN ⁻¹)
Y_n:	Coefficiente de rendimento das nitrificantes (mgN.L ⁻¹ .d ⁻¹)
ΔN_{n1}:	Varição de nitrato no reator 1 (mg.L ⁻¹)
ΔN_{n2}:	Varição de nitrato no reator 2 (mg.L ⁻¹)
ΔN_{n4}:	Varição de nitrato no reator 4 (mg.L ⁻¹)
Δt:	Varição do tempo
θ :	Coefficiente de dependência da temperatura (coeficiente de Arrhenius)

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO

Dentre os recursos naturais que o homem dispõe livremente na natureza, a água aparece como um dos mais importantes e um dos mais utilizados, sendo indispensável para a sua sobrevivência.

Em suas múltiplas atividades, o homem precisa da água. A utilização cada vez maior dos recursos hídricos tem resultado em sérios problemas, não só de carência desses, como também da degradação de sua qualidade. Quase todos os usos que o homem faz da água resultam na geração de resíduos os quais, de uma forma geral, são incorporados aos recursos hídricos (sejam esses recursos subterrâneos, continentais ou marítimos), poluindo-os e inviabilizando seus usos (Mota, 2006).

Consideram-se os sólidos em suspensão, o material orgânico, os macronutrientes (especialmente as formas nitrogenadas e fosfatadas), os microrganismos patogênicos e outros compostos orgânicos e inorgânicos (geralmente proveniente de efluentes das atividades industriais), como os principais poluentes presentes nas águas residuárias, necessitando de tratamento adequado de acordo com o grau de poluição e com o destino final que será dado ao efluente, mediante padrões nacionais pré-estabelecidos para cada situação.

Grande parte da poluição hídrica provém de despejos líquidos urbanos (esgoto doméstico ou municipal), feitos de forma inadequada ou sem o tratamento necessário. Esses despejos merecem atenção especial, pois apresentam elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo. Esses compostos, quando dispostos no meio ambiente aquático em concentrações elevadas, provocam a degradação do corpo hídrico e podem acarretar em um processo denominado de eutrofização, onde esse processo se caracteriza pela degradação gradual do recurso hídrico, principalmente os compartimentados (lagos, lagoas, represas, etc.).

O nitrogênio é um elemento essencial para muitos seres vivos e encontra-se em proteínas, ácidos nucléicos e outras biomoléculas. Sua eliminação pelo ser humano se dá principalmente através da urina, na forma de uréia. Ele pode ser encontrado no meio natural em diferentes formas e estados de oxidação sendo as espécies mais comuns, e, portanto,

mais importantes para a engenharia sanitária, o nitrogênio orgânico, o nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$), o nitrito (NO_2^-) e o nitrato (NO_3^-) (Jordão e Pessoa, 2005).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da sua Resolução nº 357 de 2005, classifica cinco classes de água segundo seus usos preponderantes, estabelecendo nas quatro classes que podem ser utilizadas para abastecimento e consumo humano, o limite de nitrito (NO_2^-) de 1,0 mg/L e 10,0 mg/L para nitrato (NO_3^-). Já para o lançamento de efluentes nos corpos receptores, essa mesma resolução estabelece um limite de lançamento de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) de 20,0 mg/L (Brasil, 2005).

A remoção de nitrogênio de águas residuárias de origem municipal é necessária não somente porque em elevadas concentrações favorecem o crescimento excessivo de macrófitas aquáticas e algas, mas também porque as formas reduzidas de nitrogênio consomem oxigênio dissolvido do meio. Além disso, dependendo do potencial hidrogeniônico (pH) do meio, pequenas concentrações de nitrogênio já podem apresentar efeitos deletérios à vida humana e aquática (Bernades, 1996).

Dentre os sistemas de tratamento biológico de águas residuárias, destacam-se os sistemas aeróbios que são utilizados tanto para o tratamento de efluentes municipais quanto para o tratamento de efluentes industriais. Esse destaque se deve à boa qualidade do efluente que é gerado, pois os sistemas biológicos de tratamento de esgotos podem remover significativamente grande parte dos principais poluentes encontrados nesses despejos, sendo ainda possível sob certas condições, remover nutrientes (nitrogênio e fósforo). Dentre os tipos de sistemas aeróbios, destacam-se os sistemas de lodo ativado. Esse sistema possui uma grande flexibilidade de configurações, o que lhe permite uma maior eficiência na remoção de nitrogênio, porém necessita de um maior grau de tecnicidade em seu projeto e sua operação, especialmente quando a remoção de nutrientes é almejada.

A remoção biológica de nitrogênio se dá na conversão das diversas formas de nitrogênio para nitrogênio molecular (N_2), sendo esse incorporado ao ar atmosférico. Essa remoção ocorre através de processos sequenciais (amonificação, nitrificação e desnitrificação) intermediados principalmente por bactérias.

A amonificação consiste na conversão de todo nitrogênio celular ou também conhecido como nitrogênio orgânico, em nitrogênio amoniacal. A nitrificação dividi-se em dois processos sequenciais, sendo o primeiro a oxidação da amônia para nitrito (nitritação), e o segundo processo a oxidação desse nitrito para nitrato (nitratção). Por fim, a

desnitrificação se caracteriza pela conversão do nitrato em nitrogênio molecular, finalizando assim a remoção biológica do nitrogênio. Geralmente todos esses processos são intermediados por bactérias, porém outros consórcios biológicos podem atuar em menor taxa.

A forma mais adequada de se avaliar as reações envolvidas na remoção biológica de nitrogênio, em especial a nitrificação, é através do estudo de sua cinética. Esse estudo é importante por duas razões principais: (1) em primeiro lugar, esclarece informações de como as bactérias nitrificantes realizam seu metabolismo e quais suas necessidades em termos de substratos, e, (2) em complemento, permite aperfeiçoar a remoção de nitrogênio em sistemas de tratamento projetados de forma racional.

As constantes cinéticas da nitrificação são críticas na compreensão do modo de funcionamento do sistema de tratamento de esgoto, além de definirem parâmetros importantes para esses como: a idade de lodo mínima e máxima que pode ser aplicada, o volume dos reatores visando a nitrificação máxima, concentração mínima e máxima de OD que pode ser aplicada e capacidade de nitrificação (van Haandel e Marais, 1999).

As bactérias responsáveis pela remoção de nitrogênio são capazes de produzir enzimas que catalisam as reações de oxidação das formas nitrogenadas, onde ensaios de laboratório podem ser realizados para avaliar a taxa dessas reações avaliando-se as mudanças na concentração dos substratos ou produtos envolvidos (amônia, nitrito, nitrato, oxigênio dissolvido, etc.). Dentre varias técnicas que podem ser utilizadas, a respirometria (determinação da taxa de consumo de oxigênio) destaca-se devido à velocidade na resposta dos dados e a flexibilidade de aplicação, podendo estabelecer não só a taxa das reações, como também mensurar a influência no metabolismo bacteriano de fatores ambientais como temperatura, oxigênio dissolvido (OD) e potencial hidrogeniônico (pH) (Borzani *et al.*, 2001).

Esta dissertação de mestrado trata de um estudo experimental em escala piloto, que teve como principal objetivo avaliar o desempenho de duas variantes do sistema de lodo ativado quanto ao processo de nitrificação. Os sistemas de lodo ativado investigados foram: sistema Bardenpho, projetado especificamente para promover a nitrificação e desnitrificação e o sistema UCT (University of Cape Town) projetado para remover nitrogênio e fósforo. Como objetivos específicos, apresentam-se:

1. operar sob as mesmas condições operacionais e de dimensionamento, os sistemas de lodo ativado Bardenpho e UCT;
2. comparar o desempenho desses dois sistemas em termos de remoção da matéria orgânica (MO) e da eficiência de nitrificação, além das características mecânicas de sedimentabilidade;
3. determinar as constantes cinéticas: de crescimento específico (μ_m) e crescimento específico máximo (μ_m), de meia saturação de substratos (K_o , oxigênio dissolvido; K_a , nitrogênio na forma de amônia; e K_n , nitrogênio na forma de nitrito), a constante de decaimento e a taxa de utilização de substrato (b_n e r_n , respectivamente) ;
4. avaliar a influência da configuração dos sistemas (Bardenpho e UCT) sobre o metabolismo bacteriano autotrófico nitrificante em relação as taxas específicas de crescimento;
5. estudar o efeito de diferentes valores de pH (faixa de 1 a 14) sobre a capacidade metabólica das bactérias nitrificantes (bactérias que oxidam amônia a nitrito e bactérias que oxidam nitrito a nitrato) e nitratadoras (bactérias que oxidam nitrito a nitrato) e a capacidade de recuperação destas bactérias quando corrigido o valor do pH para uma faixa neutra;
6. determinar a faixa de pH ideal para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes e nitratadoras, com base na maior taxa específica de crescimento obtida e seu pH respectivo, a partir da análise do objetivo específico (5);
7. avaliar a influência da temperatura (faixa de 10°C a 50°C) sobre a taxa específica máxima de crescimento das bactérias autotróficas nitrificantes e nitratadoras;

8. determinar o valor do coeficiente de dependência de Arrhenius para quantificar o efeito da influência da temperatura na taxa específica de crescimento das bactérias nitrificantes e nitrificadoras;
9. estudar a influência da concentração de oxigênio dissolvido sobre o processo de nitrificação;
10. determinar a idade de lodo mínima necessária em função das constantes cinéticas para que ocorra a nitrificação.

Esta dissertação é dividida em 7 capítulos no total. No Capítulo 2 - Revisão Bibliográfica, encontram-se os conceitos pertinentes a esta dissertação, cuja finalidade é a de promover uma melhor compreensão sobre o assunto estudado e embasar a discussão dos resultados.

No Capítulo 3, Material e Métodos, descrevem-se as duas unidades de lodo ativado investigadas (sistema Bardenpho e UCT), assim como a forma de operação e características do dimensionamento destas. Também são apresentados os procedimentos para análise dos parâmetros de desempenho, os testes respirométricos e experimentos específicos realizados.

No Capítulo 4 estão apresentados os resultados obtidos durante a investigação experimental, organizados em forma de tabelas e figuras com a finalidade de facilitar o entendimento dos mesmos e sua avaliação. No Capítulo 5 encontra-se a discussão desses resultados.

No Capítulo 6 estão formuladas as conclusões extraídas da discussão e, por fim, no Capítulo 7 as referências das citações nesta dissertação.

REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Água Residuária Doméstica ou Municipal

Efluente doméstico ou municipal pode ser considerado como aquele que provém principalmente de residências, estabelecimentos comerciais, instituições ou quaisquer edificações que disponham de instalações de banheiros, lavanderias e cozinhas, sejam elas urbanas ou rurais.

Compõe-se essencialmente da água de banho, excretas, sabão, detergentes e águas de lavagens. As urinas e fezes, além de outros compostos que podem ocorrer nos esgotos domésticos, constituem 0,1% das impurezas, sendo o restante (99,9%) essencialmente água. Nas fezes está cerca de 25% da matéria orgânica e na urina 2,5% (von Sperling, 2005; Jordão e Pessoa, 2005; FUNASA, 2006).

2.2 O Nitrogênio em águas residuárias - formas e fontes

Em esgoto municipal, o nitrogênio pode se apresentar em diversas formas, sendo as mais encontradas: nitrogênio orgânico (N-Orgânico), nitrogênio amoniacal (íon amônio: NH_4^+ + gás amoníaco: NH_3), nitrito (N- NO_2^-) e nitrato (N- NO_3^-). Segundo Anthonisen *et al.* (1976), o nitrogênio amoniacal pode se apresentar na forma de amônia (N- NH_3) ou íon amônio (N- NH_4^+), em proporções que dependem do pH e da temperatura.

A **Figura (2.1)** apresenta o equilíbrio entre a forma livre e a ionizada do nitrogênio amoniacal em função do pH do meio. Observa-se que para valores de pH do efluente próximo a neutralidade (6 a 8), praticamente todo nitrogênio amoniacal (mais de 90%) está na forma de íon amônio (NH_4^+), já para valores de pH mais alcalinos (10 a 12), o equilíbrio muda de direção, onde a predominância (mais de 90%) é de nitrogênio amoniacal na forma de amônia livre (NH_3), sendo essa forma considerada a mais tóxica já em pequenas concentrações. Essa avaliação das formas amoniacais em função do pH é de grande

importância, pois os padrões nacionais para o enquadramento dos corpos hídricos superficiais são funções desse parâmetro.

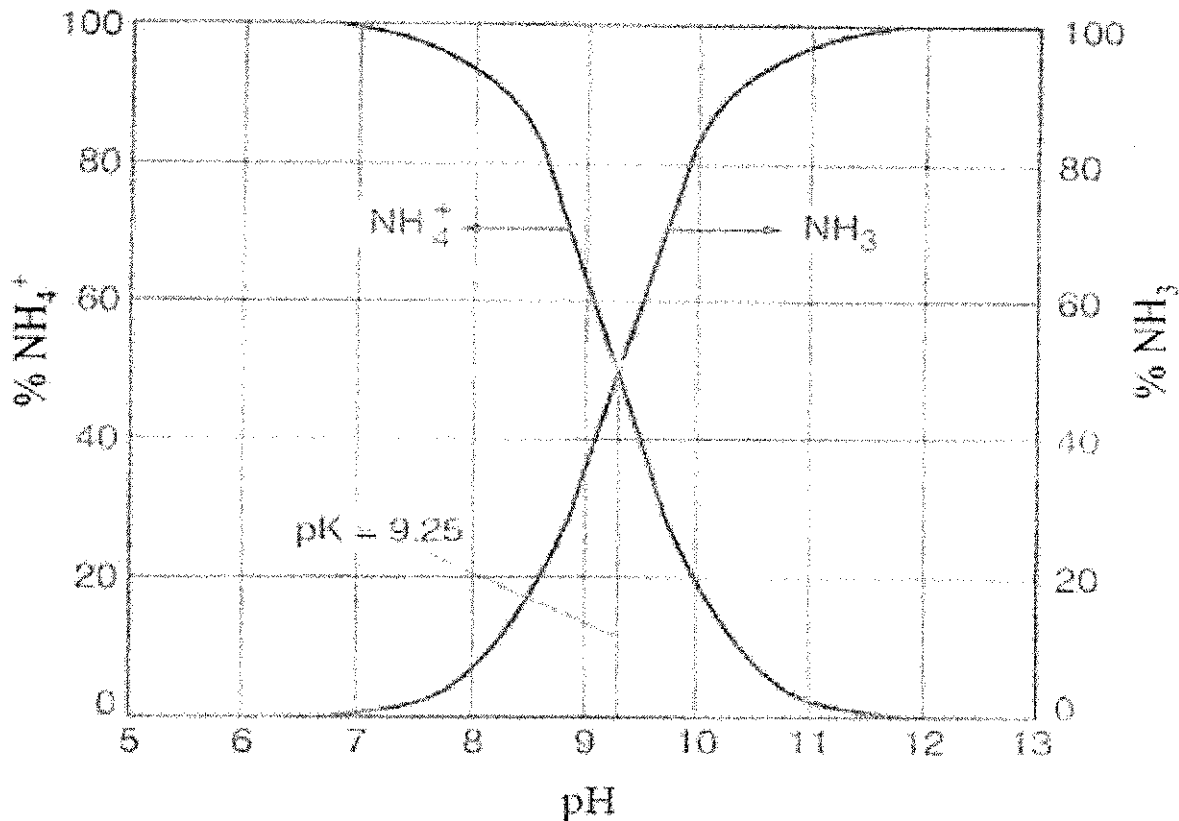


Figura (2.1): Porcentagem de amônia livre (NH_3) e combinada (NH_4^+) em relação ao pH do meio.

FONTE: METCALF e EDDY, 2003.

As principais contribuições das formas nitrogenadas nos corpos d'água são o lançamento de esgoto doméstico e de efluentes industriais, sendo as fezes e urinas as principais formas de contribuição do esgoto doméstico. Segundo van Haandel e Marais (1999), em esgotos sanitários, a concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) nos esgotos domésticos ou municipais é da ordem de 40 a 60 mgN/L, sendo aproximadamente 75% de nitrogênio amoniacal e 25% de nitrogênio orgânico.

As contribuições industriais de nitrogênio tendem a variar e apresentar uma ampla faixa de concentrações, visto que as características desses efluentes dependem do tipo do processo produtivo usado e de seus rejeitos, além de considerar também o grau de tratamento que é aplicado nesses efluentes antes de seu lançamento nos corpos receptores.

São várias as indústrias que podem apresentar efluentes com grande concentração de nitrogênio, como as usinas de açúcar e álcool, os matadouros e frigoríficos, as cervejarias e a produção de fertilizantes.

2.3 Legislação ambiental brasileira para lançamento de nitrogênio

No Brasil, o Ministério do Meio Ambiente (MMA), por meio do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estabeleceu a Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Essa resolução dispõe sobre a classificação dos corpos de água e dá diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Para o nitrogênio, o padrão de lançamento de efluentes é estabelecido em 20 mgN/L na forma de nitrogênio amoniacal total, porém, deve-se levar em consideração a classe do corpo receptor e a zona de mistura (efluente mais corpo receptor no local de contribuição), além da vazão do corpo receptor (**Tabela (2.1)**). A Resolução CONAMA nº 357, no Art. 32, §1º, estabelece que o lançamento de efluentes em corpos receptores deve atender simultaneamente às condições e padrões de lançamento de efluentes, não ocasionando a ultrapassagem das condições e padrões de qualidade da água estabelecidos para as respectivas classes (**Tabela (2.1)**), nas condições das vazões de referência.

Tabela (2.1): Enquadramento dos corpos de água em função das formas nitrogenadas

Classe do corpo receptor	Forma nitrogenada	CMP - Concentração máxima permitida
Classe I - Águas Doces	Nitrato	10 mg/L N
	Nitrito	1 mg/L N
	Nitrogênio Amoniacal Total	3,7 mg/L N, para pH < 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH < 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH < 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Classe II - Águas Doces	Nitrato	10 mg/L N
	Nitrito	1 mg/L N
	Nitrogênio Amoniacal Total	3,7 mg/L N, para pH < 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH < 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH < 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Classe III - Águas Doces	Nitrato	10 mg/L N
	Nitrito	1 mg/L N
	Nitrogênio Amoniacal Total	13,3 mg/L N, para pH < 7,5

		5,6 mg/L N, para 7,5 < pH < 8,0 2,2 mg/L N, para 8,0 < pH < 8,5 1,0 mg/L N, para pH > 8,5
Classe IV - Águas Doces	Nenhuma restrição de lançamento*	
Classe I - Águas Salinas	Nitrato	0,40 mg/L N
	Nitrito	0,07 mg/L N
	Nitrogênio Amoniacal Total	0,40 mg/L N
Classe II - Águas Salinas	Nitrato	0,70 mg/L N
	Nitrito	0,20 mg/L N
	Nitrogênio Amoniacal Total	0,70 mg/L N
Classe III - Águas Salinas	Nenhuma restrição de lançamento*	
Classe I - Águas Salobras	Nitrato	0,40 mg/L N
	Nitrito	0,07 mg/L N
	Nitrogênio Amoniacal Total	0,40 mg/L N
Classe II - Águas Salobras	Nitrato	0,70 mg/L N
	Nitrito	0,20 mg/L N
	Nitrogênio Amoniacal Total	0,70 mg/L N
Classe III - Águas Salobras	Nenhuma restrição de lançamento*	
Classe Especial	É vedado o lançamento de efluentes, mesmo que tratados.	

FONTE: Adaptado da Resolução nº357 do CONAMA, Brasil (2005).

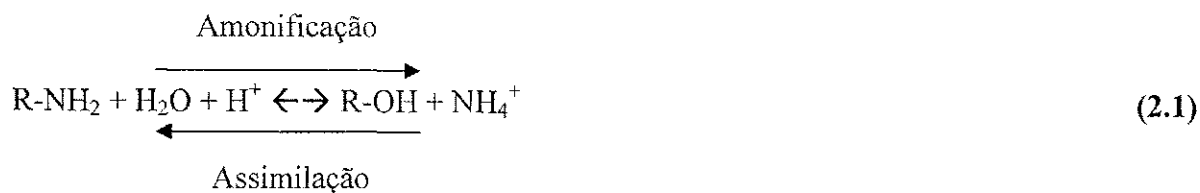
*Apesar de não apresentar nenhuma restrição de lançamento, esses efluentes não poderão conferir nenhum tipo de característica as águas onde serão lançados capaz de causar efeitos letais, bem como restringir os usos preponderantes previstos para aquela classe.

Os efluentes de qualquer fonte poluidora (doméstica ou industrial) somente poderão ser lançados, de forma direta ou indireta, nos corpos de água receptores depois do devido tratamento desses efluentes e desde que atendam às condições, padrões e exigências legais dispostas na Resolução CONAMA nº357.

2.4. Remoção biológica de nitrogênio de águas residuárias

Amonificação/Assimilação

O N-orgânico (nitrogênio orgânico) é transformado em N-amoniacoal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) através da atividade endógena dos microrganismos, envolvendo reações bioquímicas catalisadas por enzimas. Esse processo é denominado amonificação (**Equação (2.1)**) devido à formação de amônia como produto da reação. Observa-se pela reação que, além da formação de amônia, a amonificação também produz hidroxila (OH), o que pode ajudar no processo de nitrificação visto que a próxima etapa tende a consumir alcalinidade e reduzir o pH.



A amonificação pode ocorrer na própria rede coletora de esgoto, em sistemas com tratamento primário, ou em reatores anaeróbios, nos quais a grande maioria dos compostos nitrogenados presentes no esgoto é convertida a NH_3 e NH_4^+ .

Metcalf e Eddy (2003), afirmam que, quando se trata de esgotos sanitários, a amonificação é sempre uma das etapas limitantes do processo de nitrificação. Nesse tipo de água residuária, a uréia é a principal fonte de N-orgânico, e sua transformação para N-amoniacoal pode ser facilmente efetuada pela enzima uréase, quando a mesma se encontra presente, porém quando não presente, o processo de amonificação fica comprometido e por muitas vezes não é executado, o que compromete a nitrificação significativamente.

Em sistemas biológicos anaeróbios, a remoção de nitrogênio total comumente observada pode ser atribuída principalmente à assimilação dos compostos amonificados para síntese celular, rotas metabólicas alternativas e armazenamento devido a estresse metabólico, não sendo observado o processo de nitrificação.

Nitrificação convencional

O processo de nitrificação é realizado pela ação de um conjunto de diversos microrganismos, principalmente bactérias, sendo grande parte delas pertencentes a dois gêneros mais freqüentes, o gênero *Nitrosomonas*, responsável pela passagem da amônia a nitrito (ou seja, bactérias que oxidam amônia - BOA), e o gênero *Nitrobacter* responsável pela conversão de nitrito a nitrato (ou seja, as bactérias que oxidam nitrito - BON). A **Figura (2.2)** apresenta 26 espécies de bactérias válidas que oxidam amônia, grupo da esquerda, e nitrito, grupo da direita:

Nome das espécies oxidadoras de amônia		Nome das espécies oxidadoras de nitrito	
Nitrosococcus	<i>N. halophilus</i>	Nitrobacter	<i>N. alkalicus</i>
	<i>N. mobilis</i>		<i>N. hamburgensis</i>
	<i>N. nitrosus</i>		<i>N. vulgaris</i>
	<i>N. oceanii</i>		<i>N. winogradsky</i>
Nitrospira	<i>N. briensis</i>	Nitrospira	<i>N. marina</i>
	<i>N. multiformis</i>		<i>N. moscoviensis</i>
	<i>N. tenuis</i>		<i>Candidatus N. efluvi</i>
Nitrosomonas	<i>N. aestuarii</i>	Nitrospina	<i>N. gracilis</i>
	<i>N. communis</i>		
	<i>N. cryotolerans</i>	Nitrococcus	<i>N. mobilis</i>
	<i>N. europaea</i>		
	<i>N. eutropha</i>		
	<i>N. halophila</i>		
	<i>N. marina</i>		
	<i>N. nitrosa</i>		
	<i>N. oligotropha</i>		
<i>N. ureae</i>			

Figura (2.2): Espécies de bactérias autotróficas capazes de oxidar amônia e nitrito.

FONTE: Adaptado de Vanparrys, 2006.

A reação de nitrificação (efetuada pelas BOA) é realizada em duas etapas. A primeira ocorre no interior da membrana citoplasmática onde a amônia é oxidada a hidroxilamina (NH_2OH), por meio da ação da enzima amônia mono-oxigenase, com os requisitos de oxigênio molecular e energia para promover a reação. Na segunda etapa, a hidroxilamina é transportada para o periplasma e convertida a nitrito, por meio da ação da enzima hidroxilamina oxidoreductase, liberando dois pares de elétrons. Um par é utilizado na primeira etapa de oxidação da amônia enquanto o segundo par é utilizado para a produção de energia e redução do oxigênio molecular em água, essas etapas são apresentadas nas **Equações (2.2), (2.3), (2.4) e (2.5)** (Hagopian e Rilley, 1998; Colliver e Stephenson, 2000):

Oxidação



Redução



Reação Global



A reação de nitratação (efetuada pelas BON) é realizada pela enzima nitrito oxidoreductase com o oxigênio molecular podendo ser suprido pela água. A reação libera um par de elétrons que também é utilizado na produção de energia e redução do oxigênio molecular em água (Hagopian e Rilley, 1998; Colliver e Stephenson, 2000). As reações de nitratação são apresentadas pelas **Equações (2.6), (2.7) e (2.8)**.

Oxidação



Redução



Reação Global



Todas essas bactérias são autótrofas, ou seja, utilizam o CO₂ como fonte de carbono, produzido durante a degradação aeróbia da matéria carbonácea. Sistemas biológicos de tratamento de esgoto com nitrificação, tendem a demandar grandes quantidades de oxigênio, pois o oxigênio dissolvido disponível é utilizado concomitantemente pelos organismos heterótrofos responsáveis pela remoção da matéria carbonácea em ambientes aeróbios, e pelos organismos autótrofos nitrificantes. Ao se considerar a quantidade de bactérias nitrificantes presentes no sistema em relação às bactérias heterotróficas, na maioria dos casos as bactérias heterotróficas predominam, competindo assim pelo oxigênio disponível.

Quando se utiliza processos combinados anaeróbio/aeróbio, a nitrificação é facilitada devido a pouca quantidade de matéria orgânica presente no reator aeróbio, após ter sido

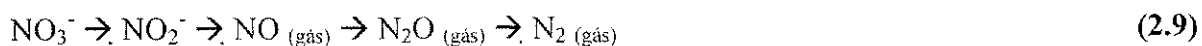
utilizada no reator anaeróbio precedente, o que reduz a quantidade de bactérias heterotróficas no reator aeróbio. Com isso, o consumo de oxigênio para a remoção de matéria orgânica é reduzido, bem como o tempo de detenção celular necessário para completar o processo de nitrificação, já que haverá maior disponibilidade de oxigênio, que é na maioria das vezes o composto limitante na nitrificação. Porém, ao se considerar a remoção de nitrogênio e não somente o processo de nitrificação, essa situação não é favorável, pois é comum a pouca disponibilidade de matéria orgânica para a desnitrificação, além da possibilidade de formação de compostos como sulfato e sulfito, que dependendo da sua concentração no meio, são capazes de inibir totalmente a nitrificação (Guimarães, 2002; Derks, 2007; Porto, 2007).

As bactérias nitrificantes caracterizam-se por serem de crescimento muito lento. Outra observação de importância é que suas duas etapas (nitritação e nitratação) geram H^+ , ou seja, consomem alcalinidade (na proporção de $7,14 \text{ mgCaCO}_3/\text{mgN-NH}_4$), de forma que pode levar a uma diminuição do pH para valores que limitam a nitrificação ($\text{pH} < 5,5$). A alcalinidade pode ser fornecida por fontes externas, ou ser retirada da combinação da nitrificação com outros processos biológicos, como a amonificação e a desnitrificação, os quais fornecem alcalinidade ao meio (van Haandel e Marais, 1999).

Desnitrificação convencional

Quando o oxigênio torna-se limitante para a respiração aeróbia e há presença de NO_3^- (nitrato) no meio, diz-se que o ambiente tornou-se anóxico. É então neste ambiente anóxico que é promovida a desnitrificação, quando o nitrato passa a ser utilizado como aceptor de elétrons após a ausência do O_2 (Vazoller, 2001).

A desnitrificação segue a seqüência de reações mostrada a seguir na **Equação (2.9)**, na qual em cada etapa participa uma enzima redutase específica para cada transformação mostrada.



As bactérias responsáveis pela desnitrificação são bactérias heterotróficas, sendo ditas facultativas, isto é, em ambiente aeróbio utilizam o oxigênio como aceptor final de elétrons e em ambiente anóxico utilizam o nitrato, sempre consumindo a matéria orgânica e convertendo-a em CO_2 e H_2O . Assim, a desnitrificação pode diminuir o consumo de O_2 para

a remoção de matéria orgânica além de devolver parte da alcalinidade do sistema que venha a ser consumida pelo processo de nitrificação.

O último passo para a remoção do nitrogênio por via biológica é a desnitrificação e, portanto, em sistemas combinados, esse processo pode ser prejudicado pela ausência de fonte de carbono para as bactérias desnitrificantes, pois a quase totalidade da matéria orgânica afluente ao sistema pode ter sido removida nas etapas anteriores à desnitrificação.

2.5 Sistemas de tratamento que removem nitrogênio biologicamente

A remoção completa de nitrogênio (amonificação + nitrificação + desnitrificação) na forma convencional necessita de dois ambientes, um aeróbio para promover a nitrificação completa e outro anóxico para realizar a desnitrificação, considerando que grande parte do nitrogênio orgânico já tenha sido amonificado na rede coletora ou no tanque de equalização. Fatores como: ambiente adequado (temperatura, pH e OD) e condições operacionais adequadas (idade do lodo longa, fração anóxica de reatores não ultrapassar 60%, etc.), além da disponibilidade de matéria orgânica, necessitam ser atendidos para que se possa promover a remoção completa biológica de nitrogênio de maneira eficiente.

Os sistemas mais tradicionais como lagoa de estabilização e reatores UASB (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket), não apresentam desempenho satisfatório para a remoção de nitrogênio, embora existam algumas variantes que possam agregar essa remoção aos sistemas. Em geral a eficiência média desses sistemas na remoção do material nitrogenado fica em torno de 20% a 40% para as lagoas de estabilização e 20% a 30% para os reatores UASB. Cavalcanti (2003), operando reatores UASB como pré-tratamento de lagoas de estabilização, conseguiu remoções de nitrogênio amoniacal de 75% através do processo Stripping, onde a concentração média de amônia efluente chegou a 9 mgN/L sendo a forma amoniacal predominante a forma NH_4^+ devido ao pH em torno de 9, o que reduz para 0,5 mgN/L o valor máximo permitido (VMP) de lançamento em corpos receptores dessa forma nitrogenada.

Os sistemas de lodo ativado têm sido bastante utilizados devido à boa qualidade do efluente: baixas concentrações de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio) e sólidos suspensos (SS), além da possibilidade de remoção de nutrientes, mais precisamente, do nitrogênio e do fósforo. Porém, os custos de

implantação, manutenção, mecanização e geração de lodo são elevados, implicando em desvantagens para o sistema (van Haandel & Marais, 1999).

Sistemas de lodo ativado não convencionais, constituídos de reatores anóxicos e aeróbios, cujo afluente apresenta relação $N/DQO < 0,08$, comum em esgoto doméstico bruto ou mesmo decantado, exibem excelente remoção de nitrogênio, podendo atingir eficiência superior a 90%.

A combinação de um sistema anaeróbio, tipo UASB, especialista na remoção de matéria orgânica, com sistemas de lodo ativado não convencionais, configurado para remoção de nitrogênio, reduzem os custos de implantação e operacionais. Porém, a configuração UASB-SLA não convencionais não só apresenta vantagens como, também, pode apresentar desvantagens inerentes ao processo, tais como: surgimento de lodo filamentosos, aparecimento de espumas, inibição de nitrificação, colmatagem, entre outras (van Haandel e Marais, 1999; Derks, 2007).

2.5.1 Variantes do Processo por Lodo Ativado

O processo por lodo ativado se originou na Inglaterra em 1913 e durante 30 anos não sofreu modificações (Jordão e Pessoa, 2005). Com a evolução tecnológica e a pesquisa experimental surgiram variações no processo original (van Haandel e Marais, 1999; von Sperling, 2002; Jordão e Pessoa, 2005) que deram lugar às seguintes variantes:

a) Quanto ao regime hidráulico do reator biológico

- Processo de Mistura Completa;
- Processo Tubular, pistonado ou “Plug Flow”.

b) Quanto à idade do lodo

- Processo de Alta Taxa;
- Processo de Aeração Prolongada.

2.5.1.1 Quanto ao regime hidráulico

Quanto ao regime hidráulico do reator biológico, existe o sistema de mistura completa no qual o reator tem as dimensões largura e comprimento igual, e o sistema pistonado, no qual o comprimento do tanque de aeração é bem maior que a largura, a exemplo do SLA denominado Carrossel. O reator de mistura completa tem as vantagens de promover uma distribuição homogênea de oxigênio, boa capacidade de absorver cargas tóxicas instantâneas e amenizar variações de cargas orgânicas, pois essas se diluem rápida e uniformemente no conteúdo do tanque de aeração.

No reator tipo tubular (**Figura (2.3)**) a carga orgânica é consumida ao longo do comprimento do mesmo, necessitando gradualmente menos oxigênio dissolvido. A redução gradual de consumo de oxigênio dissolvido pode ser atendida aplicando-se uma aeração maior no ponto de entrada do esgoto e diminuindo-a ao longo do tanque de aeração (Processo de Aeração Escalonada ou Aeração Decrescente) (van Haandel e Marais, 1999; von Sperling, 2002).

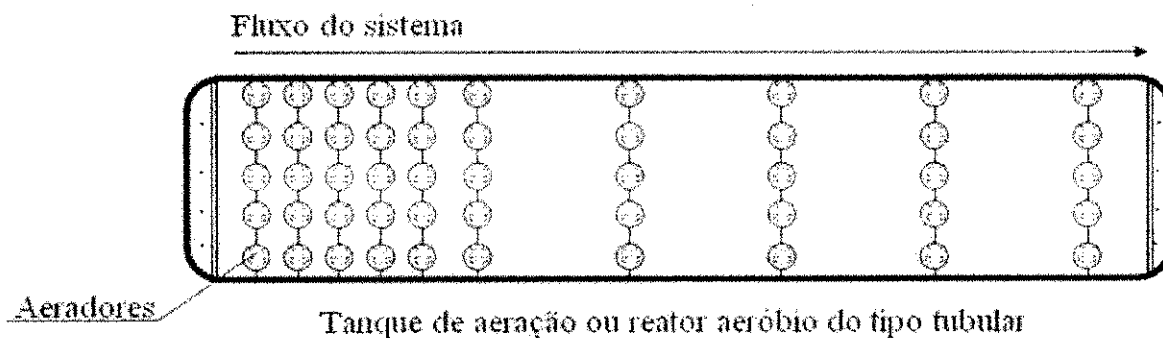


Figura (2.3): Tanque de aeração com distribuição de oxigênio escalonada ao longo do reator em função da demanda prevista

2.5.1.2 Quanto à idade do lodo

Reatores de Alta Taxa

Reatores de alta taxa ou de alta capacidade distinguem-se dos demais por operarem com idade do lodo de 2 a 3 dias e tempo de detenção hidráulica de 1 a 2 horas (van Haandel e Marais, 1999; Jordão e Pessoa, 2005). Nesses reatores há pouca respiração endógena sendo exercida, visto que existe uma grande disponibilidade de alimento (baixo TDH) e pouca

massa bacteriana (baixa idade de lodo), o que leva a uma grande produção de lodo não estabilizado. Esse lodo em excesso pode exigir grandes unidades de tratamento para estabilizá-lo.

Reatores de Aeração Prolongada

Nesses reatores, devido à idade do lodo ser controlada entre 18 a 20 dias, podendo chegar a 30 dias em certos casos, a relação alimento/microrganismos é menor que no processo convencional (van Haandel e Marais, 1999), assim, a respiração endógena exercida tende a ser maior que nos reatores de alta taxa e o lodo de excesso pode já sair do sistema estabilizado. Recomenda-se esse tipo de reatores para que se tenha a promoção satisfatória da nitrificação, visto que as bactérias nitrificantes são de crescimento lento em comparação com as bactérias heterotróficas que oxidam a matéria orgânica.

2.5.2 Principais sistemas de lodo ativado

2.5.2.1 Sistema Bardenpho e variantes

O sistema do tipo Bardenpho consiste basicamente de uma fração de reatores aeróbia e outra fração anóxica, onde, de acordo com as características do afluente e das necessidades, podem ser dispostas diferentemente. Caracteriza-se por ser um sistema que prioriza a remoção de nitrogênio, podendo chegar a reduzi-lo completamente do efluente e, para tanto, a idade de lodo deve ser mantida em valores superior a 12 dias. Existem variantes desse sistema que podem agregar a remoção biológica de fósforo quando se introduz uma fração de reator anaeróbia.

O aspecto fundamental da remoção de fósforo de forma biológica é a chamada absorção em excesso de fósforo pelo lodo (luxury uptake). Para isso ocorrer, é necessário que pré-requisitos operacionais e de características do afluente sejam atendidos. Um desses pré-requisitos é a presença de uma zona anaeróbia no começo do sistema, onde, as bactérias acumuladoras de fósforo (comumente chamadas de poli-P) na falta de oxigênio, acionam um mecanismo de sobrevivência e nutrição onde liberam fósforo para adquirir energia e absorver o material solúvel rapidamente biodegradável, porém não o consumindo nesse momento. Posteriormente ao entrar em uma zona aeróbia, essas bactérias metabolizam o

material orgânico absorvido anteriormente, e com a energia adquirida, capturam o fósforo que foi liberado na zona anaeróbia, eventualmente tendem a absorver mais fósforo do que liberaram da primeira vez (isso ocorre dentre vários fatores, devido ao crescimento da massa celular). A Remoção de fósforo se dá pelo descarte de lodo, pois essas bactérias apresentam uma fração de fósforo no lodo muito superior às bactérias convencionais (van Haandel e Marais, 1999; van Haandel e van Der Lubbe, 2007).

Porém, caso a desnitrificação não seja efetuada de forma eficiente, a remoção de fósforo pode ficar comprometida visto que o nitrato não desnitrificado pode vir a consumir a matéria orgânica disponível para o processo de remoção de fósforo. As variantes desse tipo de sistema encontram-se na **Figura (2.4)** (van Haandel e Marais, 1999).

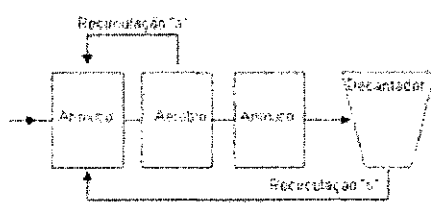
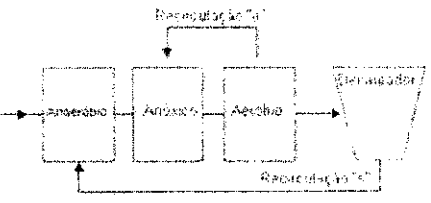
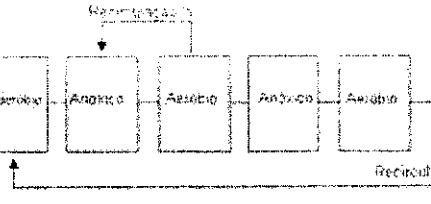
Bardenpho (3 reatores) <small>Variantes do Sistema Bardenpho</small> 	Vantagens <ul style="list-style-type: none"> Alta taxa de desnitrificação Alta taxa de nitrificação Alta remoção de MG Menor necessidade de oxigênio para a nitrificação Idade de lodo curta 	Desvantagens <ul style="list-style-type: none"> Não remove fósforo Tendência de formação de lodo filamentoso
Bardenpho Modificado (3 reatores) <small>Variantes do Sistema Bardenpho</small> 	Vantagens <ul style="list-style-type: none"> Alta taxa de nitrificação Alta remoção de BOD Menor necessidade de oxigênio para a nitrificação Idade de lodo curta 	Desvantagens <ul style="list-style-type: none"> Tendência de formação de lodo filamentoso Baixa fração anaeróbia Desnitrificação incompleta Recirculação de NO₃ para o 1º reator que pode prejudicar a remoção de fósforo
Bardenpho Modificado (5 reatores) <small>Variantes do Sistema Bardenpho</small> 	Vantagens <ul style="list-style-type: none"> Alta taxa de nitrificação Alta remoção de BOD Menor necessidade de oxigênio para a nitrificação Idade de lodo curta 	Desvantagens <ul style="list-style-type: none"> Tendência de formação de lodo filamentoso MG afluente para a desnitrificação pode ser pouca Desnitrificação incompleta Recirculação de NO₃ para o 1º reator que pode prejudicar a remoção de fósforo

Figura (2.4): Variantes do sistema do tipo Bardenpho, assim como algumas de suas vantagens e desvantagens.

FONTE: Adaptado de van Haandel e Marais (1999)

2.5.2.2 Sistema UCT (University of Cape Town) e variantes

O sistema UCT, proposto por Rabinowitz e Marais (1980), foi desenvolvido para que, simultaneamente, houvesse a remoção dos macronutrientes nitrogênio e fósforo. Para a remoção de fósforo nesse sistema, são válidos todos os pré-requisitos apresentados para o sistema Bardenpho (presença de uma zona anaeróbia e material rapidamente biodegradável).

No sistema UCT se evita a introdução de nitrato na zona anaeróbia (como ocorre no sistema Bardenpho modificado com 3 e/ou 5 reatores), introduzindo-se lodo da zona anóxica para a zona anaeróbia. Na zona anóxica a concentração de nitrato é mantida baixa através de um controle da taxa de recirculação "a" (do reator aeróbio para o anóxico, **Figura (2.5)**), de tal maneira que o nitrato disponível para a desnitrificação na zona anóxica se iguale à capacidade de desnitrificação nesta. Assim, ajusta-se a recirculação do reator aeróbio para o reator anóxico de acordo com a eficiência do reator pré - Desnitrificante (pré-D), não deixando que sobre nitrato no mesmo (van Haandel e Marais, 1999).

Como a eficiência de desnitrificação no reator pré - D pode variar em função do tempo e de fatores como as características do afluente (variações da MO), foi concebido uma configuração diferente do sistema UCT, denominada UCT modificado. Esse sistema foi desenvolvido para assegurar que não houvesse introdução de nitrato na zona anaeróbia, mesmo tendo-se variação da eficiência de desnitrificação no reator pré-D. No UCT modificado a zona anóxica do pré-D está dividida em duas, descarregando-se o lodo de retorno do decantador na primeira parte e na segunda parte o lodo proveniente do reator aeróbio (**Figura (2.5)**). Nessas condições, a remoção de nitrato na primeira parte será completa, havendo total proteção da zona anaeróbia, favorecendo assim a remoção de fósforo. Porém, ao configurar as zonas anóxicas dessa maneira, o efluente pode apresentar maiores concentrações de nitrato, visto que não existe uma zona anóxica para pós-D. A **Figura (2.5)** apresenta as duas variantes desse sistema (van Haandel e Marais, 1999).

<p>UCT (3 ou 5 reatores) <small>Variantes do sistema UCT</small></p>	<p>○ Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> Alta taxa de Nitrificação Alta remoção de NO_3^- Prevenção de NO_3^- no 1º reator Remoção de fósforo 	<p>○ Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> Pode ocorrer desnitrificação incompleta Pode ocorrer problemas na remoção de fósforo Capacidade de desnitrificação Sub estimada
<p>UCT Modificado <small>Variantes do sistema UCT</small></p>	<p>○ Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> Alta taxa de Nitrificação Alta remoção de NO_3^- Maior prevenção contra NO_3^- no 1º reator (assegura melhor condição anaeróbia) Melhor remoção de fósforo 	<p>○ Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> Pode ocorrer desnitrificação incompleta Capacidade de desnitrificação Sub estimada

Figura (2.5): Variantes dos sistemas do UCT, assim como algumas de suas vantagens e desvantagens.

FONTE: Adaptado de van Haandel e Marais (1999)

2.5.2.3 Sistema Phoredox, sistema Johannesburg e sistema de lodo ativado em bateladas seqüências (RBS)

Existem diversas outras configurações que se propõe a remover os macronutrientes nitrogênio e fósforo, uma delas é o sistema Johannesburg, desenvolvido por Osborn e Nicholls (1978). O sistema Johannesburg difere dos outros sistemas por não apresentar zonas pré-D em série. Nesse tipo de sistema se têm dois reatores pré-D em paralelo, onde um deles recebe o lodo de retorno do decantador e uma parcela do afluente e o segundo pré-D recebe o efluente do primeiro reator, essencialmente anaeróbio. Porém, como não é considerada uma pós desnitrificação, pode ocorrer nitrato no efluente.

Os sistemas Phoredox, desenvolvido por Barnad (1976), se compõe de dois reatores em série, um anaeróbio e o outro aeróbio. Nesse tipo de sistema o lodo de retorno é levado do decantador para o primeiro reator (anaeróbio) não havendo recirculações entre os reatores, tornando, assim, um sistema bastante compacto. Com essas características de operação, prioriza-se a remoção de fósforo e, além dos pré-requisitos anteriormente citados para a remoção de fósforo, torna-se ainda necessário aplicar uma idade de lodo curta com a finalidade de evitar a nitrificação. Porém, para regiões de clima quente como o Brasil, em

especial o nordeste, sua utilidade é limitada, visto que, mesmo aplicando-se baixas idades de lodo, a nitrificação pode ainda ocorrer, comprometendo a remoção de fósforo (van Haandel e Marais, 1999; van Haandel e van Der Lubbe, 2007).

Sistemas de lodo ativado do tipo bateladas seqüenciais (RBS) obedecem a um ciclo de operação pré-determinado, composto por cinco etapas básicas que ocorrem num mesmo reator: alimentação, reação, clarificação, retirada do efluente e repouso. Na etapa de reação com o reator cheio com a água residuária a ser tratada, o licor misto (água residuária mais lodo) fica em suspensão através de agitação e/ou aeração. Na fase de sedimentação, sem agitação e/ou aeração os sólidos sedimentam sendo o efluente clarificado removido. Depois dessa fase se inicia o novo ciclo com a alimentação (van Haandel e Marais, 1999).

O emprego de RBS necessita ter sua operação automatizada. Esses sistemas foram os primeiros sistemas de lodo ativado, porém, devido à necessidade de automação para sua operação, ficou em desuso por um longo período, retornando atualmente devido aos avanços tecnológicos. Atualmente, aplicações deste tipo são automatizadas parcialmente, somente em termos do controle dos equipamentos de manobra. As maiores vantagens desses sistemas podem ser atribuídas ao pequeno espaço ocupado em comparação com os sistemas convencionais (van Haandel e Marais, 1999).

2.5.3 Novos processos de remoção de nitrogênio (rotas alternativas de oxidação do nitrogênio)

2.5.3.1 Sistema SHARON

O processo SHARON (“Single-reactor High-activity Ammonium Removal Over Nitrite”), baseia-se na oxidação parcial de amônia a nitrito. A principal vantagem desse processo é a eliminação da etapa de oxidação de nitrito a nitrato (nitratação) e da etapa de redução de nitrato a nitrogênio gasoso, resultando em redução significativa dos custos operacionais devido a dois fatores: redução do consumo de energia, pela diminuição do consumo de oxigênio na etapa aeróbia e redução da demanda por fonte de carbono exógeno, necessária na etapa de desnitrificação. No quadro da **Figura (2.6)** são mostradas as vantagens do processo SHARON em termos energéticos (van Dongen *et al.*, 2001).

Nesse tipo de sistema, um controle rigoroso tem de ser estabelecido, visto que necessariamente a nitrificação tem que ser parcial para que haja uma real redução no consumo de oxigênio e matéria orgânica. Um dos fatores ambientais que pode garantir essa nitrificação parcial é a temperatura.

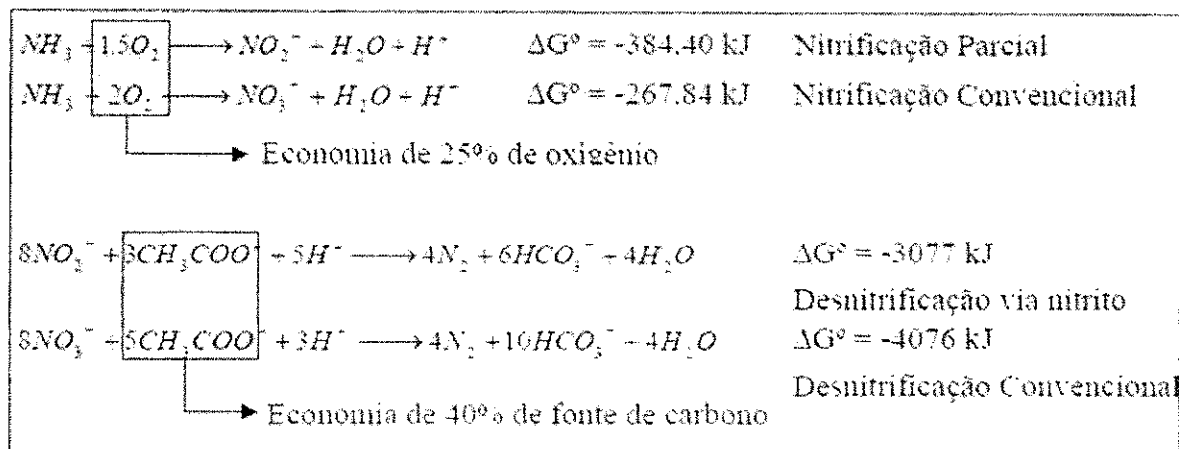


Figura (2.6): Vantagens energéticas da nitrificação parcial com desnitrificação via nitrito.

FONTE: Hunik *et al.* (1993)

Hunik *et al.* (1993), verificaram que bactérias oxidadoras de amônia crescem mais rapidamente do que as bactérias oxidadoras de nitrito, a temperaturas superiores a 15°C e com pH entre 7 e 8. Portanto, um controle rigoroso combinando a temperatura de operação, o tempo de retenção celular e o pH é fundamental para a produção de nitrito. Em reatores de mistura completa, com baixos tempos de detenção hidráulica, as bactérias nitrificadoras seriam seletivamente removidas do reator, proporcionando, portanto, acúmulo de nitrito no meio.

2.5.3.2 Nitrificação e Desnitrificação Simultânea – SND

A nitrificação e desnitrificação simultânea (SND – Simultaneous Nitrification and Denitrification) se dá pela oxidação do nitrogênio amoniacal em fase aeróbia e a redução de compostos oxidados de nitrogênio em um mesmo reator. Esse reator é operado sob condições específicas de aeração que favoreçam o desenvolvimento de micronichos em biofilmes condicionados a um gradiente de oxigênio, onde a concentração de oxigênio dissolvido pode ser tão baixa quanto menor que 1 mg/L (**Figura (2.7)**). As bactérias

nitrificantes se desenvolvem em áreas com elevadas concentrações de oxigênio, enquanto os microrganismos desnitrificantes se desenvolvem com baixas concentrações de oxigênio dissolvido no interior do biofilme (Munch *et al.*, 1996).

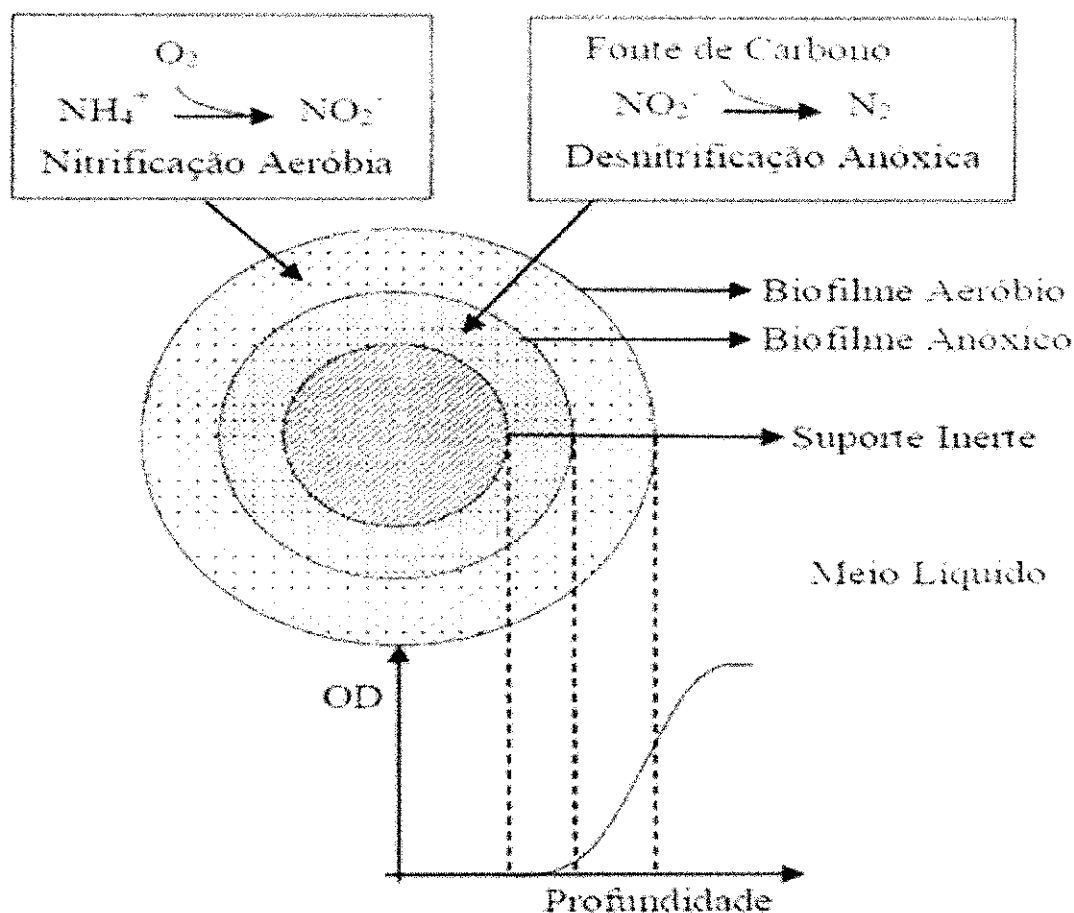


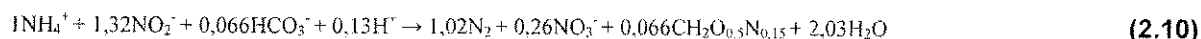
FIGURA (2.7): Representação de biofilme com gradiente de oxigênio dissolvido formando zonas aeradas e anóxicas favorecendo a SND.

FONTE: Nedović e Willaert (2005)

2.5.3.3 Sistemas ANAMMOX

Os microrganismos desse tipo de sistema oxidam amônio (NH_4^+) diretamente a nitrogênio gasoso (N_2) sendo o nitrito (NO_2^-) o aceptor de elétrons. O processo é autotrófico, utilizando CO_2 como única fonte de carbono (Strous *et al.*, 1999). Um dos subprodutos é o nitrato (NO_3^-), que representa aproximadamente 10% do nitrogênio removido (Khin e

Annachhatre, 2004). Quanto à estequiometria global de um processo ANAMMOX, van de Graaf, *et al* (1996) encontraram (**Equação (2.10)**):



Quanto à rota metabólica, Jetten, *et al.* (1999) mostraram que o aceptor de elétrons, nitrito, é reduzido a hidroxilamina e a hidroxilamina de alguma maneira reage com o doador de elétrons amônio, culminando com a produção de nitrogênio gasoso.

No que diz respeito a inibidores, o processo não é inibido pelo íon amônio ou pelo seu subproduto, nitrato, até concentrações no meio, da ordem de 1 gN/L. Porém, na presença de concentrações superiores a 0,1 gN/L de nitrito o processo é completamente inibido (Strous *et al.*, 1999). Jetten, *et al.* (1999) afirmam que a exposição da microbiota a elevadas concentrações de nitrito por um período de 12 horas levam a uma inibição irreversível da atividade. Esses autores também investigaram a adição de substâncias orgânicas como o piruvato, metanol, etanol, glicose ou alanina e encontraram uma inibição severa ao processo ANAMMOX. O processo ANAMMOX ainda sofre forte inibição pela presença de oxigênio dissolvido, mesmo em baixas concentrações como 2 $\mu\text{mol/L}$ (0,06 $\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$). Assim, uma operação visando à proteção do sistema deve ser elaborada, além de evitar o acúmulo de nitrito.

Uma combinação importante e de grandes vantagens é a dos sistemas Sharon e ANAMMOX, sendo o primeiro o responsável pela produção do nitrito que será utilizado no processo ANAMMOX. Ambos os sistemas necessitam de cuidados especiais, o que torna sua aplicação bastante minuciosa e necessitando muitas vezes de automação.

2.5.3.4 Sistemas OLAND e CANON

Outros processos que podem ser utilizados visando a remoção da amônia via nitrito é o CANON e o OLAND (CANON - Completa remoção autotrófica de nitrogênio através do nitrito, OLAND - Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification), ambos tratam da remoção de amônio em um único reator, em um único estágio, porém, com limitação de oxigênio (Verstraete e Philips, (1998), Sliekers *et al.*, 2002).

A principal diferença entre o processo CANON e o OLAND é que este faz uso da atividade desnitrificante pelas bactérias aeróbias nitrificantes e o CANON incorpora o

processo ANAMMOX. No processo OLAND, as bactérias do gênero *Nitrosomonas*, oxidadoras de amônia, obtêm energia a partir da combinação da nitrificação e da desnitrificação autotrófica.

O processo CANON é ideal para remoção de nitrogênio de efluentes contendo baixas concentrações de carbono orgânico. Os microrganismos responsáveis por este processo são populações autotróficas que desnitrificam sob condições limitadas de oxigênio dissolvido. O processo normalmente é conduzido em reatores que permitam a formação de biofilmes. Este processo é baseado na nitrificação parcial do amônio a nitrito e sua posterior remoção por oxidação anaeróbia da amônia (Dijkman e Strous, 1999).

Ambos os processos ocorrem sob condições limitadas de oxigênio ($5 \mu\text{mol.L}^{-1}$ ou $0,15 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$), de forma que bactérias nitrificadoras aeróbias e microrganismos ANAMMOX passam a coexistir no mesmo ambiente. A oxidação do nitrito a nitrato é impedida primeiramente pela baixa concentração de OD no meio e também devido à manutenção de uma elevada concentração de NH_4^+ no reator. A eficiência destes tipos de sistemas é ligada diretamente com o fornecimento de oxigênio dissolvido, conforme o tamanho dos agregados ou espessura do biofilme, maiores quantidades de oxigênio podem ser fornecidas, aumentando a eficiência do sistema (Nielsen *et al.*, 2005).

2.6 Cinética de reações microbianas

A modelação de um sistema de tratamento de efluentes requer conhecimentos sobre a cinética das reações microbianas, bem como da melhor forma de obtenção dos parâmetros cinéticos intrínsecos aos microrganismos que participam do processo de degradação da matéria.

Em 1949 Monod expressou a velocidade de crescimento dos microrganismos em função da concentração de substrato presente no meio (**Equação 2.11**):

$$\mu_m = \mu_{\max} \cdot [S/(S+K_S)] \quad (2.11)$$

Sendo:

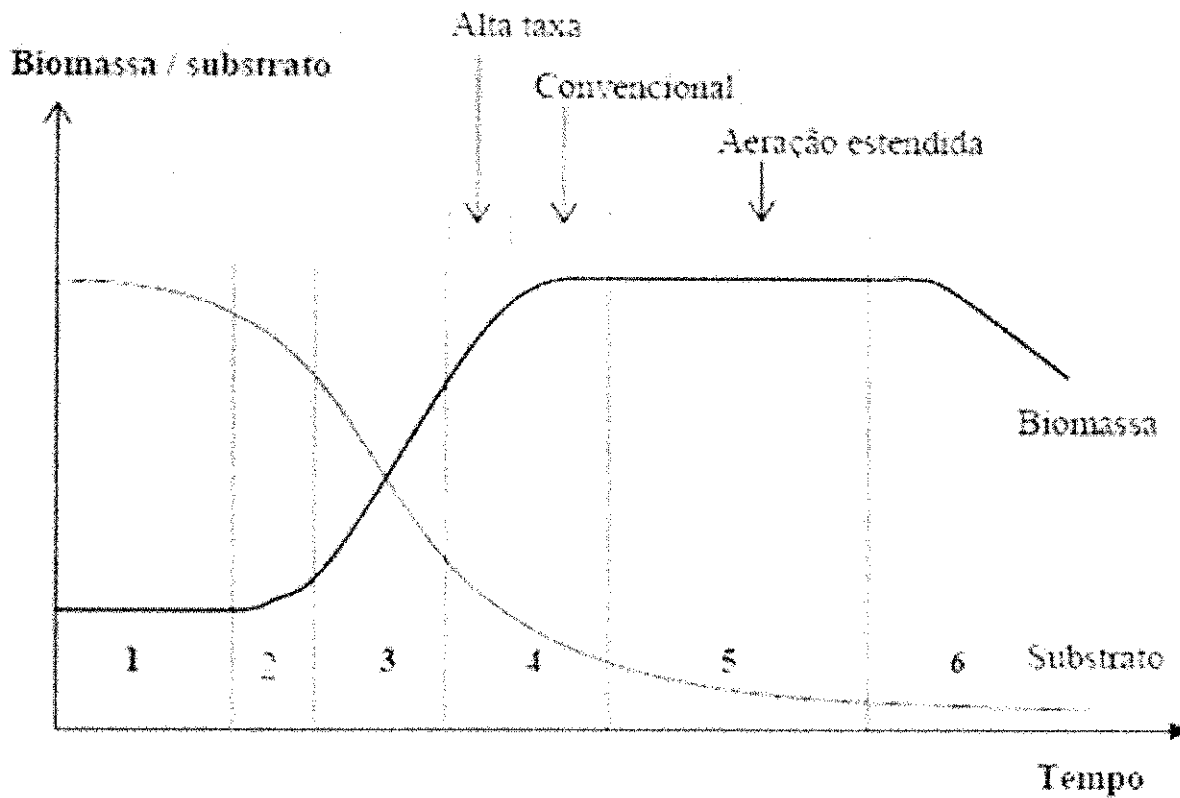
μ_m : taxa específica de crescimento (d^{-1});

μ_{\max} : taxa específica máxima de crescimento (d^{-1});

K_S : constante de meia saturação (mgS/L);

S: concentração de substrato (mg/L).

A cinética das reações tradicionalmente envolve dois processos: o crescimento e o decaimento microbiano. O crescimento microbiano está geralmente associado estequiometricamente à utilização do substrato (Equação de Monod), sendo então considerados conjuntamente. O decaimento bacteriano é normalmente definido como uma simplificação de todos os fenômenos de redução da biomassa. A combinação dos efeitos desses dois processos simultâneos (crescimento e decaimento) é visualizada por meio da curva de crescimento de uma pequena quantidade de biomassa viável (**Figura (2.8)**), cultivada em um reator fechado, inicialmente contendo todos os substratos necessários em grande disponibilidade (oxigênio, matéria orgânica, nutrientes, etc.).



- 1 – Fase de aclimação ou LAG
- 2 – Fase de aceleração
- 3 – Fase de crescimento exponencial ou logaritmico
- 4 – Fase de desaceleração
- 5 – Fase estacionária
- 6 – Fase endógena

FIGURA (2.8): Curva de crescimento microbiano e absorção do substrato em função do tempo.

FONTE: Orhon e Artan, 1994.

A **Figura (2.8)** ilustra uma curva de crescimento típica, juntamente com o perfil de concentração do substrato remanescente no meio líquido. Após a etapa de aclimação, na qual ocorre a adaptação dos microrganismos às novas condições ambientais, a população desses começa a crescer numa fase denominada aceleração. Durante a próxima fase, denominada exponencial, a taxa de crescimento atinge o nível constante máximo. Um gradual decréscimo na concentração de substrato e o acúmulo de produtos metabólicos, de natureza inibitória, reduzem a taxa de crescimento dos microrganismos durante a fase de desaceleração. Quando a taxa do metabolismo endógeno aumenta e se equilibra a taxa de síntese celular, os microrganismos atingem a fase estacionária. No final, durante a fase endógena, o decaimento microbiano é dominante devido à depleção do substrato disponível,

e após um longo período de tempo, a curva de crescimento se reduz a zero (Orhon e Artan, 1994).

Uma vez que o principal objetivo do tratamento biológico das águas residuárias é obter a mais alta eficiência de remoção do substrato, os reatores são operados com baixas concentrações de matéria orgânica. Portanto, a fase exponencial, na qual são mantidas altas concentrações de matéria orgânica, não é normalmente aplicada.

A maioria dos reatores de lodos ativados opera com o processo convencional e aeração estendida, sendo então associados com as fases de desaceleração e estacionária, onde a taxa de crescimento varia em função do substrato no reator (WEF, 1992; Orhon e Artan, 1994).

O valor da constante de meia saturação do substrato, K_s , fornece uma indicação da não afinidade dos microrganismos em relação a um dado substrato. Assim, quanto maior o valor de K_s , menor a taxa de crescimento específico e menor é a afinidade dos microrganismos com o substrato.

A grande vantagem da Equação de Monod reside na sua estrutura, que permite representar, de forma contínua, a faixa de variação entre os extremos de escassez e abundância do substrato no meio, mostrada na **Figura (2.9)** (von Sperling, 1997). Quando a concentração do substrato no meio é elevada e ainda não há limitação ($S \gg K_s$), a taxa de crescimento específica independe da concentração do substrato (têm-se que $\mu_m = \mu_{max}$), assim a taxa de crescimento específica aproxima-se de uma reação de ordem zero. Quando a concentração do substrato no meio é baixa, a taxa de crescimento específica passa a ser limitada e dependente do substrato ($K_s \gg S$), portanto, a taxa de crescimento específica aproxima-se de uma reação de ordem um, conforme é mostrado na **Equação (2.11)**.

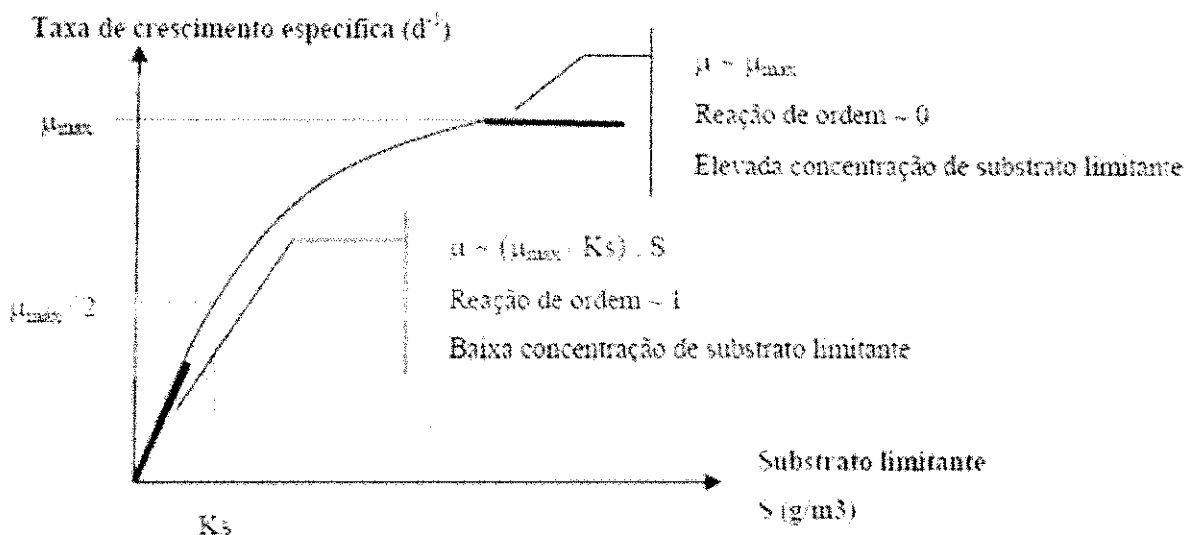


FIGURA (2.9): Condições extremas na equação cinética de Monod.

FONTE: von Sperling, 1997

Downing *et al.* (1978) foram os primeiros a mostrar que o crescimento das bactérias oxidadoras de amônia para nitrito pode ser descrito adequadamente com auxílio da equação de Monod e, para tanto, torna-se necessário o conhecimento de alguns parâmetros cinéticos intrínsecos a esses microorganismos.

van Haandel (1981) e van Haandel & Marais (1999) propõem um modelo simplificado para os processos de remoção de material orgânico, material nitrogenado e alguns parâmetros para a remoção de fósforo, baseados nas equações de Monod, Downing e no modelo para sistemas de lodo ativado N° 2 (ASM 2), publicado pela International Water Association (IWA). Além dos modelos simplificados, também apresentam alguns fatores de influência como os coeficientes de rendimento, constantes de decaimento do lodo ativo, frações orgânicas e inorgânicas do lodo e metodologias rápidas para suas determinações com auxílio da respirometria.

2.7 Fatores que influenciam o processo de nitrificação

As bactérias nitrificantes são bastante sensíveis a fatores ambientais e operacionais que podem influenciar diretamente em seu metabolismo de forma a interferir no seu crescimento. Como exemplo desses fatores tem-se a temperatura, o pH, a concentração de oxigênio dissolvido e à presença de constituintes tóxicos ou inibitórios, que exercem

influência direta sobre μ_m das bactérias, conforme já comprovado por vários pesquisadores (Downing *et al.*, 1964; Barnard, 1991; van Haandel e Marais, 1999; Grunditz e Dalhammar, 2001; van Haandel e van Der Lubbe, 2007).

2.7.1 Efeito da Concentração de Oxigênio Dissolvido

A influência da concentração do OD na cinética de nitrificação tem sido objeto de várias pesquisas e estudos ao longo dos anos. Alguns autores propuseram uma modificação na equação de Monod, introduzindo a influência da concentração de OD (Equação (2.12)) (Stenstrom e Poduska, 1980)

$$\mu_m = \mu_{\max} \cdot [S/(S+K_S)] \cdot [OD/(OD+K_o)] \quad (2.12)$$

Sendo:

K_o : constante de meia saturação (mgOD/L);

O valor de OD para o qual a nitrificação é limitada pode ser de 0,5 a 2,5 mg/L, tanto em sistemas de crescimento de lodo suspenso como sistemas de meio fixo. Podemos concluir que a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes não está limitada em níveis de OD acima de 1,0 mg/L, mas na prática, é requerido um OD maior do que 2,0 mg/L (Ferreira, 2000, Derks, 2007).

2.7.2 Efeito do pH

O pH do licor misto tem importante efeito sobre a taxa de nitrificação, sendo recomendados valores dentro da faixa ótima de 7,0 a 8,5, dependendo da formação de amônia livre e do ácido nitroso livre (Anthonisen *et al.*, 1976). Para valores de pH abaixo de 8,0 a velocidade de nitrificação diminui, sendo completamente inibida para pH abaixo de 5,0, mesmo que as bactérias nitrificantes tenham sido aclimatadas para valores de pH ligeiramente inferiores a 5,0 (USEPA, 1993). Segundo Grunditz e Dalhammar (2001) o pH ótimo para as bactérias *Nitrosomonas* é de 8,1 e para as *Nitrobacter* de 7,9, mostrando que

os valores do pH menores que 7,0 ou maiores que 9,0 diminuem as atividades dessas bactérias. Para Downing (1978) a taxa de nitrificação é constante entre 7,2 e 8,0.

Segundo Loewenthal e Marais (1976), a variação do pH em sistemas de lodo ativado tem direta relação com a alcalinidade, a qual é devida principalmente ao sistema carbônico (CO_2 - HCO_3^- - CO_3^{2-}). A **Equação (2.13)** relaciona os valores de pH, acidez e alcalinidade para esse sistema os quais, por sua vez, são relacionados à concentração de dióxido de carbono presente no licor misto:

$$\text{Alc} = [\text{CO}_2] * 10^{\text{pH}-\text{pK}_1} * (1 + 2 * 10^{\text{pH}-\text{pK}_2}) + (10^{\text{pH}-\text{pK}_w} - 10^{-\text{pK}_c}) \quad (2.13)$$

Sendo:

pH: potencial hidrogeniônico;

K_1 : constante de dissociação real do CO_2 ;

K_2 : constante de dissociação real de bicarbonato;

K_w : constante de dissociação real da água.

Van Haandel e Marais (1999) afirmaram que para concentrações de alcalinidade total acima de 35 ppm CaCO_3 o pH não varia consideravelmente. No entanto, para alcalinidades abaixo dessa concentração há variações do pH com a alcalinidade, podendo acarretar prejuízos à estação de tratamento de esgoto (ETE) caso esse pH atinja valores extremos (muito ácido ou muito alcalino) danificando a massa biológica responsável pelo tratamento. Em torno de 7,14 g $\text{CaCO}_3/\text{g NH}_4^+-\text{N}$ oxidado são consumidos durante o processo de nitrificação, o que pode corresponder, relativamente a alcalinidade da água residuária, um grande consumo de alcalinidade. Ficou demonstrado que, em um reator biológico o pH é ditado pela alcalinidade e concentração de CO_2 presentes no sistema, operando na faixa de pH de 5 a 8 (Santiago, 1997). A **Figura (2.10)** mostra a variação do pH, onde diversos valores de pH foram calculados em função de diferentes valores da concentração de CO_2 e alcalinidade. A redução da alcalinidade de 35 ppm para 0 (zero) faz com que o pH caia da faixa neutra para um valor de 4,2 aproximadamente.

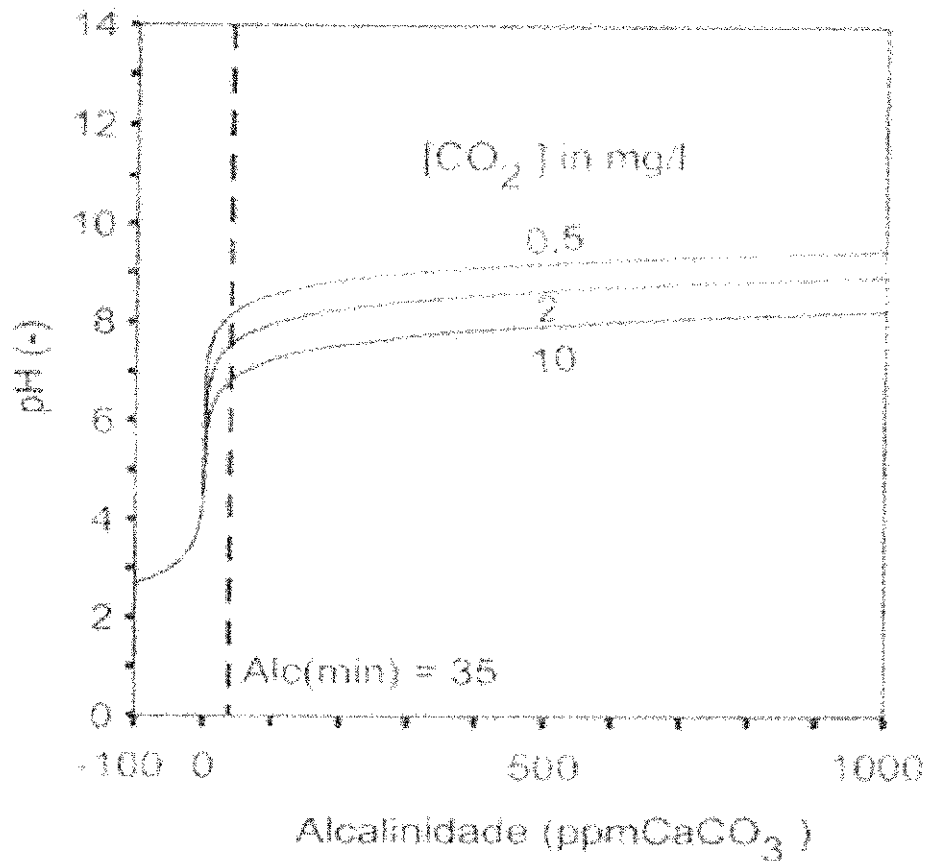


Figura (2.10): Variação do pH em função de diferentes concentrações de CO₂.

Fonte: Van Haandel e Marais (1999)

2.7.3 Efeito da temperatura

A temperatura é um fator de grande influência sobre o crescimento bacteriano por estar associada à velocidade das reações metabólicas dos microrganismos. Isso se deve ao fato de que tais reações são catalisadas por enzimas específicas, cuja produção aumenta ou diminui com a temperatura (Pelczar *et al.*, 1997; Black, 2002). Madigan *et al.* (2000) relatam a existência de três temperaturas referenciais para cada espécie de organismo: temperatura mínima, ótima e máxima. As temperaturas mínima e máxima estabelecem os limites mínimo e máximo, abaixo ou acima dos quais não há crescimento, e a temperatura ótima se refere àquela onde a taxa de crescimento atinge o valor máximo.

Em geral considera-se que a temperatura ótima para o crescimento de bactérias nitrificantes encontra-se na faixa de 25 a 36° C. Entre 7 e 35° C existe resposta linear para a nitrificação, mas os limites diminuem para a nitratação. Logo, a temperatura ótima para a

nitritação é maior que a da nitratação (Marchetto, 2001). Segundo von Sperling (1997) para cada acréscimo de 7° C a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes dobra.

Segundo Stiller (1989), o efeito da temperatura nas constantes cinéticas pode ser definido pela equação de Van't Hoff-Arrhenius (**Equação (2.14)**):

$$k = A.e^{-E/RTa} \quad (2.14)$$

Sendo:

A: fator de frequência;

E: energia de ativação;

R: constante dos gases ideais;

Ta: temperatura absoluta (K).

Porém a equação largamente utilizada em processos biológicos de tratamento de esgoto sanitário para correção da constante cinética está apresentada na **Equação (2.15)**, que é um caso particular da **Equação (2.14)** (Eckenfelder e Ford, 1968).

$$\mu_{mT} = \mu_{m20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (2.15)$$

Sendo:

μ_{mT} : taxa de crescimento máximo das bactérias à uma temperatura T (d⁻¹);

θ : coeficiente de dependência da temperatura (coeficiente de Arrhenius);

T: temperatura (°C).

O valor do coeficiente de Arrhenius (θ) em SLA para as bactérias autotróficas varia entre 1,11 e 1,13, correspondendo a um aumento no valor de μ_m de 11 a 13% por cada grau centígrado de variação da temperatura (Downing *et al.*, 1964; Barnard, 1991; van Haandel & Marais, 1999; Grunditz & Dalhammar, 2001; van Haandel & van Der Lubbe, 2007 e Derks, 2007).

2.8 Respirometria

A respirometria é uma ferramenta que, em geral, possibilita a medição da taxa de consumo de oxigênio (TCO) exercida pelos microrganismos aeróbios. Essa medição é realizada através de determinações contínuas ou semi-contínuas do consumo de oxigênio, quando o respirômetro utilizado é aberto. Quando fechados, a metodologia de determinação varia de acordo com o respirômetro.

Os respirômetros fechados podem ser manométricos, volumétricos ou combinados. Frascos de DBO, Sapromat e HACH são exemplos comuns de respirômetros fechados (Beach *et al.*, 1995). Em geral, esses respirômetros caracterizam-se por manter o ambiente de reação isolado do ambiente atmosférico, onde o ambiente de reação é controlado e a concentração de OD é determinada constantemente pelo tempo necessário. Apresentam grandes limitações, pois ao não se considerar a reoxigenação do meio, fenômenos importantes como o estabelecimento da TCO endógena e o início da TCO exógena ficam difíceis de se identificar. Apesar dessa consideração, esses tipos de respirômetros são bastante aplicados na engenharia sanitária, em especial na determinação da DBO.

Os respirômetros abertos caracterizam-se pela exposição do meio de reação ao ambiente atmosférico, considerando a reoxigenação através de aeradores em sua estrutura de funcionamento. Quando o respirômetro é aberto, pode ser do tipo contínuo (aeração constante) ou semi-contínuo (intervalos de aeração e não aeração). Uma comparação entre os respirômetros abertos feita por Ferreira (2002) mostra que o tamanho da escala, a interferência da constante de transferência de oxigênio (k_{la}), a velocidade de resposta, a precisão, a automação e o uso fundamental do microcomputador são parâmetros que podem evidenciar um melhor tipo de respirômetro aberto. O resultado dessa análise foi que o respirômetro contínuo apresenta algumas vantagens (escala real e fácil automação), mas de uma maneira geral o método semi-contínuo ainda é apresentado como o mais preciso, e mais utilizado para desenvolvimento de estudos em sistemas de lodo ativado (Ferreira, 2002).

Para a investigação experimental dessa dissertação, foi utilizado o respirômetro Beluga modelo S32c, do tipo aberto e semicontínuo, desenvolvido no Departamento de Engenharia Elétrica da UFCG – Universidade Federal de Campina Grande (Catunda *et al.*, 1996).

Para a determinação da TCO, o respirômetro Beluga realiza a medição direta da concentração de oxigênio dissolvido, além da temperatura quando usando um eletrodo do tipo YSI5718 ou equivalente.

A **Figura (2.11)** mostra um layout de um respirograma exemplo obtido através da versão atualizada do Software de S32c para S4.0C, identificando todos os componentes da janela, facilitando assim a compreensão dos dados que serão apresentados posteriormente nesse tipo de representação gráfica (respirograma).

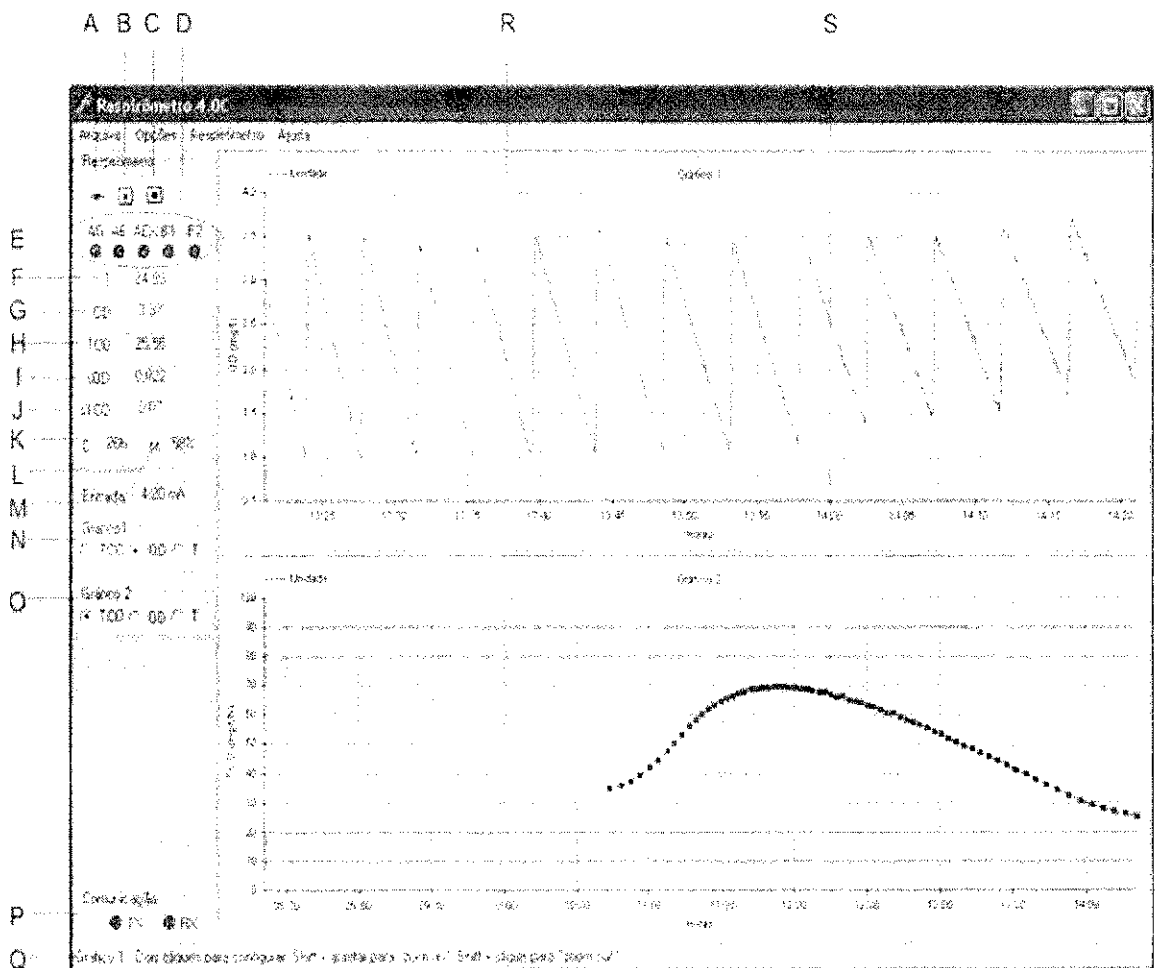


Figura (2.11): Tela principal do respirômetro 4.0.C e seus principais componentes

FONTE: Manual de utilização do aparelho

A. Conectar / Desconectar o instrumento; B. Inicia o método de cálculo da TCO, gráficos e armazenamento dos dados em arquivo; C. Para o procedimento de cálculo da TCO. Para também a atualização dos gráficos e o armazenamento dos dados em arquivo; D. Permite realizar a aferição do eletrodo de OD (YSI) do *Beluga*; E. Indicadores do estado Ligado (vermelho claro) ou Desligado (vermelho escuro) das saídas de controle dos dispositivos conectados ao *Beluga*; F. G. H. Indicação dos valores medidos ou calculados de temperatura (F), OD (G) e TCO (H); I. J. Desvio padrão da medição de concentração de OD em mg/L e da TCO em mg/L/h;

K. Indicador do numero de horas desde a ultima calibração; **L.** Indicador do estado da membrana do eletrodo de OD; **M.** Indicador da entrada de medição de OD utilizada; **N. O.** Indicadores e opções de escolha da grandeza a ser mostrada em cada janela gráfica (1 ou 2); **P.** Indicadores de estado da comunicação do programa com o *Beluga*: RX - informação recebida, TC - informação enviada; **Q.** instruções; **R. S.** O *Respirômetro 4.0C* possui duas janelas gráficas que podem mostrar independentemente valores de temperatura, concentração de OD e TCO.

3.1 Introdução

Neste capítulo serão descritos a montagem, operação e monitoramento de dois sistemas de lodo ativado (SLA): sistema Bardenpho e sistema UCT (University of Cape Town), ambos projetados e operados para remoção total de nitrogênio (nitrificação e desnitrificação). Com base no modelo matemático simplificado para lodo ativado descrito por van Haandel e Marais, 1999, também serão apresentados testes respirométricos para determinação e estudo da capacidade metabólica nitrificante dos lodos gerados nos dois sistemas, em termos da taxa específica de crescimento (μ_m) e taxa específica de crescimento máximo (μ_{max}) e das constantes de meia saturação de oxigênio (K_o), amônia (K_a) e nitrito (K_n), verificando-se ainda a influência da configuração dos sistemas e de fatores ambientais sobre a cinética de crescimento das bactérias nitrificantes. Também fez parte da fase experimental desta dissertação, a determinação da constante de decaimento (b_n) para bactérias autotróficas nitrificantes. A descrição dos sistemas, os procedimentos operacionais e analíticos e os testes específicos realizados serão também descritos neste capítulo.

Em geral, a investigação experimental seguiu o delineamento apresentado no fluxograma da **Figura (3.1)**, onde estão apresentadas, em resumo, as atividades realizadas para atender aos objetivos propostos.

A investigação experimental foi realizada nas instalações do laboratório que atende às pesquisas desenvolvidas pelo PROSAB (Programa de Saneamento Básico) de Campina Grande, na Paraíba, vinculado à Universidade Federal de Campina Grande - UFCG. Esse laboratório é localizado na antiga depuradora da cidade de Campina Grande, situada no bairro do Catolé, por onde passava o interceptor do sistema de esgotamento sanitário dessa cidade.

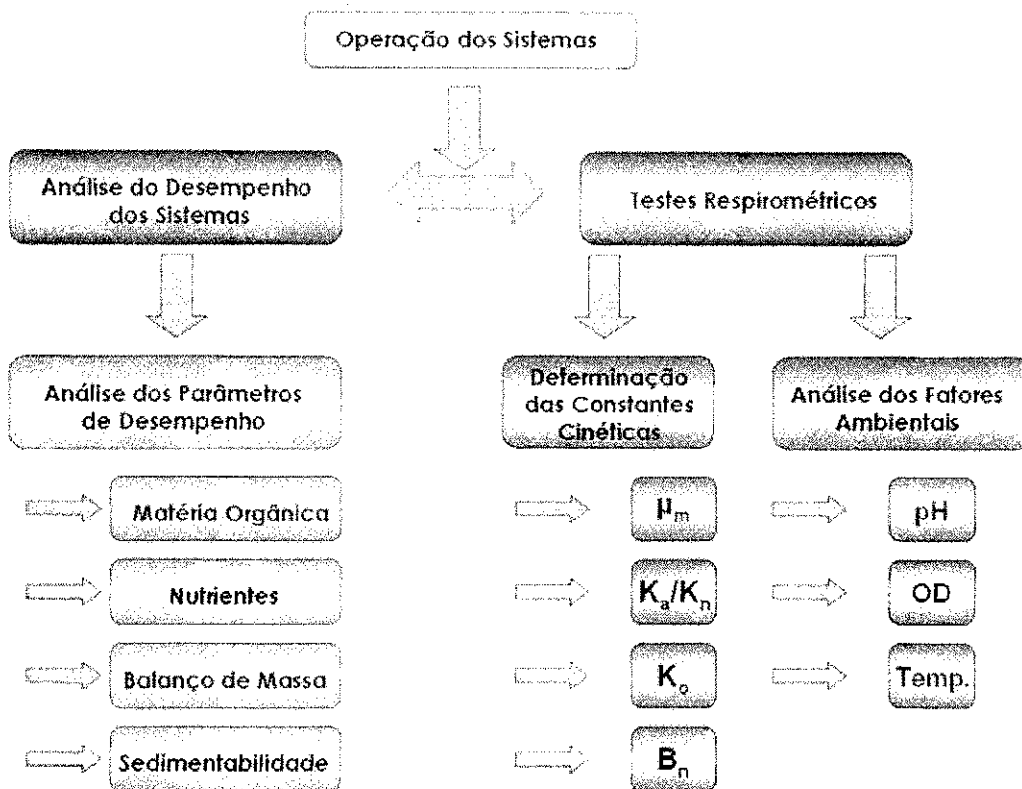


Figura (3.1): Fluxograma do delineamento experimental seguido para atingir aos objetivos propostos.

3.2 Material

3.2.1 Descrição dos sistemas de lodo ativado e de seus aspectos operacionais

3.2.1.1 Sistemas de lodo ativado

Dois sistemas de lodo ativado do tipo Bardenpho e UCT foram dimensionados e operados segundo a teoria de lodo ativado simplificada descrita em van Haandel e Marais, (1999). Cada sistema era composto de quatro reatores em série e um decantador no final. O conjunto de reatores de cada sistema de lodo ativado apresentavam o mesmo volume total (235 litros), tendo cada reator volumes diferentes.

Na **Figura (3.2)** é mostrado o conjunto de sistemas operados: sistema de alimentação e sistemas de reatores. No sistema de alimentação distingue-se o poço de visita (PV) de onde esgoto bruto era bombeado através de uma bomba “sapo” para uma caixa de areia vertical

(DV) onde então por gravidade era direcionado aos sistemas de lodo ativado estudados, sendo o efluente dos sistemas lançado na rede coletora de esgotos.

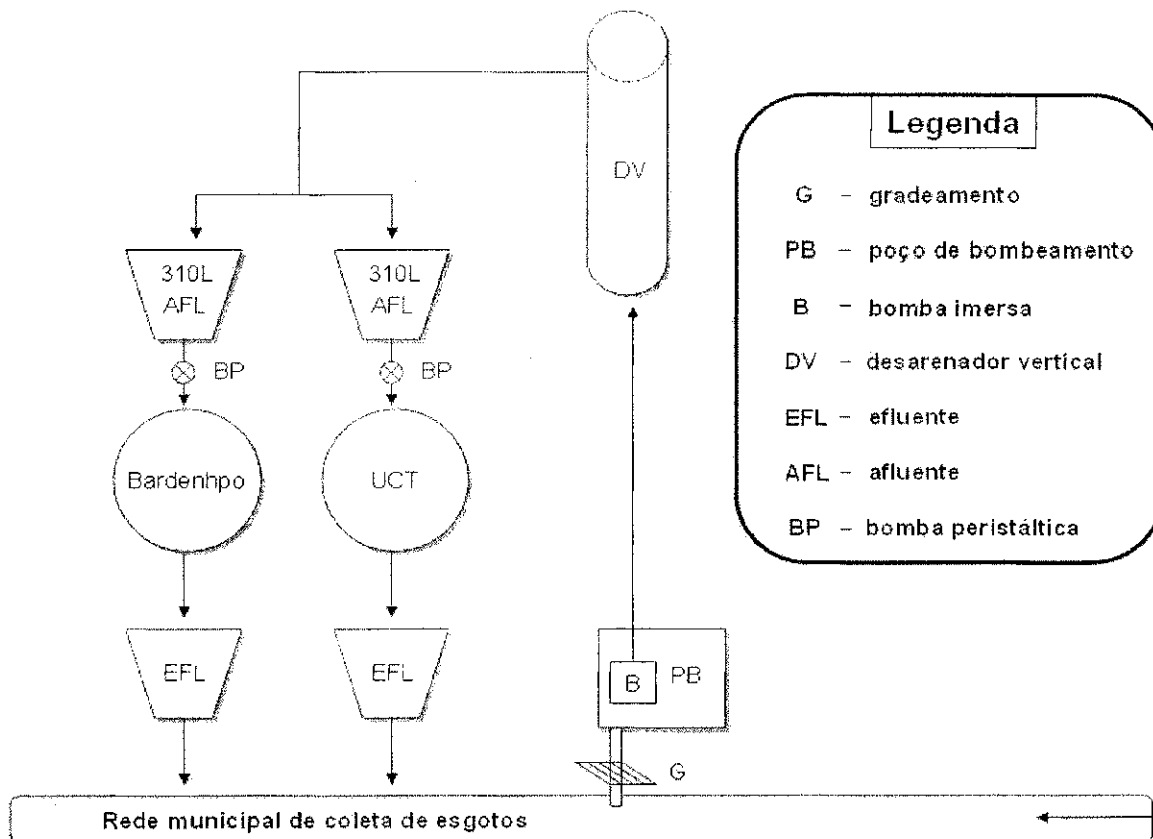


Figura (3.2): Captação, tratamento preliminar e distribuição do esgoto municipal para os sistemas.

Para a confecção dos reatores de cada sistema, foram utilizados tubos de policloreto de vinila (PVC) com diâmetros variados e vedados no fundo por um cap. Para a confecção do decantador o material usado foi fibra de vidro. Uma grade de cantoneiras sustentava o conjunto de agitação do licor misto, o qual era composto por um motor de baixa rotação de 1/3 HP 45 rpm que fazia girar, através de 8 polias para cada sistema, eixos com palhetas que se localizavam dentro dos reatores, promovendo a homogeneização e suspensão do licor misto e do efluente a ser tratado. Assim, um único motor podia promover a agitação de todos os reatores e do decantador de cada sistema. A nitrificação era promovida em apenas um reator de cada sistema, o reator central (R3).

Sistema de lodo ativado Bardenpho

O sistema Bardenpho foi projetado com quatro reatores sequenciais, sendo dois reatores anóxicos pré-D ($R1_B$ e $R2_B$) e um reator pós-D ($R4_B$), totalizando um percentual em volume de reatores anóxicos de 56,6% do total (**Tabela (3.4)**), além de um reator aeróbio ($R3_B$, com 43,4% do volume total de reatores), como podem ser observados na **Figura (3.3a) e (3.3b)**.

O primeiro reator (reator $R1_B$), com capacidade de 27 litros, recebia o esgoto afluente e para ele era recirculado através de bomba peristáltica com vazão controlada o licor misto do reator aerado (recirculação “a”, **Tabela (3.2)**), sendo pois um reator anóxico pré-D, além de receber recirculação de lodo do decantador (recirculação “s”, **Tabela (3.2)**). Ao reator $R1_B$ seguia o reator $R2_B$, também anóxico já que a desnitrificação no reator $R1_B$ não era completa, obedecendo a critérios de projeto (menor volume do $R1_B$ em relação a $R2_B$). Esse reator tinha um volume de 65 litros e, portanto, um tempo de permanência maior (5 horas) que o reator $R1_B$ (2 horas). O reator $R3_B$ era aeróbio e devido à necessidade de se promover a nitrificação, o tempo de permanência nesse reator era maior que nos outros (8,1 horas), tendo esse reator um volume de 102 litros.

O descarte diário do licor misto para a manutenção da idade de lodo era feito do $R3_B$, visto que o mesmo além da agitação mecânica via palhetas, ainda era aerado, o que aumentava o grau de turbulência e favorecia a mistura dos sólidos. Por fim tínhamos o $R4_B$, que funcionava como um reator pós-D, com volume de 41 litros e tempo de permanência de 3,3 horas, além do decantador com 70 litros de volume útil.

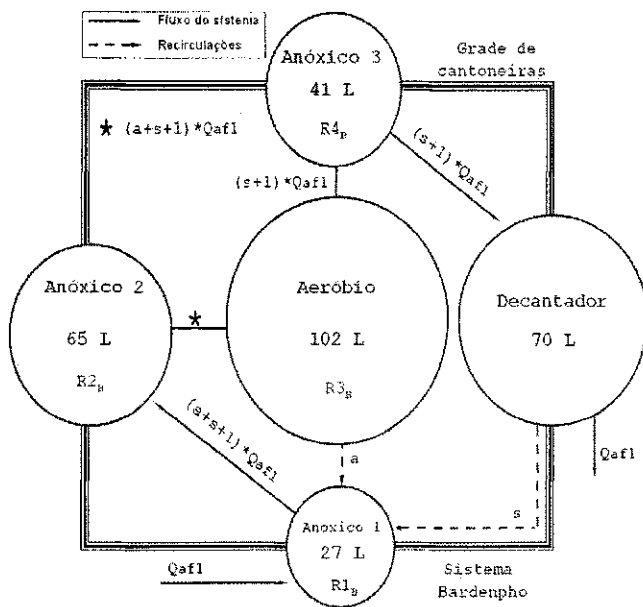


Figura (3.3a): Esquema de montagem do sistema de tratamento em escala piloto Bardenpho.

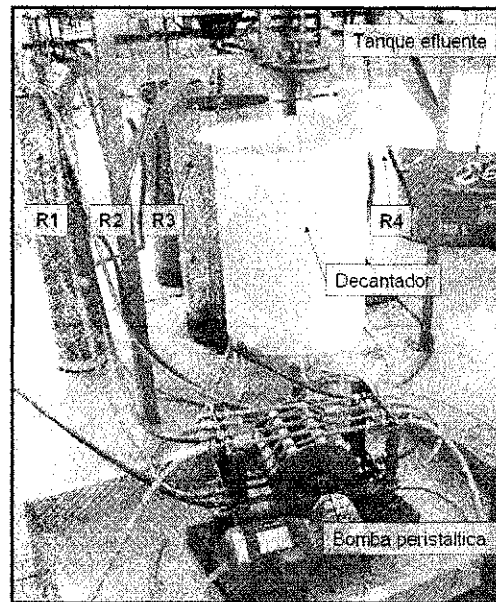


Figura (3.3b): Fotografia da estrutura dos reatores.

Sistema de lodo ativado UCT (University of Cape Town)

Constituíam o sistema um reator anaeróbio ($R1_C$), dois reatores anóxicos ($R2_C$, pré-D e $R4_C$, pós-D) e um reator aeróbio ($R3_C$), todos seqüenciais. O sistema UCT também foi dimensionado em escala piloto conforme o sistema Bardenpho (**Figura (3.4a)**).

O decantador, assim como o decantador do sistema Bardenpho, apresentava 70 litros de volume útil. Ocorriam três recirculações de licor misto nesse sistema (recirculações “a”, “s” e “r”, **Tabela (3.2)**). O primeiro reator possuía 27 litros ($R1_C$, anaeróbio) e recebia o afluente, sendo nesse reator necessária a ausência de nitrato para favorecer a remoção de fósforo, de acordo com critérios técnicos de projeto para esse sistema. Assim, a única recirculação feita para o $R1_C$ era a recirculação “r”, proveniente do reator $R2_C$ (anóxico), pressupondo total remoção do nitrato nesse reator. Após o $R1_C$, seguia o $R2_C$ com 65 litros que recebia a recirculação “a”, proveniente do $R3_C$ que era um reator aerado que possuía 102 litros. Por fim tínhamos o $R4_C$ com 41 litros, que semelhante ao sistema Bardenpho, também se apresentava como um reator pós-D.

A **Figura (3.4a)** contém um esquema da configuração do sistema UCT, com os detalhes de volume e recirculações e a **Figura (3.4b)** apresenta uma fotografia dos dois sistemas em campo e operantes, sendo possível observar nessa figura além dos reatores, a

parte superior da grade de cantoneiras onde ficava acoplado o motor para agitação do licor misto.

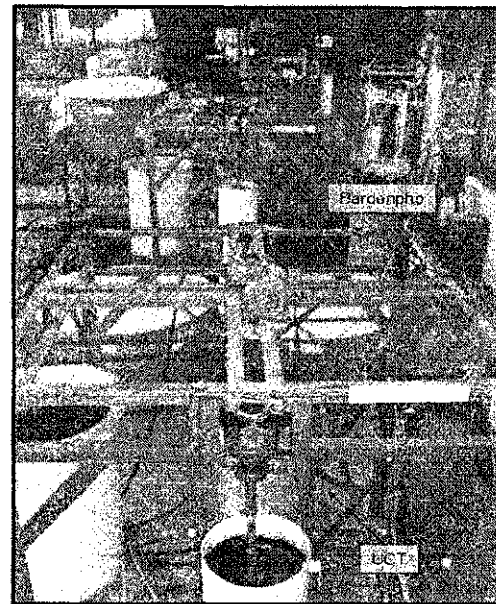
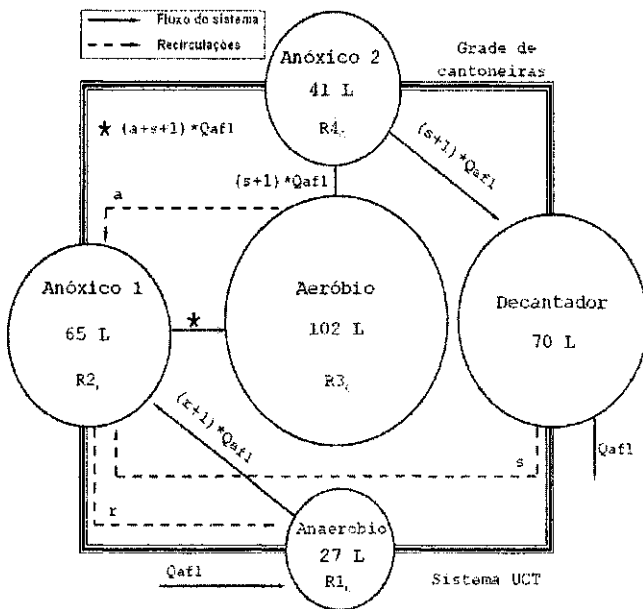


Figura (3.4a): Esquema de montagem e Figura (3.4b): Fotografia dos dois sistemas em operação.

3.2.1.2 Descrição dos aspectos operacionais dos sistemas de lodo ativado

Parâmetros de projeto e dimensionamento dos reatores

Nas Tabelas (3.1) e (3.2), apresentam-se respectivamente as dimensões dos reatores dos dois sistemas (altura, diâmetro e volume) e as taxas de recirculações do licor misto dos reatores e do lodo sedimentado dos decantadores. Todo o dimensionamento foi baseado no modelo simplificado para lodo ativado proposto por van Haandel e Marais (1999).

As condições operacionais que foram mantidas para os sistemas de vazão afluente (Q_{af}), tempo de detenção hidráulica de cada reator (TDH), idade de lodo (R_s), temperatura ambiente (T) e oxigênio dissolvido (OD) podem ser observadas na Tabela (3.3).

Tabela (3.1): Dimensões dos reatores dos sistemas Bardenpho e UCT.

Reator	Diâmetro (m)	Altura (m)	Quantidade	VT(L)	VU (L)
Anaeróbio	0,20	0,95	1	29	27
Pré-D (Bardenpho)	0,20	0,95	1	29	27
Pré-D (UCT e Bardenpho)	0,30	0,95	1	67	65

Aeróbio	0,41	0,95	2	105	102
Pós-D	0,25	0,95	2	46	41
Decantador	0,35	0,80	2	76	70

Pré/Pós-D: reator pré/pós desnitrificante ao reator aeróbio. **VT:** Volume total; **VU:** Volume útil

Tabela (3.2): Taxas de recirculação usadas para as recirculações do licor misto e do lodo para os reatores do sistema.

Sistema Bardenpho				Sistema UCT			
Recir.	Taxa	Vazão (L/d)	Direção	Recir.	Taxa	Vazão (L/d)	Direção
s	1	300	de dec para R _{1B}	s	1	300	de dec para R _{2C}
a	3	900	de R ₃ para R _{1B}	a	2	600	de R ₃ para R _{2C}
r	0	0	-	r	1	300	de R ₂ para R _{1C}

Tabela (3.3): Condições operacionais mantidas para operação dos sistemas Bardenpho e UCT.

Parâmetros Operacionais	Sistema Bardenpho e UCT
TDH no R _{1B/C}	2,16 horas
TDH no R _{2B/C}	5,20 horas
TDH no R _{3B/C}	8,16 horas
TDH no R _{4B/C}	3,28 horas
TDH total _{B/C}	18,80 horas
Vazão do afluyente (Q _{af})	300 L/dia
Idade de lodo (R _s)	20 / 15 dias
Temperatura média (T)	Ambiental (~24 °C)
Oxigênio Dissolvido (OD)	2 a 3 mg/L

TDH: Tempo de detenção hidráulica

Na **Tabela (3.4)** estão apresentadas às zonas de tratamento (aeróbia, anóxica e anaeróbia) e suas frações em relação ao volume total de reatores.

Tabela (3.4): Distribuição das zonas de tratamento em cada sistema em função do volume total do sistema.

Bardenpho			UCT		
<i>f</i> anóxica	<i>f</i> aeróbia	<i>f</i> anaeróbia	<i>f</i> anóxica	<i>f</i> aeróbia	<i>f</i> anaeróbia
56,6%	43,4%	0%	45,1%	43,4%	11,5%

f: fração em relação ao volume total de reatores (235 litros)

Idade de lodo (R_s)

Os sistemas foram operados com idade de lodo de 20 e 15 dias. Esse parâmetro indica o tempo médio de permanência de lodo no sistema e é definido como a razão entre a massa de lodo presente no sistema e a massa descarregada diariamente, podendo a razão ser simplificada conforme a **Equação (3.1)**.

$$R_s = V_r / q \quad (3.1)$$

Sendo:

q: volume de licor misto a ser descartado (L/d);

V_r : volume total de reatores (L);

R_s : idade de lodo (d^{-1}).

A primeira idade de lodo estabelecida favoreceu o processo de nitrificação, tendo-se mudado para 15 dias com o objetivo de se otimizar a operação dos sistemas e observar seu comportamento quando operados nessa idade limite.

Para a manutenção da idade de lodo nos sistemas, diariamente era descartado do R3 de cada sistema, um volume de licor misto de 11,7 litros, quando da operação do sistema com idade de lodo de 20 dias e, 15,6 litros quando operado com 15 dias de idade de lodo. Esse volume de descarte era usado para a realização dos testes respirométricos assim como para as determinações analíticas dos parâmetros de monitoramento de desempenho dos sistemas.

Alimentação dos sistemas e recirculações

Os sistemas eram alimentados com esgoto municipal da cidade de Campina Grande, na Paraíba, bombeado de um poço de visita do canal principal do sistema de coleta de esgotos da cidade conforme apresentado no fluxograma da **Figura (3.2)**. Um volume de 300 litros do esgoto do desarenador vertical era levado por gravidade diariamente para tanques de equalização com capacidade máxima de armazenamento de 310 litros, sendo a vazão de

alimentação de cada sistema regulada para 300 L/d (Q_{af1}). Os tanques nos quais o esgoto diário era armazenado eram dotados de um motor e palhetas de agitação com a finalidade de homogeneizar o afluente. (**Figura (3.5)**).

O bombeamento do esgoto afluente, armazenado nos tanques de 310 litros, para os sistemas, e as recirculações do licor misto dos reatores e do lodo do decantador eram feitas através de duas bombas peristáltica (uma para cada sistema) com mangueiras de silicone tendo diâmetro de 1 cm. As bombas peristálticas eram rotacionadas por um eixo acionado por um motor de 1/3 HP ligado a um redutor de frequência que tinha, tendo esse último, a finalidade de regular a velocidade de rotação do motor (consequentemente do eixo de rotação), possibilitando assim o ajuste das vazões afluentes e de recirculações de acordo com o necessário.

Diariamente era feita a medição e ajuste das vazões de recirculações e alimentação, assim como a troca de mangueiras rompidas ou comprometidas.

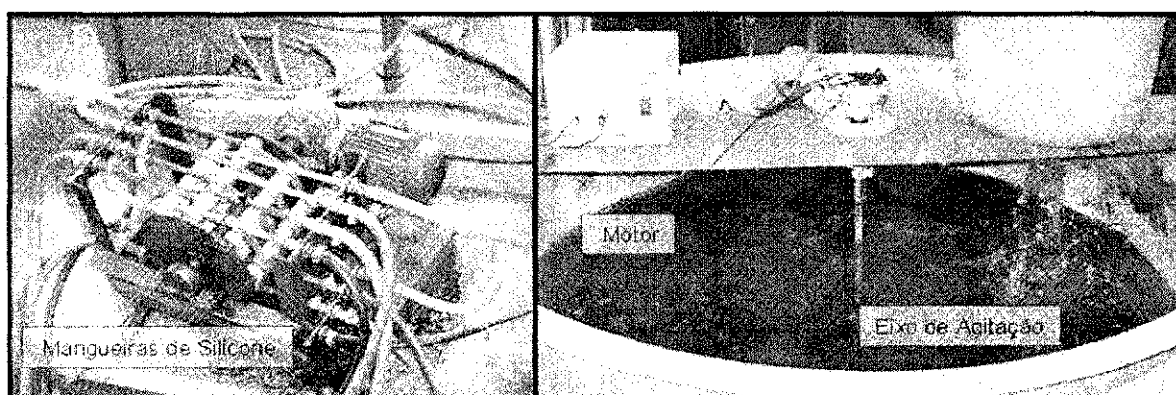


Figura (3.5): Fotografias da bomba peristáltica (quadro da esquerda) utilizada para alimentação dos sistemas e recirculações de lodo e fotografia do tanque afluente (quadro da direita).

Aeração dos sistemas

Para aeração dos reatores aeróbios/nitrificantes de cada sistema (reatores R3_B e R3_C) foram utilizados dois compressores de ar modelo JET MASTER, da SCHULZ, com capacidade de injeção de 65 L/min, através de um motor de 1/3 HP (250W) com pressão máxima de 2,8 bar.

Os compressores (**Figura (3.6)**) ficavam conectados a um temporizador analógico programado para alternar o tempo de funcionamento de cada aerador em 15 min. Assim,

cada compressor trabalhava em ciclos de 30 min divididos em 15 min de aeração e 15 min desligado e, dessa forma, mantinha-se o sistema sempre aerado. Tal procedimento foi adotado para garantir maior vida útil aos aparelhos e a manutenção do oxigênio dissolvido desejado nos sistemas sem queda na eficiência da aeração devido a problemas nos aeradores.

Na distribuição do oxigênio, existia uma válvula destinada a liberação do ar para a atmosfera, visando a regulação e manutenção da concentração de OD desejada no sistema. A aeração do sistema era regulada para que se obtivesse uma concentração de 2 a 3 mgO₂/L, concentração essa favorável para a nitrificação, sendo medida diariamente.

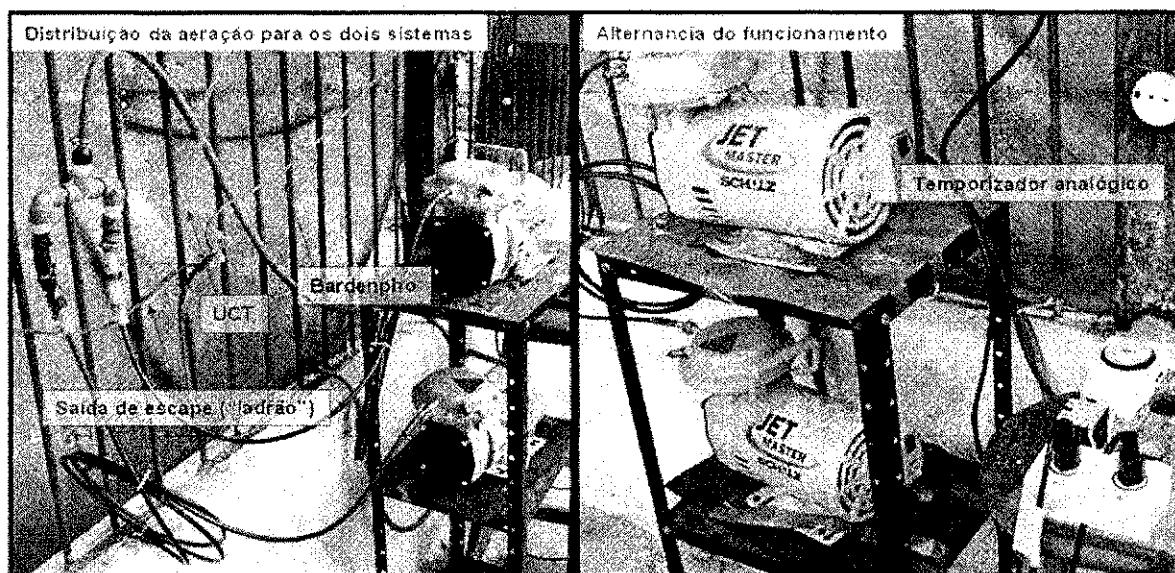


Figura (3.6): Fotografia dos compressores de ar e a configuração da tubulação de distribuição de ar para os sistemas.

Homogeneização do licor misto

Para a homogeneização e suspensão do licor misto, foram utilizados agitadores mecânicos de eixo vertical (**Figura (3.7)**) com palhetas na horizontal introduzidos em cada reator, sendo acionados por um motor que ficava acoplado a grade de cantoneiras. Essa agitação assegurava a suspensão do lodo e o contato deste com toda a massa líquida, e conseqüentemente, com o esgoto a ser tratado.

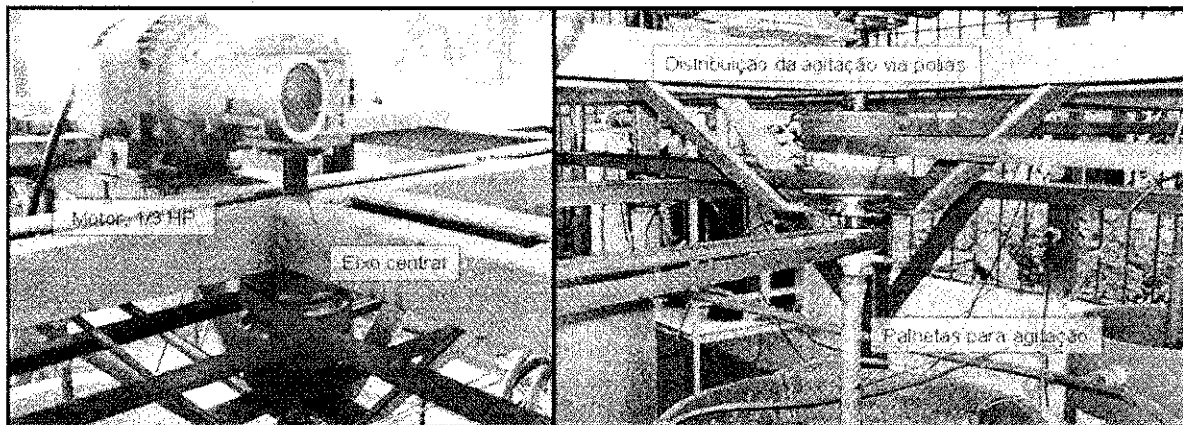


Figura (3.7): Fotografia da configuração da agitação via polias dos reatores

3.3 Métodos

A fase experimental foi dividida em duas etapas:

Etapa 1: nesta etapa a idade de lodo dos sistemas foi mantida em 20 dias. A operação dos sistemas com esse tempo de retenção celular foi estabelecida devido à necessidade de se garantir o estabelecimento de uma comunidade estável de bactérias autotróficas nitrificantes.

Etapa 2: nesta etapa, após a estabilização do desempenho dos sistemas, a idade de lodo foi reduzida para 15 dias, devido ao bom desempenho dos sistemas operando com idade de lodo de 20 dias e a garantia de que, segundo o modelo de lodo ativado simplificado, a nitrificação só seria inibida com uma idade inferior a 8 dias.

Cada etapa teve uma duração média de 5 meses, durante os quais foram realizados ensaios laboratoriais, análises físico-químicas e testes de respirometria. Para cada idade de lodo foram realizadas 15 campanhas de análises e ensaios.

A redução da idade de lodo, teve como objetivo otimizar a operação dos sistemas, buscando definir a menor idade de lodo capaz de remover completamente o nitrogênio afluente.

A fase experimental se iniciou no mês de julho do ano de 2007 e estendeu-se até o mês de junho do ano de 2008, perfazendo 11 meses de operação dos sistemas.

Aguardou-se o período de 1 mês para que a concentração de sólidos e a sedimentabilidade dos lodos estivessem satisfatórias em cada um dos sistemas. Durante esse período não foram realizadas análises laboratoriais, pois ainda não se tinham sistemas estáveis.

3.3.1 Variáveis analisadas para o Monitoramento dos Sistemas

Para o monitoramento dos sistemas Bardenpho e UCT eram coletadas amostras semanalmente. Os reatores dispunham de saídas para coletas localizadas a meia altura. O horário de coleta variava de 8:00 a 9:00 horas e as amostras eram em seguida analisadas.

Aproximadamente 15 coletas para cada idade de lodo operada puderam caracterizar o desempenho dos sistemas nas duas fases. As variáveis investigadas, frequência e métodos analíticos estão demonstrados na **Tabela (3.5)**. Os pontos de coleta específicos para cada sistema estão apresentados na **Tabela (3.6)**.

Tabela (3.5): Análises realizadas em amostras coletadas semanalmente para avaliar o desempenho dos sistemas e métodos analíticos de determinação.

Variáveis	Métodos analíticos	Referência
DQO mg/L	Titulométrico/refluxação fechada	APHA <i>et al.</i> (1998)
NTK mgN/L	Semi-Micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (1998)
Amônia N-NH ₄ ⁺	Semi-Micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (1998)
Nitrato N-NO ₃ ⁻	Salicilato de Sódio	RODIER <i>et al.</i> (1975)
Nitrito N-NO ₂ ⁻	Colorimétrico Diazotização	APHA <i>et al.</i> (1998)
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Alcalinidade HCO ₃	Kapp	BUCHAUER (1998)
Alcalinidade AGV	Kapp	BUCHAUER (1998)
Fósforo Total (mgP/L)	Ácido Ascórbico	APHA <i>et al.</i> (1998)
Ortofósforo Solúvel (mgP/L)	Ácido Ascórbico	APHA <i>et al.</i> (1998)
pH	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> (1998)
SST (mg/L)	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (1998)
SSV (mg/L)	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (1998)
SSF (mg/L)	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (1998)
TCO _c (mg/L/h)	Semicontínuo	VAN HAANDEL E CATUNDA (1982)
OD (mgOD/L)	Eletrométrico	YSI MODEL 58
IVL ₃₀ (g/L)	IVL	-
Sedimentabilidade	-	LEITÃO (2004) / SILVA <i>et al.</i> (2008)

Tabela (3.6): Pontos de amostragem dos sistemas Bardenpho e UCT correspondentes a cada variável analisada.

Variáveis	Sistema Bardenpho					Sistema UCT						
	Afluente	R1 _b	R2 _b	R3 _b	R4 _b	Efluente	Afluente	R1 _c	R2 _c	R3 _c	R4 _c	Efl
DQO	x	x				x	x	x				x
NTK	x	x				x	x	x				x
NTK (Lodo)				x						x		
Amônia	x	x		x		x	x	x		x		x

Nitrato		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
Nitrito		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
Alcalinidade	x					x	x					x
P - total	x					x	x					x
P - orto	x					x	x					x
pH	x					x	x					x
SST				x						x		
SSV				x						x		
SSF				x						x		
OD	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
IVL ₃₀				x						x		
Sedimentabilidade				x						x		

3.3.2 Balanço de Massa do Material Nitrogenado

O balanço de massa de material nitrogenado (B_n) consiste na verificação da quantidade de nitrogênio que entra e que sai do sistema, sendo este processo fundamental para que se tenha boa confiabilidade sobre os valores das variáveis analisadas, assim como garantir maior segurança da estabilidade do sistema. Sabendo-se que as frações nitrogenadas só podem deixar um sistema sob três formas: material sólido no lodo de excesso, material dissolvido no efluente e nitrogênio gasoso para a atmosfera (van Haandel e Marais, 1999), os cálculos para a determinação do balanço de massa do material nitrogenado para cada um dos sistemas seguiram os seguintes protocolos:

3.3.2.1 Balanço de Massa do Material Nitrogenado para o Sistema Bardenpho

Para os cálculos de B_n são necessários: (1) dados operacionais tais quais volume total dos reatores (V_r), idade de lodo (R_s), vazão afluente e vazões referentes às recirculações do licor misto do reator aeróbio e do decantador para o primeiro reator anóxico (Q_a , Q_{rs} e Q_{ra}) e (2) dados das concentrações de nitrogênio amoniacal, afluente e efluente, (N_{aa} e N_{ae}), de nitrogênio orgânico (N_{oa} e N_{oe}), de nitrogênio total Kjeldahl (N_{ka} e N_{kac}), e de nitrato (N_{na} e N_{ne}). Também é utilizada a fração de nitrogênio no lodo (f_n), a concentração de nitrato nos reatores (N_{n1} , N_{n2} , N_{n3} e N_{n4}) e a dos sólidos suspensos voláteis (X_v).

Cálculos dos fluxos de nitrogênio nos sistemas

A **Equação (3.2)** expressa o fluxo de nitrogênio total Kjeldahl afluente ao sistema Bardenpho:

$$MN_{ta} = Q_{af} * (N_{oa} + N_{aa} + N_{na}) \quad (3.2)$$

Sendo:

MN_{ta} : fluxo de nitrogênio total Kjeldahl afluyente (mgN/d);

Q_{af} : vazão afluyente (L/d);

N_{oa} : nitrogênio orgânico afluyente (mg/L);

N_{aa} : nitrogênio amoniacal afluyente (mg/L);

N_{na} : nitrogênio nitrato afluyente (mg/L).

Já as **Equações (3.3) e (3.4)** expressam os fluxos de material nitrogenado no lodo de excesso e os referentes às recirculações de licor misto.

$$MN_l = f_n * V_r * X_v / R_s \quad (3.3)$$

Sendo:

MN_l : fluxo de nitrogênio total Kjeldahl no lodo (mgN/d);

f_n : fração de nitrogênio total Kjeldahl em lodo volátil;

V_r : volume total dos reatores (L);

X_v : sólidos suspensos voláteis (mg/L);

R_s : idade de lodo (d^{-1}).

$$N_o = (Q_{af} * N_{na} + Q_{rs} * N_{nc} + Q_{ra} * N_{n3}) / (Q_{af} + Q_{ra} + Q_{rs}) \quad (3.4)$$

Sendo:

N_o : nitrato inicial referente as recirculações (mg/L);

Q_a : vazão afluyente (L/d);

N_{na} : nitrato afluyente (mg/L);

Q_{rs} : vazão afluyente multiplicada pela recirculação s (L/d);

N_{ne} : nitrato efluente (mg/L);

Q_{ra} : vazão afluyente multiplicada pela recirculação a (L/d);

N_{n3} : nitrato no reator aeróbio (mg/L).

A **Equação (3.5)** permite determinar o fluxo de nitrogênio total Kjeldahl que não foi oxidado e nem foi removido no lodo, ou seja, é o nitrogênio que sai no efluente.

$$MN_{te} = Q_a * (N_{oe} + N_{ae} + N_{ne}) \quad (3.5)$$

Sendo:

MN_{te} : fluxo de nitrogênio total Kjeldahl efluente (mgN/d);

Q_a : vazão afluyente (L/d);

N_{oe} : nitrogênio orgânico efluente (mg/L);

N_{ae} : nitrogênio amoniacal efluente (mg/L);

N_{ne} : nitrato efluente (mg/L).

Considerando-se as entradas e saídas de nitrato em cada reator anóxico e, considerando-se as taxas de recirculação de licor misto, para o cálculo dos fluxos de desnitrificação são necessários os seguintes passos (**Equações (3.6), (3.7), (3.8), (3.9), (3.10) e (3.11)**):

$$\Delta N_{n1} = N_{no} - N_{n1} \quad (3.6)$$

Sendo:

ΔN_{n1} : variação de nitrato no reator 1 (mg/L);

N_o : nitrato no licor misto recirculado (mg/L);

N_{n1} : nitrato no reator 1 (mg/L).

$$MN_{d1} = (Q_a + Q_{rs} + Q_{ra}) * \Delta N_{n1} \quad (3.7)$$

Sendo:

MN_{d1} : fluxo de nitrogênio desnitrificado no reator 1 (mgN/d);

Q_a : vazão afluyente (L/d);

Q_{rs} : vazão afluyente multiplicada pela recirculação s (L/d);

Q_{ra} : vazão afluyente multiplicada pela recirculação a (L/d);

ΔN_{n1} : variação de nitrato no reator 1 (mg/L).

$$\Delta N_{n2} = N_{n1} - N_{n2} \quad (3.8)$$

Sendo:

ΔN_{n2} : variação de nitrato no reator 2 (mg/L);

N_{n1} : nitrato no reator 1 (mg/L);

N_{n2} : nitrato no reator 2 (mg/L).

$$MN_{d2} = (Q_a + Q_{rs} + Q_{ra}) * \Delta N_{n2} \quad (3.9)$$

Sendo:

MN_{d2} : fluxo de nitrogênio desnitrificado no reator 2 (mgN/d);

Q_a : vazão afluyente (L/d);

Q_{rs} : vazão afluyente multiplicada pela recirculação “s” (L/d);

Q_{ra} : vazão afluyente multiplicada pela recirculação “a” (L/d);

ΔN_{n2} : variação de nitrato no reator 2 (mg/L).

$$\Delta N_{n4} = N_{n3} - N_{n4} \quad (3.10)$$

Sendo:

ΔN_{n4} : variação de nitrato no reator 4 (mg/L);

N_{n3} : nitrato no reator 3 (mg/L);

N_{n4} : nitrato no reator 4 (mg/L).

$$MN_{d4} = (Q_a + Q_{rs}) * \Delta N_{n4} \quad (3.11)$$

Sendo:

MN_{d4} : fluxo de nitrogênio desnitrificado no reator 4 (mgN/d);

Q_a : vazão afluyente (L/d);

Q_{rs} : vazão afluyente multiplicada pela recirculação “s” (L/d);

Q_{ra} : vazão afluyente multiplicada pela recirculação “a” (L/d);

ΔN_{n4} : variação de nitrato no reator 4 (mg/L).

A **Equação (3.12)** apresenta o fluxo geral de desnitrificação do sistema Bardenpho.

$$MN_d = MN_{d1} + MN_{d2} + MN_{d4} \quad (3.12)$$

Sendo:

MN_d : fluxo de desnitrificação (mgN/d);

MN_{d1} : fluxo de desnitrificação no reator 1 (mgN/d);

MN_{d2} : fluxo de desnitrificação no reator 2 (mgN/d);

MN_{d4} : fluxo de desnitrificação no reator 4 (mgN/d).

A **Equação (3.13)** é a equação geral para o balanço de massa do material nitrogenado para o sistema Bardenpho.

$$B_n = (MN_l + MN_{le} + MN_d) / MN_{ia} \quad (3.13)$$

Sendo:

B_n : balanço de massa de material nitrogenado;

MN_l : fluxo de nitrogênio total Kjeldahl no lodo (mgN/d);

MN_{le} : fluxo de nitrogênio total Kjeldahl efluente (mgN/d);

MN_d : fluxo de desnitrificação (mgN/d);

MN_{ia} : fluxo de nitrogênio total Kjeldahl afluyente (mgN/d).

3.3.2.2 Balanço de Massa do Material Nitrogenado para o Sistema UCT

O balanço de massa para o sistema UCT segue a mesma seqüência de cálculos do sistema Bardenpho. Todavia, devido às diferentes taxas de recirculações e localizações dos reatores anóxicos, os cálculos corrigidos estão demonstrados a seguir.

Os fluxos do material nitrogenado no afluyente, no lodo e no efluente (MN_{ia} , MN_l e MN_{le}) podem ser calculados de acordo com as **Equações (3.2)**, **(3.3)** e **(3.5)**. O fluxo N_o (relativo ao nitrato recirculado no licor misto para o primeiro reator) não é necessário nos cálculos do balanço de massa para o sistema UCT (pois não existe essa recirculação).

Para o cálculo das variações de nitrato nos reatores anóxicos, ou seja, para calcular os fluxos de desnitrificação do sistema UCT, as equações foram diferentes das utilizadas para o

sistema Bardenpho, tendo em vista a mudança de configuração devido as diferenças nas recirculações de licor misto.

A **Equação (3.14)** expressa a variação de nitrato no reator 2, que era o primeiro reator anóxico do sistema UCT., isto é, o primeiro local do sistema onde ocorria desnitrificação.

$$\Delta N_{n2} = N_{n13e} - N_{n2} \quad (3.14)$$

Sendo:

ΔN_{n2} : variação de nitrato no reator 2 (mg/L);

N_{n13e} : nitrato que entra no reator 2 (mg/L);

N_{n2} : nitrato no reator 2 (mg/L).

A **Equação (3.15)** permite determinar o fluxo de nitrogênio desnitrificado no reator 2 a partir da **Equação (3.14)**.

$$MN_{d2} = (Q_{rs} + Q_{ra} + Q_{rr}) * \Delta N_{n2} \quad (3.15)$$

Sendo:

MN_{d2} : fluxo de nitrogênio desnitrificado no reator 2 (mgN/d);

Q_{rs} : vazão afluyente multiplicada pela recirculação "s" (L/d);

Q_{ra} : vazão afluyente multiplicada pela recirculação "a" (L/d);

Q_{rr} : vazão afluyente multiplicada pela recirculação "r" (L/d);

ΔN_{n2} : variação de nitrato no reator 2 (mg/L).

Para o cálculo da variação de nitrato no reator 4 utilizou-se a **Equação (3.10)** e para o cálculo de fluxo de nitrogênio desnitrificado no reator 4 utilizou-se a **Equação (3.11)**. Com a **Equação (3.16)**, MN_d pode ser calculado para o sistema UCT, considerando-se apenas o fluxo de nitrato desnitrificado em R2 e em R4.

$$MN_d = MN_{d2} + MN_{d4} \quad (3.16)$$

O cálculo final, que determina B_n para o sistema UCT é o mesmo utilizado para o sistema Bardenpho (**Equação (3.13)**).

3.3.3 Testes Respirométricos

A TCO foi determinada conforme Catunda *et al.* (1996), utilizando-se o respirômetro Beluga, do tipo aberto e de forma semi-contínua. Um aerador era ligado ao respirômetro, que controlava a aeração através do software S3.2C que acompanha o equipamento. O respirômetro ativava o aerador quando a concentração de OD atingia um limite inferior estabelecido, desativando-o quando esta atingia um limite superior também estabelecido, iniciando, assim, ciclos de períodos com e sem aeração. Durante os períodos sem aeração, o Beluga calculava a TCO a partir da variação da concentração de OD com o tempo. Os equipamentos necessários para um teste respirométrico com bateladas de licor misto, assim como um respirograma gerado durante o teste (conforme descrito no **Capítulo 2, Seção 2.8**) estão apresentados na **Figura (3.8)**.

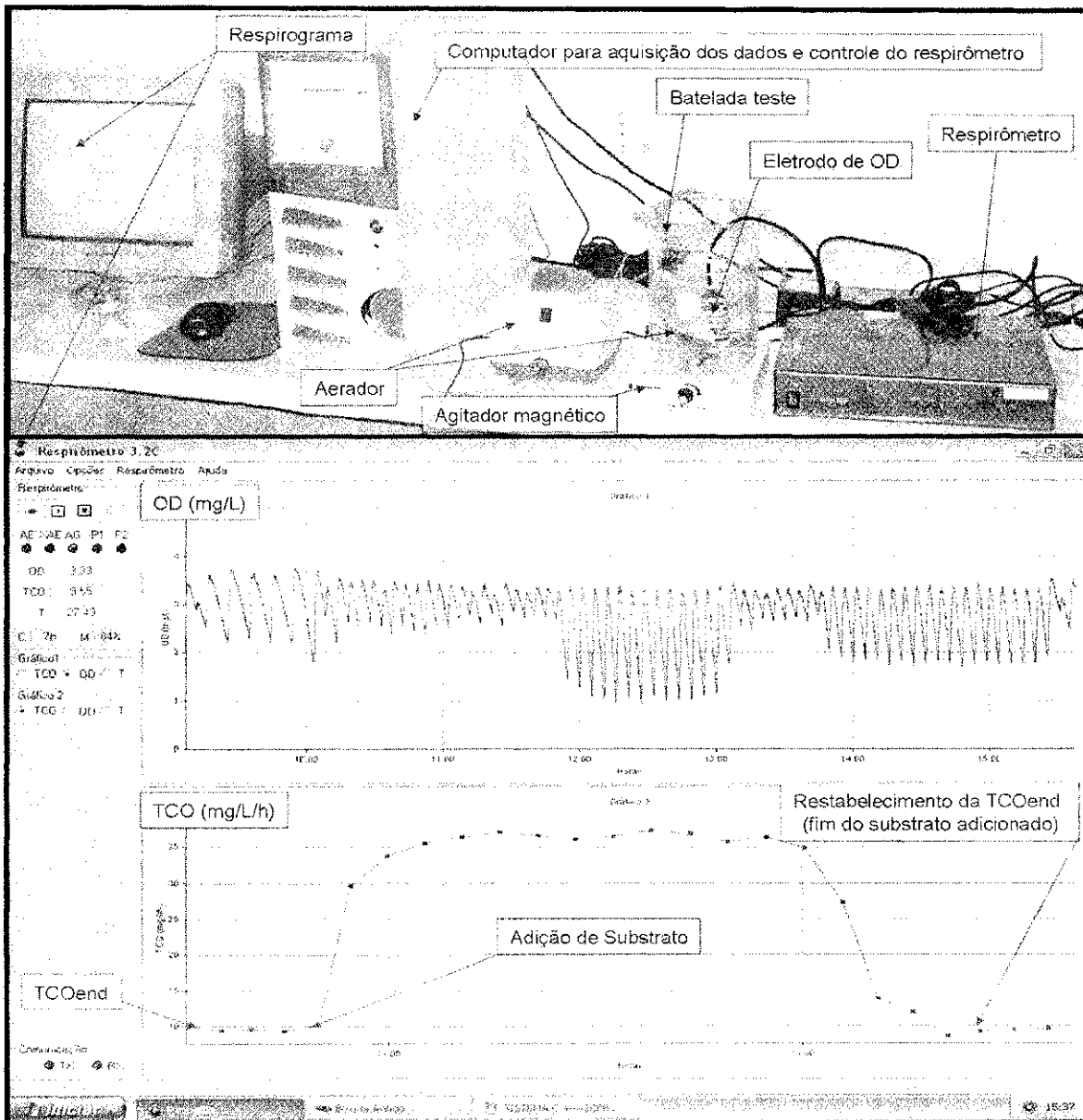


Figura (3.8): Equipamentos utilizados para a realização dos testes respirométricos (fotografia superior) e exemplo de um respirograma típico obtido em um teste com o licor misto de um sistema de lodo ativado (figura inferior).

Durante os períodos sem aeração, o Beluga calculava a TCO utilizando os dados adquiridos da diminuição da concentração de OD, através de regressão linear, sendo esta taxa expressa como (**Equação (3.17)**):

$$TCO = (dOD/dt) = (OD_{\max} - OD_{\min})/\Delta t \quad (3.17)$$

Sendo:

TCO: taxa de consumo de oxigênio ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);

OD_{max}: valor de oxigênio dissolvido de referência superior;

OD_{min}: valor de oxigênio dissolvido de referência inferior;

Δt : variação do tempo.

Para realização dos testes respirométricos com aeração de forma semi-contínua, as concentrações de OD estabelecidas como de referências mínima e máxima foram de 1,0 e 3,0 mg/L, respectivamente. Os valores de referência foram escolhidos de acordo com a resposta metabólica do lodo, para que não houvesse erro na leitura da TCO (Derks, 2007).

O substrato adicionado era específico para cada grupo de bactérias estudadas. O consumo do substrato adicionado era traduzido pelo consumo de OD, registrado pelo respirômetro que armazenava os dados de OD em planilha eletrônica a cada 5s, calculando também a TCO. Na **Tabela (3.7)** estão apresentados os substratos usados para os grupos de bactérias testadas.

Tabela (3.7): Substratos utilizados para os testes respirométricos com bactérias autotróficas nitrificantes

Grupo de Bactéria	Legenda	Substrato Específico	Oxidante	Tipo de Teste
Bactérias Autotróficas Nitrificantes	BAN	Cloreto de Amônio (NH_4Cl)	Oxigênio	Respirométrico
Bactérias Autotróficas Nitratadoras	BAn	Nitrito de Sódio (NaNO_2)	Oxigênio	Respirométrico

Para os testes respirométricos com cada grupo de bactéria, foram tomadas alíquotas do licor misto coletadas do reator aerado (R3) dos dois sistemas. O procedimento utilizado durante os testes respirométricos era:

- inicialmente ligava-se o respirômetro e esperava-se 10 minutos para então se calibrar o eletrodo de oxigênio com o valor do oxigênio de saturação em função da temperatura ambiente e altitude local (campina grande, 550m);
- uma amostra de 1 litro do licor misto era submetida à agitação e aeração controladas pelo respirômetro, a fim de que todo substrato extracelular disponível no licor misto fosse

utilizado, estabelecendo-se uma TCO contínua e mínima (TCO endógena), correspondente à respiração endógena;

- quando era estabelecida a respiração endógena, era então adicionado o substrato específico para determinação das constantes cinéticas do grupo de bactérias testadas (**Tabela (3.8)**). Adicionava-se quantidade suficiente de substrato para que o mesmo não fosse limitante do processo (concentração de substrato $\gg K_n$ e K_a);
- em planilha eletrônica Excel eram armazenados os dados de temperatura a cada 30 segundos, de OD a cada 5 segundos e os da TCO, calculados pelo respirômetro a cada 5 minutos, podendo esse tempo para a TCO ser menor, caso a referência inferior estabelecida de OD fosse atingida antes dos 5 minutos.

3.3.3.1 Determinação via respirometria das constantes de crescimento específico (μ_m), crescimento específico máximo (μ_{max}) e de decaimento (b_n).

Para determinar a taxa específica de crescimento " μ_m " foi utilizada a equação de Monod, **Equação (3.18)** (Monod, 1949).

$$\mu_m = \mu_{max} [S/(S+K_S)] \quad (3.18)$$

Sendo:

μ_m : taxa específica de crescimento (d^{-1});

μ_{max} : taxa específica máxima de crescimento (d^{-1});

K_S : constante de meia saturação (K_a para as nitrificantes e K_n para as nitrificadoras);

S: concentração de substrato.

Observa-se que se a quantidade de substrato adicionada é muito grande ($S \gg K_S$), o valor de μ_m é igual ao valor de μ_{max} , sendo μ_{max} determinado através da respirometria, conforme a **Equação (3.19)**. (van Haandel & Marais, 1999).

$$\mu_{max} = (Y * r_{max})/X \quad (3.19)$$

Sendo:

X: concentração ativa das bactérias (X_N para autotróficas, mgX/L);

Y : coeficiente de rendimento das bactérias (0,1 mg X_N /mgN para autotróficas);

r_{max} : taxa máxima de consumo do substrato (mgS/L/h), determinada através da TCO.

Da teoria de lodo ativado (van Haandel & Marais, 1999), sabe-se que:

$$r_{n,(BAN)}: TCO_n / 4,57 \quad (3.20)$$

$$r_{n,(BAN)}: TCO_n / 1,14 \quad (3.21)$$

Sendo:

TCO_n : TCO total devido à nitrificação (mg O_2 /L/h);

$r_{n,(BAN)}$: taxa de utilização máxima da amônia e do nitrito gerado (mg NH_4 /mg X_n /d);

$r_{n,(BAN)}$: taxa de utilização máxima do nitrito (mg NO_2 /mg X_n /d).

Os denominadores 4,57 e 1,14 da **Equação (3.20)** e **(3.21)** respectivamente, dão o consumo estequiométrico de oxigênio por mol do substrato considerado (amônia e nitrito, respectivamente).

A concentração das bactérias estudadas foi determinada conforme a **Equação (3.22)**.

$$X_N = [Y_N R_S / (1 + b_N R_S)] * N_C / R_H = [Y_N R_S / (1 + b_N R_S)] * M N_C / V_R \quad (3.22)$$

Sendo:

R_S : idade de lodo (d);

N_C : concentração de amônia nitrificada (mg/L);

$M N_C$: fluxo da concentração de amônia nitrificada (gN/d);

b_N : constante de decaimento para as BAN = $0,04 * 1,04^{(t-20)}$, onde t é a temperatura de operação (d^{-1});

R_H : tempo de permanência (d);

V_R : volume do reator (L);

X_N : concentração das bactérias autotróficas nitrificantes mgSSV/L.

A concentração de amônia nitrificada (N_C) se calculou como a diferença entre a concentração do Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK) afluente e efluente do sistema, subtraindo-se a concentração de nitrogênio necessário para a produção de lodo, onde a fração de nitrogênio no lodo é de aproximadamente 0,1 (COURA, 2002; DERKS; 2007).

Para a determinação da constante de decaimento (b_n), um volume de 20 litros do licor misto foi retirado do reator R3_B e mantido sob aeração sem adição de nenhum substrato e temperatura ambiente de 24°C (Figura (3.9), quadro 1). Ao longo de 50 dias, amostras de 1 litro eram retiradas periodicamente e testes respirométricos eram realizados conforme seção 3.3.3 desse Capítulo com a finalidade de acompanhar o decaimento das bactérias autotróficas nitrificantes através da redução da TCO_{exo} em função do tempo (Figura (3.9), quadro 2).

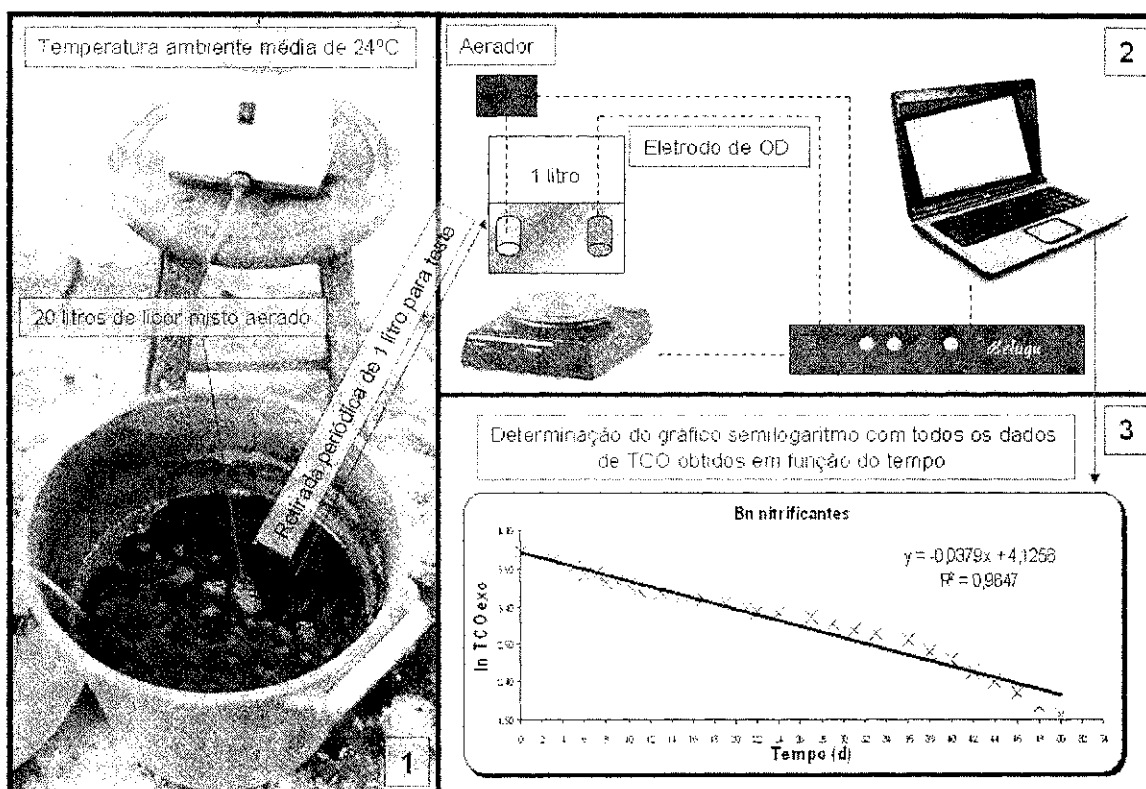


Figura (3.9): Esquematização da seqüência dos procedimentos realizados para a

determinação de B_n .

A agitação era promovida pela própria aeração e a concentração de oxigênio dissolvido mantido foi de 3,5 mg/L, tendendo a aumentar a medida que as bactérias decaíam. O pH inicial foi ajustado para 7,8 e tamponado com 1g de bicarbonato de sódio. O teste teve duração aproximada de 50 dias corridos, sendo obtidos 28 valores de TCO_{exo} . Aos valores de TCO_{eno} obtidos, aplicou-se logaritmo natural em função do tempo e traçou-se a melhor reta entre os pontos, onde o coeficiente angular desta reta representa a constante de decaimento (**Figura (3.9)**, quadro 3).

3.3.3.2 Determinação da constante de meia saturação (K_a e K_n)

Para estimar o valor da constante de meia saturação (K_a para amônia e K_n para nitrito), deve-se determinar a concentração de substrato no momento em que μ for $= \frac{1}{2}\mu_m$ ou que a $TCO_n = \frac{1}{2}TCO_{n,max}$. Esta determinação pode ser feita através do respirograma obtido na metodologia descrita na **seção 3.3.3** desse Capítulo, sendo feita da seguinte maneira:

- obtém-se o respirograma de um teste respirométrico onde se adicionou substrato em abundância (**Figura (3.10)**);
- no respirograma, determina-se o momento em que a TCO exógena é metade da máxima (no exemplo da figura $TCO_{exógena,max}/2 = (65-10)/2$);
- determina-se o valor da área hachurada que corresponde ao oxigênio consumido para a utilização do substrato residual e portanto a amônia e/ou nitrito residual, através da soma de trapézios;
- calcula-se a concentração do substrato amônia e/ou nitrito como a razão do valor da área hachurada pelos respectivos coeficientes estequiométricos de oxigênio por mol do substrato considerado (amônia – 4,57 e nitrito – 1,14).

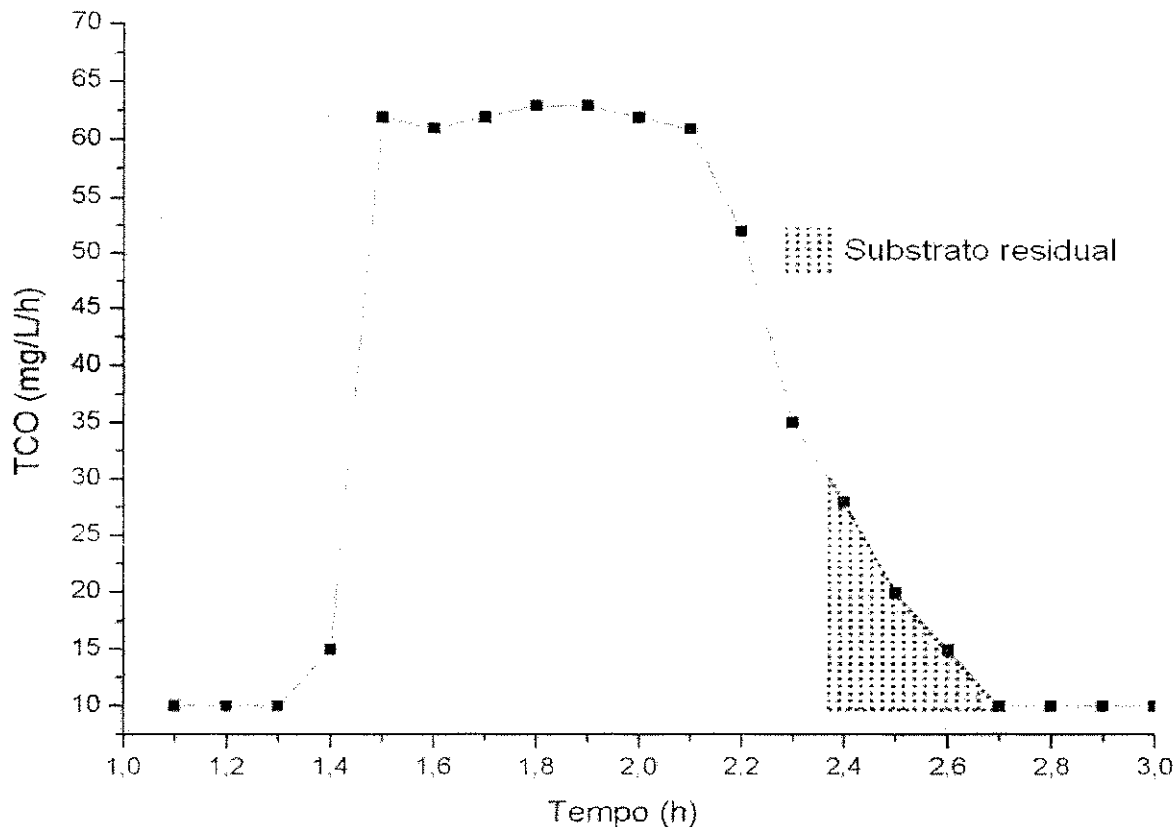


Figura (3.10): Determinação de K_n quando $TCO_n = TCO_{exo\ max} / 2$

3.3.3.3 Determinação da influência de fatores ambientais (temperatura, pH e concentração de OD) sobre o metabolismo autotrófico nitrificante

Influência da Temperatura

Sabendo-se que o metabolismo das bactérias nitrificantes pode ser afetado pelas condições ambientais de temperatura, foram realizados testes respirométricos para verificar a TCO dessas bactérias submetidas a diferentes temperaturas, com valores de temperatura variando, de grau em grau, de 10°C a 50°C. Os cálculos para determinação dessa influência foram realizados conforme apresentado no **Capítulo 2, seção 2.7.3**.

A temperatura foi regulada utilizando um termo-controlador de limite mínimo de ajuste de 0°C e limite máximo de 60°C, acoplado a uma geladeira. O aumento da temperatura pelo termo-controlador era favorecido com a ajuda de uma lâmpada incandescente que ficava acesa dentro da geladeira.

A **Figura (3.11)** apresenta um esquema da montagem do teste e dos equipamentos utilizados assim como um respirograma gerado em um dos testes com temperatura controlada.

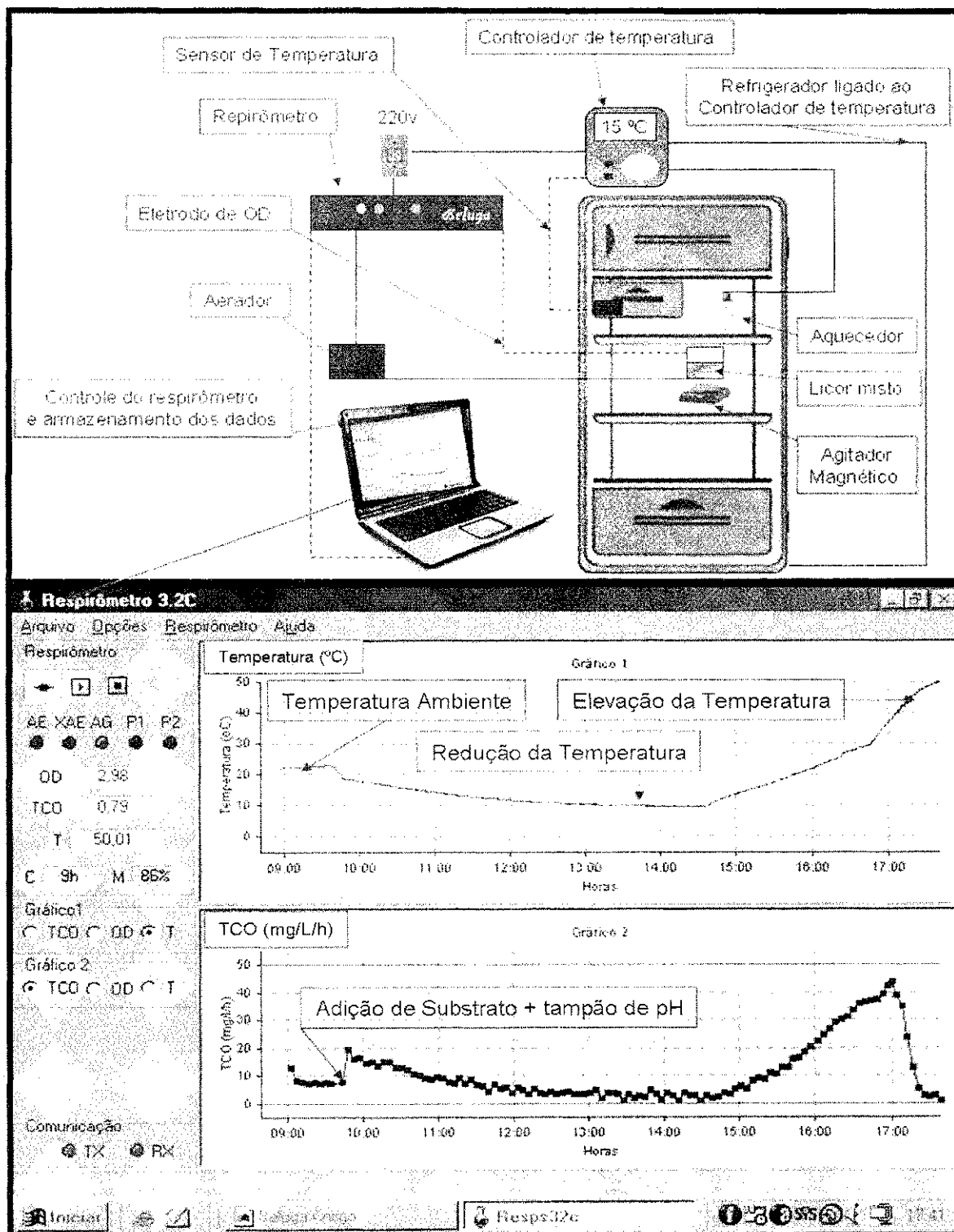


Figura (3.11): Esquema do teste respirométrico com temperatura controlada (Figura superior) e imagem de um respirograma gerado em um desses testes (imagem inferior)

Partindo-se de 10°C a temperatura era elevada de 1°C, via termo-controlador até atingir o valor de 50°C. O tempo de exposição do licor misto a cada temperatura era de 15 minutos. Em cada temperatura foram determinados, através da respirometria, os valores da TCO_{TOTAL} , sendo possível assim a determinação de μ_m correspondente.

O procedimento utilizado durante os testes respirométricos era:

- inicialmente ligava-se o respirômetro e esperava-se 10 minutos para então se calibrar o eletrodo de oxigênio de acordo com a temperatura ambiente;
- uma amostra de 1 (um) litro do licor misto em estudo era tomada e estabelecia-se a TCO_{end} , sendo verificado o valor do pH da amostra para avaliar se este fator ambiental estava adequado para o desenvolvimento da atividade das bactérias;
- a amostra era então transferida para um béquer e colocada dentro da geladeira até o estabelecimento da temperatura de partida (10°C);
- com a temperatura do licor misto em 10°C, esse era então submetido à agitação e aeração controladas pelo respirômetro. Nesse momento era adicionado o substrato Cloreto de Amônio. Adicionava-se quantidade suficiente de substrato para que fosse garantido o seu consumo até o máximo de 15 horas de teste;
- progressivamente se elevava a temperatura e determinava-se a TCO em cada grau centígrado até 50°C;
- foi estabelecido um período de 15 minutos até que se regulasse a temperatura para um novo grau acima. Neste intervalo de tempo o respirômetro era capaz de marcar no mínimo três valores de TCO;
- com os valores de TCO obtidos em cada temperatura teste, foi montado um gráfico semilogarítimo em função da temperatura.

Para determinar o coeficiente θ da equação Arrhenius (**Equação (2.15)**) foram feitas as seguintes considerações, que estabelecem uma equação linear do tipo $y = ax + b$, com $\ln \mu_m T = "y"$, $(T-20) = "x"$ e θ igual a exponencial do valor do coeficiente "a" e o valor de μ_{m20} igual a exponencial do coeficiente "b".

$$\mu_{mT} = \mu_{m20} * \theta^{(T-20)}$$

$$\ln \mu_{mT} = \ln \mu_{m20} + \ln \theta^{(T-20)}$$

$$\ln \mu_{mT} = \ln \mu_{m20} + (T-20) \ln \theta$$

Com os valores de μ_m obtidos para cada temperatura, foram traçados gráficos semilogaritmo de μ_m em função da temperatura. A partir da equação da reta, foi determinado o valor do coeficiente de dependência de Arrhenius (θ).

Influência do pH

Nesse teste, amostras do licor misto tiveram seus valores de pH modificados para valores de 1 a 14, através da adição de NaOH e HCl 1N. Após 1 hora sob exposição a determinado pH, era feito o teste respirométrico para determinar a TCO e μ_m , conforme o procedimento a seguir (**Figura (3.12)**):

- media-se o valor do pH no qual o sistema se encontrava, tendo-se esse valor como referência (geralmente próximo a pH 7);
- ajustava-se o pH da amostra para os valores desejados (1 a 14) com NaOH e HCl 1N, esperando-se 1 hora para, em seguida, realizar o teste respirométrico (**Figura (3.12)**, quadro **1** e **2**). A alcalinidade do sistema era suficiente para manter o pH próximo ao que foi ajustado ($\gg \gg 35 \text{ ppmCaCO}_3$).
- após o primeiro teste respirométrico com os diferentes valores de pH para a determinação da TCO e de μ_m , a amostra tinha seu pH reajustado ao valor inicial entre 7 e 7,5 (**Figura (3.12)**, quadro **3**);
- retornava-se a amostra para um novo teste respirométrico (**Figura (3.12)**, quadro **4**) conforme descrito anteriormente afim de determinar a capacidade de recuperação da atividade metabólica em comparação com o teste com pH de referência (pH do sistema).

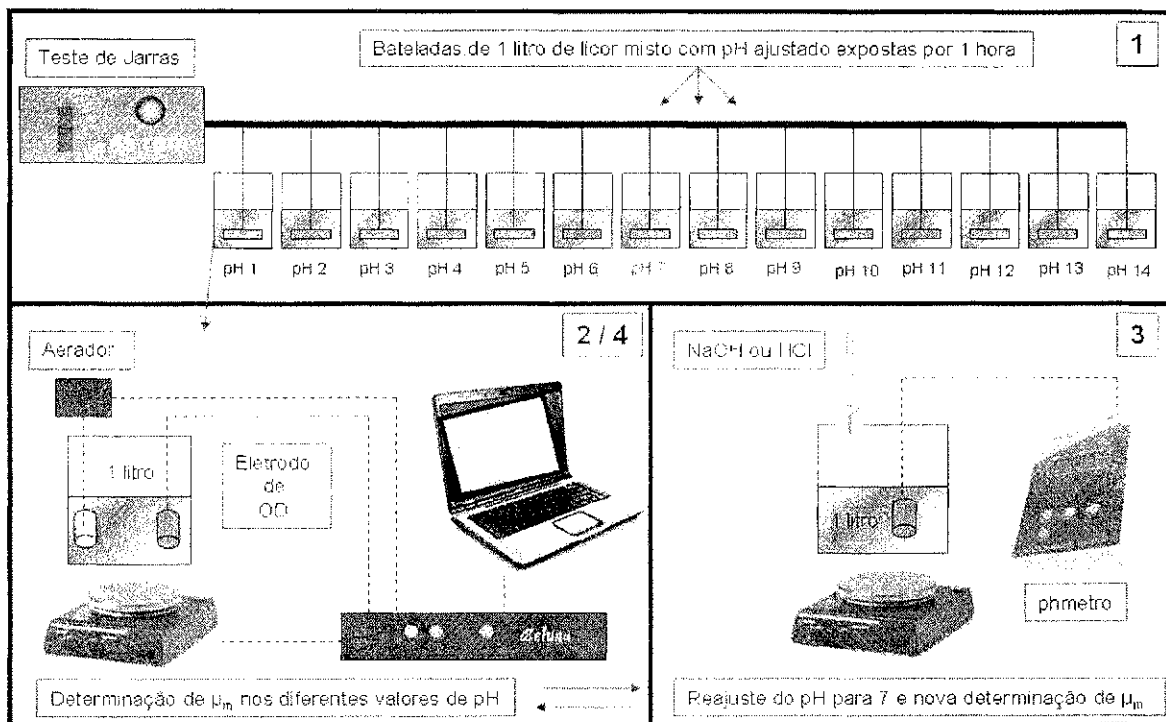


Figura (3.12): Esquema geral dos procedimentos do teste de influência do pH no metabolismo autotrófico nitrificante.

A TCO foi determinada conforme apresentado neste Capítulo, **seção 3.3.3**. A modificação aplicada neste caso foi o ajuste do pH.

Influência da Concentração de Oxigênio

Com o lodo gerado nos sistema, foram realizados testes respirométricos com substratos específicos aos grupos de bactérias autotróficas nitrificantes conforme apresentado neste Capítulo, **seção 3.3.3**, variando-se a referência mínima e máxima de OD entre 0,5 e 1 mg/L, 1 e 2 mg/L, 2 e 3 mg/L e 3 e 4 mg/L. Com os dados de TCO obtidos para cada faixa de OD, foram calculados os valores de μ_m e de K_o (constante de meia saturação para o substrato oxigênio). A **Figura (3.13)** apresenta um respirograma obtido em um teste respirométrico com a variação das faixas de OD durante o teste.

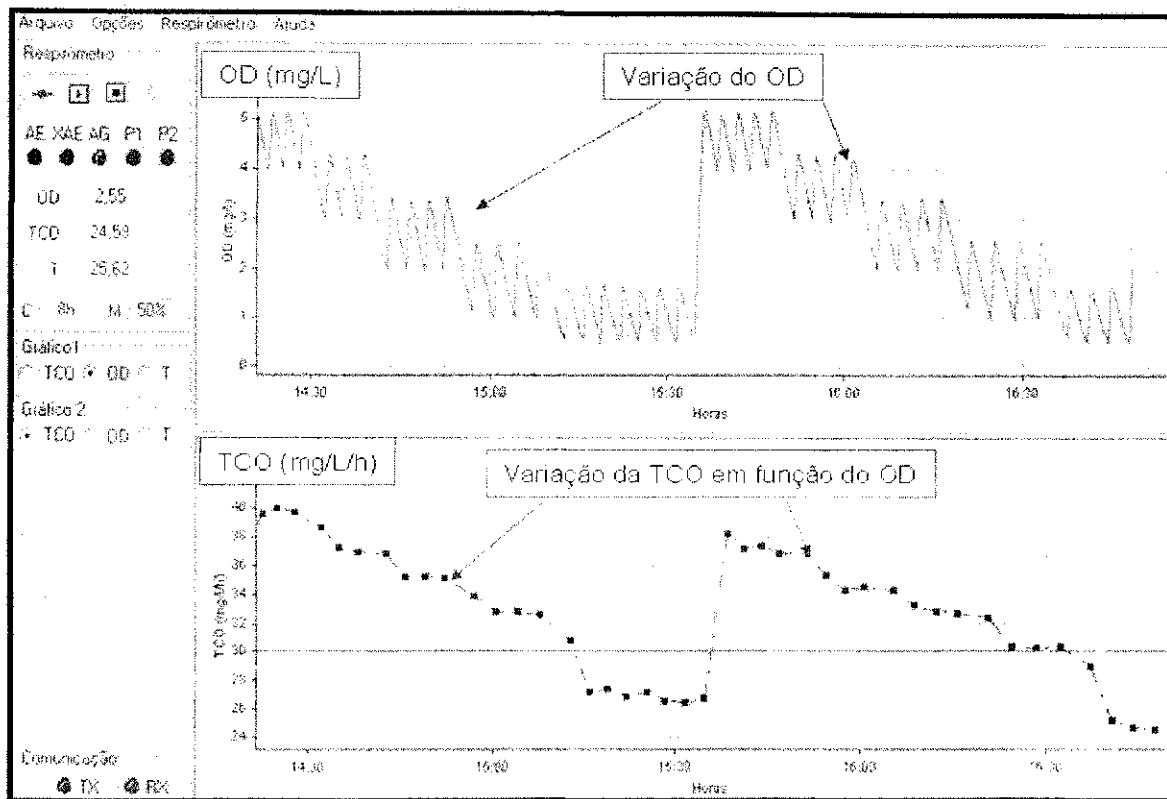


Figura (3.13): Respirograma obtido com um teste com licor misto dos sistemas e adição de cloreto de amônio com variação da concentração de OD.

A nitrificação precisa de dois substratos para se desenvolver: nitrogênio amoniacal e oxigênio. Quando a concentração de oxigênio dissolvido diminui, este também se torna fator limitante para o crescimento bacteriano autotrófico nitrificante, e a expressão de Monod para as autotróficas passa a ser (**Equação (3.23)**):

$$\mu = \mu_{\max} \left[\frac{S}{S + K_s} \right] \cdot \left[\frac{OD}{K_o + OD} \right] \quad (3.23)$$

Sendo:

OD: concentração de oxigênio dissolvido no reator (mg/L);

K_o : constante de meia saturação de oxigênio (mg OD. L⁻¹);

S: concentração do substrato (amônia para autotróficas e DQO biodegradável para heterotróficas);

K_s : constante de meia saturação de Monod (mgS.L⁻¹);

μ_m : taxa máxima de crescimento específico para concentração limitada dos substratos amônia e oxigênio;

μ_{max} : taxa máxima de crescimento específico para amônia e oxigênio abundantes.

Considerando que nos testes respirométricos efetuados desejava-se analisar somente a influência do OD sob a taxa de crescimento específica, a quantidade de substrato adicionado era máxima de modo que não havia limitação de substrato amônia, assim $S \gg K_s$. Dessa forma a **Equação (3.23)** pode ser reescrita como se mostra a seguir (**Equação (3.24)**):

$$\mu_m = \mu_{max} * OD / (K_o + OD) \quad (3.24)$$

Sendo:

μ_{max} : taxa máxima de crescimento específico para concentração limitada de oxigênio e amônia abundante.

A partir dessas considerações foi possível determinar a constante de meia saturação de oxigênio para as autotróficas nitrificantes sem limitação de substrato amônia. Essa determinação é feita através da construção de curvas baseadas na **Equação 3.23**, onde μ_m é determinado experimentalmente para cada faixa de OD. Com os valores de μ_m e o OD médio de cada faixa estudada, pode-se calcular o valor de μ_{max} para diferentes valores de K_o , através da **Equação (3.25)**.

$$\mu_{max} = \mu_m * (OD + K_o) / OD \quad (3.25)$$

De posse dos valores de μ_{max} , μ_m e das constantes de meia saturação (K_o), é possível traçar uma família de curvas teóricas de acordo com a **Equação (3.23)**, onde cada curva é representativa para um determinado valor de K_o e μ_{max} . Então, através da observação e análise dos dados pode-se definir qual a melhor correlação entre os dados experimentais e as curvas teóricas para assim, obter com boa aproximação o valor da constante de meia saturação (K_o) e o valor de μ_{max} correspondente.

3.3.4 Determinação da idade de lodo mínima para que ocorra a nitrificação (R_{sm}) e da amônia residual desejada em função de R_s , b_n e K_a .

De posse das constantes cinéticas μ_m e μ_{max} , além de K_a , K_o e a constante de decaimento b_n , foi possível determinar a idade de lodo mínima para que ocorra nitrificação em função de diversos fatores, dentre eles o OD e a amônia afluyente (N_{aa}), conforme mostra a **Equação (3.26)**.

$$R_{sm} = 1 / [(\mu_{max} * (OD / (OD + K_o)) * (N_{aed} / (N_{aed} + K_a))) - b_n] \quad (3.26)$$

Sendo:

R_{sm} idade de lodo mínima para que ocorra nitrificação;

N_{aa} : concentração de amônia afluyente ($mgN \cdot L^{-1}$);

K_a : constante de meia saturação de amônia ($mgN \cdot L^{-1}$);

K_o : constante de meia saturação de oxigênio ($mgN \cdot L^{-1}$);

μ_{max} : taxa máxima de crescimento específico para amônia e oxigênio abundantes.

b_n constante de decaimento (d^{-1})

Além de R_{sm} , foi determinado também o valor da concentração desejada para o efluente da amônia (N_{aed}) em função das constantes cinéticas e da idade de lodo aplicada, conforme mostra a **Equação (3.27)**:

$$N_{aed} = K_a * (b_n + 1 / R_s) / (\mu_{max} * (b_n - 1 / R_s)) \quad (3.27)$$

Sendo:

N_{aed} concentração desejada de amônia no efluente ($mgN \cdot L^{-1}$)

R_s : idade de lodo aplicada

APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

4.1 Introdução

Neste capítulo são apresentados os dados determinados durante a fase experimental, da qual trata esta dissertação de mestrado, para avaliar a cinética autotrófica nitrificante e os fatores ambientais intervenientes em sua cinética em dois sistemas de lodo ativado. Os dados serão apresentados e analisados tendo-se em consideração os parâmetros de desempenho, referentes à eficiência de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, à qualidade mecânica do lodo e sua atividade biológica expressa pela constatare cinética de crescimento além da influência de fatores ambientais nessa cinética.

Os resultados cinéticos e de influência expostos neste capítulo foram obtidos a partir de respirogramas gerados pelo respirômetro Beluga *S32c* em que foi possível determinar a taxa de utilização de substratos pelas bactérias nitrificantes e verificar a influência que fatores ambientais como temperatura, pH e OD exercem sobre o metabolismo dessas bactérias.

4.2 Desempenho dos sistemas experimentais

A análise do desempenho dos sistemas Bardenpho e UCT foi realizada a partir das variáveis citadas na **Tabela (3.6)** do **Capítulo 3, seção 3.3.1**. As **Tabelas (4.1), (4.2), (4.3), (4.4), (4.5), (4.6), (4.7), (4.8), (4.9), (4.10), (4.11)** e **(4.12)** contêm as médias dos resultados obtidos através de análises laboratoriais dessas variáveis, os valores máximos e mínimos, o coeficiente de variação em percentual, o desvio padrão e a amplitude total dos dados obtidos durante os meses de julho de 2007 a maio de 2008.

Os valores das médias que estão apresentados nessas tabelas correspondem ao período após estabilização do lodo no sistema, sendo as médias referentes a 15 determinações tanto para a idade de lodo de 15 dias quanto para a idade de lodo de 20 dias.

Na **Tabela (4.1)**, encontram-se os valores afluentes médios de DQO para as idades de lodo operadas (20 dias e 15 dias). Os valores médios variaram de 463 mg/L a 559 mg/L, para o sistema UCT e 485 mg/L a 550 mg/L para o Bardenpho.

Na **Tabela (4.1)** também estão inseridos os valores médios referentes aos efluentes dos dois sistemas operados. Analisando-se esses valores médios de DQO efluente, calcula-se uma eficiência de remoção de 90% para o sistema Bardenpho e 92%, aproximadamente, para o sistema UCT, independente das idades de lodo aplicadas de 15 e 20 dias.

Tabela (4.1): Concentrações de DQO afluente e efluente de cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias).

DQO (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _S = 20		R _S = 15		R _S = 20		R _S = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15
Média	550	55	485	46	559	47	463	38
Max	626	103	584	95	700	89	537	58
Min	456	22	349	30	478	16	332	21
DP	53	26	68	22	60	20	72	11
CV (%)	10	46	14	48	11	44	15	30
At	170	81	235	92	222	73	205	37

Os resultados médios referentes à variável nitrato estão apresentados na **Tabela (4.2)**. Esses valores referem-se a amostras coletadas do reator aerado e dos efluentes de cada sistema.

Os valores médios de nitrato produzido no reator aeróbio dos sistemas para as duas idades de lodo, variaram de 9,2 mg/L a 10,1 mg/L, tendo como mínimos e máximos os valores médios de 4,6 mg/L a 13,0 mg/L. Quanto às concentrações efluentes, a variação média foi de 0,8 mg/L a 3,0 mg/L, tendo como valores mínimos e máximos, 0,1 mg/L e 4,0 mg/L.

Em percentuais a remoção pode ser estimada em 86,1% e 91,3% para o sistema Bardenpho nas idades de lodo 20 e 15 dias, respectivamente, e de 82,6% e 69,7% para o sistema UCT também nas idades de lodo 20 e 15 dias, respectivamente.

Tabela (4.2): Concentrações de nitrato produzido no reator aeróbio e efluente de cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo (15 e 20 dias).

Nitrato (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _S = 20		R _S = 15		R _S = 20		R _S = 15	
	R _{3B} 20	Efl 20	R _{3B} 15	Efl 15	R _{3C} 20	Efl 20	R _{3C} 15	Efl 15
Média	10,1	1,4	9,2	0,8	9,2	1,6	9,9	3,0
Max	13,0	2,4	12,5	1,6	12,0	2,8	12,1	4,0
Min	6,5	0,1	4,6	0,1	6,5	0,3	8,2	1,5

DP	2,2	0,7	1,7	0,4	1,7	0,8	1,1	0,7
CV (%)	21	49	19	45	19	48	11	23
At	6,48	2,24	7,92	1,50	5,47	2,50	3,90	2,45

Estão apresentados na **Tabela (4.3)**, os valores médios, máximos e mínimos obtidos através do monitoramento da concentração de nitrito produzido no reator aeróbio e no efluente de cada sistema e para cada idade de lodo.

As concentrações médias de nitrito produzido nos reatores aeróbios de cada sistema e para as duas idades de lodo, variaram de 0,7 mg/L a 2,5 mg/L. A concentração máxima de nitrito foi de 4,8 mg/L, determinada no sistema UCT quando operado sob idade de lodo de 20 dias.

Quanto às concentrações de nitrito efluentes, a variação média foi de 0,6 mg/L a 1,9 mg/L, sendo a máxima determinada de 4,2 mg/L.

Em percentuais, a remoção média de nitrito no sistema Bardenpho pôde ser estimada em 38,5% para a idade de lodo de 20 dias, não tendo sido observada remoção para idade de lodo de 15 dias. Para o sistema UCT foi apenas observada remoção de 76% para idade de lodo de 20 dias.

Tabela (4.3): Concentrações de nitrito no reator aeróbio e no efluente de cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias).

Nitrito (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _S = 20		R _S = 15		R _S = 20		R _S = 15	
	R3 _B 20	Efl 20	R3 _B 15	Efl 15	R3 _C 20	Efl 20	R3 _C 15	Efl 15
Média	1,3	0,8	0,8	1,0	2,5	0,6	0,7	1,9
Max	2,5	2,9	3,3	2,8	4,8	2,0	1,8	4,2
Min	0,3	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,2
DP	0,6	0,7	1,1	0,9	1,4	0,5	0,5	1,2
CV (%)	44	86	130	93	54	94	83	65
At	2,20	2,90	3,30	2,80	4,40	2,00	1,80	4,00

Na **Tabela (4.4)**, os valores médio, máximo e mínimo dos dados relativos às concentrações de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) dos sistemas Bardenpho e UCT estão expressos em mg/L. Observou-se que os valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais para as duas idades de lodo e para os dois sistemas de lodo ativado operados, variaram de 3244 mg/L a 3739 mg/L, tendo como mínimos e máximos os valores médios de 1320 mg/L a 4786 mg/L. Quanto às concentrações de sólidos suspensos voláteis, a variação média foi de 2030 mg/L a 2619 mg/L, tendo como valores mínimos e máximos, 894 mg/L e 3580 mg/L.

Tabela (4.4): Concentrações média, máxima e mínima de SST e SSV determinadas em cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)

Sólidos (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _S = 20		R _S = 15		R _S = 20		R _S = 15	
	ST 20	SSV 20	ST 15	SSV 15	ST 20	SSV 20	ST 15	SSV 15
Média	2826	2030	3054	2225	3738	2619	3243	2177
Max	4640	3484	3200	2532	4786	3580	3566	2480
Min	1320	894	2940	2096	1858	1282	2836	1946
DP	1140	848	73	102	972	681	185	157
CV (%)	40	42	2	5	26	26	6	7
At	3320	2590	260	436	2928	2298	730	534

Na **Tabela (4.5)** encontram-se expostas às concentrações média, máxima e mínima de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) afluentes e efluentes aos dois sistemas de lodo ativado operados. Observa-se que os valores afluentes médios de NTK para as duas idades de lodo e para os dois sistemas de lodo ativado operados, variaram de 52,9 mg/L a 62,3 mg/L, tendo como mínimos e máximos os valores médios de 45 mg/L a 74 mg/L. Quanto às concentrações efluentes, a variação média foi de 1,7 mg/L a 2,8 mg/L, tendo como valores mínimos e máximos, 0,6 mg/L e 5,6 mg/L.

Em percentuais, as remoções foram, respectivamente para as idades de lodo de 20 dias e 15 dias, de 95,2% e 96,7% para o sistema Bardenpho. e de 95,9% e 96,8% para o sistema UCT, também respectivamente as idades de lodo 20 e 15 dias.

Tabela (4.5): Concentrações de NTK afluentes e efluentes dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)

NTK (mgN/L)	Bardenpho				UCT			
	R _S = 20		R _S = 15		R _S = 20		R _S = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15
Média	58,7	2,8	54,5	1,8	62,3	2,5	52,9	1,7
Max	66,0	5,6	67,0	2,2	74,0	5,6	63,0	2,2
Min	52,8	1,6	46,0	1,5	50,0	1,7	45,0	0,6
DP	3,7	1,4	6,2	0,2	5,9	1,1	6,1	0,3
CV (%)	6	50	11	11	10	45	12	20
At	13,2	4,0	21,0	0,7	24,0	3,9	18,0	1,7

Na **Tabela (4.6)** encontram-se as concentrações média, máxima e mínima de nitrogênio amoniacal. Os valores afluentes médios de amônia para as duas idades de lodo e para os dois sistemas de lodo ativado operados, variaram de 42,9 mg/L a 49,8 mg/L, tendo

como mínimo e máximo os valores médios de 34,7 mg/L a 59 mg/L. Quanto às concentrações efluentes, a variação média foi de 0,6 mg/L a 1,3 mg/L, tendo como valores mínimos e máximos, 0,6 mg/L e 5,6 mg/L.

Em percentuais, a redução na concentração de amônia foi, respectivamente para as idades de lodo de 20 dias e 15 dias, de 97,6% e 98,7% para o sistema Bardenpho e de 97,3% e 98,6% para o sistema UCT também nas idades de lodo 20 e 15 dias, respectivamente.

Tabela (4.6): Concentrações de amônia afluentes e efluentes dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo (15 e 20 dias)

Amônia (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _s = 20		R _s = 15		R _s = 20		R _s = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15
Média	49,8	1,2	16,8	0,6	47,4	1,3	42,9	0,6
Max	59,0	3,9	56,0	0,6	58,0	5,6	54,9	0,6
Min	42,0	0,6	36,0	0,6	39,0	0,6	34,7	0,6
DP	4,8	1,2	5,1	0,0	4,3	1,3	4,6	0,0
CV (%)	10	101	11	3	9	106	11	4
At	17,0	3,3	20,0	0,0	19,0	5,0	20,2	0,0

Na **Tabela (4.7)** estão apresentados os valores médio, máximo e mínimo da alcalinidade afluente e efluente dos dois sistemas de lodo ativado e para as duas idades de lodo operadas. Os valores médios, variaram de 364 mgCaCO₃/L a 385 mgCaCO₃/L, tendo como mínimos e máximos os valores médios de 295 mgCaCO₃/L a 481 mgCaCO₃/L. Quanto às concentrações efluentes, a variação média foi de 167 mgCaCO₃/L a 189 mgCaCO₃/L, tendo como valores mínimos e máximos, 123 mgCaCO₃/L e 301 mgCaCO₃/L.

Tabela (4.7): Concentrações da alcalinidade afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo (15 e 20 dias)

Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	Bardenpho				UCT			
	R _s = 20		R _s = 15		R _s = 20		R _s = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15
Média	364	178	379	167	383	176	385	189
Max	408	212,0	442,0	192,0	408,0	212,1	481,0	301,0
Min	295	151,0	301,0	145,0	333,3	141,0	299,0	123,0
DP	30	14,0	41,4	13,9	22,0	24,0	54,3	40,6
CV (%)	8	8	11	8	6	14	14	21
At	113,04	61,00	141,00	47,00	74,74	71,10	182,00	178,00

Na **Tabela (4.8)**, estão expressos os valores médio, máximo e mínimo do pH afluente e efluente dos sistemas investigados. Verifica-se que os valores afluente médios de pH para

as duas idades de lodo e para os dois sistemas de lodo ativado operados, variaram de 7,5 mg/L a 7,7 mg/L, tendo como mínimos e máximos os valores médios de 7,1 mg/L a 8,1 mg/L. Quanto às concentrações efluentes, a variação média foi de 7,8 mg/L a 8,0 mg/L, tendo como valores mínimos e máximos, 7,0 mg/L e 8,3 mg/L.

Tabela (4.8): Valores do pH afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)

pH	Bardenpho				UCT			
	R _S = 20		R _S = 15		R _S = 20		R _S = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15
Média	7,5	8,0	7,5	7,8	7,7	8,0	7,6	7,8
Max	7,9	8,2	7,9	8,2	8,0	8,3	8,1	8,3
Min	7,1	7,4	7,1	7,0	7,1	7,6	7,4	7,5
DP	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2
CV (%)	4	3	4	4	4	2	3	2
At	0,84	0,74	0,79	1,16	0,86	0,66	0,76	0,78

Na **Tabela (4.9)** observam-se as concentrações média, máxima e mínima de fósforo total, em que os valores médios da concentração de fósforo total, afluente aos dois sistemas de lodo ativado operados e para as duas idades de lodo, variaram de 7,4 mg/L a 8,9 mg/L, tendo como concentração mínima e máxima 5,3 mg/L a 11,4 mg/L. Quanto às concentrações efluentes, a variação média foi de 2,3 mg/L a 4,9 mg/L, tendo como valores mínimo e máximo 0,4 mg/L e 7,4 mg/L.

Em percentuais, as remoções foram, respectivamente para as idades de lodo de 20 dias e 15 dias, de 65,9% e 48,7% para o sistema Bardenpho, e de 74,2% e 38,7% para o sistema UCT também para as idades de lodo 20 e 15 dias, respectivamente.

Tabela (4.9): Concentrações de fósforo total afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)

Fósforo Total (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _S = 20		R _S = 15		R _S = 20		R _S = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15
Média	8,2	2,8	7,4	3,8	8,9	2,3	8,0	4,9
Max	11,1	5,1	9,6	6,2	11,4	6,7	10,4	7,4
Min	6,2	1,3	5,7	2,5	6,2	0,4	5,3	1,9
DP	1,3	1,1	1,1	1,3	1,4	1,8	1,5	1,5
CV (%)	16	39	14	34	16	76	18	31
At	4,93	3,80	3,90	3,70	5,16	6,31	5,10	5,51

Na **Tabela (4.10)** encontram-se as concentrações média, máxima e mínima de ortofosfato. As concentrações afluentes médias, para as duas idades de lodo e para os dois sistemas de lodo ativado operados, variaram de 5,0 mg/L a 6,5 mg/L, tendo como mínimos e máximos os valores médios de 3,0 mg/L a 8,5 mg/L. Quanto às concentrações efluentes, a variação média foi de 2,2 mg/L a 4,4 mg/L, tendo como valores mínimos e máximos, não determinado e 6,6 mg/L.

Em percentuais, as remoções foram, respectivamente para as idades de lodo de 20 dias e 15 dias, de 63,9% e 36% para o sistema Bardenpho e de 66,2% e 17% para o sistema UCT, também para as idades de lodo 20 e 15 dias, respectivamente.

Tabela (4.10): Concentrações de ortofosfato afluentes e efluentes de cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo (15 e 20 dias).

Ortofosfato (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _S = 20		R _S = 15		R _S = 20		R _S = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15
Média	6,1	2,2	5,0	3,2	6,5	2,2	5,3	4,4
Max	7,4	4,7	6,7	5,4	8,5	5,9	6,9	6,6
Min	3,1	0,8	3,4	1,2	4,5	0,0	3,0	1,5
DP	1,1	1,1	1,0	1,2	1,0	2,0	1,3	1,5
CV (%)	18	51	20	36	15	92	24	35
At	4,31	3,86	3,30	4,20	4,01	5,90	3,90	5,10

Na **Tabela (4.11)** encontram-se os valores médios das constantes de sedimentabilidade de Vesilind K, constante de compressibilidade e V₀, constante de velocidade.

Tabela (4.11): Valores médios de K e V₀ para os sistemas Bardenpho e UCT

K (l/g) c V ₀ (m/h)	Bardenpho				UCT			
	R _S = 20		R _S = 15		R _S = 20		R _S = 15	
	k	V ₀	k	V ₀	k	V ₀	k	V ₀
Média	0,28	14,32	0,25	14,02	0,29	26,92	0,27	26,41
Max	0,32	18,6	0,29	15,6	0,34	36,5	0,3	31,2
Min	0,24	12,2	0,21	12,1	0,23	9,28	0,23	22,5
DP	0,03	2,02	0,02	1,23	0,04	6,91	0,02	2,3
CV (%)	9	14	9	9	13	26	7	9
At	0,08	6,4	0,08	3,5	0,11	27,22	0,07	8,7

Na **Tabela (4.12)** estão apresentados os resultados médios de IVL₃₀ (índice volumétrico de lodo) determinados para os dois sistemas nas duas idades de lodo operadas

Tabela (4.12): Índice volumétrico de lodo para os sistemas bardenpho e UCT

IVL ₃₀ (mg/L)	Bardenpho		UCT	
	R _S = 20	R _S = 15	R _S = 20	R _S = 15
	IVL ₃₀	IVL ₃₀	IVL ₃₀	IVL ₃₀
Média	57	121	67	75
Max	99	247	145	170
Min	32	50	31	33
DP	22	60	38	42
CV (%)	38	50	57	56
At	67	197	114	137

Nas Tabelas (4.13), (4.14), (4.15a), (4.15b), (4.16a) e (4.16b) apresentam-se as concentrações média máxima e mínima dos parâmetros analisados de amostras coletadas dos reatores dos sistemas Bardenpho e UCT, obtidos durante a operação com idade de lodo de 20 e 15 dias. Uma análise estatística também está apresentada.

A Tabela (4.13) contém as concentrações de NTK no primeiro reator de cada sistema (R1a - anóxico do sistema Bardenpho e R1b - anaeróbio do sistema UCT).

Tabela (4.13): concentrações de NTK no primeiro reator do sistema Bardenpho (R1a – reator anóxico) e no primeiro reator do sistema UCT (R1c – reator anaeróbio), referentes às idades de lodo de 20 e 15 dias.

	NTK (mg/L) do primeiro reator dos sistemas			
	Idade de lodo de 20 dias		Idade de lodo de 15 dias	
	Bardenpho	UCT	Bardenpho	UCT
	R1 _B	R1 _C	R1 _B	R1 _C
Média	14,1	50,4	12,0	28,0
Max	19,0	67,3	16,8	35,0
Min	4,5	42,0	7,3	18,5
DP	5,1	8,5	2,9	4,9
CV (%)	40	24	22	20
At	14,5	25,3	9,5	16,5

Na Tabela (4.14) estão apresentadas às concentrações de amônia nos reatores dos sistemas Bardenpho e UCT.

Analisando a Tabela (4.14) observa-se que a concentração de amônia no reator aeróbio de cada sistema (R3a e R3b) foi praticamente igual à obtida no efluente desses sistemas.

Tabela (4.14): Concentrações de amônia no primeiro reator e no terceiro reator do sistema Bardenpho e UCT, referentes às idades de lodo de 20 dias e de 15 dias.

	Amônia (mg/L) com R _s 20 dias				Amônia (mg/L) com R _s 15 dias			
	Sistema Bardenpho		Sistema UCT		Sistema Bardenpho		Sistema UCT	
	R1 _B	R3 _B	R1 _C	R3 _C	R1 _B	R3 _B	R1 _C	R3 _C
Média	12,9	2,2	39,9	1,0	8,7	0,6	23,2	0,6
Max	18,0	5,0	46,3	1,5	11,8	0,6	32,0	0,6
Min	3,4	0,5	31,0	0,6	6,7	0,6	16,8	0,6
DP	5,0	1,6	4,7	0,4	1,7	0,0	4,5	0,0
CV (%)	40	70	10	40	20	5	20	7
At	14,6	4,5	15,3	0,9	5,1	0,0	15,2	0,0

Nas **Tabelas (4.15a) e (4.15b)** verificam-se as concentrações de nitrato nos quatro reatores de cada sistema operado para as idades de lodo de 20 dias e de 15 dias.

Quando se comparam as duas idades de lodo (**Tabelas (4.15a) e (4.15b)**), verifica-se grande semelhança nos dados, com uma pequena variação nas concentrações efluentes dos dois sistemas: para o sistema Bardenpho uma pequena melhora, e para o sistema UCT uma elevação na concentração.

Tabela (4.15a): Concentrações de nitrato nos reatores do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes à idade de lodo de 20 dias.

	Nitrato (mg/L) com idade de lodo de 20 dias							
	Sistema Bardenpho				Sistema UCT			
	R1 _B	R2 _B	R3 _B	R4 _B	R1 _C	R2 _C	R3 _C	R4 _C
Média	1,7	0,2	10,1	4,6	0,7	3,2	9,4	2,3
Max	4,6	1,2	13,0	8,4	0,9	4,5	12,0	3,2
Min	0,4	0,0	6,5	3,0	0,2	1,2	6,5	1,7
DP	1,4	0,4	2,3	1,8	0,2	1,1	1,9	0,4
CV (%)	80	260	20	40	30	35	24	21
At	4,2	1,2	6,5	5,4	0,7	3,3	5,5	1,5

Tabela (4.15b): Concentrações de nitrato nos reatores do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes à idade de lodo de 15 dias.

	Nitrato (mg/L) com idade de lodo de 15 dias							
	Sistema Bardenpho				Sistema UCT			
	R1 _B	R2 _B	R3 _B	R4 _B	R1 _C	R2 _C	R3 _C	R4 _C
Média	2,2	0,2	9,2	1,6	0,8	3,6	9,9	3,8
Max	3,6	0,6	12,5	3,9	1,3	4,3	12,1	4,5
Min	0,2	0,0	4,6	0,8	0,4	2,5	8,2	2,7
DP	1,2	0,2	2,1	0,9	0,3	0,6	1,2	0,6
CV (%)	50	102	24	60	42	23	14	25
At	3,4	0,6	7,9	3,1	0,9	1,8	3,9	1,8

Nas **Tabelas (4.16a)** e **(4.16b)** encontram-se os resultados das análises de nitrito em todos os reatores dos sistemas e para as idades de lodo de 20 dias e de 15 dias. Para a idade de lodo de 20 dias os dados mostraram-se previsíveis, com uma elevação na concentração nos reatores R3a e R3b e uma pequena redução dessa concentração nos reatores R4a e R4b.

Todavia, verifica-se na **Tabela (4.16b)** que, para a idade de lodo de 15 dias, as concentrações obtidas dos reatores aeróbios dos dois sistemas foram inferiores às concentrações obtidas nos reatores R4a e R4b.

Tabela (4.16a): Concentrações de nitrito nos reatores do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes à idade de lodo de 20 dias.

Nitrito (mg/L) com idade de lodo de 20 dias								
	Sistema Bardenpho				Sistema UCT			
	R1 _B	R2 _B	R3 _B	R4 _B	R1 _C	R2 _C	R3 _C	R4 _C
Média	0,3	0,1	1,3	1,2	0,1	0,7	2,3	2,1
Max	1,3	0,2	2,5	4,5	1,1	2,8	4,6	4,5
Min	0,0	0,0	0,3	0,1	0,0	0,0	0,4	0,0
DP	0,4	0,1	0,6	1,3	0,3	1,0	1,3	1,4
CV (%)	150	110	52	112	312	154	61	76
At	1,3	0,2	2,2	4,4	1,1	2,8	4,2	4,5

Tabela (4.16b): Concentrações de nitrito nos reatores do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes à idade de lodo de 15 dias.

Nitrito (mg/L) com idade de lodo de 15 dias								
	Sistema Bardenpho				Sistema UCT			
	R1 _B	R2 _B	R3 _B	R4 _B	R1 _C	R2 _C	R3 _C	R4 _C
Média	0,8	0,3	0,7	1,4	0,5	0,9	0,7	1,1
Max	1,6	1,2	3,3	2,7	1,6	3,6	1,8	4,2
Min	0,2	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
DP	0,4	0,4	1,1	0,6	0,5	1,1	0,6	1,3
CV (%)	51	141	178	48	102	126	94	123
At	1,4	1,2	3,3	1,9	1,6	3,6	1,8	4,2

4.3 Resultados do Balanço de Massa de Nitrogênio

Na **Tabela (4.17)** estão apresentados os valores dos balanços de massa do material nitrogenado do sistema Bardenpho e do sistema UCT durante a operação com idades de lodo de 20 dias e de 15 dias. Percebe-se que esses valores se desviam em menos de 10% da unidade.

Os resultados apresentados na **Tabela (4.17)** mostram que as análises laboratoriais foram conduzidas de forma confiável, além disso, pode-se considerar que o sistema manteve-se estável durante o período experimental (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Tabela (4.17): Balanços de massa de material nitrogenado do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes às idades de lodo de 20 dias e de 15 dias.

	Balanços de Massa de Material Nitrogenado			
	Sistema Bardenpho		Sistema UCT	
	R _S = 20 dias	R _S = 15 dias	R _S = 20 dias	R _S = 15 dias
Média	0,93	0,96	0,92	0,95
Max	1,08	1,08	1,08	1,04
Min	0,78	0,80	0,83	0,81
DP	0,12	0,09	0,08	0,11
CV (%)	13	10	9	11
At	0,42	0,28	0,25	0,33

4.4 Determinação via respirometria das constantes de crescimento específico (μ_m), crescimento específico máximo (μ_{max}) e de decaimento (b_n).

Para mensurar a atividade metabólica das bactérias autotróficas presentes nos sistemas Bardenpho e UCT, foram realizados testes respirométricos (conforme descrito no **Capítulo 3, seção 3.3.3**) com adição de substratos específicos (Cloroeto de Amônia e Nitrito de Sódio) determinando-se a TCO exercida no consumo desses substratos. A **Figura (4.1)** apresenta um respirograma típico obtido em um teste para a determinação das constantes cinéticas de crescimento para as bactérias nitrificantes, com substrato cloroeto de Amônio, e nitrificadoras, com substrato nitrito de sódio.

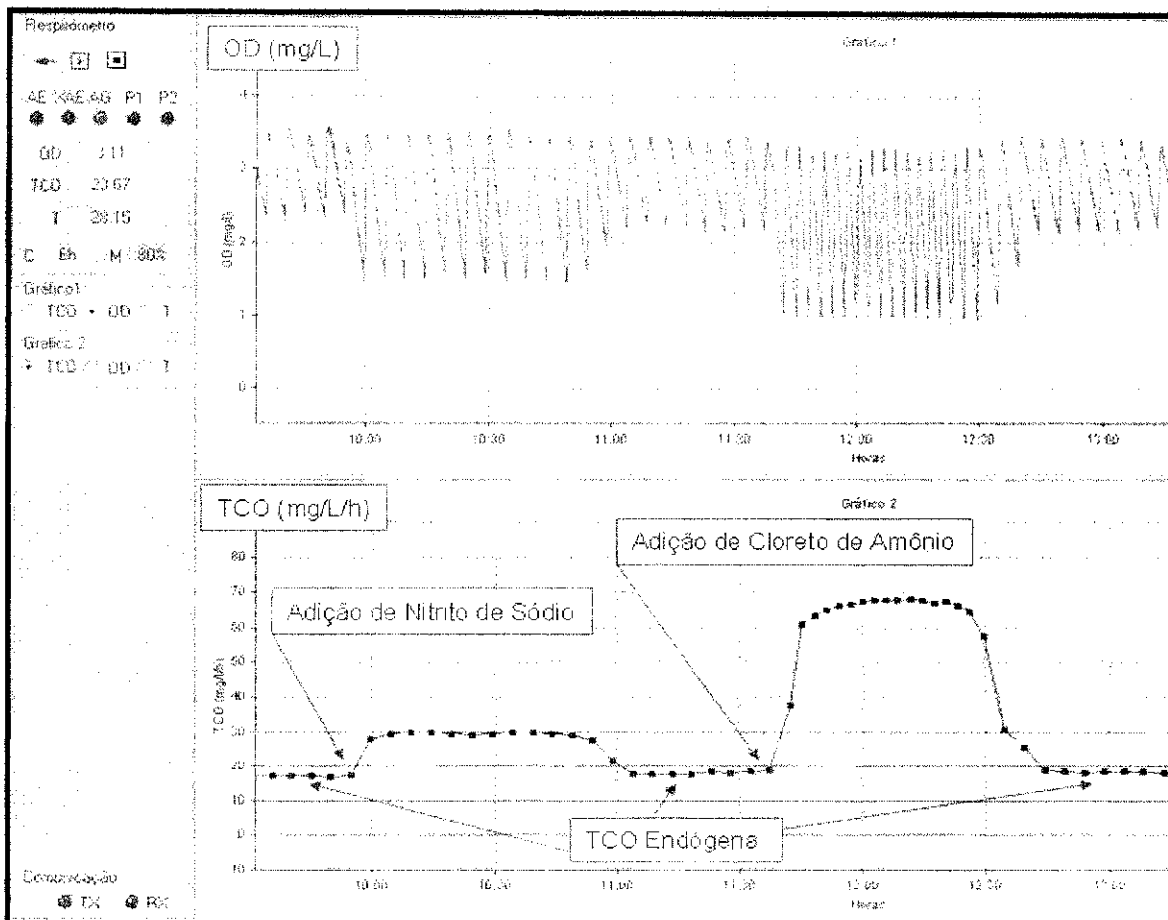


Figura (4.1): Perfil da TCO e do OD após adição dos substratos nitrogenados em uma amostra do licor misto para a determinação das constantes de crescimento.

A partir dos dados analíticos e os obtidos através dos respirogramas, calculou-se, para cada sistema e idade de lodo, as constantes de crescimento específico μ_m (conforme descrito no Capítulo 3, seção 3.3.3.1), os quais estão apresentados na Tabela (4.18) as médias desses valores.

Tabela (4.18): Constante de crescimento específico (μ_m) para as bactérias nitrificantes e nitrificadoras.

μ_m (d^{-1})	Bardenpho				UCT			
	$R_s = 20$		$R_s = 15$		$R_s = 20$		$R_s = 15$	
	BAN	BAn	BAN	BAn	BAN	BAn	BAN	BAn
Média	0,38	0,33	0,48	0,42	0,36	0,29	0,42	0,43
Max	0,45	0,43	0,62	0,57	0,52	0,47	0,56	0,63
Min	0,31	0,27	0,34	0,30	0,25	0,21	0,32	0,27
DP	0,04	0,04	0,09	0,10	0,08	0,08	0,07	0,10
CV (%)	10	13	20	23	21	26	16	24
At	0,15	0,16	0,28	0,27	0,27	0,26	0,24	0,36

Para determinar o decaimento das bactérias autotróficas presentes nos sistemas, media-se diariamente a TCO de uma batelada de lodo conforme descrito no **Capítulo 3, seção 3.3.3.1**. Os dados obtidos ao longo do experimento foram colocados em um gráfico semilogaritmo (**Figura (4.2)**), onde o coeficiente angular da melhor reta traçada expressa o valor da taxa de decaimento B_n .

A partir dos dados obtidos através dos respirogramas, calculou-se um valor de B_n de 0,039 ou 3,9%/d para uma temperatura ambiente média de 24°C, sendo esse valor reajustado para 0,033 ou 3,3%/d para uma temperatura ambiente de 20°C.

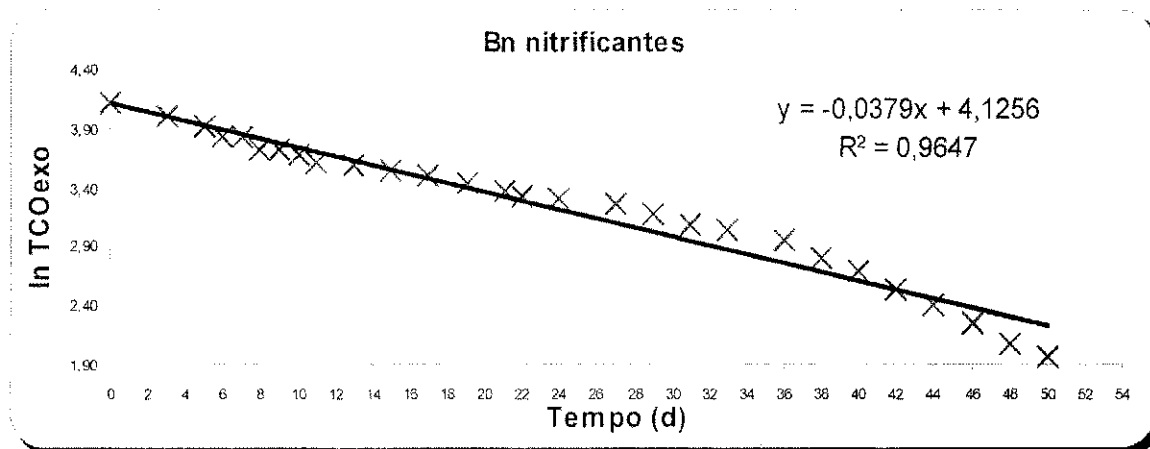


Figura (4.2): Gráfico semilogaritmo do decaimento da TCO em função do tempo.

4.5 Determinação da constante de meia saturação (K_a e K_n)

Com o valor da $TCO_{n,max}$ é possível determinar os valores de K_a (constante de meia saturação para as bactérias nitrificantes) e K_n (constante de meia saturação para as bactérias nitrificadoras). A **Tabela (4.19)** apresenta os valores médios obtidos dessas constantes para os sistemas Bardenpho e UCT.

Tabela (4.19): Valores médios das constantes de meia saturação K_a e K_n

Ka e Kn	Bardenpho				UCT			
	$R_S = 20$		$R_S = 15$		$R_S = 20$		$R_S = 15$	
	K_a	K_n	K_a	K_n	K_a	K_n	K_a	K_n
Média	1,20	1,33	1,27	1,46	1,36	1,37	1,43	1,46
Max	1,70	2,10	1,70	1,90	1,72	1,75	1,71	1,90
Min	0,79	0,51	0,94	1,10	1,02	0,98	0,90	1,10
DP	0,22	0,54	0,22	0,23	0,19	0,22	0,22	0,23
CV (%)	19	41	17	16	14	16	15	16

Observa-se que os valores médios de K_a e K_n são todos inferiores a 2mg/L, assim, em todos os testes respirométricos não se tinha influência de K_a e K_n visto que eram adicionados substratos em concentrações superiores a 2mg/L (10mg/L para cloreto de amônia e 8 mg/L para nitrito de sódio, ver seção 3.3.3 do Capítulo 3)

4.6 Determinação da influência de fatores ambientais (temperatura, pH e concentração de OD) sobre o metabolismo autotrófico nitrificante

4.6.1 Influência da Temperatura

A influência da temperatura no metabolismo das bactérias nitrificantes e nitradoras foi verificada conforme descrito no Capítulo 3, seção 3.3.3.3. As Figuras (4.3) e (4.4) apresentam os gráficos com os valores de μ_m obtidos para as bactérias nitrificantes e nitradoras em função da temperatura, dentro da faixa do teste de 10°C a 50°C.

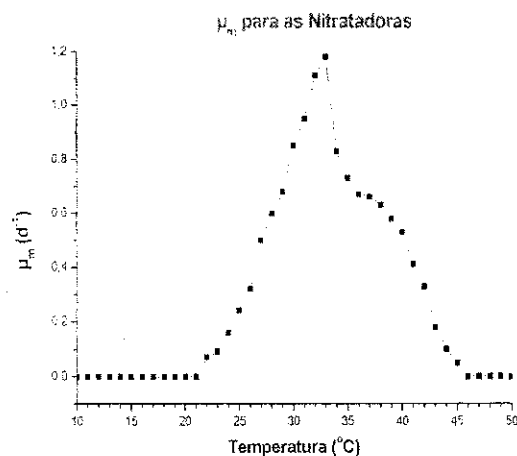
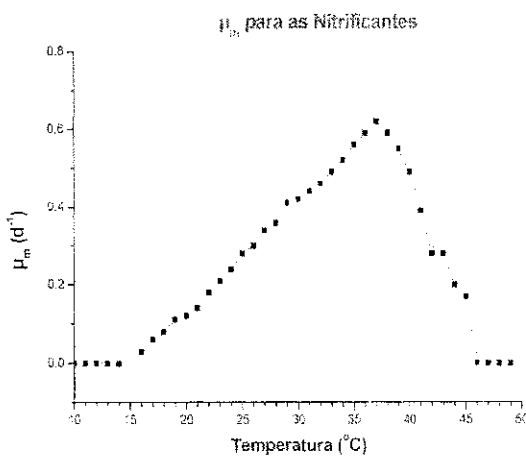


Figura (4.3): μ_m em função da temperatura para as bactérias nitrificantes.

Figura (4.4): μ_m em função da temperatura para as bactérias nitradoras.

A Tabela (4.20) apresenta o valor de μ_m para as bactérias nitrificantes e nitradoras determinado na temperatura mínima, sendo esta a menor temperatura que apresentou TCO; temperatura máxima, sendo esta a maior temperatura que apresentou TCO; e temperatura ótima, sendo esta temperatura onde a TCO foi máxima, todas dentro da faixa de temperatura do teste (de 10°C a 50°C).

Tabela (4.20): Valores de TCO, temperatura e μ_m máximos, mínimos e ótimos para as bactérias nitrificantes e nitrificadoras.

	Nitrificantes			Nitrificadoras		
	Máxima	Mínima	Ótima	Máxima	Mínima	Ótima
Temperatura (°C)	45	16	37	45	22	33
TCO (mg/L/h)	9,31	13,92	44,02	15,7	5,65	27,47
μ_m (d ⁻¹)	0,17	0,03	0,62	0,05	0,07	1,18

Com os valores de μ_m obtidos para cada temperatura testada (de 10°C a 50°C) foram traçados gráficos semilogaritmo de μ_m em função da temperatura (**Figura (4.5)** e **(4.6)**). A partir da equação da reta, foi determinado o valor do coeficiente de dependência de Arrhenius (θ) como sendo o coeficiente angular da reta.

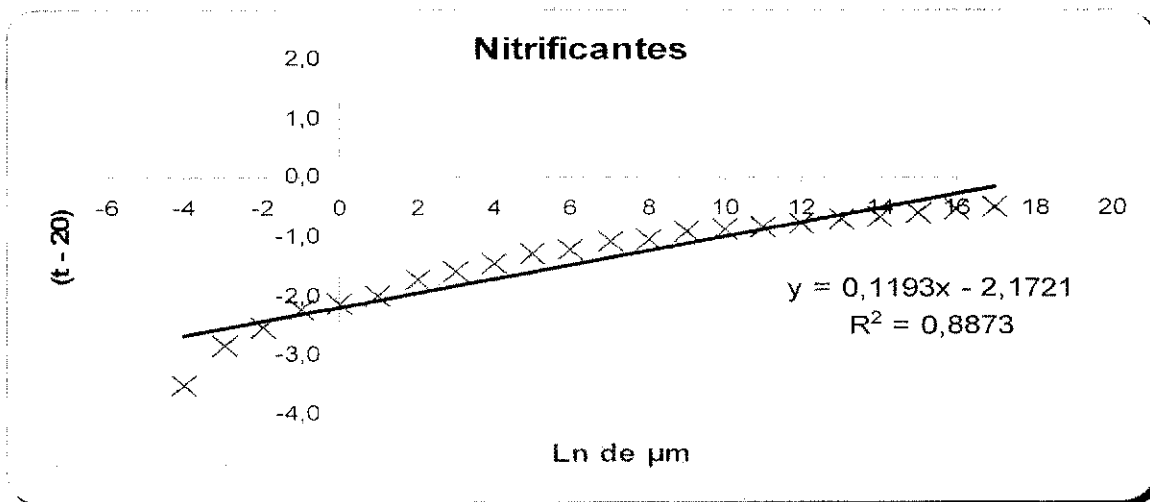


Figura (4.5): Gráfico semilogaritmo da taxa específica de crescimento (μ_m) das BA – Nitrificantes.

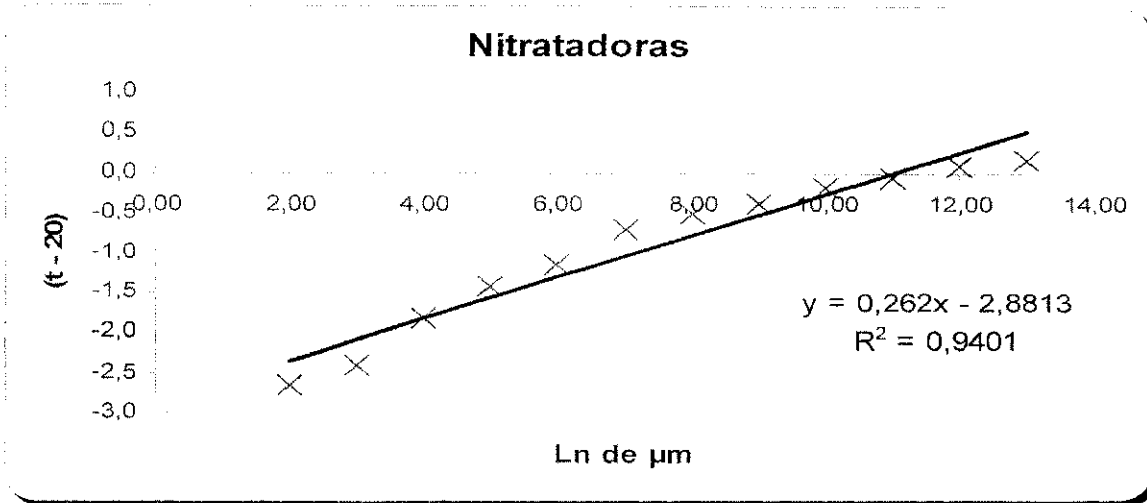


Figura (4.6): Gráfico semilogarítmico da taxa específica de crescimento (μ_m) das BA – Nitratadoras.

Os valores de θ encontrados foram de 1,12 para as bactérias nitrificantes e 1,28 para as nitratadoras. Segundo van Haandel e Marais (1999) o valor de θ para as bactérias nitrificantes pode ser encontrado na faixa entre 1,11 a 1,13. Derks (2007) obteve o valor do coeficiente de dependência de Arrhenius para bactérias nitrificantes de 1,12, valor este, tanto igual ao obtido nesta pesquisa quanto inserido na faixa referenciada em van Haandel e Marais (1999). Para bactérias nitratadoras, Derks (2007) obteve θ igual a 1,04, valor inferior ao obtido nesta pesquisa ($\theta = 1,28$).

4.6.2 Influência do pH

Assim como para a temperatura, foram testados diferentes valores de pH (1 a 14) para a avaliação da sua influência sobre o metabolismo das bactérias nitrificantes e nitratadoras. A **Tabela (4.19)** apresenta os valores obtidos de μ_m para cada pH testado considerando a exposição do licor misto de 1 hora a cada valor de pH, conforme descrito no **Capítulo 3, seção 3.3.3.3**. A **Tabela (4.21)** apresenta também a percentagem de recuperação de μ_m quando do reajuste do pH para o pH de referência (pH 7).

Tabela (4.21): Taxa específica de crescimento máxima (μ_m) para os diferentes pH's estudados e percentagem de recuperação de μ_m após exposição aos diferentes valores de pH

pH	μ_m (d^{-1})		Recuperação de μ_m após exposição ao pH teste (%)	
	Nitrificantes	Nitratadoras	Nitrificantes	Nitratadoras
1	0	0	0	0
2	0	0	0	0
3	0	0	0	0
4	0	0	0	0
5	0,06	0	25,8	68,7
6	0,14	0,34	58,8	100,0
7	0,46	0,55	100	106,2
8	0,5	0,8	102,9	93,7
9	0,52	0,62	103,2	93,7
10	0,3	0,53	88,3	0
11	0	0	0	0
12	0	0	0	0
13	0	0	0	0
14	0	0	0	0

4.6.3 Influência do OD

Os efeitos da limitação de OD no metabolismo nitrificante foram avaliados conforme descrito no **Capítulo 3, seção 3.3.3.3**. Através do controle do respirômetro, uma batelada de licor misto contendo lodo autotrófico nitrificante foi exposta a diferentes faixas de oxigênio dissolvido, tendo sua TCO determinada para cada faixa de OD. De posse do valor da TCO, é possível então o cálculo de sua taxa específica de crescimento (μ_m) para cada faixa de OD testada.

De posse dos valores experimentais de μ_m e OD, e da estimativa de μ_{max} , é possível então determinar a constante de meia saturação para o substrato oxigênio dissolvido (K_o) através do procedimento descrito no **Capítulo 3, seção 3.3.3.3**.

A **Figura (4.7)** mostra um respirograma obtido com a adição do substrato cloreto de amônio e mudanças nas faixas de referência máxima e mínima da aeração (controlada via respirômetro), a TCO variou tendendo a ordem crescente à medida que o oxigênio aumentava e decrescendo à medida que o oxigênio diminuía (desvio padrão da TCO = 0,1 mg/L/h e coeficiente de variação da TCO = 24%).

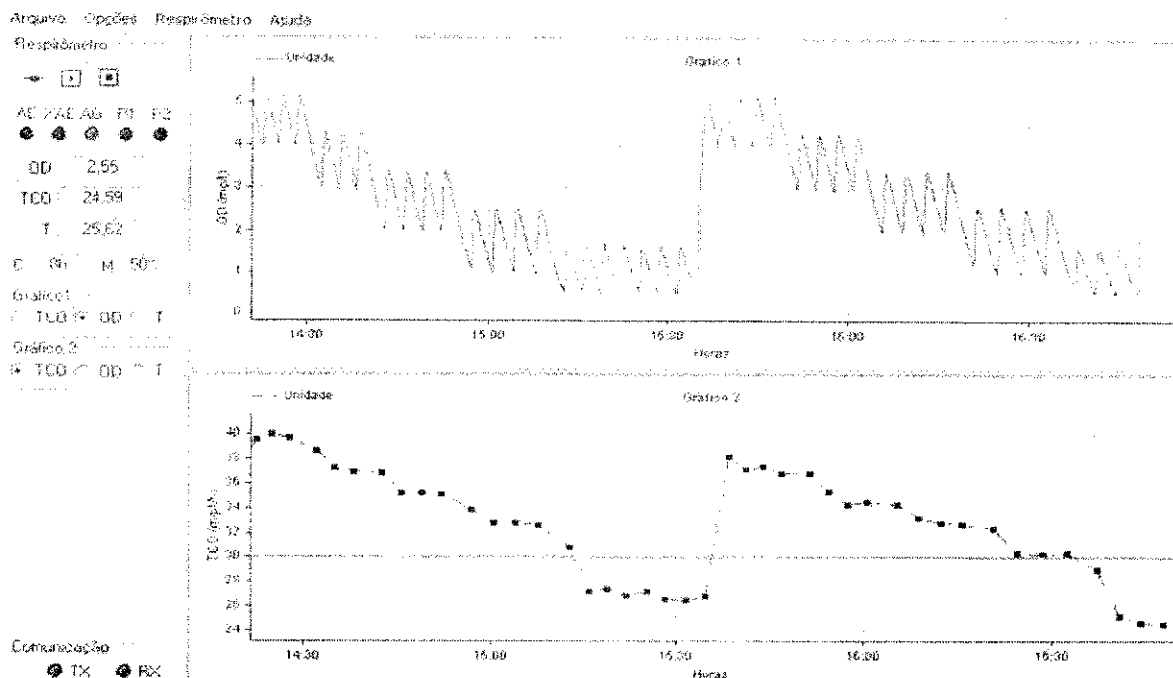


Figura (4.7): Gráfico das faixas de oxigênios usadas nos testes (gráfico superior) e determinação da TCO (gráfico inferior) correspondente ao consumo do substrato cloreto de amônio em diferentes concentrações de OD.

Com os valores de μ_m para cada faixa de OD e o OD médio de cada faixa (determinados experimentalmente), foi possível estimar os valores de μ_{max} para diferentes valores de K_o , conforme mostra a **Tabela (4.22)** e com o auxílio da **Equação (3.24)**, apresentada no **Capítulo 3, seção 3.3.3.3.**

$$\mu_{max} = \mu_m * (OD + K_o) / OD$$

Tabela (4.22): Determinação de μ_{max} em função do OD e de μ_m para diferentes valores de K_o e OD.

OD (mg/L)	μ_m (d ⁻¹)	$K_o = 1,0$	$K_o = 0,7$	$K_o = 0,5$	$K_o = 0,3$
0,75	0,23	0,54	0,44	0,38	0,32
1,50	0,30	0,50	0,44	0,40	0,36
2,50	0,36	0,51	0,47	0,44	0,41
3,50	0,40	0,52	0,48	0,46	0,44
4,50	0,43	0,52	0,50	0,48	0,46
Média de μ_{max}		0,52	0,47	0,43	0,40
Desvio Padrão		0,01	0,03	0,04	0,06
Coefficiente de Variação		0,03	0,06	0,10	0,14

OD: valores médios de cada faixa de OD testada.

Com o auxílio da **Equação (3.23)**, apresentada no **Capítulo 3, seção 3.3.3.3** e através dos valores de K_o e dos valores médios de μ_{\max} foi traçado um conjunto de curvas de μ_m , onde estão plotados os valores experimentais de μ_m e os valores teóricos de μ_m para cada K_o . Assim é possível observar e determinar qual a melhor curva teórica de μ_m com seu respectivo valor de K_o que se correlaciona com a curva experimental (**Tabela (4.23)**).

$$\mu_m = \mu_{\max} * OD / (K_o + OD)$$

Tabela (4.23): Valores de μ_m para a construção do conjunto de curvas teóricas em função de vários K_o .

OD (mg/L)	μ_m (d ⁻¹)	$K_o = 1,0$	$K_o = 0,7$	$K_o = 0,5$	$K_o = 0,3$
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,75	0,23	0,22	0,24	0,26	0,24
1,50	0,30	0,31	0,32	0,32	0,30
2,50	0,36	0,37	0,36	0,36	0,33
3,50	0,40	0,40	0,39	0,38	0,35
4,50	0,43	0,42	0,40	0,39	0,36

A **Figura (4.8)** apresenta os valores μ_m determinados para cada faixa de OD testada, assim como também apresenta o conjunto de curvas teóricas de μ_m que foram traçadas com os dados da **Tabela (4.23)**, sendo cada curva teórica representativa de um valor de K_o e μ_{\max} . Através da **Figura (4.8)**, a curva que apresenta a maior correlação com a curva experimental é a curva cujo valor observado de K_o é 1 mgO/L e através da **Tabela (4.22)** essa observação se confirma, onde é possível notar que o menor coeficiente de variação de μ_{\max} (3%) foi obtido para o valor de $K_o = 1$ mgO/L e $\mu_{\max} = 0,52$ d⁻¹.

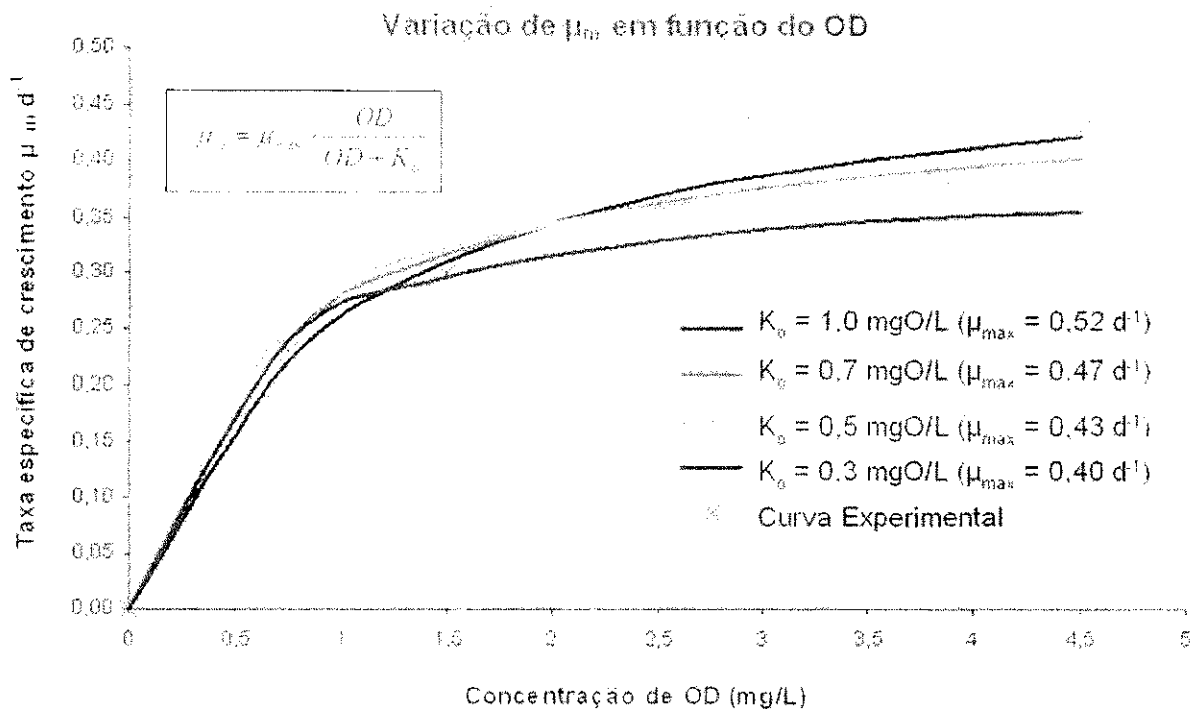


Figura (4.8): Curvas teóricas e experimentais da constante de crescimento específico (μ_m) em função da concentração de OD para diferentes valores de K_0 e μ_{\max} .

4.7 Determinação da idade de lodo mínima para que ocorra a nitrificação (R_{sm}) e da amônia residual desejada em função de R_s , b_n e K_a .

Através das constantes cinéticas obtidas (b_n , K_a , K_0 , μ_m e μ_{\max}) para as bactérias nitrificantes, foi possível traçar um conjunto de relações entre a idade de lodo aplicada e essas constantes. A idade de lodo mínima para que ocorra a nitrificação (R_{sm}) em função da concentração de OD foi a primeira relação obtida, conforme mostra a **Figura (4.9)**. Nessa figura é possível observar que a medida que se deseja um efluente mais restritivo em relação a concentração de amônia no efluente (N_{acd}) para uma mesma concentração de OD, torna-se necessária a manutenção de uma idade de lodo maior.

Na **Figura (4.10)** encontra-se o valor da concentração de amônia efluente em função da idade de lodo aplicada, tendo como base as constantes cinéticas determinadas anteriormente (b_n , K_a , K_0 , μ_m e μ_{\max})

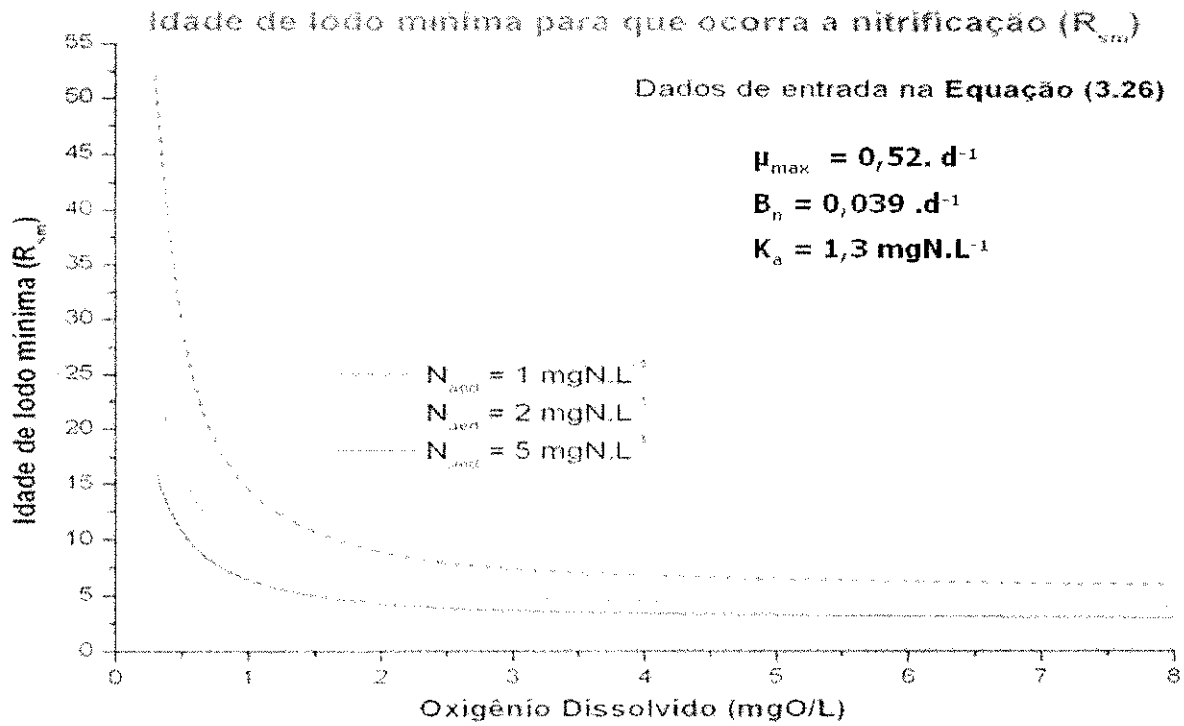


Figura (4.9): Idade de lodo mínima para que ocorra nitrificação em função do OD aplicado ao sistema e da concentração de amônia desejada no efluente (N_{aed}).

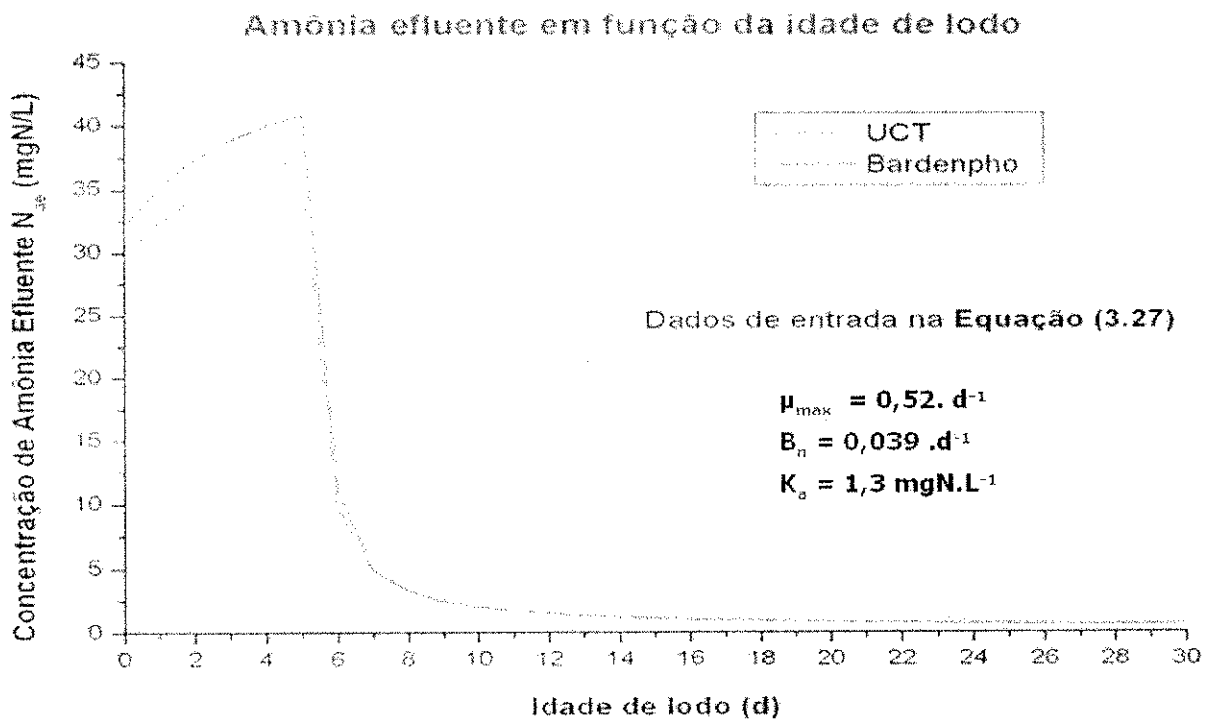


Figura (4.10): Concentração de amônia efluente em função da idade de lodo.

CAPÍTULO 5

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 Desempenho dos sistemas experimentais

Na presente investigação operou-se sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) para avaliar a remoção de nutrientes além do material orgânico e dos sólidos em suspensão. A **Tabela (5.1)** apresenta os valores médios dos percentuais de remoção das principais variáveis estudadas, além de apresentar os valores médios dos coeficientes de variação (CV) dessas variáveis, estando os valores de CV em percentual de variação. Essa tabela foi gerada a partir dos resultados apresentados no **Capítulo 4, Seção 4.2** para possibilitar a discussão do desempenho dos sistemas operados quanto à eficiência de remoção dessas variáveis.

Tabela (5.1): Valores médios das eficiências de remoção das principais variáveis e valores médios dos coeficientes de variação dessas variáveis.

		Bardenpho		UCT	
		R _s = 20	R _s = 15	R _s = 20	R _s = 15
DQO	Média	90	90	91	92
	CV	5	4	4	3
NTK	Média	95	97	96	97
	CV	3	0	2	1
Amônia	Média	97	99	97	99
	CV	3	0	3	0
Nitrato	Média	86	91	83	69
	CV	7	4	9	12
Fósforo total	Média	64	49	74	39
	CV	27	31	27	35
Ortofosfato	Média	61	35	67	17
	CV	39	57	47	114

Ambos os sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) tiveram idade de lodo suficiente para desenvolver o processo de nitrificação e para uma satisfatória remoção de matéria orgânica, como demonstrado na tabela 5.1, através dos valores de DQO, NTK e Amônia. A remoção de nitrato teve maior eficiência do que a remoção de nitrito e de frações fosfatadas (fósforo total e ortofosfato).

Em relação à matéria orgânica, a remoção percentual média foi de 90% para o sistema Bardenpho nas duas idades de lodo e 92% para o sistema UCT nas duas idades de lodo. Essas eficiências de remoção foram compatíveis com as eficiências encontradas em sistemas de lodo ativado semelhantes operados em escala piloto e com esgoto municipal de Campina Grande, por COURA (2002); QUEIROZ (2006); PORTO (2007); DERKS (2007).

Segundo Van Haandel e Marais (1998), a DQO afluente a um sistema pode ser fracionada em diversas formas, sendo a principal classificação em DQO biodegradável (S_{ba}) e DQO não biodegradável (S_{ua}). Dentre a classificação não biodegradável, estima-se que aproximadamente 10% da DQO total afluente venha a ser não biodegradável e esteja na forma solúvel (S_{usa}), ou seja, passando direto ao sistema e sem alterações no tratamento biológico. Recalculando os percentuais de eficiência descontando esses 10% afluente que são inalterados por via biológicas, pode-se considerar que a remoção biológica da matéria orgânica biodegradável analisada na forma de DQO foi praticamente 100%. Analisando a Tabela (5.1), é possível notar que os sistemas apresentaram um baixo coeficiente de variação (CV) para o percentual de remoção médio de DQO (entre 3 a 5%), o que mostra estabilidade na manutenção dessa alta eficiência de remoção.

A variável sólidos teve bastante oscilação de sua massa dentro dos reatores no começo da pesquisa, com destaque para o período de partida com idade de lodo de 20 dias, quando a variação média chegou a 40% para o sistema Bardenpho e 20% para o sistema UCT. Porém, após o estabelecimento da comunidade biológica, a tendência foi de diminuição da variação dos sólidos, chegando a valores médios de 2 a 5% de variação para o sistema Bardenpho com idade de lodo de 15 dias e 6 a 7 % para o sistema UCT nessa mesma idade de lodo. A grande variação na primeira etapa do experimento também é atribuída a problemas operacionais, como o rompimento e entupimento de mangueiras e canos, provocando a perda de lodo e conseqüentemente, a diminuição da concentração de sólidos.

A análise dos resultados médios de eficiência de remoção de NTK (**Tabela (5.1)**) mostrou que os sistemas se apresentaram com altos percentuais de remoção para essa variável (95 a 97% de remoção), e assim como para a DQO, baixos valores de CV (entre 0 e 3 %). Para amônia, o percentual médio de remoção foi de 97 a 99 % para os dois sistemas nas duas idades de lodo estudadas. Esse alto desempenho é compatível com o que é esperado para os dois tipos de sistema quando operados nas condições de idades de lodo acima de 10 dias (van Haandel e Marais, 1999), porque a constante de meia saturação de amônia é baixa. De fato os valores encontrados da constante sempre foram menores que 2 mgN/L. Esses resultados evidenciam uma ótima eficiência no processo de nitrificação, apresentando

concentração média de amônia efluente abaixo de 2 mg/L para a idade de lodo de 20 dias e abaixo de 1 mgN/L para a idade de lodo de 15 dias, para os dois sistemas estudados.

Analisando os resultados de nitrato e nitrito, não se observa o mesmo desempenho obtido para NTK e Amônia, em especial para o nitrito onde os valores médios efluentes encontram-se abaixo de 3 mgN/L, com destaque para o sistema Bardenpho que apresentou valores menores que 1 mgN/L. Esses valores encontram-se adequados para o lançamento de efluentes em corpos receptores, conforme a resolução nº 357 do CONAMA de 2005. Nessa resolução não se estabelece uma concentração mínima permitida para o lançamento, porém a resolução limita a concentração final de nitrito permitida de acordo com a classe do corpo receptor, sendo permitidas concentrações máximas após a zona de mistura iguais ou inferiores a 1 mgN/L. Sendo assim, se considerarmos nenhum fator de diluição dos efluentes dos sistemas Bardenpho e UCT ao serem lançados nos corpos receptores (a situação de Campina Grande), apenas os sistemas operados com a idade de lodo de 15 dias estariam adequados para esse lançamento.

Para a variável nitrato, observou-se uma média percentual de remoção acima de 80% para os dois sistemas nas duas idades de lodo operadas, com destaque para o sistema Bardenpho na idade de lodo de 15 dias, onde a remoção média percentual chegou aos 91%, já o sistema UCT, nessa mesma idade de lodo, obteve a pior performance em remoção média percentual de nitrato (69%). Essa diferença de remoção entre os sistemas pode ser atribuída à fração anóxica em volume de reatores no sistema UCT (45%) ser menor que no sistema Bardenpho (57%), justificando assim o alto desempenho desse sistema. Além disso, o sistema UCT apresentava um reator anaeróbio, sendo este o primeiro reator da serie. Nesse reator era feita a alimentação do sistema, e por consequência, o material orgânico solúvel biodegradável era consumido nesse reator sem fins de desnitrificação, dificultando o desenvolvimento do processo de desnitrificação dos outros reatores pela falta de material orgânico rapidamente assimilável. Apesar dessas considerações, a qualidade efluente dos dois sistemas foi compatível com as exigências da resolução nº 357 do CONAMA, onde estipula uma concentração máxima de 10 mgN/L de nitrato para o enquadramento dos corpos de água, sendo a concentração média efluente dos sistemas abaixo de 3 mgN/L nas idades de lodo operadas, com destaque para o sistema Bardenpho com idade de lodo de 15 dias, onde a concentração média efluente foi de 0,8 mgN/L.

A alcalinidade e o pH foram variáveis que pouco oscilaram no decorrer da pesquisa. Em relação ao pH, o valor efluente médio para os sistemas nas duas idades de lodo, sempre manteve-se na faixa da neutralidade, entre 7 e 8. Esse fato é justificável por dois fatores

principais, (1) a alcalinidade afluyente era suficiente para tamponar o sistema e evitar que a nitrificação reduzisse o pH e (2) a desnitrificação e amonificação eram responsáveis pela reposição de grande parte da alcalinidade perdida com a nitrificação, assim, os sistemas não sofriam grandes variações de pH.

A remoção de fósforo na forma de fósforo total e ortofosfato foi bastante inconstante, tendo destaque para a idade de lodo de 20 dias, onde para o sistema Bardenpho a remoção percentual média de fósforo total foi de 64% e para o sistema UCT foi de 74%. Para a idade de lodo de 15 dias, a remoção percentual de fósforo total foi de 49% para o sistema Bardenpho e 39% para o sistema UCT. Para o ortofosfato, a tendência de uma melhor eficiência para a idade de lodo de 20 dias se manteve, obtendo remoção média percentual para o sistema Bardenpho de 61% e para o sistema UCT 67%. Para a idade de lodo de 15 dias, foi observada uma eficiência percentual média de 35% para o sistema Bardenpho e 17% para o sistema UCT.

Os lodos dos dois sistemas apresentaram boas características de sedimentação: os valores médios da constantes de sedimentabilidade K foram inferiores a 0,3 L/g nas duas idades de lodo operadas, sendo esse valor abaixo do valor de referência máximo de K para uma boa sedimentabilidade. Em relação à V_0 , valores acima de 12 m/h são considerados ótimos, os resultados obtidos se apresentaram acima disso (Sistema Bardenpho = 14,32 m/h – 20 dias e 14,02 m/h – 15 dias e Sistema UCT = 26,92 m/h – 20 dias e 26,4 m/h – 15 dias).

5.2 Resultados do Balanço de Massa de Nitrogênio

Os resultados apresentados na **Tabela (4.17), Capítulo 4, Seção 4.3**, mostram que o balanço de massas médio para os sistemas nas duas idades de lodo foi superior a 90%, o que conferem uma boa garantia na confiabilidade aos resultados analíticos obtidos (van Haandel & Marais, 1999). O coeficiente de variação para os balanços de massas foi inferior a 13%.

5.3 Determinação via respirometria das constantes de crescimento específico (μ_m), crescimento específico máximo (μ_{max}) e de decaimento (b_n).

Os valores médios da taxa específica de crescimento (μ_m) encontrados para o sistema Bardenpho com R_s de 20 dias foram 0,38 dia⁻¹ para as nitrificantes e 0,33 dia⁻¹ para as nitrificadoras. Para R_s de 15 dias os valores encontrados para o mesmo sistema foram de 0,48

dia⁻¹ para as nitrificantes e 0,42 dia⁻¹ para as nitratadoras. Para o sistema UCT, os valores de μ_m para as nitrificantes com R_s de 20 dias foram de 0,36 dia⁻¹ e 0,29 dia⁻¹ para as nitratadoras. Para os sistema UCT com R_s de 15 dias, os valores médios obtidos de μ_m foram de 0,42 dia⁻¹ para as nitrificantes e 0,43 dia⁻¹ para as nitratadoras. Todos os valores estão relacionados à temperatura operacional, que foi em média de 24°C. Na **Tabela (5.2)** esses valores são reajustados para a temperatura de 20°C, conforme a **Equação (2.15)**, apresentada no **Capítulo 2**, na **seção 2.7.3**.

Na **Tabela (5.3)** são apresentados valores de μ_m das bactérias nitrificantes encontrados por vários pesquisadores e relatados por Van Haandel & Marais (1999). Esses valores variam dentro de uma grande faixa, entre 0,33 dia⁻¹ a 1,44 dia⁻¹ (amplitude total de 1,11 dia⁻¹), faixa essa mais ampla do que a encontrada nessa pesquisa, de 0,36 dia⁻¹ a 0,48 dia⁻¹ (amplitude total de apenas 0,12 dia⁻¹). Essa grande variação observada nos dados dos pesquisadores citados por Van Haandel & Marais, pode ser atribuída a dois fatores principais, (1) tratam-se de referências de diferentes locais com diferentes características de esgotos e sistemas de tratamento, o que por sua vez modificam os valores das constantes e (2) as técnicas usadas para a determinação das constantes diferem de uma referência para outra, o que pode acarretar em diferenças de resultados relevantes.

Analisando os valores de μ_m obtidos por um conjunto de pesquisadores que usaram o mesmo esgoto municipal utilizado nessa pesquisa (**Tabela (5.4)**) e que tinham a respirometria como ferramenta para a determinação de μ_m (com exceção de Medeiros, 2004, que tratava efluente petroquímico), observa-se uma faixa de μ_m para as bactérias nitrificantes de 0,18 dia⁻¹ a 0,78 dia⁻¹ com amplitude total de 0,6 dia⁻¹, aproximadamente 50% menor do que a encontrada para as referências citadas por Van Haandel & Marais (1999).

Tabela (5.2): Valores experimentais da taxa de crescimento específico (μ_m) das bactérias nitrificantes determinados através da respirometria para o sistema Bardenpho e UCT, com θ de 1,12.

$\mu_m T$ (d ⁻¹)	T (°C)	$\mu_m 20$ (d ⁻¹)	Sistema e idade de lodo (R_s)
0,38	24	0,24	Bardenpho, R_s de 20 dias
0,48	24	0,31	Bardenpho, R_s de 15 dias
0,36	24	0,23	UCT, R_s de 20 dias
0,42	24	0,27	UCT, R_s de 15 dias

$\mu_m T$: Taxa de crescimento específico em relação a temperatura T (°C); $\mu_m 20$: Taxa de crescimento específico a 20°C.

Tabela (5.3): Valores experimentais para a taxa de crescimento específico (μ_m) das bactérias nitrificantes (FONTE – van Haandel & Marais, 1999)

$\mu_m T$ (d ⁻¹)	T (°C)	$\mu_m 20$ (d ⁻¹)	Referências
0,33	15	0,66	BARNARD (1991)
0,47	15	0,45	KAYSER (1991)
0,45	15	0,73	ECKENFELDER (1992)
0,53	25	0,26	SUTTON <i>et al.</i> (1979)
0,40 - 0,50	14	0,80 - 1,00	GUJER (1977)
0,33 - 0,65	20	0,33 - 0,65	EKAMA & MARAIS (1976)
1,08 - 1,44	23	0,76 - 1,02	PODUSKA & ANDREWS (1974)
0,57	16	0,76	GUJER & JENKINS (1975)
0,34 - 0,40	12	0,86 - 1,01	GUJER & JENKINS (1975)
0,50	20	0,50	LAWRENCE & BROWN (1973)
0,94	29	0,33	LIJKELMA (1973)
0,33	20	0,33	DOWNING <i>et al.</i> (1964)

$\mu_m T$: Taxa de crescimento específico em relação a temperatura T (°C); $\mu_m 20$: Taxa de crescimento específico a 20°C.

Tabela (5.4): Valores experimentais para a taxa de crescimento específico (μ_m) das bactérias nitrificantes determinados através da respirometria.

$\mu_m T$ (d ⁻¹)	T (°C)	$\mu_m 20$ (d ⁻¹)	Referências
0,18	25	0,10	DERKS (2007)
0,50	25	0,28	DERKS (2007)
0,28	26	0,14	SOUZA (2005)
0,27	26	0,14	MEDEIROS (2004)*
0,28	25	0,16	COURA (2002)
0,33	23	0,23	COSTA (2002)
0,78	25	0,44	FERREIRA (2002)

$\mu_m T$: Taxa de crescimento específico em relação a temperatura T (°C); $\mu_m 20$: Taxa de crescimento específico a 20°C. * Tratando efluente da indústria petroquímica usando a respirometria como ferramenta para determinação de μ_m .

Os resultados encontrados para μ_m das bactérias nitrificantes do sistema Bardenpho e UCT nas duas idades de lodo operadas, adequam-se mais a segunda faixa apresentada (Tabela (5.4)).

A partir dos dados obtidos através dos respirogramas, calculou-se um valor de B_n de 0,039 ou 3,9%/d para uma temperatura ambiente média de 24°C. sendo esse valor reajustado para 0,033 ou 3,3%/d para uma temperatura ambiente de 20°C.

5.4 Determinações da constante de meia saturação (K_a e K_n)

Observa-se que os valores médios das constantes de meia saturação de amônio e nitrito são todos inferiores a 2mg/L. Assim, em todos os testes respirométricos não se observava influência de K_a e K_n visto que eram adicionados substratos em concentrações bem superiores a 2mg/L (10mg/L para cloreto de amônia e 8 mg/L para nitrito de sódio, ver seção 3.3.3 do Capítulo 3)

5.5 Determinação da influência de fatores ambientais (temperatura, pH e concentração de OD) sobre o metabolismo autotrófico nitrificante

5.5.1 Influência da Temperatura

Foi avaliada a influência da temperatura no crescimento das bactérias autotróficas nitrificantes e nitratadoras, conforme descrito no **Capítulo 3, seção 3.3.3.3**. Foi possível observar que, dentro da faixa de temperatura estudada de 10°C a 50°C, as bactérias nitrificantes não apresentaram metabolismo abaixo de uma temperatura de 15°C, apresentando atividade acima desse valor. As bactérias nitratadoras foram mais sensíveis a baixas temperaturas e só vieram a apresentar atividade acima 19°C. Devido o lodo ter sido gerado a uma temperatura ambiente média de 24°C, o tempo para adaptação a mudanças repentinas da temperatura talvez fosse grande, pois já foram relatados indícios de nitrificação em ambientes com temperaturas de até 4°C (van Haandel e Marais, 1999; van Haandel e van Der Lubbe, 2007). Sendo assim, considera-se que para esses ambientes de baixa temperatura, é importante que a geração do lodo seja feita com a temperatura de operação, para facilitar a aclimatação das mesmas.

A medida que se elevava a temperatura (**Figura (5.1)**), a resposta metabólica (em termos de TCO e consequentemente de μ_m) também aumentava, apresentando valores ótimos em 37°C para as bactérias nitrificantes com μ_m de 0,62d⁻¹ e 33°C para as bactérias nitratadoras com μ_m de 1,18d⁻¹, um aumento de 121% para as bactérias nitrificantes em relação ao valor de μ_m de referência em 24°C e um aumento de quase 500% para as bactérias nitratadoras em relação ao μ_m de referência em 24°C de 0,18d⁻¹.

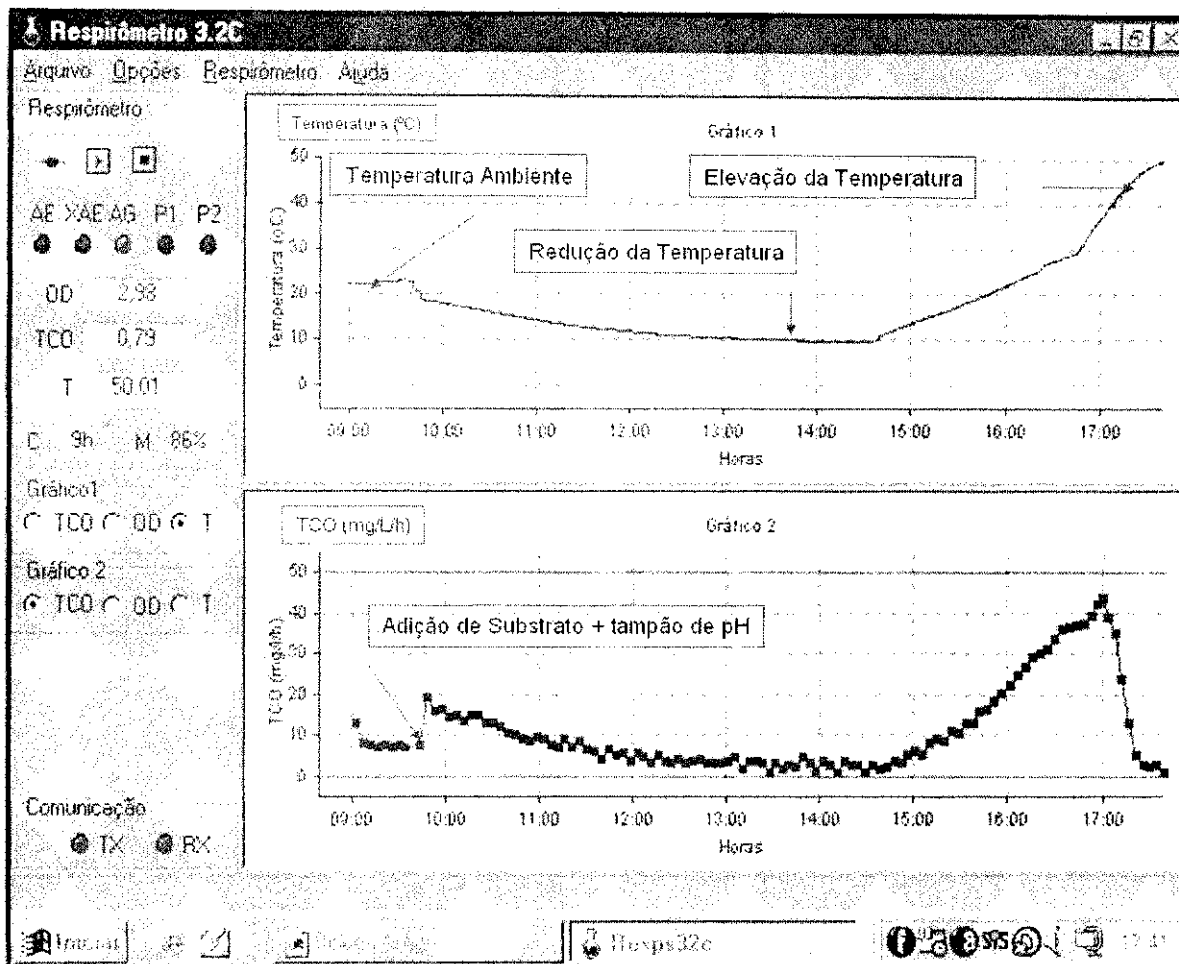


Figura (5.1): Variação da TCO para as bactérias nitrificantes em função da temperatura

Os valores de θ (coeficiente de dependência de Arrhenius) encontrados foram de 1,12 para as bactérias nitrificantes e 1,28 para as nitrificadoras. Segundo van Haandel e Marais (1999) o valor de θ para as bactérias nitrificantes pode ser encontrado na faixa entre 1,11 a 1,13. Derks (2007) obteve o valor do coeficiente de dependência de Arrhenius para bactérias nitrificantes de 1,12, valor este, tanto igual ao obtido nesta pesquisa quanto inserido na faixa referenciada em van Haandel e Marais (1999). Para bactérias nitrificadoras, Derks (2007) obteve θ igual a 1,04, valor inferior ao obtido nesta pesquisa ($\theta = 1,28$).

5.5.2 Influência do pH

Através do teste de influência do pH no metabolismo das bactérias autotróficas nitrificantes foi possível observar que nem as bactérias nitrificantes e nem as bactérias nitrificadoras apresentaram metabolismo expresso em termos de TCO e μ_m quando expostas a

valores de pH abaixo de 4, assim como quando expostas a valores de pH acima de 11. Mesmo se expostas somente por um período curto de 1 hora a esses valores de pH, e logo em seguida o pH seja ajustado para a neutralidade, a recuperação do metabolismo não é observado. Esse fator é importante, pois auxilia na operação e manutenção de sistemas de lodo ativado que desenvolvam a nitrificação, onde o pH deve manter um valor mínimo na eventualidade de entrada de cargas repentinas, visando a proteção da comunidade nitrificante, visto que curtos períodos de exposição a valores de pH extremos (abaixo de 4 e acima de 11) já podem ser considerados fatais para as bactérias nitrificantes e nitrificadoras.

Para os demais valores de pH (entre 5 e 10), os resultados variaram de acordo com o valor do pH. Para o pH 5 foi observada uma redução de 87% no valor de μ_m para as bactérias nitrificantes e uma redução de 100% para as bactérias nitrificadoras, sendo o valor de μ_m no pH 7 o valor de referência para o cálculo do percentual de μ_m que reduziu ou aumentou. A recuperação de μ_m após 1 hora de exposição ao pH 5 foi de 28% para as nitrificantes e 68% para as nitrificadoras, mostrando uma maior resistência das bactérias nitrificadoras a valores de pH ácidos. Para o pH 6 foi observada uma redução menor de μ_m , sendo menor redução para as bactérias nitrificadoras (70% de redução para as bactérias nitrificantes e 38% para as bactérias nitrificadoras). Ainda para o pH, a recuperação de μ_m das bactérias nitrificadoras foi de 100% quando expostas por 1 hora a esse valor de pH, porém para as bactérias nitrificantes essa recuperação foi de apenas 58 %, confirmando a maior resistência das bactérias nitrificadoras a valores ácidos de pH. Para o pH 8, foi observada uma tendência inversa ao que foi encontrado em valores ácidos de pH, ou seja, os valores de μ_m aumentaram, com maior destaque para as bactérias nitrificadoras (aumento de 9% para as bactérias nitrificantes e de 45% para as bactérias nitrificadoras). Após o reajuste do pH para 7, esse aumento anteriormente observado não foi mantido, principalmente para as bactérias nitrificadoras que apresentaram um queda de 7% do valor de referência quando retornando do pH 8. Para o pH 9 foi possível notar que um acréscimo semelhante para os dois grupos de bactérias de 13%, e assim como para o pH 8, quando reajustado o pH esse acréscimo não foi mantido. Para o pH de 10 a tendência muda novamente sendo observado queda nos valores de μ_m , com destaque para as bactérias nitrificantes onde essa redução foi de 35%, onde para as bactérias nitrificadoras essa redução foi de apenas 4%. Apesar da grande redução de μ_m para as bactérias nitrificantes, a recuperação de μ_m para essas bactérias após reajuste de pH foi de 88%, não sendo observada recuperação para as bactérias nitrificadoras.

Os resultados para as bactérias nitrificantes em valores de pH ácido, onde as mesmas se mostraram menos resistentes (**Figura (5.2)**), não vão de encontro ao resultados determinados por DERKS (2007), **Figura (5.3)**, onde através da respirometria em teste semelhante ao dessa pesquisa com tempo de exposição de 1 hora e faixa de pH entre 4 e 8, obteve menor resistência das bactérias nitrificadoras ao invés das nitrificantes a valores de pH ácidos. Ferreira (2002), ao analisar bactérias autotróficas nitrificantes também através da respirometria e com tempo de exposição de 3 horas e faixa de pH entre 5 e 8,5, obteve resultados semelhantes ao dessa pesquisa onde afirma que as bactérias nitrificantes são mais sensíveis e vulneráveis a valores ácidos de pH ácidos, o que não aconteceu em valores alcalinos de pH (**Figura (5.4)**).

Assim como foi encontrado nessa pesquisa, Derks e Ferreira também observaram um aumento de μ_m para os dois grupos de bactérias quando as mesmas se encontram em um ambiente com pH entre 7,5 e 8, sendo mais acentuado o crescimento para as bactérias nitrificadoras.

De uma forma geral é possível afirmar que as bactérias nitrificadoras foram as que apresentaram maior capacidade de recuperação quando submetidas a valores de pH ácidos e também o maior crescimento quando submetidas a valores de pH alcalino.

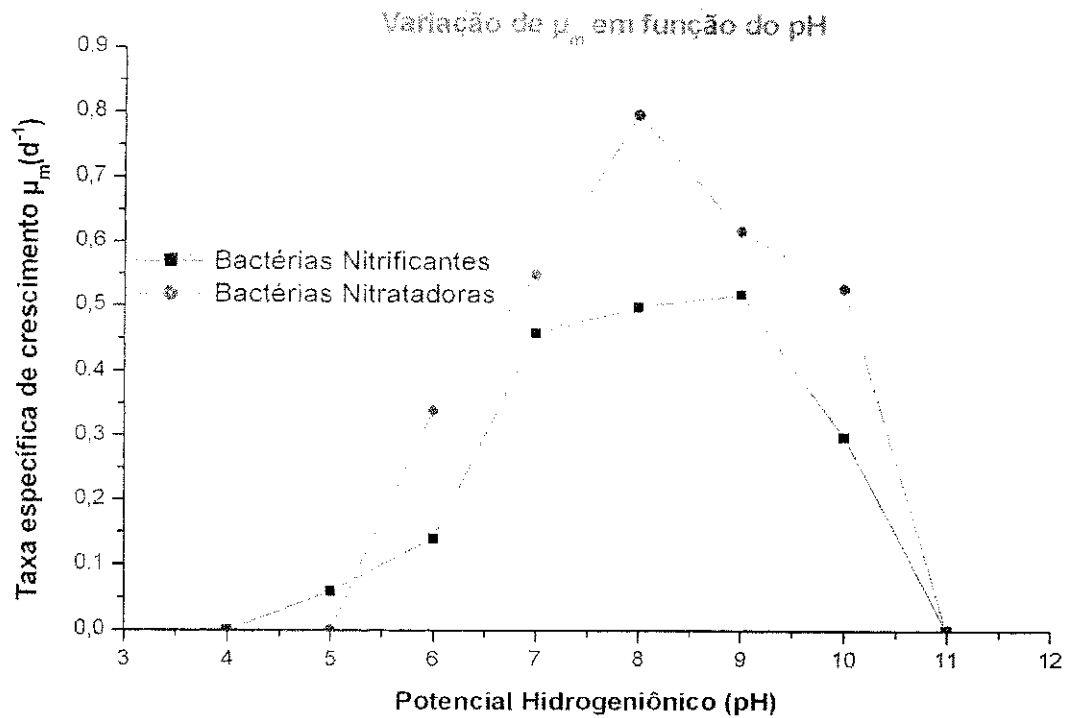


Figura (5.2): Variação de μ_m das bactérias nitrificantes e nitradoras em função da variação de pH.

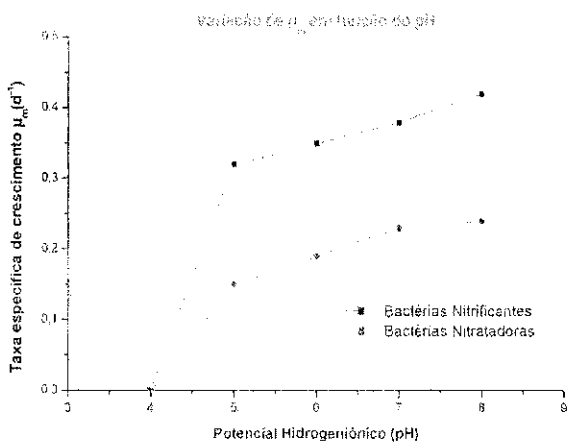


Figura (5.3): Variação de μ_m das bactérias nitrificantes e nitradoras em função da variação de pH. FONTE: DERKS 2007

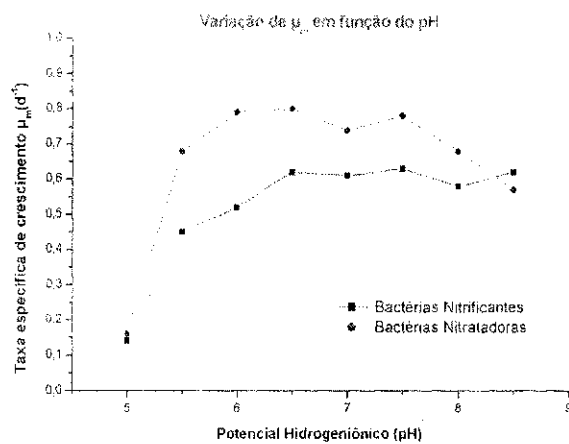


Figura (5.4): Variação de μ_m das bactérias nitrificantes e nitradoras em função da variação de pH. FONTE: FERREIRA 2002

5.5.3 Influência do OD

Através do teste de influência de OD na taxa específica de crescimento foi possível verificar que a medida que se aumenta o OD, existe uma tendência de aumento de μ_m , sendo obtido um valor de K_o de 1 mg/L (Figura (4.8)). Derks (2007) operando um sistema de lodo ativado tratando esgoto bruto com pré desnitrificação e um pré reator anóxico com nitrificação no reator seguinte aeróbio, obteve um valor de K_o de 0,7 mg/L (Figura (5.5)). Já Medeiros (2004) tratando esgoto industrial proveniente da indústria petroquímica, operando um sistema Bardenpho obteve um valor de K_o de 0,7 mg/L (Figura (5.6)), tal qual encontrado por Derks.

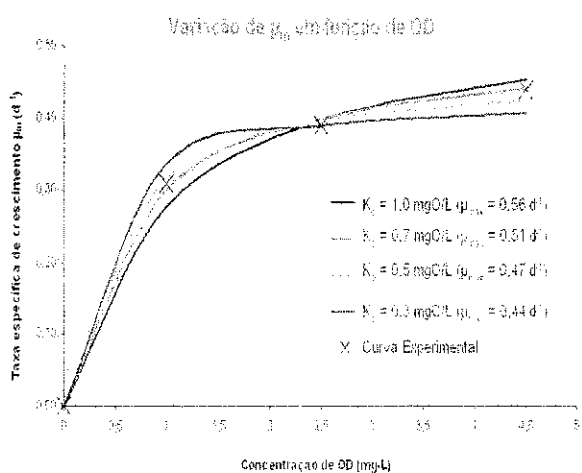


Figura (5.5): Curvas teóricas e experimentais da constante de crescimento específico em função da concentração de OD para diferentes valores de K_o . FONTE: DERKS, 2007.

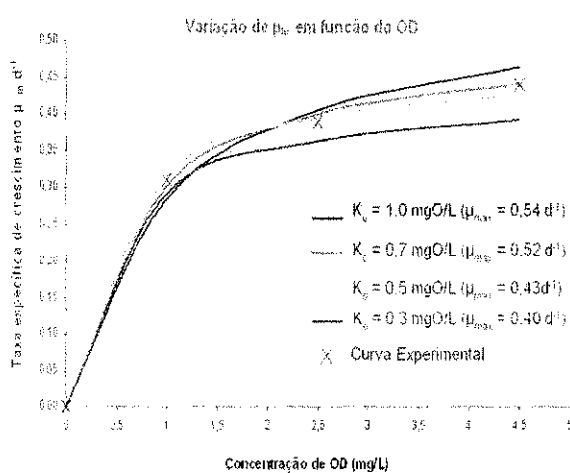


Figura (5.6): Curvas teóricas e experimentais da constante de crescimento específico em função da concentração de OD para diferentes valores de K_o . FONTE: MEDEIROS, 2004.

Esses valores de K_o mostram que a manutenção de valores de OD entre 0,7 mg/L e 1 mg/L são capazes de reduzir em 50% a taxa de crescimento específica máxima das bactérias nitrificantes.

Para os valores μ_{max} , tanto Derks (2007) quanto Medeiros (2004) encontraram um valor de $0,52 \text{ d}^{-1}$, tal qual encontrado nessa pesquisa. Esse resultado confirma que apesar das diferenças de configuração e de operação, e até mesmo de água residuária (Medeiros tratava efluente industrial), o que varia é apenas a taxa específica de crescimento μ_m , sendo μ_{max}

constante para qualquer configuração ou condição operacional, visto que é uma característica inerente tão somente a bactéria, não sofrendo influência externa, ao contrario do que ocorre com μ_m , que é determinado em função das influencias de fatores ambientais como oxigênio e concentração de substrato disponível.

CAPÍTULO 6

CONCLUSÕES

O desenvolvimento desse estudo experimental resultou em importantes conclusões de aplicabilidade prática relativas ao desempenho e operação de sistemas de lodo ativado no tratamento de efluente doméstico com nitrificação. Da investigação experimental com os sistemas de lodo ativado Bardenpho e UCT nas idades de lodo de 20 e 15 dias e operados sob as mesmas condições de aeração, temperatura e coeficiente de mistura do licor misto, é possível concluir:

- Os dois sistemas apresentaram-se eficientes no tratamento de esgoto doméstico nas duas idades de lodo operadas.
 - ✓ Em termos de matéria orgânica a remoção da mesma foi superior a 90% nas duas idades de lodo operadas. Essa boa eficiência foi obtida apesar da alta fração das zonas não aeradas. (57 % do volume total). Igualmente a alta fração não aerada não afetou a sedimentabilidade do lodo negativamente.
 - ✓ Em relação à remoção de amônia a eficiência foi superior a 96% nos dois sistemas para a idade de lodo de 20 dias, chegando a índices de 99% médios quando da operação em idade de lodo de 15 dias. Esses bons índices de remoção são devido à idade de lodo alta mantida nos sistemas (>15 dias);
 - ✓ Para a remoção de nitrato, destaque para o sistema Bardenpho que apresentou baixos valores desse parâmetro no efluente, com percentuais de remoção de 86% e 95%, respectivamente para idades de lodo de 20 e 15 dias. Já o sistema UCT apresentou menores percentuais de remoção nesse parâmetro, tendo 83% e 69% de remoção, respectivamente para idades de lodo de 20 e 15 dias. O melhor desempenho nesse parâmetro para o sistema Bardenpho em relação ao sistema UCT era esperada devido ao fato que no sistema UCT parte da zona não aerada era anaeróbia. i.e. não contribuía à desnitrificação;
 - ✓ O nitrito foi um parâmetro que se apresentou bastante variável e com grandes coeficientes de variação do percentual de remoção. Essa instabilidade pode

ser atribuída ao fato da concentração de nitrito ser pequena de modo que uma variação relativamente pequena tinha um efeito grande;

- ✓ A remoção de fósforo apresentou-se inconstante nos dois sistemas e nas duas idades de lodo operada. Para os dois sistemas, a idade de lodo que apresentou melhor percentual de remoção de fósforo total e ortofosfato foi a idade de 20 dias, não condizendo com o que referencia a literatura onde afirma que menores idades de lodo são mais favoráveis para a remoção de fósforo, visto que o mesmo somente é removido do sistema através do descarte de biomassa com o fósforo aderido/absorvido. O sistema UCT mostrou-se ligeiramente mais eficiente que o sistema Bardenpho na remoção de fósforo total e ortofosfato quando da operação na idade de lodo de 20 dias, o que era esperado devido a fração anaeróbia presente no sistema UCT.
- ✓ A alcalinidade e o pH do sistema, assim como do efluente, não apresentaram grandes variações. sendo a alcalinidade afluyente aos sistemas suficiente para suprir as necessidades de manutenção do pH.
- As características mecânicas, os lodos gerados nos dois sistemas apresentaram-se conforme o esperado para sistemas de lodo ativado, não apresentando problemas operacionais em relação a sedimentação durante o período de investigação experimental de 11 meses;
- Em relação as constantes cinéticas de nitrificação é possível afirmar que todas são adequadamente descritas pela equação de Monod, tendo-se como base dois substratos: amônia e oxigênio para as bactérias nitrificantes e nitrito e oxigênio para as nitrificadoras. Especificamente em relação a cada constante cinética é possível afirmar que:
 - ✓ Os valores de μ_m encontrados (para R_s de 20 dias, $0,38 \text{ d}^{-1}$ e $0,33 \text{ d}^{-1}$ para o sistema Bardenpho respectivamente para as bactérias nitrificantes e nitrificadoras e, $0,36 \text{ d}^{-1}$ e $0,29 \text{ d}^{-1}$ para o sistema UCT respectivamente para as bactérias nitrificantes e nitrificadoras; para R_s de 15 dias, $0,48 \text{ d}^{-1}$ e $0,42 \text{ d}^{-1}$ para o sistema Bardenpho respectivamente para as bactérias nitrificantes e nitrificadoras e, $0,42 \text{ d}^{-1}$ e $0,43 \text{ d}^{-1}$ para o sistema UCT respectivamente para as bactérias nitrificantes e nitrificadoras) mostraram que no sistema Bardenpho essa constante é sutilmente maior que no sistema UCT, porém nos dois

sistemas os valores de μ_m estavam da faixa esperada e levou ao ótimo desempenho da nitrificação nos dois sistemas:

- ✓ Para a constante de decaimento das bactérias nitrificantes, o valor encontrado de $0,039 \text{ d}^{-1}$ para a temperatura média de 24°C é considerado um valor baixo quando comparado com a constante de crescimento que varia entre $0,36 \text{ d}^{-1}$ a $0,48 \text{ d}^{-1}$, o que favorece o desenvolvimento da nitrificação. Assim, pode-se atribuir que a necessidade de altas idades de lodo para a estabilização das culturas autotróficas nitrificantes seja devido apenas à baixa velocidade de crescimento das mesmas, não tendo grande influência o decaimento das mesmas;
- ✓ Os valores de K_a e K_n foram em média inferiores a $1,5\text{mg/L}$ não tendo apresentado diferenças quando da operação em diferentes idades de lodo. O valor baixo de K_a e K_n resulta num processo de nitrificação que é quase on-off: ou se tem nitrificação e ela é eficiente ou não se tem nitrificação.
- ✓ O valor do pH afeta significativamente μ_m , onde em valores de pH abaixo de 4, anulam totalmente e permanentemente a atividade das nitrificantes e nitrificadoras. O mesmo acontece para valores de pH acima de 10. Valores de pH entre 8 e 9 mostraram a tendência de aumentar o valor de μ_m em relação ao pH neutro, podendo considerar essa faixa de pH (entre 8 e 9) como a faixa ótima de operação para essas bactérias;
- ✓ A taxa de crescimento das bactérias autotróficas aumenta com a temperatura, chegando ao seu valor máximo em 37°C para as nitrificantes e 33°C para as nitrificadoras, podendo se considerar essas temperaturas como as temperaturas ótimas de operação. Valores de temperatura acima da temperatura ótima levam a uma tendência de diminuição de μ_m chegando zero para valores acima de 45°C , não havendo recuperação do metabolismo quando ultrapassado esse valor;
- ✓ O estudo revelou também que para que a influência da temperatura pode ser descrito com uma expressão de Arrhenius, tendo-se para as bactérias nitrificantes, $\theta = 1,12$ e para as bactérias nitrificadoras $\theta = 1,28$.

- ✓ Os testes com variação da concentração de oxigênio determinaram uma constante de meia saturação de OD (k_0) de 1mg/l, para as bactérias nitrificantes.

CAPÍTULO 7

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

_____. **Manual de saneamento**. 3. ed. rev. Brasília: FUNASA, (2006). 374p. :il.

ANTHONISEN, A. C. *et al.* (1976). **Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid**; Journal of Water Pollution Control Federation, vol. 48, 5, 835-852.

APHA, AWWA, WEF (1998). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, DC, 20th Ed.

BARNARD J. L. (1991). **Design of nitrification/denitrification process**. Design for nitrogen removal and guarantees for aeration, Braunschweig.

BEACH, M. I. BEACH JR, J. S. CADENA, F. (1995). **Respirometric methods for rapid toxicity / inhibition assessment of industrial wastewater**. In: 50th purfue industrial waste conference, 50. Chelsea. 1995. proceedings. Michigan. ann arbor science, p. 9-51.

BERNADES, R. S. (1996). **Modelling nutrient removal in a sequencing batch reactor with respirometry**. 173 f. Ph.D. thesis – Wageningen Agricultural University, Netherlands.

BLACK, J. G. (2002). **Microbiology. Principles and Explorations** (5^a ed.). Jonh Wiley & Sons, Inc.

BRASIL (2005). Conselho Nacional do Meio Ambiente -- CONAMA - **Resolução Nº357 de 17 de março de 2005, Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território nacional**. Diário Oficial da União, Brasília Seção 1, pp. 58-63.

BUCHAUER, K. A. (1998). **A Comparison of two simple titration procedure to determine volatile fatty acids in effluents to wastewater and sludge treatment process**. Water S. A., v 24, n° 1, p. 49-56.

CATUNDA, S. Y. C.; DEEP, G. S.; VAN HAAANDEL, A. C.; FREIRE, R. C. S (1996). **Fast on-line measurement of the respiration rate in activated sludge systems**. IEEE Instrumentation and measurement technology conference Bruxelas, Bélgica, Junho 4-6.

COLLIVER, B. B., e STEPHENSON, T. (2000). **Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers**. Biotechnology Advances, Vol.18, pp.219-232.

COSTA, A. G. (2002). **Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: influência de interrupções da oxigenação sobre a viabilidade e atividade do lodo ativo**. Dissertação de Mestrado. 84 p. Campina Grande-PB: UFCG.

COURA, M. A (2002). **Comportamento do sistema anaeróbio-aeróbio com reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo e o sistema de lodo ativado no tratamento de esgoto doméstico na região tropical**. Tese de Doutorado. 220 p. Campina Grande-PB: UFCG.

DERKS, Y. M (2007). **Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética de nitrificação**. 100 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

DIJKMAN, H. STROUS, M. (1999) **Process for ammonia removal from wastewater**. Patent PCT/NL 99/00446.

DOWNING, A.L. (1978). **Selected subjects in waste treatment**. 3 ed.: Delft, IHE.

ECKENFELDER, W.W. E FORD, D. L. (1968). **Laboratory and design procedures for waste-water treatment processes**. Austian, The Univ. of Texas, center for research in water resources. Report crwr-31.

ECKENFELDER, W. W. e PETR GRAU, P. E. (1992). **Activated sludge process design and control: Theory and practice**. Water Quality Management Library, Vol. 1.

FERREIRA, E. S. (2000). **Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica.** In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 27, 2000, Porto Alegre. Anais. ABES: Rio de Janeiro, CD-ROM.

FERREIRA, A. F (2002). **Uso da respirometria na avaliação da influência do pH na capacidade ativa das bactérias nitrificantes.** Dissertação de Mestrado. 80 p. Campina Grande-PB: UFCG.

GUIMARÃES, A.C. (2002). **Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: Influência de interrupções da oxigenação sobre a viabilidade do lodo ativado.** Dissertação de Mestrado. 84p. Campina Grande-PB: UFCG.

GRUNDITZ, C. e DALHAMMAR, G. (2001). **Development of nitrification inhibition assays using pure cultures on Nitrosomonas and Nitrobacter.** Wat. Res. 35(2): 433-440.

GUJER, W. (1977). **Design of nitrifying activated sludge process with the aid of dynamic simulation.** Prog. Wat. Tech. 9 pp 323-336.

GUJER, W. e JENKIS, D. (1975). **A nitrification model for the contact-stabilization activated sludge process.** Water research 9 5/6 pp 561-566.

HAGOPIAN, D. S., RILEY, J. G. (1998). **A closer look at the bacteriology of nitrification.** Aquacultural Engineering, v.18, p.223-244.

HUNIK, J. H., MEIJER, H. J. G., TRAMPER, J. (1993). **Kinetics of Nitrobacter agilis at extreme substrate, product and salt concentrations.** Appl Microbiol Biotechnol 40(2-3):442-448.

JORDAO, E. P.; PESSOA, C. A. (2005). **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 4. ed. Belo Horizonte: Segrac Editora, v. 1. 906 p.

JETTEN, M. S. M. *et al.* (1999). **The anaerobic oxidation of ammonium.** FEMS Microbiology, v.22, p.421-37.

KAPP, H. (1984). **Schlammpfäulung mit hohem Feststoffgehalt**. Stugarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 86. Oldenbourg Verlag, Munchen, 300 p.

KAYSER, H. (1991). **Berechnungsbeispiel für stickstoffentfernung**. Institut für siedlungswasserwirtschaft. 50 Univ. de Braunschweig, Alemanha 1-9 (em alemão).

KHIN, T. E ANNACHATRE, A. P. (2004). **Novel Microbial Nitrogen Removal Processes**. Biotechnology Advances. 22 (7): 519-532.

LAWRENCE, A. W. e BROWN, C. G. (1973). **Biokinetic approach to optimal design and control nitrifying activated sludge systems**. Annual meeting of the new youk water pollution control association, new york city, 23.

LEITÃO, R. C. (2004). **Robustness of UASB Reactors Treating Sewage Under Tropical Conditions**. Wageningen: Wageningen University, 160p. Tese de doutorado.

LIJKELMA, L. (1973). **Model for Nitrification in the Activated Sludge Process**. Envir. Sci. And Tech., p. 428.

LOWENTHAL, R. E. E MARAIS, G. v. R. (1976). **Carbonate Chemistry of Aquatic Systems: Theory and Application**. Ann Arbour Science Inc.

MADIGAN, M. T., MARTINKO, J. M., PARKER, J., (2000). **Brock Biology of Microorganisms**. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.

MARAIS, G. v. R.; EKAMA, G. A. (1976). **The Activated Sludge Process Part I: Steady State Behaviour**. Water SA, v. 2, n. 4, p. 164-200, 1976.

MARCHETTO, M. (2001). **Remoção de nutrientes do efluente de reator anaeróbio utilizando reatores microaeróbio e com aeração intermitente seguidos de flotação por ar dissolvido** São Carlos. 238 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

MEDEIROS, U. T. P. (2004). **Influência da concentração de oxigênio dissolvido sobre o desempenho de sistemas de lodo ativado tratando efluentes da indústria petroquímica.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

METCALF e EDDY (2003). **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.** McGraw Hill, 4th edition, 1819p.

MONOD, J. (1949). **The growth of bacterial cultures, annual Review of Microbiology**, 3, 371-394.

MOTA, S. (2006). **Introdução à Engenharia Ambiental.** 04. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 01. 388 p.

MUNCH E. V.; LANT M. P.; KELLER M. J. (1996). **Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors.** Water Research. v.30,n.2,pp. 277-284.

NEDOVIĆ, V.; WILLAERT, R. (2005). **Applications of Cell Immobilization Biotechnology.** Springer. pp.566, ISBN 1402032293.

NIELSEN, M.; *et al.* (2005). **Kinetics, diffusional limitation and microscale distribution of chemistry and organisms in a CANON reactor.** F.E.M.S. Microbiology Ecology. Vol. 51, p. 247-256.

ORHON, D.; ARTAN, N. (1994). **Modelling of activated sludge systems.** Lancaster: Technomic Publishing Co., 589p., il.

OSBORN, D. W., NICHOLLS, H. A. (1978). **Optimization of the activated sludge process for the biological removal of phosphorus.** Progr.WaterTech. vol.10 , (1/2), pp. 261-277.

PELCZAR Jr. M. J. *et al.* (1997). **Microbiologia: conceitos e aplicações.** 3ª ed. São Paulo: MAKRON Books.

PODUSKA, R. A. e ANDREWS, J. F. (1974). **Dynamics of nitrification in the activated sludge process**. Dept. of environ. Systems eng. Clemson univ. s. Carolina.

PORTO, A. L. (2007). **Uso da respirometria para caracterização da atividade metabólica de bactérias heterotróficas**. Dissertação de Mestrado. 76 p. Campina Grande-PB: UFCG.

QUEIROZ, L. M. (2006). **Estudo da remoção biológica de nitrogênio via nitrito utilizando fenol como fonte de carbono operando um reator em bateladas seqüenciais (SBR) em escala piloto**. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

RABINOWITZ, B., e MARAIS, G. v. R. (1980). **Chemical and biological phosphorus removal in the activated sludge process**. Research Report W32, Department of Civil Engineering, University of Cape Town, South Africa.

RODIER, J. (1975). **L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduales, eaux de mer**. Volume 1, 5ed. Dunod (Ed.) Paris. 692 p.

SANTIAGO, V.; COELHO, E.; ZANETE, C. *et al.* (1997). **Nitrificação em biodisco**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19, Foz do Iguaçu, Anais. Rio de Janeiro: ABES. CD – ROM.

SILVA, A. L.; SILVA FILHO, H. A.; DERKS, Y. M.; CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A. C. (2008). **Determinação das constantes de sedimentabilidade de sistemas de lodo ativado**. XIII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Belém.

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

SOUZA, A. R. (2005). **Caracterização do lodo autotrófico de sistemas de lodo ativado gerado a partir de diferentes substratos**. Dissertação de mestrado. UFCG-PB, 77 p.

STENSTRÖM M. K. e PODUSKA R. A. (1980). **The Effect of Dissolved Oxygen Concentration on Nitrification**. Water Research 14, 6 p645-650.

STILLER, T. M. (1989). **The biology of a social wasp, *Mischocyttarus flavitarsis*: reproductive strategies and male behavior**. Ph.D. dissertation University of Colorado, Boulder, Colorado.

STROUS, M.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. (1999). **Key physiology of anaerobic ammonium oxidation**. Appl Environ Microbiol. Vol 65. p. 3248 a 3250.

SUTTON, P. M.; JANK, B. E.; MONAGHAN, B. A.; MURPHY, K. L. (1979). **Single Sludge Nitrogen Removal Systems**. Research Report nº 88, Environmental Protection Service, Canadá.

U.S. EPA. (1993). **Nitrogen control**. Washington, P.C. ISBN: 1-56676-135-2.

VAN DE GRAAF, A.A.; BRUIJN, P.; ROBERTSON, L.A.; JETTEN M.S.M.; KUENEN, J.G. (1996). **Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor**. Microbiology. vol 142. p. 2187 a 2196.

VAN DONGEN, L. G. J. M., JETTEN, M. S. M. e VAN LOOSDRECHT M. C. M. (2001). **The combined SHARON/Anammox process**. IWA Publishing, London, UK.

VAN HAANDEL, A. C. **Nitrification and Denitrification Kinetics in the Activated Sludge Process**. Cape Town: Departamento de Engenharia Civil da University of Cape Town, 1981. 650 p. (Tese, Doutorado em Engenharia Civil).

VAN HAANDEL, A. C. e CATUNDA, P. F. C. (1982). **Determinação da taxa de consumo de oxigênio**. Revista Engenharia Sanitária 21,4, PP 481-488.

VAN HAANDEL, A. C., MARAIS, G. v. R. (1999). **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações**. Campina Grande: epgraf, 472 p.

VAN HAANDEL, A. C. e VAN DER LUBBE, J. (2007). **Handbook Biological Wastewater Treatment – 2007 design and optimization of activate sludge systems.**

VANPARYS B., BODELIER P., DE VOS P. (2006). **Validation of the correct start codon of norX/nxrX and universality of the norAXB/nxrAXB gene cluster in Nitrobacter species.** Curr. Microbiol. 53:255-257.

VAZOLLER, R. F.; GOMES, L. P.; VILLAS-BOAS, D. M.; BALDOCHI, V. M. Z.; BADRA, R. J.; POVINELLI, J. (2001). **Biodegradability potential of two experimental landfills in Brazil.** Brazilian Journal of Microbiology, v. 32, p. 87-92.

VERSTRAETE, W.; PHILIPS, S. (1998). **Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts.** Environmental Pollution, v.102, p.717-26.

VON SPERLING, M. (1997). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias V. 5 – Reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: DESA/UFMG, 246 p.

VON SPERLING, M. (1996). **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** Vol. 2. Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos. 1. ed. BELO HORIZONTE: DESA-UFMG, v. 1. 211 p.

VON SPERLING, M. (2002). **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** Vol. 4. Lodos Ativados. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v. 1. 428 p.

WEF (1992). **Design of municipal wastewater treatment plants.** Alexandria: Water Environment Federation/American Society of Civil Engineers, 1592p., il. (WEF manual of practice n.8 - v.1-2).