PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

Determinação de Propriedades Bioquímicas e Mecânicas de Biomassas de Sistemas de Lodo Ativado para Concepção de Projetos Otimizados

Heraldo Antunes Silva Filho

Campina Grande
2014

Determinação de Propriedades Bioquímicas e Mecânicas de Biomassas de Sistemas de Lodo Ativado para Concepção de Projetos Otimizados

Tese apresentada ao programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Linha de Pesquisa: Tecnologias de Tratamento de Águas e Resíduos.

Orientador: Adrianus C. van Haandel

Coorientador: Sebastian Yuri Cavalcanti Catunda

Campina Grande
2014

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

S586d Silva Filho, Heraldo Antunes.
Determinação de propriedades bioquímicas e mecânicas de biomassas de sistemas de lodo ativado para concepção de projetos otimizados [manuscrito] / Heraldo Antunes Silva Filho. - 2014.
332 p. : il. color.

Digitado.
Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2014.
"Orientação: Prof. Dr. Adrianus Cornelius Van Haandel, Universidade Federal de Campina Grande".
"Co-Orientação: Prof. Dr. Sebastian Yuri Cavalcanti Catunda, Universidade Federal do Rio Grande do Norte".

1. Respirometria. 2. Modelo de Lodo Ativado. 3. Dimensionamento. 4. Sistemas RBS. I. Título.
21. ed. CDD 628.3

CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA – CCT – PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
DOUTORADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

HERALDO ANTUNES SILVA FILHO

Tese apresentada ao programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Linha de Pesquisa: Tecnologias de Tratamento de Águas e Resíduos.

TESE DE DOUTORADO

Determinação de Propriedades Bioquímicas e Mecânicas de Biomassas de Sistemas de Lodo Ativado para Concepção de Projetos Otimizados

Aprovada em 11 de Dezembro de 2014.

Membros da Banca:

Prof. Adrianus van Haandel
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

Prof. Sebastian Yuri Cavalcanti Catunda
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

Prof. Pedro Alem Sobrinho
Universidade de São Paulo – USP

Prof. Francisco Vieira Paiva
Universidade de Fortaleza – UNIFOR

Prof. José Tavares de Sousa
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

Prof. Valderi Duarte Leite
Universidade Estadual da Paraíba - UEPB

Agradecimentos

A Deus pela sabedoria e saúde necessária ao meu desenvolvimento humano e espiritual;

Aos professores Adrianus van Haandel e Sebastian Yuri pela orientação e logística necessária ao desenvolvimento do projeto e, sobretudo, pelos ensinamentos de vida;

A minha família pela sincera e honesta compreensão de que estar longe não significa ausência;

A minha esposa Elivânia Vasconcelos pelo exemplo concreto de compreensão, determinação e companheirismo;

Ao grupo da EXTRABES/PROSAB – UEPB – UFCG Ricardo Mendes, Guilherme de Abreu, Silvânia Lucas, Nélia Luna, Danikelly Damasceno, Vanessa Rebeca, Vanessa Miná, Samara de Oliveira, Marilia Guimarães, Silvia Raphaela, Vinícius Soares, Jéssyca de Freitas, Dayane de Andrade e João Simões pelo auxílio analítico e operacional dos sistemas, bem como pelo testemunho de vida de cada um, no qual pude aprender além dos fatos e verdades científicas;

Aos professores José Tavares, Israel Nunes, Valderi Duarte, Beatriz Ceballos, Wilton Lopes e Rui de Oliveira pela disposição e boa vontade que sempre encontrei em cada um nas ocasiões em que precisei;

Aos professores da banca de avaliação pela predisposição em ler e contribuir com esse material;

Ao colegiado do curso de Saneamento Ambiental do IFCE campus Limoeiro do Norte pela ajuda e consentimento ao meu afastamento do curso, no qual oportunizou a realização desse trabalho;

A Josemberg Nascimento e demais funcionários da pós graduação que colaboraram para o andamento desta pesquisa.

"A realidade significada é sempre
excedente com relação ao nome
que a significa"

Santo Tomás de Aquino,
teólogo, filósofo e padre dominicano do século XIII

Resumo

Nesta pesquisa objetivou-se estudar as condições de determinação das propriedades bioquímicas e mecânicas dos sólidos suspensos do liquor misto (SSLM) e definir uma relação para aplicação dessas propriedades nos projetos de dimensionamento, tendo como base um modelo de lodo ativado. Dessa forma, a pesquisa dividiu-se em duas partes: (1) estudo das condições de determinação das propriedades bioquímicas e mecânicas dos SSLM e (2) elaboração do modelo de lodo ativado e aplicação. Durante a primeira etapa foi possível estudar as condições de obtenção das medidas de oxigênio dissolvido e seus fatores intervenientes, bem como desenvolveu-se um estudo sobre a respirometria. Ainda nessa etapa foram avaliados dois métodos de determinação das constantes cinéticas de sedimentabilidade. A segunda etapa foi constituída da operação de 6 sistemas experimentais de lodo ativado (5 em regime de bateladas sequenciais e 1 em regime contínuo), em que cada sistema atrelava-se à um objetivo específico de tratamento. Com os dados experimentais obtidos dos sistemas de lodo ativado, elaborou-se um procedimento simplificado para predição dos tempos de ciclo e do volume de tratamento ideal em cada objetivo de tratamento. Os resultados da primeira etapa mostraram que membranas que apresentem constante de relaxamento (K_{rel}) inferiores a 5 min^{-1} conduzem a comprometimentos da determinação da TCO. Resultados também obtidos na primeira etapa mostraram que a seleção das condições do teste respirométrico podem exercer influência negativa quando trabalhamos nas seguintes condições: frequência da coleta de dados de OD entre 15 s < λ < 5 s, concentração de SSLM > 5 $g.L^{-1}$ e CE > 1 mS/cm^2. Especificamente sobre os procedimentos respirométricos, atestou-se que o acetato de sódio (CH_3COONa) pode ser considerado como um bom representante padrão para estudos do metabolismo heterotrófico e que o bicarbonato de amônia (NH_4HCO_3) para o estudo do metabolismo autotrófico nitrificante. Atestou-se também que biomassas que apresentem capacidade de realizar a biodesfosfatação dificultam a determinação das constantes relacionadas com as propriedades metabólicas e que, portanto, devemos dar atenção a esses casos. Foi possível definir que a azida de sódio (NaN_3) é um excelente inibidor seletivo da nitratação na concentração de 1 $mg.L^{-1}$, permitindo assim o estudo da nitrificação em duas etapas. Na segunda etapa, das 3 fases operacionais estudadas, a terceira fase foi a que os sistemas apresentaram os melhores desempenhos de remoção dos constituintes, dentro dos objetivos propostos, e que os procedimentos de dimensionamento foram capazes de predizer as condições operacionais para sistemas RBS de forma satisfatória.

Palavras-chaves: Respirometria, Modelo de Lodo Ativado, Dimensionamento, Sistemas RBS

Abstract

This research aimed to study the conditions of the biochemical and mechanical properties of biomass of activated sludge systems (SSLM) and define an interface for the application of these properties in the design of projects, based on a model of activated sludge. Thus, the research was divided into two parts: (1) study the conditions of the biochemical and mechanical properties of SSLM and (2) the elaboration and application of activated sludge model. During the first stage we studied the conditions for obtaining measurements of dissolved oxygen and its influencing factors, as well as a study on the respirometry. Still in this stage are two methods of determining the kinetic constants of sedimentation were evaluated. The second stage consisted of 6 experimental operation of activated sludge systems, where each system tied up to a specific treatment goal. With experimental data obtained from activated sludge systems, elaborated a simplified procedure for predicting the cycle time and the optimal treatment volume in each treatment goal. The results showed that the first stage membranes which have less than 5 min^{-1} K_{rel} lead to impairments of determining the TCO. Results obtained in the first phase also showed that the selection of the respirometric test conditions may exert negative influence when we work under the following conditions: 15 s < λ < 5 s, SSLM concentration of > 5 g L^{-1} and EC > 1 mS / cm^2 . Focusing on respirometric procedures, that is attested sodium acetate (CH_3COONa) can be considered as a good representative pattern for the heterotrophic metabolism studies and ammonium bicarbonate (NH_4HCO_3) to study the nitrifying autotrophic metabolism. Is testified also that biomass showing ability to biodesfosfatação difficult in general to determine the constants related to the metabolic properties and that we should therefore give attention to these cases. It was possible to establish that the sodium azide (NaN_3) is an excellent inhibitor selective nitration at a concentration of 1 mg L^{-1}, thus allowing the study of nitrification in two steps. In the second stage, the three studied phases, the third phase was that the systems showed the best performance of removal of constituents within the proposed objectives, and that the sizing procedures were able to predict the operating conditions for RBS systems satisfactorily.

Keywords : Respirometry, Model Activated Sludge; Sizing, RBS Systems

Sumário

I. INTRODUÇÃO 35

I.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS E MOTIVAÇÕES DA PESQUISA 35

I.2. CONTEXTUALIZAÇÃO DO PROBLEMA 39

II. OBJETIVOS 42

II.1. OBJETIVO GERAL 42

II.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 42

III. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 43

III.1. SISTEMAS DE LODO ATIVADO 43

III.1.1. INTRODUÇÃO AOS SISTEMAS DE LODO ATIVADO 43

III.1.2. METABOLISMO MICROBIANO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO 47

III.2. PRINCIPAIS PROCESSOS BIOQUÍMICOS EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO 52

III.2.1. OXIDAÇÃO BIOLÓGICA AERÓBIA 52

III.2.2. NITRIFICAÇÃO CONVENCIONAL 54

III.2.3. DESNITRIFICAÇÃO CONVENCIONAL 58

III.2.4. OUTROS PROCESSOS PARA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO 62

III.2.5. BIODESFOSFATAÇÃO 65

III.3. DEMANDAS DE OXIGÊNIO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO 69

III.3.1. ESTIMANDO A DEMANDA DE OXIGÊNIO 69

III.4. AERAÇÃO – DESENVOLVIMENTO TEÓRICO EM CONDIÇÕES IDEAIS (ÁGUA LIMPA) 73

III.4.1. FUNDAMENTOS DA TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO 75

III.5. AERAÇÃO – DESENVOLVIMENTO TEÓRICO EM CONDIÇÕES NÃO IDEAIS (INSERÇÃO DO CONSUMO DE OD) 81

III.6. PROPRIEDADES BIOQUÍMICAS DE BIOMASSA EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO 91

III.7. PROPRIEDADES MECÂNICAS DE BIOMASSA EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO 96

III.7.1. SEDIMENTAÇÃO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS DO LICOR MISTO (SSLM) 96

III.7.2. MODELOS PARA SEDIMENTAÇÃO DE SSLM 97

III.7.3. ÍNDICES DE SEDIMENTAÇÃO DE SSLM 99

III.8. MODELOS AMBIENTAIS APLICADOS A SISTEMAS DE LODO ATIVADO. 102

III.8.1. TIPOS DE MODELOS 102
III.8.2. EVOLUÇÃO DOS MODELOS DE LODO ATIVADO 103
III.9. RESPIROMETRIA: UMA FERRAMENTA PARA A CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO 107
III.9.1. CONCEITOS INICIAIS 107
III.9.2. TIPOS DE RESPIRÔMETROS 109
III.9.3. A EXPERIÊNCIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE – O RESPIRÔMETRO BELUGA 114
III.10. DIMENSIONAMENTO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO 116
III.10.1. DIMENSIONAMENTO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO DE FLUXO CONTÍNUO 116
III.10.2. DIMENSIONAMENTO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO EM BATELADA 117
III.10.3. DIFERENTES ABORDAGENS PARA O DIMENSIONAMENTO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO EM BATELADAS SEQUENCIAIS 117
III.11. AUTOMAÇÃO E OTIMIZAÇÃO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO EM BATELADA. 121
III.11.1. AUTOMAÇÃO DE SISTEMAS EM BATELADAS SEQUENCIAIS 121
III.12. CONSIDERAÇÕES FINAIS. 123

IV. MATERIAL E MÉTODOS 124

IV.1. CONSIDERAÇÕES METODOLÓGICAS E CONCEITUAIS GERAIS. 124
IV.1.1. MATRIZ CONCEITUAL DA PESQUISA 124
IV.2. APERFEIÇOAMENTO DAS TÉCNICAS DE OBTENÇÃO DAS PROPRIEDADES BIOQUÍMICAS E MECÂNICAS DE SSLM. 126
IV.2.1. RESPIROMETRIA E O RESPIRÔMETRO BELUGA. 126
IV.2.2. EFEITOS SOBRE A QUALIDADE DA MEDIÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO 130
IV.2.3. PROCEDIMENTOS PARA A DETERMINAÇÃO DE PROPRIEDADES CINÉTICAS E ESTEQUIOMÉTRICAS DOS SSLM 138
IV.2.4. PROCEDIMENTOS PARA A DETERMINAÇÃO DE PROPRIEDADES MECÂNICAS DOS SSLM 161
IV.2.5. SUMARIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES AVALIADAS DAS TÉCNICAS DE OBTENÇÃO DAS PROPRIEDADES BIOQUÍMICAS E MECÂNICAS DE SSLM 166
IV.3. "ACTIVATED SLUDGE MODEL – HAANDEL 1" (ASM-HA1) 168
IV.3.1. O MODELO ASM-HA1 PARTE 1 – REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA 168
IV.3.2. O MODELO ASM-HA1 PARTE 2 – REMOÇÃO DE NITROGÊNIO 172
IV.3.3. O MODELO ASM-HA1 PARTE 3 – REMOÇÃO DE FÓSFORO 175
IV.4. SISTEMAS EXPERIMENTAIS DE TRATAMENTO DE ESGOTO – CALIBRAÇÃO DO MODELO ASM-HA1 E OTIMIZAÇÃO DOS PROCESSOS. 177

IV.4.1. SISTEMAS EXPERIMENTAIS 179
IV.4.2. MONITORAMENTO DO DESEMPENHO DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS. 193
IV.4.3. CALIBRAÇÃO DO MODELO ASM-HA1 195
IV.4.4. OTIMIZAÇÃO DOS CENÁRIOS PROPOSTOS. 197

V. RESULTADOS E DISCUSSÃO 198

V.1. APERFEIÇOAMENTO DAS TÉCNICAS DE OBTENÇÃO DAS PROPRIEDADES DE OBTENÇÃO DAS PROPRIEDADES BIOQUÍMICAS E MECÂNICAS DE SSLM - RESULTADOS 198
V.1.1. EFEITOS SOBRE A QUALIDADE DA MEDIÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO 198
V.1.2. SOBRE OS PROCEDIMENTOS PARA A DETERMINAÇÃO DE PROPRIEDADES CINÉTICAS E ESTEQUIOMÉTRICAS DE SSLM. 239
V.1.3. SOBRE OS PROCEDIMENTOS PARA A DETERMINAÇÃO DE PROPRIEDADES MECÂNICAS DE SSLM. 271
V.2. SOBRE OS SISTEMAS EXPERIMENTAIS E O "ACTIVATED SLUDGE MODEL – HAANDEL 1" - (ASM-HA1) 274
V.2.1. SISTEMAS EXPERIMENTAIS – DESEMPENHO 274
V.2.2. INTELIGÊNCIA DO MODELO ASM-HAANDEL-1 289
V.2.3. MODELAMENTO DO SISTEMA RBS PARA A REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO (MO) – SISTEMA $RC1$ 291
V.2.4. MODELAMENTO DO SISTEMA RBS PARA A REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO E FÓSFORO (MOP) – SISTEMA $RB2$ 297
V.2.5. MODELAMENTO DO SISTEMA RBS PARA A REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO, FÓSFORO E NITROGÊNIO COM NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEA (MOSNDP) – SISTEMA $RBpr\acute{E} - D3$ 302
V.2.6. MODELAMENTO DO SISTEMA RBS PARA A REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO, FÓSFORO E NITROGÊNIO COM NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO EM CÂMARAS DEDICADAS (MOSNDP) – SISTEMA $RBair\ lift4$ 307
V.2.7. MODELAMENTO DO SISTEMA RBS PARA A REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO, FÓSFORO E NITROGÊNIO EM CÂMARA ÚNICA COM LODO GRANULAR (GMOSNDP) – SISTEMA $RBgranular5$ 310

VI. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 315

VII. BIBLIOGRAFIA 318

Lista de Figuras

Figura I.1 - Diagrama conceitual simplificado de um reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) e representação matemática dos processos envolvidos na bioconversão dos poluentes envolvidos 37

Figura III.1 - Típicos sistemas de lodo ativado de fluxo contínuo com diferentes tipos de tanque de aeração: (a) diagrama esquemático quanto ao padrão de mistura fluxo em pistão, (b) diagrama esquemático quanto ao padrão de mistura completa 45

Figura III.2 - Típico sistema de lodo ativado de fluxo intermitente com diagrama esquemático de funcionamento de 1 ciclo de operação. 46

Figura III.3 Classificação dos sistemas de lodo ativado quanto ao regime de mistura, tipo de lodo, regime hidráulico de alimentação e idade de lodo 47

Figura III.4 - Alguns metabolismos bacterianos: (a) heterotróficos aeróbios, (b) autotróficos aeróbios nitrificantes, (c) heterotróficos anaeróbios. 49

Figura III.5 - Diagrama esquemático do catabolismo oxidativo e do anabolismo na utilização de material orgânico em condições aeróbias. 51

Figura III.6 - Principais rotas de decomposição da matéria orgânica na presença de diferentes aceptores de elétrons. 53

Figura III.7 - Rotas convencionais de remoção biológica do nitrogênio - Assimilação e desnitrificação via nitrato 59

Figura III.8 - Configurações típicas para remoção de nitrogênio biológica: (a) sistema MLE ou pré desnitrificação (pré-D) e (b) sistema com pós desnitrificação (pós-D). 61

Figura III.9 - Sistema Bardenpho com 3 reatores visando remoção completa de nitrogênio sem suplementação externa de fontes de carbono. 62

Figura III.10 - Ciclo do nitrogênio: a) Ciclo Clássico, b) Processo SHARON, c) Desnitrificação Aeróbia por Nitrosomonas ou Desamonificação Aeróbia, d) Desnitrificação por Nitrosomonas, e) Oxidação Anaeróbia de Amônia e f) Ciclo Global do Nitrogênio. 64

Figura III.11 - Configuração típica de sistemas para remoção biológica de fosforo e diagramas simplificados dos subprocessos envolvidos na biodesfosfatação bem como comportamento das principais substâncias envolvidas 67

Figura III.12 – Sistemas de lodo ativado para remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo: a) Bardenpho modificado de 5 reatores e b) UCT modificados com 5 reatores. 68

Figura III.13 - Relação entre oxigênio transferido, vazões de ar, e demandas carbonáceas de nitrogenadas de oxigênio durante o período de 1 dia sob as condições de campo 72

Figura III.14 - Curva típica de consumo de oxigênio para oxidação do material carbonáceo ao longo do tanque de aeração em um reator do tipo pistão. Detalhe para a demanda de oxigênio equivalente a área abaixo do gráfico. 72

FIGURA III.15 - CURVAS TÍPICAS DE TAXAS DE CONSUMO DE OXIGÊNIO AO LONGO DO TANQUE DE AERAÇÃO EM REATORES DE FLUXO CONTINUO EM PISTÃO. 73

FIGURA III.16 - MECANISMOS QUE PODEM AFETAR A CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO SISTEMA DE LODO ATIVADO: AERAÇÃO (R_A), CONSUMO (R_C), ABSORÇÃO DA ATMOSFERA (R_{AB}) E DILUIÇÃO (EFEITO HIDRÁULICO OU HIDRODINÂMICO, R_H) 83

FIGURA III.17 - EFEITO DA ABSORÇÃO ATMOSFÉRICA EM 1 LITRO DE ÁGUA DESTILADA NA CONCENTRAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO COM AERAÇÃO NATURAL (ABSORÇÃO ATMOSFÉRICA) APÓS ZERAR O OXIGÊNIO DISSOLVIDO QUIMICAMENTE COM ADIÇÃO DE SULFITO DE SÓDIO CATALISADO COM CLORETO DE COBALTO 86

FIGURA III.18 – ESQUEMA DE UM ESTUDO CINÉTICO IDEALIZADO EM UM REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS E COMPORTAMENTO DOS COMPONENTES X (BIOMASSA), S (SUBSTRATO) E P (SUBPRODUTO) AO LONGO DO TEMPO. 92

FIGURA III.19 – EQUAÇÃO III.53 PARA VALORES HIPOTÉTICOS DE $\mu_M = 0,3\ d^{-1}$ E $K_S = 0,8\ mg.L^{-1}$. 94

FIGURA III.20 –EQUAÇÃO III.53 PARA VALORES HIPOTÉTICOS DE μ_M E K_S. EFEITO DE K_S NA DURAÇÃO DO PATAMAR DE MÁXIMO CRESCIMENTO. 94

FIGURA III.21 - TIPOS DE SEDIMENTAÇÃO DE SSLM E SUA RELAÇÃO COM A CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS E O TIPO DE INTERAÇÃO DESENVOLVIDA ENTRE SUAS PARTÍCULAS. 97

FIGURA III.22 – EQUIPAMENTO DE WHITE PARA DETERMINAÇÃO DA VSZ E CURVAS TÍPICAS DA INTERFACE SOBRENADANTE-LODO 99

FIGURA III.23 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS PROCESSOS HETEROTRÓFICOS E AUTOTRÓFICOS CONSIDERADOS NOS MODELOS ASM.1 E ASM.3 105

FIGURA III.24 – ESQUEMA DO RESPIRÔMETRO DE VERNIMMEN E PERFIL DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO APÓS A ADIÇÃO DE UM PULSO DE SUBSTRATO EM UMA BATELADA DE LODO EM UM TESTE RESPIROMÉTRICO. 108

FIGURA III.25 – CLASSIFICAÇÃO DOS TIPOS DE RESPIRÔMETROS COM ÊNFASE PARA OS RESPIRÔMETROS COM MEDIDAS INSTRUMENTAIS 110

FIGURA III.26 - PERFIS TÍPICOS DE UM TESTE RESPIROMÉTRICO ABERTO COM FLUXO SEMI CONTÍNUO DE OXIGÊNIO E COM FLUXO CONTINUO. 112

FIGURA III.27 – ESQUEMA DE UM RESPIRÔMETRO MANOMÉTRICO E DE UM PERFIL RESPIROMÉTRICO TÍPICO DA PRODUÇÃO ACUMULADA DE CO_2. 113

FIGURA III.28 – PERFIS TÍPICOS DE RESPIROGRAMAS TITRIMÉTRICOS: (A) COM ADIÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E (B) COM ADIÇÃO DE AMÔNIA. 114

FIGURA III.29 – TELA PRINCIPAL DO SOFTWARE DO RESPIRÔMETRO BELUGA E SUAS PRINCIPAIS FUNÇÕES 115

FIGURA III.30 – CICLOS HIPOTÉTICOS DE DOIS REATORES EM BATELADA OPERADOS COM AUTOMATIZAÇÃO DINÂMICA E AUTOMATIZAÇÃO ESTÁTICA. CONSIDERA-SE QUE EM CADA CICLO HOUVE MUDANÇAS NAS CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA RESIDUÁRIA. 122

FIGURA IV.1 – SEQUÊNCIA SIMPLIFICADA DAS ATIVIDADES DESENVOLVIDAS. 125

FIGURA IV.2 – ESQUEMA GERAL DAS ROTINAS DE IMPLANTAÇÃO DA AUTOMAÇÃO DINÂMICA E AUTOMAÇÃO ESTÁTICA COM PERSPECTIVAS PARA OTIMIZAÇÃO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO 125

FIGURA IV.3 – PRINCIPAIS COMPONENTES INSTRUMENTAIS DE UM TESTE RESPIROMÉTRICO UTILIZADO NESSA PESQUISA. 129

FIGURA IV.4 – MENU DE CONFIGURAÇÕES DO BELUGA, SUBMENU GERAL E TCO, COM DESTAQUE PARA OS CAMPOS DE DELIMITAÇÃO DO INTERVALO DE OD, DELIMITAÇÃO DAS REFERÊNCIAS SUPERIORES E INFERIORES DE OD E CÁLCULOS ANTECIPADOS DA TCO. 129

FIGURA IV.5 – TÍPICAS LEITURAS DE OXIGÊNIO NO RESPIRÔMETRO BELUGA COM DIFERENÇAS NA INTENSIDADE DO RUÍDO: (A) POUCO RUÍDO E (B, C) RUÍDO INTENSO. 134

FIGURA IV.6 – ESQUEMA INSTRUMENTAL UTILIZADO PARA DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE DE AERAÇÃO DO SISTEMA DE AERAÇÃO EXPERIMENTAL DE BANCADA NA DETERMINAÇÃO DO EFEITO DA ABSORÇÃO ATMOSFÉRICA E DA MISTURA. 136

FIGURA IV.7 – DETALHES DO PROCEDIMENTO PARA A DETERMINAÇÃO DE $\boldsymbol{KmsHET}$, $\boldsymbol{KmsN1}$, $\boldsymbol{KmsN2}$ E $\boldsymbol{KmsN1,2}$ 147

FIGURA IV.8 – ELEMENTOS TÍPICOS DE UM RESPIROGRAMAS PADRÃO PARA O TESTE DE DETERMINAÇÃO DA TAXA DE UTILIZAÇÃO DO SUBSTRATO ($\boldsymbol{KmsHET}$) 150

FIGURA IV.9 - ELEMENTOS TÍPICOS DE UM RESPIROGRAMAS PADRÃO PARA O TESTE DE DETERMINAÇÃO DA TAXA DE UTILIZAÇÃO DO SUBSTRATO $\boldsymbol{KmsN1}$, $\boldsymbol{KmsN2}$ E $\boldsymbol{KmsN1,2}$. 154

FIGURA IV.10 – RESPIROGRAMA TÍPICO PARA A DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES DE MEIA SATURAÇÃO DE MONOD $\boldsymbol{KssHET}$, $\boldsymbol{KssN1}$, $\boldsymbol{KssN2}$ E $\boldsymbol{KssN1,2}$ 155

FIGURA IV.11 – FRACIONAMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA PRESENTE EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE ACORDO COM A PROPOSTA DE (MARAIS; EKAMA, 1976) E (WENTZEL; MBEWE; EKAMA, 1995) 157

FIGURA IV.12 – PERFIL RESPIROMÉTRICO TÍPICO DE UM TESTE DE FRACIONAMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA PRESENTE EM UMA ÁGUA RESIDUÁRIA. 159

FIGURA IV.13 – ESQUEMA DO TESTE DE SEDIMENTABILIDADE ESTÁTICO E IMAGEM DE CAMPO COM OS COMPONENTES INSTALADOS. 162

FIGURA IV.14 – CURVAS TÍPICAS DO TESTE DE SEDIMENTABILIDADE ESTÁTICO: (A) DESLOCAMENTO DA INTERFACE SÓLIDOS/ÁGUA DE DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE LODO EM FUNÇÃO DO TEMPO E (B) DIAGRAMA SEMI LOG DAS VELOCIDADES DE SEDIMENTAÇÃO EM ZONA VERSUS A CONCENTRAÇÃO DE LODO COM BASE NOS DADOS DE (A). 163

FIGURA IV.15 – ESQUEMA DO APARATO EXPERIMENTAL PARA O TESTE DINÂMICO DE SEDIMENTABILIDADE E IMAGEM DO SISTEMA EM CAMPO. 165

FIGURA IV.16 – SUMARIZAÇÃO DAS DIMENSÕES ESTUDADAS ACERCA DAS TÉCNICAS RESPIROMÉTRICAS E DOS SEUS CONTORNOS EXPERIMENTAIS. 166

FIGURA IV.17 - SUMARIZAÇÃO DAS DIMENSÕES ESTUDAS ACERCA DAS TÉCNICAS PARA OBTENÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS DA SEDIMENTABILIDADE DOS SSLM E DOS SEUS CONTORNOS EXPERIMENTAIS 167

FIGURA IV.18 – ROTAS DA MATÉRIA ORGÂNICA PONDERADAS NO MODELO ASM-HA1 EM QUE $\boldsymbol{MSta = MSxv + MSte + MSo}$ 169

FIGURA IV.19 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS FLUXOS DE NITROGÊNIO DENTRO DE UM SISTEMA DE LODO ATIVADO DE ACORDO COM O ASM-HA1. 173

FIGURA IV.20 – BACIAS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE E LOCALIZAÇÃO DO CAMPO EXPERIMENTAL DOS SISTEMAS ESTUDADOS. 180

FIGURA IV.21 – SISTEMA DE COLETA, ARMAZENAMENTO E DISTRIBUIÇÃO DO ESGOTO MUNICIPAL DE CAMPINA GRANDE PARA OS SISTEMAS EXPERIMENTAIS. 181

FIGURA IV.22 – DESENHO ESQUEMÁTICO DO SISTEMA $\boldsymbol{RC1}$ E FOTOGRAFIA DO MESMO SISTEMA INSTALADO NO CAMPO EXPERIMENTAL. 181

FIGURA IV.23 - DESENHO ESQUEMÁTICO DO SISTEMA $\boldsymbol{RB2}$ E FOTOGRAFIA DO MESMO SISTEMA INSTALADO NO CAMPO EXPERIMENTAL. 183

FIGURA IV.24 - DESENHO ESQUEMÁTICO DO SISTEMA $\boldsymbol{RBpr\acute{E}-D3}$ E FOTOGRAFIA DO MESMO SISTEMA INSTALADO NO CAMPO EXPERIMENTAL. 186

FIGURA IV.25 - DESENHO ESQUEMÁTICO DO SISTEMA $\boldsymbol{RBair\ lift4}$ E FOTOGRAFIA DO MESMO SISTEMA INSTALADO NO CAMPO EXPERIMENTAL 187

FIGURA IV.26 - DESENHO ESQUEMÁTICO DO SISTEMA $\boldsymbol{RBgranular5}$ E FOTOGRAFIA DO MESMO SISTEMA INSTALADO NO CAMPO EXPERIMENTAL 189

FIGURA IV.27 - DESENHO ESQUEMÁTICO DO SISTEMA $\boldsymbol{RBUCT,46}$ E FOTOGRAFIA DO MESMO SISTEMA INSTALADO NO CAMPO EXPERIMENTAL 191

FIGURA IV.28 – RESUMO DOS CICLOS OPERACIONAIS APLICADOS AOS REATORES EM BATELADA. 193

FIGURA IV.29 – IMAGEM DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS INSTALADOS NA ÁREA DE ESTUDO. 193

FIGURA IV.30 - APARATO EXPERIMENTAL PARA A DETERMINAÇÃO DA FRAÇÃO DO RESÍDUO ENDÓGENO E DO DECAIMENTO DE LODO ATIVO EM FUNÇÃO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS. 196

FIGURA V.1 – (A) CURVAS DE AJUSTE PARA DETERMINAÇÃO DE K_{REL} DA MEMBRANA DE ALTA SENSIBILIDADE EM OD_R = ZERO E (B) RUÍDO DOS DOIS MÉTODOS UTILIZADOS E SOMATÓRIO DO RUÍDO. 199

FIGURA V.2 – (A) CURVAS DE AJUSTE PARA DETERMINAÇÃO DE K_{REL} DA MEMBRANA DE ALTA SENSIBILIDADE EM OD_R = SATURAÇÃO E (B) RUÍDO DOS DOIS MÉTODOS UTILIZADOS E SOMATÓRIO DO RUÍDO 200

FIGURA V.3 – PERFIL DO OD NA DETERMINAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE K_{REL} NA ESTIMATIVA DA TCO (MEMBRANA DE ALTA SENSIBILIDADE). (Λ = 4S) 200

FIGURA V.4 – (A) CURVAS DE AJUSTE PARA DETERMINAÇÃO DE K_{REL} DA MEMBRANA PADRÃO EM ODR = ZERO E (B) RUÍDO DOS DOIS MÉTODOS UTILIZADOS E SOMATÓRIO DO RUÍDO. 201

FIGURA V.5 – (A) CURVAS DE AJUSTE PARA DETERMINAÇÃO DE K_{REL} DA MEMBRANA PADRÃO EM OD_R = SATURAÇÃO E (B) RUÍDO DOS DOIS MÉTODOS UTILIZADOS E SOMATÓRIO DO RUÍDO 201

FIGURA V.6 - PERFIL DO OD NA DETERMINAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE K_{REL} NA ESTIMATIVA DA TCO (MEMBRANA PADRÃO). (Λ = 4S) 202

FIGURA V.7 - (A) CURVAS DE AJUSTE PARA DETERMINAÇÃO DE K_{REL} DA MEMBRANA DE SENSIBILIDADE MÉDIA EM OD_R = ZERO E (B) RUÍDO DOS DOIS MÉTODOS UTILIZADOS E SOMATÓRIO DO RUÍDO 202

FIGURA V.8 – (A) CURVAS DE AJUSTE PARA DETERMINAÇÃO DE K_{REL} DA MEMBRANA DE MÉDIA SENSIBILIDADE EM ODR = SATURAÇÃO E (B) RUÍDO DOS DOIS MÉTODOS UTILIZADOS E SOMATÓRIO DO RUÍDO 203

FIGURA V.9 - PERFIL DO OD NA DETERMINAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE K_{REL} NA ESTIMATIVA DA TCO (MEMBRANA DE SENSIBILIDADE MÉDIA). (Λ = 4S) 203

FIGURA V.10 - (A) CURVAS DE AJUSTE PARA DETERMINAÇÃO DE K_{REL} DA MEMBRANA DE BAIXA SENSIBILIDADE EM ODR = ZERO E (B) RUÍDO DOS DOIS MÉTODOS UTILIZADOS E SOMATÓRIO DO RUÍDO 204

FIGURA V.11 - (A) CURVAS DE AJUSTE PARA DETERMINAÇÃO DE K_{REL} DA MEMBRANA DE BAIXA SENSIBILIDADE EM ODR = SATURAÇÃO E (B) RUÍDO DOS DOIS MÉTODOS UTILIZADOS E SOMATÓRIO DO RUÍDO 204

FIGURA V.12 - PERFIL DO OD NA DETERMINAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE K_{REL} NA ESTIMATIVA DA TCO (MEMBRANA DE BAIXA SENSIBILIDADE). (Λ = 4S) 205

FIGURA V.13 – EFEITO DA RELAXAÇÃO NA ESTIMATIVA DA TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO: (A) TCO REAL = 200 MG.L^{-1}.H^{-1} E (B) TCO = 60 MG.L^{-1}.H^{-1}. 206

FIGURA V.14 – PERFIL DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO OBTIDO DURANTE OS TESTES DE VARIAÇÃO DA FREQUÊNCIA E AMPLITUDE DE COLETA DE DADOS PELO RESPIRÔMETRO, EM QUE AT = AMPLITUDE TOTAL (MG $O_2.L^{-1}$) 207

FIGURA V.15 – RESPIROGRAMA OBTIDO COM A VARIAÇÃO DA AMPLITUDE DE OD E DA SUA FREQUÊNCIA DE COLETA DE DADOS PARA UM LODO COM 3,4 G$SST.L^{-1}$ (ADIÇÃO DE ATU E DQO EM EXCESSO, 2150 MG$DQO.L^{-1}$) 208

FIGURA V.16 – TAXAS MÉDIAS DE CONSUMO OBTIDAS EM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE LODO COM VARIAÇÕES DA AMPLITUDE DE COLETA DE DADOS DE OD (AT) E DA FREQUÊNCIA DE AQUISIÇÃO DESSES DADOS (Λ): (A) Λ = 1 S, (B) Λ =5 S, (C) Λ = 8 S E (D) Λ = 15 S, EM QUE C1 = 3,4 G$SST.L^{-1}$, C2 = 2,2 G$SST\ L^{-1}$, C3 = 1,4 G$SST.L^{-1}$. 209

FIGURA V.17 – PERFIL DA LEITURA DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO COM MEMBRANA DE ALTA SENSIBILIDADE E VARIAÇÕES NA FREQUÊNCIA DE COLETA DE DADOS – OXIGÊNIO CONSTANTE (SATURAÇÃO). (OD_S ESTIMADO EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA E DA ALTITUDE LOCAL). 210

FIGURA V.18 – PERFIL DE OD COM VARIAÇÃO DA FREQUÊNCIA DE COLETA DE DADOS E MANUTENÇÃO DE UMA TCO BAIXA DE 1,9 MG.$L^{-1}.H^{-1}$. 211

FIGURA V.19 – EFEITO DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS NA CONCENTRAÇÃO DE SATURAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO (ODS) SEM TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO. 212

FIGURA V.20 - AJUSTE EXPONENCIAL DA RELAÇÃO SST X REDUÇÃO DE K_{LA} (ESQUERDA) E SST X REDUÇÃO DE OD_S (DIREITA) 213

FIGURA V.21 - AJUSTE EXPONENCIAL DA RELAÇÃO SST X REDUÇÃO DE K_{LA} (ESQUERDA) E SST X REDUÇÃO DE OD_S (DIREITA) 213

FIGURA V.22 – AJUSTE POLINOMIAL DE 2ª ORDEM DA RELAÇÃO SST X REDUÇÃO DE KLA (ESQUERDA) E SST X REDUÇÃO DE ODS (DIREITA) 214

FIGURA V.23 – EFEITO SIMULTÂNEO DA REDUÇÃO DE K_{LA} E OD_S EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SST E DA TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO 214

FIGURA V.24 - (A) E (B) MEDIDA DE OD E DE TCO EM UM TESTE RESPIROMÉTRICO SEM RUÍDO EXTREMO OU APARENTE E (C) PERCENTIS, MÁXIMO, MÍNIMO E MÉDIA DAS MEDIDAS DE OD. 216

FIGURA V.25 - (A) E (B) MEDIDA DE OD E DE TCO EM UM TESTE RESPIROMÉTRICO COM RUÍDO EXTREMO OU APARENTE E (C) PERCENTIS, MÁXIMO, MÍNIMO E MÉDIA DAS MEDIDAS DE OD. 217

FIGURA V.26 – DIFERENTES TIPOS DE COMPORTAMENTOS DE SINAIS RUIDOSOS NA LEITURA DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO POR ELETRODO DE MEMBRANA. 219

FIGURA V.27 - (A) EXPERIMENTO CONFORME PROTOCOLO 1 NAS ETAPAS I, II E III VARIANDO AS DOSAGENS DE SULFITO DE SÓDIO (SUBDOSAGEM E SUPERDOSAGEM). (B) EFEITO DA SUPERDOSAGEM DE SULFITO DE SÓDIO NA DETERMINAÇÃO DE K_{ABS}. DESTAQUE PARA O INSTANTE RECOMENDADO PARA USO DOS DADOS NO CÁLCULO DA CONSTANTE. 223

FIGURA V.28 – (A) INTERVALO DE DADOS SELECIONADOS PARA DETERMINAÇÃO DE K_{ABS} E (B) DETERMINAÇÃO DE $LN(OD_S-OD_L)$ EM FUNÇÃO DO TEMPO PARA CALCULAR K_{ABS} 224

FIGURA V.29 – (A) INTERVALO DE DADOS SELECIONADOS PARA DETERMINAÇÃO DE K_{MIX}. (B) DETERMINAÇÃO DE $L_N(OD_S-OD_L)$ EM FUNÇÃO DO TEMPO PARA CALCULAR K_{MIX} 226

FIGURA V.30 – (A) CURVAS EXPERIMENTAIS DE INCREMENTO DE OD PARA DETERMINAÇÃO DE K_A. (B) DETERMINAÇÃO DE $L_N(OD_S-OD_L)$ EM FUNÇÃO DO TEMPO PARA CÁLCULO DE K_A. 228

FIGURA V.31 – TEMPO NECESSÁRIO PARA SATURAÇÃO DE UMA AMOSTRA DE ÁGUA LIMPA CONSIDERANDO AS 3 POSSÍVEIS FONTES DE AERAÇÃO (AERAÇÃO ARTIFICIAL, MISTURA OU ABSORÇÃO ATMOSFÉRICA) 230

FIGURA V.32 – PERFIS RESPIROMÉTRICOS OBTIDOS COM 3 TESTES DIFERENTES VARIANDO O VOLUME DE LICOR MISTO UTILIZADO (A) 0,5 LITROS, (B) 1 LITRO E (C) 14 LITROS. (D) APARATOS UTILIZADOS. 231

FIGURA V.33 - PERFIL DA SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM ÁGUA LIMPA COM DIFERENTES TEMPERATURAS 232

FIGURA V.34 - PERFIL DA SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO EXPERIMENTAL E TEÓRICA (EQUAÇÃO III.29 E III.12) EM ÁGUA LIMPA COM DIFERENTES TEMPERATURAS ($OD_{s\,20}$ REFERÊNCIA DE 9,17 MG/L PARA A CURVA TEÓRICA) 233

FIGURA V.35 - PERFIL DA SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO EXPERIMENTAL E CURVAS TEÓRICAS DEFINIDAS PELAS EQUAÇÕES 12 E 37 235

FIGURA V.36 – (A) PERFIL TÍPICO OBTIDO NA CARACTERIZAÇÃO DA CAPACIDADE DE OXIGENAÇÃO DO SISTEMA DE AERAÇÃO NOS TESTES DE INFLUÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DE SAL E (B) PERFIL DE OD AO VARIAR AS DOSAGENS DE SAL. 237

FIGURA V.37 – (A) EFEITO DA CONCENTRAÇÃO DE SAL NA SATURAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM ÁGUA LIMPA E (B) EFEITO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA NA SATURAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM ÁGUA LIMPA 237

FIGURA V.38 - PERFIL TÍPICO DE TCO OBTIDO EM UM TESTE COM PULSOS SEGUIDOS DE SUBSTRATOS COM VÁRIOS SUBSTRATOS PARA O SISTEMA UCT. 239

FIGURA V.39 - CONSTANTE ESPECÍFICA DE UTILIZAÇÃO DO SUBSTRATO OBSERVADA COM OS DIFERENTES SUBSTRATOS PARA ORGANISMO HETEROTRÓFICOS. (REFERÊNCIA EM 29°C) 241

FIGURA V.40 - PERFIL TÍPICO DE TCO E OXIGÊNIO OBTIDO EM UM TESTE COM PULSOS SEGUIDOS DE SUBSTRATOS COM FONTE DE NITROGÊNIO PARA O SISTEMA RBS CÂMARA ÚNICA. 241

FIGURA V.41 - CONSTANTE ESPECÍFICA DE UTILIZAÇÃO DO SUBSTRATO OBSERVADA COM PARA ORGANISMOS AUTOTRÓFICOS. (REFERÊNCIA EM 29°C) 242

FIGURA V.42 - CONSTANTE ESPECÍFICA DE CRESCIMENTO MÁXIMO PARA ORGANISMOS AUTOTRÓFICOS. (REFERÊNCIA EM 29°C) 242

FIGURA V.43 – RESPIROGRAMA REFERÊNCIA DOS TESTES DE TOXICIDADE DA AZIDA NO METABOLISMO HETEROTRÓFICO E NITRIFICANTE (NITRITAÇÃO E NITRATAÇÃO) 244

FIGURA V.44 – (A) TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO EXÓGENA MÁXIMA PARA OS ORGANISMOS AUTOTRÓFICOS NITRATADORES EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE AZIDA SÓDICA NOS TESTES DE TOXICIDADE AGUDA E (B) RESÍDUO DO MODELO AJUSTADO. 244

FIGURA V.45 - (A) TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO EXÓGENA MÁXIMA PARA OS ORGANISMOS AUTOTRÓFICOS NITRITADORES EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE AZIDA SÓDICA NOS TESTES DE TOXICIDADE AGUDA E (B) RESÍDUO DO MODELO AJUSTADO 245

FIGURA V.46 - (A) TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO EXÓGENA MÁXIMA PARA OS ORGANISMOS AUTOTRÓFICOS NITRIFICANTES EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ATU NOS TESTES DE TOXICIDADE AGUDA (B) RESÍDUO DO MODELO AJUSTADO 246

FIGURA V.47: RESPIROGRAMAS TÍPICOS COM O USO DA ÁZIDA SÓDICA (A) E DO ATU (B) PARA INIBIÇÃO DO METABOLISMO NITRIFICANTE. 247

FIGURA V.48: (A) PULSOS SEGUIDOS DE ACETATO DE SÓDIO CONTENDO 120 MGDQO.L^{-1} (P1, P2, P3 E P4) E (B) PULSOS DE ACETATO DE SÓDIO E DE CLORETO DE AMÔNIA, RESPECTIVAMENTE (P1 COM 80 MGDQO.L^{-1} E P2 COM 8 MGN.L^{-1} NA FORMA DE CLORETO DE AMÔNIA). 248

FIGURA V.49: (A) PULSOS SEGUIDOS DE ACETATO DE SÓDIO CONTENDO 120 MGDQO.L^{-1} (P1, P2, P3 E P4) E (B) PULSOS DE ACETATO DE SÓDIO E DE CLORETO DE AMÔNIA, RESPECTIVAMENTE (P1 COM 240 MGDQO.L^{-1} E P2 COM 12 MGN.L^{-1} NA FORMA DE CLORETO DE AMÔNIA). 249

FIGURA V.50: GRÁFICOS COMPARATIVOS DOS VALORES DETERMINADOS DE $\boldsymbol{KmsHET}$ ATRAVÉS DO MÉTODO 1 E MÉTODO 2 (TABELA IV.4) DOS SISTEMAS (A) $\boldsymbol{RBpr\acute{E}-D3}$, (B) $\boldsymbol{RBait\,lift4}$ E (C) $\boldsymbol{RCUCT,46}$. 251

FIGURA V.51: (A) PULSOS DE ACETATO DE SÓDIO, CLORETO DE AMÔNIA E NITRITO DE SÓDIO, RESPECTIVAMENTE (P1 COM 240 MGDQO.L^{-1}, P2 COM 12 MGN.L^{-1} E P3 COM 4 MGN.L^{-1}) E (B) PULSOS DE ACETATO DE SÓDIO, CLORETO DE AMÔNIA E NITRITO DE SÓDIO, RESPECTIVAMENTE (P1 COM 240 MGDQO.L^{-1}, P2 COM 12 MGN.L^{-1} E P3 COM 8 MGN.L^{-1}) 252

FIGURA V.52: (A) PULSOS DE ACETATO DE SÓDIO E CLORETO DE AMÔNIA, RESPECTIVAMENTE (P1 COM 240 MGDQO.L^{-1}E P2 COM 12 MGN.L^{-1}) E (B) PULSOS DE ACETATO DE SÓDIO E CLORETO DE AMÔNIA, RESPECTIVAMENTE (P1 COM 180 MGDQO.L^{-1}, P2 COM 10 MGN.L^{-1} E P3 COM 10 MGN.L^{-1}). EM AMBOS OS TESTES NÃO HOUVE REAÇÃO AO NITRITO DE SÓDIO. 253

FIGURA V.53: AJUSTE DE CURVAS PARA DETERMINAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA SOBRE A TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO HETEROTRÓFICA (FAIXA DE TESTE DE 15 A 30 ^{o}C) 254

FIGURA V.54: AJUSTE DE CURVAS PARA DETERMINAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA SOBRE A TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO (A) SOBRE A NITRITAÇÃO E (B) SOBRE A NITRATAÇÃO. FAIXA DE TESTE DE 15 A 30 ^{o}C. 255

FIGURA V.55: (A) CURVAS DE AJUSTES DA INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA SOBRE A TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO NA NITRIFICAÇÃO EM 1 ETAPA (N1,2) E (B) TAXAS ESPECÍFICAS DE CRESCIMENTO EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA DOS ORGANISMOS NITRITADORES E NITRATADORES. 255

FIGURA V.56: RESPIROGRAMA DO TESTE DE INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA SOBRE A TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO NA NITRIFICAÇAÕ EM 1 ETAPA. 256

FIGURA V.57: DETERMINAÇÃO DE $\boldsymbol{KssHET}$ PELO MÉTODO 1 EM UM TESTE NO QUAL O PERFIL RESPIROMÉTRICO É ATÍPICO (NÃO RECOMENDADO PARA O MÉTODO 1) (A) RESPIROGRAMA ORIGINAL E (B) DETALHES DO MÉTODO DE CÁLCULO. TEMPERATURA DE 25^{o}C. 257

FIGURA V.58: DETERMINAÇÃO DE $\boldsymbol{KssHET}$ PELO MÉTODO 2 COM 5 PULSOS SEGUIDOS DE ACETATO DE SÓDIO 259

FIGURA V.59: (A) RELAÇÃO ENTRE TCO_{EXO} E A CONCENTRAÇÃO DE DQO ADICIONADA E (B) AJUSTE DE CURVA PARA DETERMINAÇÃO DE $\boldsymbol{KssHET}$ ATRAVÉS DO MÉTODO 2. 259

FIGURA V.60: (A) DETERMINAÇÃO DE $\boldsymbol{KssN1}$ ATRAVÉS MÉTODO 2 COM 4 PULSOS SEGUIDOS DE CLORETO DE AMÔNIA E PRESENÇA DE ÁZIDA SÓDICA PARA INIBIÇÃO DA NITRATAÇÃO E (B) DETERMINAÇÃO DE $\boldsymbol{KssN2}$ PELO MÉTODO 2 COM 4 PULSOS SEGUIDOS DE NITRITO DE SÓDIO. 260

FIGURA V.61: (A) RELAÇÃO ENTRE TCO_{EXO} E A CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA ADICIONADA E (B) AJUSTE DE CURVA PARA DETERMINAÇÃO $\boldsymbol{KssN1}$ DE ATRAVÉS DO MÉTODO 2. 261

FIGURA V.62: RESPIROGRAMA DA DETERMINAÇÃO DE $\boldsymbol{KoHET}$ ATRAVÉS DO MÉTODO 1 (APLICAÇÃO DE FAIXAS DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO MÉTODO RESPIROMÉTRICO SEMI CONTÍNUO) (A) OXIGÊNIO DISSOLVIDO E (B) TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO. 262

FIGURA V.63: RESPIROGRAMA DA DETERMINAÇÃO DE $\boldsymbol{KoN1.2}$ ATRAVÉS DO MÉTODO 1 (APLICAÇÃO DE FAIXAS DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO MÉTODO RESPIROMÉTRICO SEMI CONTÍNUO) (A) OXIGÊNIO DISSOLVIDO E (B) TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO. 263

FIGURA V.64: AJUSTE DE CURVAS PARA DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE DE MEIA SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO PARA ORGANISMOS (A) HETEROTRÓFICOS E (B) AUTOTRÓFICOS NITRIFICANTES. 264

FIGURA V.65: DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE DE MEIA SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO $\boldsymbol{KoHET}$ ATRAVÉS DO MÉTODO 2: (A) PERFIL DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO E (B) MODELO AJUSTADO. 264

FIGURA V.66: DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE DE MEIA SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO $\boldsymbol{KoN1,2}$ ATRAVÉS DO MÉTODO 2: (A) PERFIL DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO E (B) MODELO AJUSTADO 265

FIGURA V.67: PERFIL DA $\boldsymbol{TCOexo, maxHET}$ OBTIDO APÓS PULSOS SEGUIDOS DE ACETATO DE SÓDIO. 266

FIGURA V.68: (A) PERFIL DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO DURANTE O TESTE CONTINUO DE TCO E (B) TCO CALCULADA COM BASE NA EQUAÇÃO III.49, COM K_A = 2,86 MIN^{-1}. 267

FIGURA V.69: PERFIL RESPIROMÉTRICO DE UM TESTE DE FRACIONAMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM QUE APLICOU-SE O TESTE DE VERIFICAÇÃO. 269

FIGURA V.70: FRACIONAMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA REFERENTE AO TESTE APRESENTADO NA FIGURA V.69. 270

FIGURA V.71: PERFIL RESPIRÔMETRO DE UM TESTE DE FRACIONAMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA COM BAIXA DQO SOLÚVEL BIODEGRADÁVEL. 271

FIGURA V.72: FRACIONAMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA REFERENTE AO TESTE APRESENTADO NA FIGURA V.71 271

FIGURA V.73: (A) DISPERSÃO DOS DADOS OBTIDOS DE K E (B) PAREAMENTO DOS DADOS CONFORME SUAS REPETIÇÕES. 273

FIGURA V.74: (A) DISPERSÃO DOS DADOS OBTIDOS DE V_O E (B) PAREAMENTO DOS DADOS CONFORME SUAS REPETIÇÕES. 273

FIGURA V.75: FRACIONAMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA AO LONGO DAS TRÊS FASES EXPERIMENTAIS: FASE I - ESGOTO MUNICIPAL; FASE II - ESGOTO MUNICIPAL + SUPLEMENTO DE S_{BP} E FASE III – ESGOTO MUNICIPAL + SUPLEMENTO DE S_{BS}. 275

FIGURA V.76 – DQO AFLUENTE E EFLUENTE DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RBpr}$É $\boldsymbol{- D3}$, $\boldsymbol{RBair\ lift4}$ E $\boldsymbol{RCUCT}$, $\boldsymbol{46}$ NAS FASES 1, 2 E 3277

FIGURA V.77 – DQO AFLUENTE E EFLUENTE DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RC1}$, $\boldsymbol{RB2}$ E $\boldsymbol{RBgranular5}$ NA FASE 3 278

FIGURA V.78 - NTK AFLUENTE E EFLUENTE DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RBpr}$É $\boldsymbol{- D3}$, $\boldsymbol{RBair\ lift4}$ E $\boldsymbol{RCUCT}$, $\boldsymbol{46}$ NAS FASES 1, 2 E 3 279

FIGURA V.79 - NTK AFLUENTE E EFLUENTE DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RC1}$, $\boldsymbol{RB2}$ E $\boldsymbol{RBgranular5}$ NA FASE 3 281

FIGURA V.80 – AMÔNIA AFLUENTE E EFLUENTE DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RBpr}$É $\boldsymbol{- D3}$, $\boldsymbol{RBair\ lift4}$ E $\boldsymbol{RCUCT}$, $\boldsymbol{46}$ NAS FASES 1, 2 E 3 282

FIGURA V.81 - AMÔNIA AFLUENTE E EFLUENTE DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RC1}$, $\boldsymbol{RB2}$ E $\boldsymbol{RBgranular5}$ NA FASE 3 283

FIGURA V.82 – NITRATO E NITRITO EFLUENTE DE TODOS OS SISTEMAS NAS FASES 1, 2 E 3. 286

FIGURA V.83 – ORTOFOSFATO AFLUENTE E EFLUENTE DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RBpr}$É $\boldsymbol{- D3}$, $\boldsymbol{RBair\ lift4}$ E $\boldsymbol{RCUCT}$, $\boldsymbol{46}$ NAS FASES 1, 2 E 3 288

FIGURA V.84 - ORTOFOSFATO AFLUENTE E EFLUENTE DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RC1}$, $\boldsymbol{RB2}$ E $\boldsymbol{RBgranular5}$ NA FASE 3 289

FIGURA V.85: RESPIROGRAMA GERADO DURANTE A AERAÇÃO DE UMA BATELADA DO SISTEMA $\boldsymbol{RC1}$ PROCESSADA COM CONTROLE DO RESPIRÔMETRO. 291

FIGURA V.86: TEMPO DE PERMANÊNCIA MÍNIMA EM UM RBS EM FUNÇAO DA IDADE DE LODO COM REMOÇÃO APENAS DE MO – BASE DE SIMULAÇÃO OBTIDA DA TABELA V.23 296

FIGURA V.87: RESPIROGRAMA GERADO DURANTE A AERAÇÃO DE UMA BATELADA DO SISTEMA $\boldsymbol{RB2}$ PROCESSADA COM CONTROLE DO RESPIRÔMETRO. 299

FIGURA V.88: (A) TEMPO DE PERMANÊNCIA MÍNIMA EM UM RBS EM FUNÇAO DA IDADE DE LODO COM REMOÇÃO DE MOP – BASE DE SIMULAÇÃO OBTIDA DA TABELA V.25 E (B) ESTIMATIVA DE REMOÇÃO DE P ($MG.L^{-1}$) EM FUNÇÃO DA IDADE DE LODO. 301

FIGURA V.89: (A) TAXA DE VARIAÇÃO DE NITRATO (LINHA CHEIA), TAXA DE NITRIFICAÇÃO (INTERROMPIDA POSITIVA) E TAXA DE DESNITRIFICAÇÃO (INTERROMPIDA NEGATIVA) EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO O DE OD (B) TAXA DE DESNITRIFICAÇÃO E AJUSTE DE MODELO EXPONENCIAL. 303

FIGURA V.90: (A) TEMPO DE PERMANÊNCIA MÍNIMO NUM RBS COM SND (DO = 0,35 MG/L) E (B) TEMPO DE PERMANÊNCIA MÍNIMO NUM RBS COM ZONAS DEDICADAS PARA N E D (F_{AE} = 0,37) 306

FIGURA V.91: (A) E (B) LODO GRANULAR E LODO FLOCULENTO DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RBgranular5}$ E $\boldsymbol{R}$CUCT, **46**, RESPECTIVAMENTE, (C) E (D) MICROSCÓPICA ÓTICA DE TRANSMISSÃO COM AMPLIAÇÃO DE 350X DO LODO GRANULAR E LODO FLOCULENTO DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RBgranular5}$ E $\boldsymbol{R}$CUCT, **46**, RESPECTIVAMENTE 310

FIGURA V.92: (A) MICROSCOPIA ÓTICA DE REFLEXÃO COM AMPLIAÇÃO DE 100X DO LODO GRANULAR E (B) MICROSCOPIA ÓTICA DE TRANSMISSÃO COM AMPLIAÇÃO DE 350X DE OUTRA AMOSTRA DO MESMO LODO. 311

FIGURA V.93: (A) TAXA DE VARIAÇÃO DE NITRATO (LINHA CHEIA), TAXA DE NITRIFICAÇÃO (INTERROMPIDA POSITIVA) E TAXA DE DESNITRIFICAÇÃO (INTERROMPIDA NEGATIVA) EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO O DE OD (B) TAXA DE DESNITRIFICAÇÃO E AJUSTE DE MODELO EXPONENCIAL PARA O SISTEMA GRANULAR. 312

FIGURA V.94: TEMPO DE PERMENANCIA EM FUNÇÃO DA IDADE DE LODO PARA SISTEMA GRANULAR COM NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEA. 313

Lista de Tabelas

TABELA III.1 - TÍPICOS COEFICIENTES DE RENDIMENTO CELULARES OBSERVADOS PARA DIFERENTES REAÇÕES BIOLÓGICAS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS 52

TABELA III.2 – VALORES TEÓRICOS DA DQO DE DIFERENTES SUBSTÂNCIAS ORGÂNICAS PURAS 54

TABELA III.3 – ESTEQUIOMETRIA DO RENDIMENTO CELULAR PARA BACTÉRIAS AUTOTRÓFICAS NITRIFICANTES COM BASE NA FÓRMULA EMPÍRICA DA BIOMASSA $C_5H_7NO_2$. 57

TABELA III.4 – COMPARAÇÃO ENTRE AS RELAÇÕES ESTEQUIOMÉTRICAS DA NITRIFICAÇÃO COM BASE NAS EXPRESSÕES DE RENDIMENTO ENERGÉTICO E DE SÍNTESE CELULAR. 57

TABELA III.5 - CARACTERÍSTICAS DE DESEMPENHO E OPERACIONAIS DE ALGUNS SISTEMAS DE AREAÇÃO 74

TABELA III.6 - RESUMO DOS FATORES DE CORREÇÃO DO COEFICIENTE VOLUMÉTRICO DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO E DA CONCENTRAÇÃO DE SATURAÇÃO DA ÁGUA. 77

TABELA III.7 - INFLUÊNCIA DA ALTITUDE ACIMA DO NÍVEL DO MAR SOBRE A PRESSÃO ATMOSFÉRICA E DA TEMPERATURA DA ÁGUA SOBRE A PRESSÃO DO VAPOR DE ÁGUA. 80

TABELA III.8 - GUIA PARA APLICAÇÃO DA EQUAÇÃO III.34 NA DETERMINAÇÃO DA TAXA DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO DO SISTEMA DE AERAÇÃO 81

TABELA III.9 – DIFERENTES MODELOS DESENVOLVIDOS PARA A DETERMINAÇÃO DA VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO DE LODO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO 98

TABELA III.10 – RESUMO COMPARATIVO DOS COMPONENTES ESTUDADOS EM CADA MODELO 105

TABELA III.11 – EXEMPLO DE APLICAÇÃO DA MATRIZ DE PETERSEN PARA DOIS PROCESSOS COM 3 COMPONENTES 106

TABELA III.12 – VELOCIDADES DE SEDIMENTAÇÃO DO LODO EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS POR FAIXAS DE SEDIMENTABILIDADES COM BASE NO IVL. 120

TABELA IV.1 – VARIAÇÕES NA AMPLITUDE DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO E NO TEMPO DE AQUISIÇÃO DOS DADOS APLICADOS AO TESTE PARA AS 3 CONCENTRAÇÕES DE LODO TESTADAS. 132

TABELA IV.2 - SUBSTRATOS UTILIZADOS COMO FONTE DE CARBONO E FONTE DE NITROGÊNIO NOS ENSAIOS RESPIROMÉTRICOS 139

TABELA IV.3 – RESUMO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS QUE PODEM SER OBTIDOS DIRETA OU INDIRETAMENTE VIA RESPIROMETRIA . 146

TABELA IV.4 – SUMÁRIO DAS EQUAÇÕES DOS DOIS MÉTODOS PROPOSTOS PARA DETERMINAÇÃO DE $\boldsymbol{KmsHET}$ E NÚMERO DE COMPONENTES DETERMINÁVEIS EM CADA MÉTODO. 152

TABELA IV.5 - PROCESSO CINÉTICOS E TAXAS DE PRODUÇÃO LÍQUIDA DOS PRINCIPAIS COMPONENTES DO MODELO ASM-HA1 PARA REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA 171

TABELA IV.6 – VALORES DE REFERÊNCIA DAS CONSTANTES DE ALGUMAS CONSTANTES CINÉTICAS SEGUNDO (DOLD; EKAMA; MARAIS, 1980) 172

TABELA IV.7 - PROCESSOS CINÉTICOS DOS PRINCIPAIS COMPONENTES DO MODELO ASM-HA1 PARA À NITRIFICAÇÃO. 174

TABELA IV.8 - PROCESSOS CINÉTICOS DOS PRINCIPAIS COMPONENTES DO MODELO ASM-HA1 PARA À DESNITRIFICAÇÃO 175

TABELA IV.9 – EXPRESSÕES MATEMÁTICAS PARA A REMOÇÃO DE FOSFORO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO DE ACORDO COM O ASM-HA1 176

TABELA IV.10 – PARÂMETROS DE PROJETO E OPERACIONAIS DO SISTEMA $\boldsymbol{RC1}$ NA FASE 3. 182

TABELA IV.11 - PARÂMETROS DE PROJETO E OPERACIONAIS DO SISTEMA $\boldsymbol{RB2}$ NA FASE 3. 185

TABELA IV.12 – PARÂMETROS DE PROJETO E OPERACIONAIS DO SISTEMA $\boldsymbol{RBpr\acute{E} - D3}$ NAS FASES 1, 2 E 3 186
TABELA IV.13 - PARÂMETROS DE PROJETO E OPERACIONAIS DO SISTEMA $\boldsymbol{RBair\ lift4}$ NAS FASES 1, 2 E 3 188
TABELA IV.14 - PARÂMETROS DE PROJETO E OPERACIONAIS DO SISTEMA $\boldsymbol{RBgranular5}$ NAS FASES 1, 2 E 3. 190
TABELA IV.15 – PARÂMETROS DE PROJETO DO SISTEMA $\boldsymbol{RCUCT.46}$ E FRAÇÃO DE VOLUME DE CADA REATOR 191
TABELA IV.16 – CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO SISTEMA $\boldsymbol{RCUCT, 46}$ 192
TABELA IV.17 – VARIÁVEIS ANALISADAS NO MONITORAMENTO DO DESEMPENHO DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS. 194
TABELA V.1 – RESUMO DOS VALORES DE K_R OBTIDOS COM AS 4 MEMBRANAS AVALIADAS TANTO PARA O EQUILÍBRIO NA SATURAÇÃO DE OD QUANTO NA REFERÊNCIA DE ZERO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO. 207
TABELA V.2 - VALORES DE K_{LA} E OD_S OBTIDOS EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SST INATIVOS (SEM TCO_B) 211
TABELA V.3 – ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DOS TESTES APRESENTADOS NAS FIGURAS V.24 (A) E V.25 (A) SOBRE O EFEITO DO RUÍDO NA DETERMINAÇÃO DA TCO E NA QUALIDADE DA MEDIÇÃO DE OD. 218
TABELA V.4 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS NECESSÁRIAS PARA O USO DO PROTOCOLO PADRÃO PARA DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES DE AERAÇÃO. 220
TABELA V.5 - RESULTADOS OBTIDOS NA DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO NO REATOR EXPERIMENTAL E SUAS RESPECTIVAS CAPACIDADES DE OXIGENAÇÃO. 229
TABELA V.6 – TESTE TUKEY AO NÍVEL DE 5% DE PROBABILIDADE PARA OS VALORES DE TCO ENDÓGENA E TCO EXÓGENA COM VARIAÇÃO DE VOLUME DO TESTE. 231
TABELA V.7 - VALORES DA CONCENTRAÇÃO DE SATURAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM ÁGUA LIMPA EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA PARA UMA ALTITUDE DE 551 M DE ALTITUDE (EQUAÇÃO V.3) 236
TABELA V.8 - CAPACIDADES DE OXIGENAÇÃO DO SISTEMA DE AERAÇÃO EXPERIMENTAL EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SAL E DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA. 238
TABELA V.9 - AVALIAÇÃO DOS PERCENTUAIS DE RECUPERAÇÃO DA DQO ADICIONADA NOS TESTES DE SUBSTRATOS PADRÕES DE MATÉRIA ORGÂNICA. 240
TABELA V.10: DIFERENTES CONCENTRAÇÕES UTILIZADAS DE ATU EM OUTRAS PESQUISAS PARA INIBIÇÃO DE 100% DA ATIVIDADE NITRIFICANTE. 246
TABELA V.11: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS DETERMINAÇÕES DE $\boldsymbol{KmsHET}$ NA COMPARAÇÃO ENTRE SEUS MÉTODOS DE CÁLCULO. 251
TABELA V.12: DIFERENTES VALORES ENCONTRADOS DE $\boldsymbol{KssHET}$ EM OUTRAS PESQUISAS 258
TABELA V.13: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DOS RESULTADOS DE DQO NA FASE 1,2 E 3 RELACIONADOS AO DESEMPENHO DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RBpr\acute{E} - D3}$, $\boldsymbol{RBair\ lift4}$ E $\boldsymbol{RCUCT, 46}$ 275
TABELA V.14: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DOS RESULTADOS DE DQO NA FASE 3 RELACIONADOS AO DESEMPENHO DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RC1}$, $\boldsymbol{RB2}$ E $\boldsymbol{RBgranular5}$ 277
TABELA V.15: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DOS RESULTADOS DE NTK NAS FASES 1, 2 E 3 RELACIONADOS AO DESEMPENHO DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RBpr\acute{E} - D3}$, $\boldsymbol{RBair\ lift4}$ E $\boldsymbol{RCUCT, 46}$ 278
TABELA V.16: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DO DADOS DE NTK NA FASE 3 RELACIONADOS AO DESEMPENHO DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RC1}$, $\boldsymbol{RB2}$ E $\boldsymbol{RBgranular5}$ 281
TABELA V.17: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DOS DADOS DE AMÔNIA NAS FASE 1, 2 E 3 RELACIONADOS AO DESEMPENHO DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RBpr\acute{E} - D3}$, $\boldsymbol{RBair\ lift4}$ E $\boldsymbol{RCUCT, 46}$ 282

TABELA V.18: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DOS DADOS DE AMÔNIA NA FASE 3 RELACIONADOS AO DESEMPENHO DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RC1}$, $\boldsymbol{RB2}$ E $\boldsymbol{RBgranular5}$ 283

TABELA V.19: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DO DADOS DE NITRITO NAS FASES 1, 2 E 3 RELACIONADOS AOS EFLUENTES DOS SISTEMAS ESTUDADOS 284

TABELA V.20: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DO DADOS DE NITRATO NAS FASES 1, 2 E 3 RELACIONADOS AOS EFLUENTES DOS SISTEMAS ESTUDADOS 284

TABELA V.21: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DOS DADOS DE ORTOFOSFATO NAS FASE 1, 2 E 3 RELACIONADOS AO DESEMPENHO DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RBprÉ-D3}$, $\boldsymbol{RBair\ lift4}$ E $\boldsymbol{RCUCT, 46}$ 287

TABELA V.22: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DOS DADOS DE ORTOFOSFATO FASE 3 RELACIONADOS AO DESEMPENHO DOS SISTEMAS $\boldsymbol{RC1}$, $\boldsymbol{RB2}$ E $\boldsymbol{RBgranular5}$ 288

TABELA V.23: CONJUNTO DE DADOS PARA OTIMIZAÇÃO DE SISTEMA PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA (MO) COM BASE NO MODELO ASM- HAANDEL - 1 295

TABELA V.24: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DOS DADOS CINÉTICOS NECESSÁRIOS PARA O ASM-HAANDEL 1 – MO DO SISTEMA $\mathbf{RC1}$ OBTIDOS NA FASE 3 297

TABELA V.25: CONJUNTO DE DADOS PARA OTIMIZAÇÃO DE SISTEMA COM REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E FÓSFORO (MOP) COM BASE NO MODELO ASM - HAANDEL -1 300

TABELA V.26: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DOS DADOS CINÉTICOS NECESSÁRIOS PARA O ASM-HAANDEL 1 – MOP DO SISTEMA $\mathbf{RB2}$ OBTIDOS NA FASE 3 302

TABELA V.27: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DOS DADOS CINÉTICOS NECESSÁRIOS PARA O ASM-HAANDEL 1 – MOSNSP DO SISTEMA $\mathbf{RB}\boldsymbol{prÉ-D3}$ OBTIDOS NA FASE 3 307

TABELA V.28: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DOS DADOS CINÉTICOS NECESSÁRIOS PARA O ASM-HAANDEL 1 – MOSNSP DO SISTEMA $\mathbf{RB}\boldsymbol{air\ lift4}$ OBTIDOS NA FASE 3 309

TABELA V.29: ESTATÍSTICA DESCRITIVA BÁSICA DOS DADOS CINÉTICOS NECESSÁRIOS PARA O ASM-HAANDEL 1 – GMOSNSP DO SISTEMA $\mathbf{RB}\boldsymbol{granular5}$ OBTIDOS NA FASE 3 314

Lista de Quadros

QUADRO I.1 - ASPECTOS COMPARATIVOS ENTRE SISTEMAS DE LODO ATIVADO EM BATELADA (FLUXO INTERMITENTE) E DE FLUXO CONTÍNUO 40

QUADRO III.1 - CLASSIFICAÇÃO DOS MICRORGANISMOS EM FUNÇÃO DOS DOADORES E ACEPTORES DE ELÉTRONS, DA FONTE DE CARBONO E DOS PRODUTOS FORMADOS. 49

QUADRO III.2 – LIMITAÇÕES OU DEFICIÊNCIAS REPORTADAS ACERCA DO TESTE DE IVL E SUAS CARACTERÍSTICAS 101

QUADRO III.3 – PRINCIPAIS TIPOS DE MODELOS E SUAS CARACTERÍSTICAS. 102

QUADRO III.4 – EVOLUÇÃO DOS MODELOS DE LODO ATIVADO E SUAS CARACTERÍSTICAS 104

QUADRO III.5 – ABORDAGEM ADOTADA POR (METCALF & EDDY, 2003) PARA O DIMENSIONAMENTO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO EM BATELADAS SEQUENCIAIS 118

QUADRO III.6 – PROCEDIMENTO DE DIMENSIONAMENTO DE REATORES EM BATELADAS SEQUENCIAIS SEGUNDO (VON SPERLING, 1998, 2001) 120

QUADRO IV.1 – CARACTERÍSTICAS OBSERVADAS EM EXPERIMENTOS DE RESPIROMETRIA REALIZADOS COM SISTEMAS DE LODO ATIVADO UTILIZANDO O RESPIRÔMETRO BELUGA – ARCABOUÇO EXPERIMENTAL DA UFCG. 127

QUADRO IV.2 – PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL PARA A DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE DE RELAXAÇÃO DO ELETRODO (K_{REL}) COM ÁGUA DESTILADA 131

QUADRO IV.3 – PROCEDIMENTO UTILIZADO PARA DETERMINAÇÃO DO EFEITO DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SOBRE A SATURAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM ÁGUA DESTILADA 133

QUADRO IV.4 – PROCEDIMENTO DA DETERMINAÇÃO DA PRESENÇA DE RUÍDO NAS MEDIÇÕES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO. 135

QUADRO IV.5 – PROCEDIMENTO ADOTADO PARA DETERMINAÇÃO DE K_{ABS}, K_{MIX} E K_{LA} 136

QUADRO IV.6 – SISTEMAS UTILIZADOS PARA OBTENÇÃO DO LODO DOS TESTES DE SELEÇÃO DOS SUBSTRATOS PADRÕES. 139

QUADRO IV.7 – PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL PARA A DETERMINAÇÃO DA TCO SEMI-CONTÍNUA. 156

QUADRO IV.8 - PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL PARA A DETERMINAÇÃO DA TCO CONTÍNUA. 156

QUADRO IV.9 – PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL PARA A DETERMINAÇÃO DAS FRAÇÕES DE MATÉRIA ORGÂNICA EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS – MÉTODO RESPIROMÉTRICO 158

QUADRO IV.10 – FORMAS DE OBTENÇÃO DAS FRAÇÕES DE MATÉRIA ORGÂNICA. 160

QUADRO IV.11 – PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL PARA A DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES DE SEDIMENTABILIDADE DE VESILIND ATRAVÉS DO MÉTODO ESTÁTICO DE SEDIMENTABILIDADE. 162

QUADRO IV.12 - PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL PARA A DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES DE SEDIMENTABILIDADE DE VESILIND ATRAVÉS DO MÉTODO DINÂMICO DE SEDIMENTABILIDADE. 165

QUADRO IV.13 - CARACTERIZAÇÃO DOS OBJETIVOS DE TRATAMENTO E DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS CONSTRUÍDOS PARA CALIBRAÇÃO DO MODELO E OTIMIZAÇÃO DOS PROCESSOS. 178

QUADRO IV.14 – CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO NAS TRÊS FASES DE OPERAÇÃO DOS SISTEMAS: MATRIZ DO ESGOTO, SUPLEMENTAÇÕES E PRODUTOS AUXILIARES 179

QUADRO IV.15 – PARÂMETROS DO MODELO ASM-HA1 CALIBRADOS NO ÂMBITO DA PESQUISA PARA CADA OBJETIVO DE TRATAMENTO ESTUDADO 195

QUADRO V.1 - PROCEDIMENTO ELABORADO PARA DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES DE ABSORÇÃO ATMOSFÉRICA EM CONDIÇÕES DE CAMPO E CONDIÇÕES IDEIAS – PROTOCOLO 1. 222
QUADRO V.2 - PROCEDIMENTO ELABORADO PARA DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES TRANSFERÊNCIA DE AR EM FUNÇÃO DA MISTURA EM CONDIÇÕES DE CAMPO E CONDIÇÕES IDEIAS - PROTOCOLO 2. 225
QUADRO V.3 - PROCEDIMENTO ELABORADO PARA DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES DE TRANSFERÊNCIA DE AR DO SISTEMA DE AERAÇÃO EM CONDIÇÕES DE CAMPO E CONDIÇÕES IDEIAS – PROTOCOLO 3. 227
QUADRO V.4: CARACTERIZAÇÃO DA NATUREZA DAS DIFERENTES FASES NO TRATAMENTO DE UMA BATELADA PARA OS DIFERENTES SISTEMAS A SEREM MODELADOS. 290
QUADRO V.5: INFORMAÇÃO MÍNIMA NECESSÁRIA PARA SIMULAÇÃO DO MODELO ASM-HAANDEL 1 - MO 297
QUADRO V.6: INFORMAÇÃO MÍNIMA NECESSÁRIA PARA SIMULAÇÃO DO MODELO ASM-HAANDEL 1 - MOP 301
QUADRO V.7: INFORMAÇÃO MÍNIMA NECESSÁRIA PARA SIMULAÇÃO DO MODELO ASM-HAANDEL 1 - MOSNDP 306
QUADRO V.8: INFORMAÇÃO MÍNIMA NECESSÁRIA PARA SIMULAÇÃO DO MODELO ASM-HAANDEL 1 - MONDP 309
QUADRO V.9: INFORMAÇÃO MÍNIMA NECESSÁRIA PARA SIMULAÇÃO DO MODELO ASM-HAANDEL 1 - GMOSNDP 313

Lista de Siglas e Abreviaturas

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AME	Atividade Metanogênica Específica
Anammox	Oxidação Anaeróbia da Amônia
ASM	Activated Sludge Models
ASM-HA1	Activated Sludge Model – Haandel 1
ATP	Adenosina Trifosfato
Bio-P	Biodesfosfatação
Canon	Remoção Autotrófica Completa de Nitrogênio por Nitrito
CNRH	Conselho Nacional dos Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
dAOP	Organismos Acumuladores de Fósforo Desnitrificantes
ETEs	Estações de Tratamento de Esgotos
GLI	Glicogênio
IWA	International Water Association
MLE	Modified Ludzak-Ettinger
NBR	Norma Técnica Brasileira
PAOs	Polyphosphate Accumulating Organisms
PHAs	Polihidroxialcanoatos
PHBs	Polihidroxibutiratos
PHVs	Polihidroxivaleratos
RBS	Reator em Batelada Sequenciais
SHARON	Single-Reactor High-Activity Ammonium Removal Over Nitrite
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UCT	University of Cape Town
USEPA	US Environmental Protection Agency
YSI	Yellow Springs Instrument Company

Lista de Símbolos

a':	coeficiente dependente das condições do processo, expressando a massa de oxigênio requerida pela massa total da demanda carbonácea ($mgO_2.mgDQO^{-1}$)
A_{coluna}:	área da coluna de decantação (m^2)
$A_{trapézio}^{HET}$:	área do trapézio formado acima da TCO_{end} e limitada pela TCO_{exo} ($mgO_2.L^{-1}$)
$A_{trasv.\ da\ coluna}$:	área transversal da coluna de sedimentação (m^2)
α (alpha):	corrige o coeficiente volumétrico global de transferência de massa (K_{la})
B_N:	relação entre os sumidouros de nitrogênio no sistema e a fonte de nitrogênio (adimensional)
B_S:	relação entre os sumidouros de DQO no sistema e a fonte de DQO (adimensional)
b_h:	taxa de decaimento de lodo heterotrófico (d^{-1})
b_h^{20}:	constante de decaimento de lodo heterotrófico em 20 ºC (d^{-1})
b_h^t:	constante de decaimento de lodo heterotrófico na temperatura (t) do teste (d^{-1})
b_p^t:	constante de decaimento de X_a^P (d^{-1})
b':	coeficiente de demanda de oxigênio endógena baseado na biomassa exposta a zona aeróbia ($mgO_2.h^{-1}.mgSSV^{-1}$)
β (beta):	coeficiente que corrige a concentração de saturação (C_s)
C_0:	concentração inicial de oxigênio dissolvido no líquido ($mg.L^{-1}$)
C_L:	concentração de oxigênio dissolvido no licor misto ($mg.L^{-1}$)
CO_{aer}:	capacidade de aeração do soprador ou sistema de aeração ($KgO_2.h^{-1}$)
C_r:	índice adotado seguindo van Haandel e Marais (1998) para indicar a Equação IV.25
C_s:	concentração de saturação de oxigênio dissolvido no líquido ($mg.L^{-1}$)
C_{s20}:	concentração de saturação à temperatura de 20ºC ($mg.L^{-1}$)
C_{sp}:	concentração de saturação para uma pressão padrão de 1 atm
C_{st}:	concentração de saturação à temperatura testada ($mg.L^{-1}$)
$C_{10}H_{19}O_3N$:	representação do material orgânico disponível nas águas residuárias (1)
$C_5H_7NO_2$:	representação das células microbianas
$CaCO_3$:	carbonato de cálcio
CH_4:	metano
CO_2:	dióxido de carbono
CO_3^{2-}:	carbonato
COHNS:	representação do material orgânico na água residuária (2)

$C_xH_yO_z$: determinação teórica da DQO de qualquer composto químico com composição conhecida

$\left(\frac{dX_a^{N1}}{dt}\right)$: taxa de crescimento bruto das bactérias autotróficas através da nitritação ou nitrificação parcial (N_1) (mgX_a^{N1}.L^{-1}.d^{-1})

$\left(\frac{dX_a^{N2}}{dt}\right)$: taxa de crescimento bruto das bactérias autotróficas através da nitratação ou nitrificação de segunda fase (N_2) (mgX_a^{N2}.L^{-1}.d^{-1})

$\left(\frac{dC}{dt}\right)$: taxa de variação da concentração de oxigênio dissolvido em função do tempo ou taxa de transferência de oxigênio (mg.L^{-1}.s^{-1})

DBO: demanda bioquímica de oxigênio (mgO_2.L^{-1})

DBO_5: demanda bioquímica de oxigênio padrão, em 5 dias (mgO_2.L^{-1})

DBO_u: demanda bioquímica de oxigênio última (mgO_2.L^{-1})

$DQO\ de\ X_v$: DQO de 1g de lodo (mgDQO.L^{-1})

Ef: eficiência de transferência de oxigênio (KgO_2.Kw.h^{-1});

f : fração resíduo endógeno de X_a^{HET} (adimensional)

f_{anab}^{HET}: fração da DQO adicionada ao teste (S_{bs}^{RESP}) que segue para o metabolismo anabólico. (adimensional)

f_{cv}: razão DQO/Xv em lodo orgânico (mgDQO.mgSSV^{-1})

f_{ep}: fração de resíduo endógeno de X_a^P (adimensional)

f_{oxi}: fração da matéria orgânica que é oxidada (adimensional)

f_p: fração de fósforo em X_a^{HET} (mgP.mg$X_a^{HET\text{-}1}$)

f_{pp}: fração de fósforo em X_a^P (mgP.mg$X_a^{P\text{-}1}$)

f_{up}: fração da DQO afluente não biodegradável particulada (adimensional)

f_{us}: fração da DQO afluente não biodegradável solúvel (adimensional)

Fe III: óxido férrico

Fe^{2+}: íon ferroso/de ferro (II)

Fe^{3+}: íon férrico/de ferro (III)

f: fração do lodo ativo decaído que se torna resíduo endógeno (adimensional)

H_2SO_4: ácido sulfúrico

H_2S: sulfeto de hidrogênio

$H_{col.lodo}$: altura da interface sólido/água (m)

H^+: íon hidrogênio

H_2O: água molecular

H_2S: sulfeto de hidrogênio

HCO_3^-: íon bicarbonado

$IVL_{3.5}$: índice volumétrico de lodo com 3,5 gSSV.L^{-1} (ml.g^{-1})

IVL_{30}: índice volumétrico de lodo com 30 minutos de sedimentação (ml.g^{-1})

IVL_{5}: índice volumétrico de lodo com 5 minutos de sedimentação (ml.g^{-1})

$\widehat{K_a t}$: constante de transferência de oxigênio de OD a qualquer tempo "t" (s^{-1}) = K_{la}. O sinal ^ indica que a constante foi determinada nas condições ambientais e operacionais do sistema no campo

$\widehat{K_{la\ f}}$: coeficiente global de transferência de oxigênio em condições de campo (s^{-1})

K_S: constante de saturação ou constante de *Monod* (mgS.L^{-1})

K_1 constante de desnitricação para material rapidamente biodegradável (mgN.mg$X_a^{HET\text{-}1}$.d^{-1})

K_2: constante de desnitricação para material lentamente biodegradável (mgN.mg$X_a^{HET\text{-}1}$.d^{-1})

K_3: constante de desnitrificação para DQO endógena (mgN.mg$X_a^{HET\text{-}1}$.d^{-1})

$K_{a\ f}$: coeficiente de transferência de oxigênio em função da aeração nas condições de campo (s^{-1})

K_a : constante específica de adsorção de S_{bp} (L.mg$X_a^{HET\text{-}1}$.d^{-1})

$K_a t$: constante de transferência de oxigênio de OD a qualquer tempo "t"(s^{-1}) ≅ K_{la}

$K_{abs\ f}$: coeficiente de absorção atmosférica nas condições de campo (s^{-1})

$K_{abs} t$: constante de absorção atmosférica de OD a qualquer tempo "t"(s^{-1})

K_{ap}: constante de saturação da adsorção (mgDQO.L^{-1}.mgX_a^{HET})

K_{la}: coeficiente volumétrico global de transferência de oxigênio (s^{-1})

K_{la20}: coeficiente volumétrico de transferência de massa para água limpa à temperatura de 20ºC (s^{-1})

K_{lat}: coeficiente volumétrico de transferência de massa para água sob condições de processo (s^{-1})

$K_{mix\ f}$: coeficiente transferência de oxigênio em função da mistura nas condições de campo (s^{-1})

K_{mp}^{HET}: taxa específica de utilização de S_{bp} armazenado (mgDQO.mg$X_a^{HET\text{-}1}$.d^{-1})

K_{ms}^{HET}: taxa específica de utilização do substrato (mgDQO.mg$X_a^{HET\text{-}1}$.d^{-1})

K_{ms}^{N1}: taxa específica de utilização do substrato N^1=N_a (mgN^1.mg$X_a^{N1\text{-}1}$.d^{-1})

K_{ms}^{N2}: taxa específica de utilização do substrato N^2=NO_2^- (mgN^2.mg$X_a^{N1\text{-}1}$.d^{-1})

K_{rel}: constante de relaxação do eletrodo (h^{-1})

K_{sp}^{HET}: constante de meia saturação de Monod para S_{bp}(mgDQO.mg$X_a^{HET\text{-}1}$.d^{-1})

K_{ss}^{HET}: constante de meia saturação para o substrato S_{ba} (mgDQO.L^{-1})

K_{ss}^{N1}: constante de meia saturação para o substrato amônia (N^1=N_a) (mgN_a.L^{-1})

K_{ss}^{N2}: constante de meia saturação para o substrato nitrito (NO_2^-) (mgNO_2^-.L^{-1})

${}_mP_l$: massa necessária de fósforo para a produção de lodo por unidade de S_{bsa} aplicada diariamente (mgP. mg$S_{bsa}{}^{-1}$)

${}_mX_a^{HET}$: massa de X_a^{HET} por unidade de S_{bsa} aplicada diariamente (mgSSV.mg$S_{bsa}{}^{-1}$)

${}_mX_a^P$: massa de X_a^P por unidade de S_{bsa} aplicada diariamente (mgSSV.mg$S_{bsa}{}^{-1}$)

${}_mX_e^{HET}$: massa de X_e^{HET} por unidade de S_{bsa} aplicada diariamente (mgSSV.mg$S_{ta}{}^{-1}$)

${}_mX_e^P$: massa de X_e^P por unidade de S_{bsa} aplicada diariamente (mgSSV.mg$S_{bsa}{}^{-1}$)

${}_mX_i$: massa de lodo inerte (X_i) no sistema por unidade de S_{bsa} aplicada diariamente (mgSSV.mg$S_{ta}{}^{-1}$)

${}_mX_v$: massa de lodo volátil (X_i) no sistema por unidade de S_{ba} aplicada diariamente (mgSSV.mg$S_{ba}{}^{-1}$)

MN_d: massa ou carga de nitrogênio desnitrificado (KgN.d^{-1})

MN_l: massa ou carga de nitrogênio diário no lodo de excesso (KgN.d^{-1})

MN_{te}: massa ou carga de nitrogênio diária no efluente (KgN.d^{-1})

MS_o: massa ou carga de DQO oxidada (KgO_2.d^{-1} ou KgDQO.d^{-1})

MS_{ta}: massa ou carga diária de DQO aplicada ao sistema (KgDQO.d^{-1})

MS_{te}: massa ou carga de DQO diária no efluente (KgDQO.d^{-1})

MS_{xv}: massa ou carga de DQO diária no lodo de excesso (KgDQO.d^{-1})

MX_v: massa de sólidos suspensos voláteis no sistema (mg.L^{-1})

M: massa de lodo utilizado no teste dinâmico de sedimentabilidade (g)

N_a: concentração de nitrogênio na forma de amônia afluente (mgN_a.L^{-1})

N_{no2}: concentração de nitrogênio na forma de nitrito N^2= NO_2^- (mgNO_2^-.d^{-1})

N_0 e N: nitrogênio oxidável no afluente e no efluente (mg.L^{-1})

N_2: nitrogênio gasoso

$NADH_2$: dinucleótido de nicotinamida e adenina

NH_3^-: gás amônia

N-NH_4: nitrogênio na forma de amônia

NO: óxido nitrico

NO_2^-: nitrito

N-NO_2: nitrogênio na forma de nitrito

NO_3^-: nitrato

N-NO_3: nitrogênio na forma de nitrato

NTK:	nitrogênio total Kjeldahl
OD_a, OD_e:	concentrações de OD no afluente e no efluente ($mg.L^{-1}$)
OD_{eq}:	valor da concentração de OD de equilíbrio
OD_l:	concentração de OD após um tempo "t" (tempo de absorção)
$OD_l t$:	concentração momentânea de OD (em um dado tempo “t”)
OD_m:	indicação de concentração de oxigênio dissolvido momentânea apresentada pelo eletrodo ($mgOD.L^{-1}$)
OD_{m0}:	leitura inicial no medidor
OD_r:	valor verdadeiro ou real de oxigênio dissolvido da solução ($mgOD.L^{-1}$)
OD_s, OD_0:	concentração saturada e inicial de OD na água ($mg.L^{-1}$)
OD_{s20}:	concentração de saturação a 20ºC = 9,17 $mg.L^{-1}$
OD_{sT}:	concentração de saturação a uma temperatura T
OD_{sup}, OD_{inf}:	limites de oxigênio pré-estabelecidos garantindo assim boa amplitude na concentração de OD e permitindo a construção de uma reta com os valores de depleção ($mg.L^{-1}$)
θ_{HET}:	constante de Arrhenius para dependência da temperatura (adimensional)
O_2:	oxigênio gasoso
OD:	oxigênio dissolvido ($mgO_2.L^{-1}$)
Ω (ômega):	coeficiente que corrige o efeito da pressão para C_s
P_{diss}:	potência dissipada ou consumo de energia por unidade de tempo ($Kw.h^{-1}$)
P_p:	pressão padronizada = 1,013 bar ou 760 mmHg
p_a:	pressão de vapor de água
P:	pressão atmosférica local
pH:	potencial hidrogeniônico
PO_4^{3-}:	Íon Fosfato
$Q_{circulação}$:	vazão de circulação aplicada (água ou efluente) ($L.h^{-1}$)
Q:	vazão de enchimento ($m^3.min^{-1}$) ou vazão afluente ($m^3.d^{-1}$)
R_h:	tempo de detenção hidráulica do esgoto no sistema (h^{-1})
R_c:	massa de oxigênio requerido por unidade de tempo para satisfazer a demanda bioquímica de oxigênio ($mg.h^{-1}$)
R_n:	massa de oxigênio requerido por unidade de tempo para satisfazer a demanda bioquímica de oxigênio na nitrificação ($mg.h^{-1}$)
R_s:	idade de lodo aplicada ao sistema (d^{-1})

$r_h = \left(\frac{dODl}{dt}\right)_h$: taxa de variação de OD na fase líquida em função do efeito hidrodinâmico

r_A^{Sbp}: taxa de adsorção ou armazenamento de S_{bp} (mgDQO.L^{-1}.d^{-1})

$r_C^{HET}, \left(\frac{dX_a^{HET}}{dt}\right)$: taxa de crescimento bruto das bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio (mgX_a^{HET}.L^{-1}.d^{-1})

$r_C^{N1,2}, \left(\frac{dX_a^{N1,2}}{dt}\right)$: taxa de crescimento bruto das bactérias autotróficas nitrificantes com nitrificação total ou duas fases ($N_{1,2}$) (mg$X_a^{N1,2}$.L^{-1}.d^{-1})

r_C^{N1}: taxa de crescimento de X_a^{N1} (mgX_a^{N1}.L^{-1}.d^{-1})

r_C^{N2}: taxa de crescimento de X_a^{N2} (mgX_a^{N2}.L^{-1}.d^{-1})

r_D^{HET}: taxa de decaimento de lodo ativo (mgX_a^{HET}.mg$X_a^{HET\text{-}1}$.d^{-1})

r_D^{N1} taxa de decaimento de X_a^{N1} (mgX_a^{N1}.mg$X_a^{N1\text{-}1}$.d^{-1})

r_D^{N2}: taxa de decaimento de X_a^{N2} (mgX_a^{N2}.mg$X_a^{N2\text{-}1}$.d^{-1})

r_{Hi}^{Sbp}: taxa de hidrólise do material armazenado (mgDQO.L^{-1}.d^{-1})

$r_{OD} = \frac{dODl}{dt}$: taxa de variação de OD na fase líquida

r_U^{N1}: taxa de utilização de amônia na nitritação (mgN_a.L^{-1}.d^{-1})

r_U^{N2}: taxa de utilização de nitrito na nitratação (mgN_{no2}.L^{-1}.d^{-1})

r_U^{Nta}: taxa de utilização do nitrogênio total nas formas de amônia e nitrito (mgN_{ta}.L^{-1}.d^{-1})

$r_U^{Sba}, \left(\frac{dS_{ba}}{dt}\right)$: taxa de utilização da matéria orgânica biodegradável (mgDQO.L^{-1}.d^{-1})

$r_a = \left(\frac{dODl}{dt}\right)_a$: taxa de variação de OD na fase líquida em função da aeração

$r_{ab} = \left(\frac{dODl}{dt}\right)_{ab}$: taxa de variação de OD na fase líquida em função da absorção atmosférica

$r_c = \left(\frac{dODl}{dt}\right)_c$: taxa de variação de OD na fase líquida em função do consumo de OD

r_m: velocidade da reação microbiana, dependendo da ordem da reação (mgOD.L^{-1}.h^{-1})

r_o^{HET}: taxa de consumo de oxigênio total (mgO_2 .L^{-1}.d^{-1})

r_{xe}^{HET}: taxa de crescimento de lodo inerte de resíduo endógeno (mgX_e^{HET}.mg$X_e^{HET\text{-}1}$.d^{-1})

r_d^{END}: taxa de desnitrificação com material orgânico endógeno (mgN.L^{-1}.d^{-1})

r_d^{Sb}: taxa de desnitrificação com material biodegradável externo (mgN.L^{-1}.d^{-1})

r_d^{Sbp}: taxa de desnitrificação com material lentamente biodegradável (mgN.L^{-1}.d^{-1})

r_d^{Sbs}: taxa de desinitricação com material rapidamente biodegradável (mgN.L^{-1}.d^{-1})

R_c: massa de oxigênio requerido por unidade de tempo para satisfazer a demanda bioquímica de oxigênio (mg.h^{-1})

R_n: massa de oxigênio requerido por unidade de tempo para satisfazer a demanda de oxigênio para a nitrificação completa ($mg.h^{-1}$)

$r_{O,end}$: taxa de consumo de oxigênio dissolvido endógena ($mgOD.L^{-1}.h^{-1}$)

$r_{O,exo}$: taxa de consumo de oxigênio dissolvido exógena ($mgOD.L^{-1}.h^{-1}$)

S_0, S: demanda total para material carbonáceo ($mg.L^{-1}$)

S_{ba}: DQO biodegradável afluente ($mg.L^{-1}$)

S_{bs}^{RESP}: concentração de DQO solúvel biodegradável adicionada ao teste respirométrico ($mgDQO.L^{-1}$)

S_{ta}: concentração de matéria orgânica afluente ($mgDQO.L^{-1}$)

S: concentração do substrato limitante ($mgS.L^{-1}$)

$S_2O_3^{2-}$: tiossulfato

S^o: enxofre elementar

SO_4^{2-}: íon sulfato

SSLM: sólidos suspensos no licor misto ($mgSSV.L^{-1}$)

TCO_h: taxa de variação de OD devido ao efeito hidráulico ($mg.L^{-1}.h^{-1}$)

TCO_b: taxa de consumo de oxigênio devido ao metabolismo microbiano ($mg.L^{-1}.h^{-1}$)

$TCO_{exo,max}^{HET}$: taxa de consumo exógina máxima para os organismos heterotróficos ($mg.L^{-1}.h^{-1}$)

TCO_{exo}^{HET}: taxa de consumo de oxigênio máxima exógena das bactérias heterotróficas metabolizando DQO solúvel e com Sba >>> K_{ss}^{HET} ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

$TCO_{exo}^{N1,2}$: taxa de consumo de oxigênio máxima exógena das bactérias autotróficas na nitrificação completa ($N^{1,2}$) metabolizando amônia e nitrito (N_a e NO_2^-) com N_a >>> K_{ss}^{N1} e NO_2^- >>> K_{ss}^{N2} ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

TCO_{exo}^{N1}: taxa de consumo de oxigênio máxima exógena das bactérias autotróficas na nitritação (N^1) metabolizando amônia com N_a >>> K_{ss}^{N1} ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

TCO_{exo}^{N2}: taxa de consumo de oxigênio máxima exógena das bactérias autotróficas na nitratação (N^2) metabolizando nitrito NO_2^- >>> K_{ss}^{N2} ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

$TCOn1,2_{max}^{EXO}$: taxa de consumo de oxigênio para nitritação e nitratação ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

$TCOn1_{max}^{EXO}$: taxa de consumo de oxigênio para a nitritação ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

$TCOn2_{max}^{EXO}$: taxa de consumo de oxigênio para a nitritação ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

TOD_a: taxa de variação da concentração de OD na água devido à aeração artificial

TOD_{abs}: taxa de variação da concentração de OD na água devido à absorção de oxigênio atmosférico

TTO_f: taxa de transferência de oxigênio sob condições do processo ($mg.L^{-1}.h^{-1}$)

t_f: tempo de enchimento (min)

T: temperatura em C^o

TCO: taxa de consumo de oxigênio (mgOD.L^{-1}.h^{-1})

TCO_b: taxa biológica de consumo de oxigênio (mgO_2 .L^{-1}.d^{-1})

$TPTO$: taxa padrão de transferência de oxigênio (mg.L^{-1}.h^{-1})

t: temperatura do teste (ºC)

$\mu_{máx}$: máxima velocidade específica de crescimento (d^{-1})

μ_X: velocidade específica de crescimento (d^{-1})

μ_{esp}^{HET}: taxa de crescimento específico das bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio (d^{-1})

μ_{max}^{HET}: taxa de crescimento específico máxima das bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio (d^{-1})

μ_{max}^{N1}: taxa de crescimento bruto das bactérias autotróficas através da nitritação ou nitrificação parcial (N_1) (mg$X_a^{N1,}$.L^{-1}.d^{-1})

μ_{max}^{N2}: taxa de crescimento bruto das bactérias autotróficas através da nitratação ou nitrificação de segunda fase (N_2) (mgX_a^{N2}.L^{-1}.d^{-1})

V_{asc}: velocidade ascensional do líquido (m.h^{-1})

$V_{l(0)}$: volume da amostra de licor misto utilizado no teste (L)

V_l: volume de licor misto quando se estabelece o equilíbrio (L)

V_o: volume de recirculação do RBS (m^3)

V_r: volume do reator (m^3)

Vsz: velocidade de sedimentação em zona (m.h^{-1})

V: volume de uma batelada (m^3)

$X_{a,sist}^{HET}$: concentração de organismos heterotróficos ativos, equação com dados do sistema (mgSSV.L^{-1})

$X_{a,resp}^{HET}$: concentração de organismos heterotróficos ativos, equação respirometrica (mgXa.L^{-1})

X_a^{HET}: massa ativa de lodo de organismos heterotróficos ordinários (mgSSV.L^{-1})

X_a^{N2}: concentração de lodo ativo apenas de nitratadoras (mgX_a^{N2}.L^{-1})

X_a^{N1}: concentração de lodo ativo apenas de nitritadoras (mg$X_a^{N1,}$.L^{-1})

$X_a^{N1,2}$: concentração de lodo ativo nitrificante total (mg$X_a^{N1,2}$.L^{-1})

X_a^P: massa ativa de lodo de organismos acumuladores de fósforo (mgSSV.L^{-1})

X_e^{HET}: massa de resíduo endógeno de X_a^{HET} (mgSSV.L^{-1})

X_e^P: massa de resíduo endógeno de X_a^P (mgSSV.L^{-1})

$X_{t(0)}$: concentração inicial do lodo na amostra composta utilizada no experimento (g.L^{-1})

X_v: concentração de sólidos suspensos voláteis (mg.L^{-1})

X:	biomassa na zona aeróbia ($mg.L^{-1}$)
Y_{obs}^{HET}:	fator de crescimento de lodo observado (mgX_v .$mgDQO^{-1}$)
Y_{obs}^{N1}:	coeficiente observado de rendimento de biomassa nitritadora ($mgX_a^{N1}.L^{-1}.d^{-1}$)
Y_{obs}^{N2}:	coeficiente observado de rendimento de biomassa nitratadora ($mgX_a^{N2}.L^{-1}.d^{-1}$)
Y:	coeficiente observado de rendimento de biomassa gSSV/gDQO
Θ (tetha):	coeficiente que corrige os efeitos da temperatura para K_{la}
τ (tau):	coeficiente que corrige os efeitos da temperatura para C_s

I. INTRODUÇÃO

I.1. Considerações Iniciais e Motivações da Pesquisa

Os vários segmentos da sociedade requisitam de seus gestores públicos soluções para os diversos problemas que emergem da dinâmica social ao longo do tempo. As respostas a essas demandas por parte do gestor público, por sua vez, devem ser práticas e eficazes, gerando o menor gasto global associado ao maior índice de eficácia da solução adotada. No Brasil, essa premissa é corroborada e legitimada com os princípios da administração pública (a) da eficiência e (b) da finalidade, ambos presentes no artigo 37 da Constituição Federal Brasileira de 1988 (BRASIL, 1988). Em suma, o princípio da eficiência impera que o administrador público deve trazer as melhores alternativas, sob a legalidade da lei, bem como mais efetivas em seu propósito. Enquanto o princípio da finalidade afirma que é dever do administrador público buscar os resultados mais práticos e eficazes. Esses resultados devem estar ligados às necessidades e aspirações do interesse público.

No âmbito da Engenharia Sanitária e Ambiental, imperam as soluções ambientais para impedir, mitigar e/ou minimizar ou mesmo compensar os efeitos negativos das atividades humanas em geral. Contudo, com base no exposto, entende-se que as soluções ambientais não são diferentes das demais soluções e requisitam também de eficiência e eficácia em seus objetivos.

Um tópico que demanda significativa atenção nas soluções ambientais é o adequado tratamento e disposição final dos resíduos das atividades antrópicas (sejam resíduos líquidos, sólidos ou gasosos). Em se tratando dos resíduos líquidos, predomina o emprego do tratamento em sistemas biológicos e a disposição final desse efluente tratado em rios, lagos, represas ou mesmo no solo (associando muitas vezes a prática do reúso). Esse fato deve-se principalmente ao baixo custo atrelado ao tratamento biológico quando comparado com outras soluções bem como a sua capacidade de automanutenção em termos de biomassa ativa devido ao crescimento celular dos organismos envolvidos no tratamento.

Concomitante à essas questões, somos todos sujeitos às exigências dos marcos legais ambientais (desdobramentos das atividades legislativas e executivas) que em geral vislumbram

a manutenção da salubridade ambiental e tornam-se cada vez mais restritivas em termos de qualidade requerida ao tratamento aplicado, a exemplo das resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (**CONAMA**), do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (**CNRH**) e demais autarquias estaduais e municipais que emitem diretrizes ambientais em diversas dimensões.

Por fim, em face de um cenário no qual se deve escolher uma solução tecnológica ambiental para o tratamento de águas residuárias (alicerçada nos princípios da eficiência e da finalidade), o projetista (propositor da solução) geralmente se pergunta:

- Quais **as alternativas tecnológicas possíveis** para a solução do problema em questão?
- Na escolha do Sistema de Tratamento, o **que considerar** para efeito da tomada de decisão?
- Com a solução definida, quais os **custos efetivos** associados ao tratamento?
- Qual **a proposta otimizada** para a solução do problema em questão?

A escolha do sistema adequado deve considerar, sobretudo, os objetivos a serem atingidos bem como o balanço entre desempenho ecológico e econômico, onde se busca a minimização do consumo de energia e outros insumos, minimização da produção de resíduos, minimização dos custos de implantação, operação e manutenção, com garantia de satisfatório desempenho na remoção dos principais poluentes envolvidos (em especial matéria orgânica, formas nitrogenadas, fósforo e patógenos).

O sucesso dessa escolha permeia entre duas estratégias centrais:

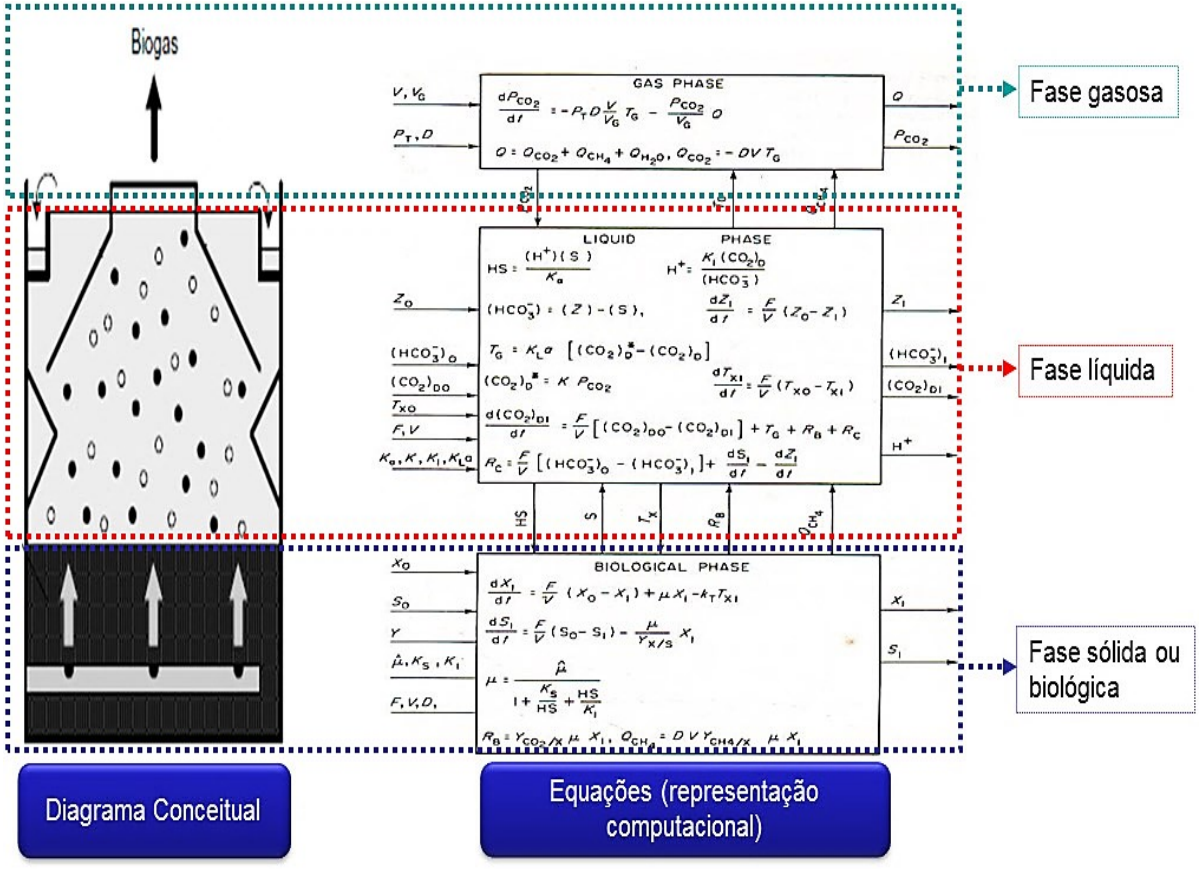
(1) O conhecimento adequado dos **processos e mecanismos** de funcionamento das possíveis soluções tecnológicas.

(2) Uso de **parâmetros confiáveis** (ou conjunto destes) **para definir qual a solução** é mais adequada para cada situação – Otimização

(1) É fundamental o conhecimento dos mecanismos envolvidos nos processos e operações desenvolvidos nos sistemas de tratamento em geral, principalmente os biológicos, que trazem consigo uma vasta diversidade de microrganismos e por sua vez a mesma amplitude de diversidade para o número de reações e processos que podem ser desempenhadas na bioconversão dos poluentes que irão ser tratados. O conhecimento desses mecanismos

começa na elaboração de estruturas teóricas simples (diagramas conceituais), que tentam retratar a realidade de forma qualitativa, através de observações empíricas ou experimentais. Em um segundo momento, definido o melhor esquema teórico dos mecanismos envolvidos, desenvolve-se a quantificação dos parâmetros cinéticos e estequiométricos dos processos, representados muitas vezes na forma de equações e expressões matemáticas. Em síntese, a realização dessas duas etapas conduz ao que se conhece como *modelagem ambiental*. A **Figura I.1** apresenta um esquema didático de um diagrama conceitual para as fases do leito de um reator anaeróbio de fluxo ascendente, segmentado em fase sólida ou biológica, fase líquida e fase gasosa. É visível também na **Figura I.1** o diagrama matemático ou as expressões que simulam os mecanismos desempenhados na bioconversão dos poluentes envolvidos, gerando uma dimensão virtual preditiva para o resultado que será obtido ao aplicar o referido tratamento.

Figura I.1 - Diagrama conceitual simplificado de um reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) e representação matemática dos processos envolvidos



FONTE: Adaptado de (BATSTONE et al., 2002) e (FEZZANI; CHEIKH, 2008)

(2) Entendido de forma mais clara quais os mecanismos envolvidos em cada sistema de tratamento (através de modelos ambientais), surge à necessidade de adoção de parâmetros confiáveis para a tomada de decisão na hora da escolha de qual sistema adotar. Atingido este ponto, é fundamental que os objetivos estejam bem definidos e que as possíveis soluções já tenham sido selecionadas para avaliação. A obtenção dos parâmetros confiáveis segue dois caminhos básicos: (a) a escolha do melhor modelo que represente o sistema em estudo, e a sua posterior calibração e validação e (b) o uso de algoritmos de otimização para a seleção das melhores condições de projeto para o sistema escolhido. Ferramentas estatísticas bem como sistemas de apoio a tomada de decisão podem subsidiar essa etapa. (FLORES et al., 2005; ISLAM; AMIN; HOINKIS, 2013)

Portanto, com o estudo aprofundado dos mecanismos envolvidos na bioconversão dos poluentes, gerando modelos ambientais adequados, associados com a elaboração de algoritmos confiáveis de projetos otimizados, é possível atingir o máximo desempenho de cada sistema de tratamento. As vantagens de se trabalhar com modelos ambientais e sistemas de tomada de decisão são diversas como (GERNAEY et al., 2004):

- Menores intervenções civis e estruturais nos sistemas, haja vista que foi elaborado um projeto otimizado e, em tese, adotada a melhor solução (dispensando aperfeiçoamentos futuros);
- Reduções significativas de custos de implantação e manutenção das Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs);
- Maior velocidade nas intervenções nos sistemas de tratamento em face de alterações nas características da água residuária afluente ao sistema (pois agora se conhece melhor os mecanismos dos processos envolvidos);
- Possibilidade de simulação de situações extremas em ambientes computacionais (controlados e sem riscos ambientais);
- Projetos racionais e com efeitos maximizados, garantindo o melhor desempenho do sistema.

Contudo, as limitações dessa forma de trabalhar dá-se, principalmente, no alto nível de qualificação da mão de obra envolvida, requerendo maior tecnicidade dos projetistas e operadores da estação.

É nesse contexto que, a presente pesquisa, vislumbra o aperfeiçoamento tecnológico através da produção de protocolos sistemáticos para subsidiar o projeto racional e otimizado de sistemas de lodo ativado em batelada visando à remoção de nutrientes e matéria orgânica. Para tanto, definiu-se duas linhas principais de trabalho; (1) seleção, desenvolvimento e aperfeiçoamento de técnicas para caracterização da biomassa em suas propriedades bioquímicas e mecânicas e (2) elaboração dos protocolos de otimização para 5 objetivos predefinidos tendo como base os modelos ambientais e as propriedades e técnicas de determinação descritas em (1).

A modelagem do processo de lodo ativado apresenta, neste contexto, grande importância, pois permite a construção e a operação de plantas de tratamento cada vez mais eficientes e lucrativas. Os modelos também permitem simular o possível impacto que as condições operacionais podem exercer sobre o desempenho do sistema, ajudando a prevenir problemas de operação antes que eles aconteçam e a controlar o efeito de perturbações indesejadas no sistema.

I.2. Contextualização do problema

Como exposto, a proposta desta pesquisa é gerar um conjunto de ferramentas tecnológicas que subsidiem, direta e indiretamente, o dimensionamento de plantas de sistemas de lodo ativado imbuídos de maximização de desempenho e minimização de custos, (entendido nesse trabalho como projetos otimizados).

No contexto dos sistemas de lodo ativado, é comum associar os sistemas de fluxo intermitente (em regime de bateladas sequenciais, ou RBS) ao aspecto da otimização, haja vista que os mesmos agregam diversos fatores que lhe aferem essa associação. No **Quadro I.1** são apresentados alguns desses fatores.

Quadro I.1 - Aspectos comparativos entre sistemas de lodo ativado em batelada (fluxo intermitente) e de fluxo contínuo

Característica	Regime de Fluxo Contínuo	Regime em Bateladas Sequenciais
Requisito de área/m^3 de esgoto tratado.	Devido a necessidade de alocação de reatores separados, além das unidades de sedimentação, esses sistemas incorporam demandas elevadas de área para implantação dos reatores.	Uma das mais exaltadas características dos sistemas em batelada é a de desempenhar todos os processos e operações unitárias em um único reator, o que impõem um menor requisito de área quando comparado com os sistemas de fluxo contínuo.
Automação da operação	Utilizada geralmente no controle de vazões e no acionamento de bombas. Não agrega margem para otimização dos processos.	É obrigatório pois é a característica que define a sequência das operações desempenhadas em cada ciclo.
Flexibilidade de mudança do projeto e concepção inicial	Pouca flexibilidade, pois as estruturas em geral já são projetadas e construídas com base na proposta inicial. Essa condição implica em gastos adicionais quando na efetivação das mudanças.	Alta flexibilidade, considerando que um mesmo desenho de reator possa assumir diferentes condições operacionais, variando apenas os ciclos e suas condições operacionais.
Curtos circuitos hidráulicos	Maior possibilidade devido a formação de zonas mortas (de acumulo de lodo) nos decantadores e até mesmo nos reatores.	Menor possibilidade e ocorrência pois trata-se apenas de um único reator.
Consumo de oxigênio	Maior consumo pois mantem a aeração mesmo havendo baixa vazão ou carga aplicada.	Consumo mínimo necessário para a remoção dos substratos.

FONTE: Adaptado de (COELHO; RUSSO; ARAÚJO, 2000)

Apesar de propenso à otimização, os sistemas de lodo ativado em bateladas sequenciais são poucos direcionados nesse sentido, principalmente pela extrema, e compulsória, necessidade de automação dos sistemas para controle e operação das fases dos ciclos operacionais e a dificuldade dessa implantação. Por essa razão, extensos trabalhos já foram desenvolvidos aplicando técnicas de otimização para sistemas em fluxo contínuo, conforme descrito em (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012)

A automação, por sua vez, é uma ferramenta robusta e assertiva na otimização de sistemas, principalmente quando se estabelece o controle dinâmico do sistema (ciclos com tempo dinâmico, em função do tempo exato necessário para remoção dos poluentes). Contudo, essa forma de automação requisita de alta tecnicidade devido aos sensores utilizados, além de manutenção preventiva com frequência elevada, haja vista que o problema em qualquer nível pode comprometer o funcionamento do sistema.

Assim, por considerar que:

- Já existem diversos trabalhos elucidando os caminhos metodológicos para otimização de sistemas de lodo ativado em fluxo contínuo;
- A existência de uma grande lacuna de metodologias para otimização de sistemas de lodo ativado em batelada, bem como seu dimensionamento;
- A necessidade de implantação de um aparato instrumental sofisticado e passível de inconsistências operacionais ao longo prazo quando efetivamos a automação e otimização **dinâmica** de sistemas RBS;
- As vantagens da automação estática de sistemas de lodo ativado;
- A possibilidade de maior flexibilidade de configurações e operacional dos sistemas

Considera-se como premissa dessa pesquisa o potencial agregado na otimização e automação de sistemas RBS (reatores em bateladas sequenciais) de forma **estática**. Essa modalidade de otimização baseia-se no estabelecimento dos ciclos fundamentados nas propriedades bioquímicas e mecânicas do lodo, garantido assim efeito similar à automação dinâmica, porém, com menores riscos de inconvenientes devido a falhas dos sensores ou inoperância dos mesmos.

II. OBJETIVOS

II.1. Objetivo Geral

Avaliar as condições de identificação das propriedades bioquímicas e mecânicas de lodos biológicos advindos de diferentes sistemas de lodo ativado e desenvolver um procedimento metodológico para otimização de sistemas com base em automação estática de sistemas RBS.

II.2. Objetivos Específicos

II.2.1. Ações de cunho geral:

i. Estudar, sob condições comparáveis, diferentes sistemas de lodo ativado em diferentes perspectivas (objetivos) de tratamento.

II.2.2. Ações visando o aperfeiçoamento das técnicas de determinação das propriedades bioquímicas e mecânicas de biomassa de sistemas de lodo ativado:

ii. Identificar, entre as variáveis e fatores estudados, às condições ideais para a determinação das propriedades bioquímicas e mecânicas de biomassa de sistemas de lodo ativado em geral;

iii. Obter via respirometria as propriedades bioquímicas dos lodos produzidos em cada sistema, traduzidas nas constantes cinéticas e estequiométricas de conversão dos poluentes envolvidos (matéria orgânica, nitrogênio e fósforo);

iv. Obter as propriedades mecânicas dos lodos produzidos em cada sistema, traduzidas nas constantes de sedimentabilidade: velocidade de sedimentação (V_0) e compressibilidade (K);

v. Definir procedimentos metodológicos para a caracterização qualitativa e quantitativa da capacidade de oxigenação em sistemas de lodo ativado e seus fatores intervenientes;

II.2.3. Ações no âmbito da otimização estática de sistemas RBS:

vi. Simular os cenários propostos em (i) com base no modelo para sistema de Lodo Ativado ASM-HA1 e considerando os resultados obtidos na pesquisa.

III. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

III.1. Sistemas de Lodo Ativado

III.1.1. *Introdução aos Sistemas de Lodo Ativado*

No âmbito da Engenharia Sanitária e Ambiental, é conhecido um extenso arcabouço tecnológico para o tratamento de águas residuárias, que de maneira geral, podem ser categorizados em tecnologias químicas, físicas e/ou biológicas. Todas as 3 categorias incorporam particularidades que devem ser levadas em consideração na ocasião do projeto da solução tecnológica.

As tecnologias físicas fazem uso de soluções geralmente simples e por essa, razão, por muitas vezes possuem baixo desempenho na remoção dos constituintes poluidores, sendo mais recomendadas em associação com as tecnologias químicas e/ou biológicas. Entram nessa categoria os decantadores, os filtros simples, peneiras, caixas de areia dentre outras. Contudo, o baixo desempenho na remoção dos poluentes pode ser revertido quando do uso de filtros avançados (microfiltração, osmose reversa, ultrafiltração, etc.), incorporando um maior ônus na implantação e operação desses sistemas (CERVANTES; PAVLOSTATHIS; VAN HAANDEL, 2006).

Os sistemas químicos em sua maioria possuem ótimo desempenho na remoção dos constituintes poluidores, inclusive aqueles poluentes ditos como recalcitrantes, porém esses sistemas acrescentam um custo fixo na sua operação advindo dos insumos químicos que deverão ser utilizados constantemente no tratamento bem como gastos na remediação dos passivos ambientais criados por conta de possíveis subprodutos que podem ser produzidos (residuais químicos solúveis ou suspensos ou mesmo na forma gasosa) (WEBER, 1980).

Em relação as soluções tecnológicas biológicas, é comum a verticalização de duas vertentes: tratamento biológico anaeróbio e tratamento biológico aeróbio. Apesar de generalista, essa divisão refere-se ao ambiente atmosférico fornecido para o metabolismo das comunidades biológicas envolvidas. O tratamento anaeróbio caracteriza-se principalmente pela ausência de

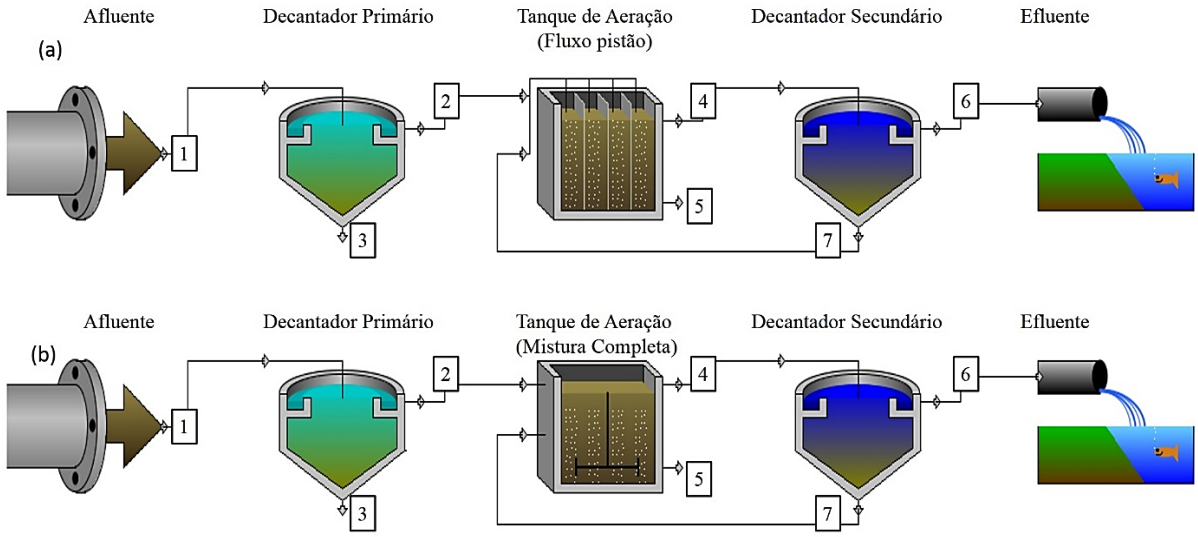
oxigênio dissolvido e a presença de outros elementos como aceptores finais de elétrons, principalmente compostos de enxofre, compostos de nitrogênio (e.g nitrato e nitrito) ou o próprio dióxido de carbono (CO_2). As vantagens da utilização de sistemas anaeróbios são imediatas pois considera-se que esses compostos citados anteriormente não precisam ser injetados no sistema, sendo portanto advindos da própria água residuária que será tratada. Porém, as limitações também são imediatas, em especial no que se refere a remoção de nitrogênio e fósforo pois para tanto é exigido a presença de oxigênio dissolvido para o desenvolvimento dos processos em questão.

Logo, as soluções biológicas aeróbias são requeridas quando deseja-se maior desempenho no tratamento secundário e principalmente quando o nível terciário é requerido. A característica mais evidente é a invariável necessidade de injeção de oxigênio nos sistemas aeróbios pois sempre haverá uma taxa de consumo atribuída ao metabolismo dos organismos envolvidos, sendo portanto necessária uma reposição constante de OD para evitar anaerobiose. Nesse ponto, destaca-se então a fragilidade e/ou limitação dos sistemas aeróbios, pois quanto maior o requerimento de oxigênio, maior terá que ser a capacidade de injeção de ar no sistema para compensar a demanda (ARTAN et al., 2001).

No conjunto das possíveis configurações tecnológicas ao tratamento de águas residuárias por vias aeróbias biológicas, tem-se os sistemas de lodo ativado que se destacam pela sua alta capacidade de adaptação e robustez frente a diferentes situações. Esses sistemas, por definição, consistem de três componentes básicos (**Figura III.1**): (1) o reator, onde os organismos responsáveis pelo tratamento são mantidos em suspensão e aeração; (2) separador de fases liquido-sólido, geralmente um tanque de sedimentação; e (3) um sistema de reciclo para devolver ao reator os sólidos retidos na separação liquido-sólidos (METCALF & EDDY, 2003).

Acrescenta-se ainda os sistemas de lodo ativado em batelada sequenciais, nos quais reatores dispostos em paralelo funcionam como unidades individuais e autossuficientes de tratamento, já que sua principal característica é a de efetuar em um único reator (de forma sequencial) todas as etapas e processos necessários para a depuração dos poluentes. Contudo, a biomassa é mantida no sistema, dispensando assim necessidade de decantadores secundários. Um esquema ilustrativo desse tipo de sistema bem como as fases fundamentais de funcionamento de 1 ciclo operacional é apresentado na **Figura III.2** (LESLIE GRADY JR et al., 2011).

Figura III.1 - Típicos sistemas de lodo ativado de fluxo contínuo com diferentes tipos de tanque de aeração: (a) diagrama esquemático quanto ao padrão de mistura fluxo em pistão, (b) diagrama esquemático quanto ao padrão de mistura completa



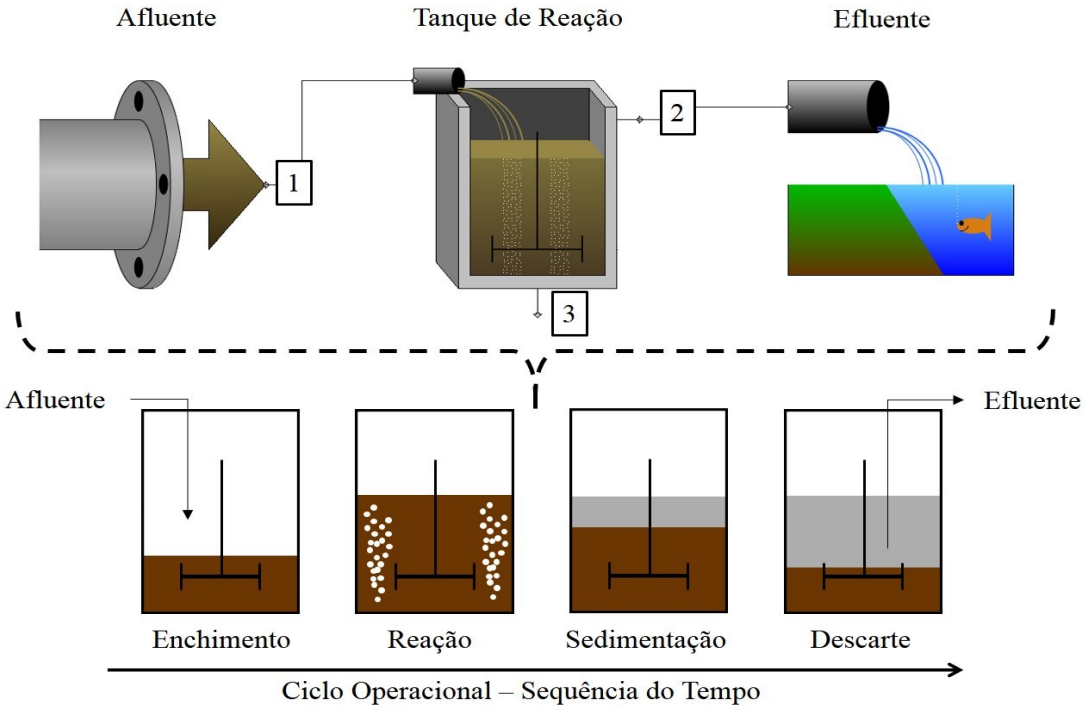
Legenda: **1** entrada da água residuária; **2**: vertedouro do decantador primário para o tanque de aeração; **3**: saída de lodo do decantador primário (início da linha de tratamento da fase sólida); **4**: saída do licor misto do tanque de aeração para o decantador secundário; **5**: descarte de lodo; **6**: vertedouro do decantador secundário e **7**: lodo de retorno.

FONTE: Modificado de (METCALF & EDDY, 2003)

Segundo Barbosa (2009), sistemas RBS apresentam duas desvantagens frente aos sistemas de fluxo continuo: (1) custos superiores com sistemas de aeração pois requer uma maior capacidade nominal de transferência de oxigênio para suprir uma mesma demanda e (2) a inexistência de equacionamentos padronizados para o projeto e operação desse tipo de sistema quando elencados os objetivos desejados.

Essa lacuna da falta de protocolos metodológicos de dimensionamento para sistemas RBS associada com a incremental demanda da capacidade de transferência de ar nesses sistemas, faz com que projetistas desorientados e que desconheçam essas características, definam projetos incongruentes com as demandas estabelecidas nos objetivos iniciais do tratamento, atrelando muitas vezes maiores gastos do que os necessários na implantação e operação dos sistemas (SCURAS; JOBBAGY; LESLIE GRADY JR, 2001).

Figura III.2 - Típico sistema de lodo ativado de fluxo intermitente com diagrama esquemático de funcionamento de 1 ciclo de operação.



Legenda: **1** entrada da água residuária; **2**: saída do licor misto do tanque de aeração; **3**: descarte de lodo (início da linha de tratamento de da fase sólida).

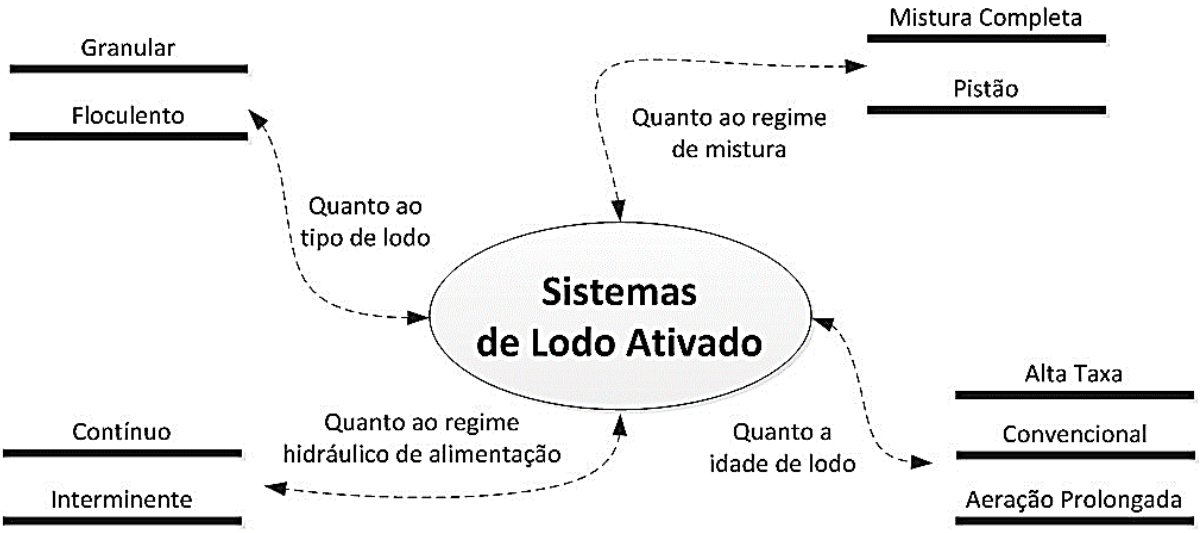
FONTE: Modificado de (METCALF & EDDY, 2003)

Com base nessas configurações, diversas outras variantes do sistema foram surgindo ao longo do tempo, de modo que atualmente podemos classificar os sistemas de lodo ativado quanto a diferentes fatores (**Figura III.3**): (a) quanto ao regime hidráulico de alimentação que subdivide-se em fluxo contínuo e intermitente; (b) quanto ao regime de mistura, onde se classifica a mistura completa e o fluxo em pistão; (c) quanto a idade de lodo definindo sistemas de alta taxa e de aeração prolongada e (d) quanto a morfologia do lodo, estabelecendo sistemas com lodo floculento e lodo granular. (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012)

Além dessa classificação básica, são conhecidas diferentes configurações do sistema de lodo ativado, que em geral, variam de acordo com a forma de operação e com o potencial desempenhado na remoção dos macro nutrientes nitrogenados e fosfatados.(VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Destacam-se as configurações com pré e pós desnitrificação (pré-D e pós-D), visando a máxima remoção de nitrogênio via desnitrificação precedida de nitrificação; e as

configurações que incorporam zonas anaeróbias no início do sistema visando a remoção biológica fósforo. (SILVA FILHO, 2009)

Figura III.3 Classificação dos sistemas de lodo ativado quanto ao regime de mistura, tipo de lodo, regime hidráulico de alimentação e idade de lodo



FONTE: Próprio autor.

III.1.2. *Metabolismo Microbiano em Sistemas de Lodo Ativado*

O tratamento de águas residuárias por vias biológicas condiciona obrigatoriamente a mediação de diversas populações microbianas que encontram-se em complexas interações e susceptíveis à constante mudanças. Por esta razão, o adequado funcionamento dos sistemas atrela-se diretamente ao conhecimento em diversos níveis sobre quais os organismos envolvidos e sobre os processos bioquímicos que desempenham ao exercer seu metabolismo (OLIVEIRA; ARAUJO; FERNANDES, 2009).

À condição dinâmica desempenhada por essas populações microbianas pode ser influenciada por diversos fatores: (a) ambientais como: temperatura, pH do meio, condições de pressão e salinidade; (b) químicas como: presença de substâncias tóxicas ou inibitórias, presença dos micro e macro nutrientes e elementos traços essenciais ao metabolismo, efeitos sinérgicos ou antagônicos entre os compostos do meio; (c) biológicos como: competição por substratos, produção de subprodutos nocivos, relações ecológicas harmônicas ou desarmônicas (especialmente de predatismo); (d) operação e configuração dos sistemas: idade de lodo

aplicada, tempo de detenção hidráulica, características da água residuária afluente, ambientes disponíveis (aeróbios, anaeróbios ou anóxicos), tipos de sistemas (PELCZAR JR et al., 1997).

Apesar da grande variedade de fatores que podem influenciar as condições do sistema, alguns aspectos são generalistas à todos os seres vivos, inclusive os microscópicos, o que simplifica a compreensão da operação e manutenção desses organismos vivos. Essa condição comum aos organismos trata-se da necessidade de fontes de energia, carbono e nutrientes para suprir o metabolismo e manter funcional às atividades microbianas. Segundo (TORTORA; FUNKE; CASE, 2010), as formas de obtenção de carbono advêm da vazão afluente aplicada ao sistema para os organismos heterotróficos e do CO_2 (dióxido de carbono) para os autotróficos. Ainda de acordo com o mesmo autor, as fontes de energia são frutos da respiração, que podem ser entendidas como respiração aeróbia e respiração anaeróbia.

Na respiração aeróbia, o oxigênio (O_2) é o aceptor final de elétrons de uma complexa cadeia metabólica que irá resultar, sobretudo, na produção de energia na forma de adenosina trifosfato (ATP). Por sua vez, na respiração anaeróbia, o aceptor final de elétrons é uma substância inorgânica diferente do oxigênio. Íons nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-), assim como o sulfato (SO_4^{2-}), o carbonato (CO_3^{2-}) ou mesmo o ferro (Fe III) podem ser utilizados como aceptores finais de elétrons nesse tipo de respiração (PELCZAR JR et al., 1997).

No âmbito da engenharia sanitária, a respiração anaeróbia via nitrato e nitrito é reconhecida como respiração ou reação anóxica, haja vista sua grande importância na remoção do nitrogênio através da desnitrificação. O **Quadro III.1** sumariza a classificação dos microrganismos adotada segundo os profissionais da engenharia sanitária e ambiental (U.S.EPA, 1975).

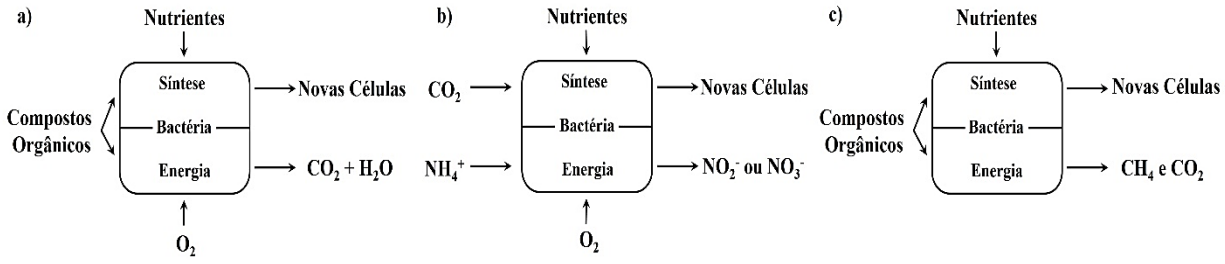
Dessa maneira, é possível estabelecer que o objetivo do tratamento biológico de águas residuárias é o de remover compostos indesejáveis como matéria orgânica, NO_2^-, NO_3^-, NH_3^-, H_2S, S^o, $S_2O_3^{2-}$ fazendo uso das características metabólicas das populações envolvidas. A medida que os organismos desempenham seu metabolismo, novas células são criadas, o que garante continuidade do processo e compensação celular devido ao decaimento. Um diagrama simplificado é apresentado na **Figura III.4** ilustrando alguns tipos de metabolismos fundamentais para o tratamento de águas residuárias.

Quadro III.1 - Classificação dos microrganismos em função dos doadores e aceptores de elétrons, da fonte de carbono e dos produtos formados.

Tipo de Organismo	Nome Comum da Reação	Fonte de Carbono	Doador de Elétrons (substrato oxidado)	Aceptor de Elétrons	Produtos
Heterotróficos Aeróbios	Oxidação Aeróbia	Compostos Orgânicos	Compostos Orgânicos	O_2	CO_2, H_2O
Autotróficos Aeróbios	Nitrificação	CO_2	NH_3^-, NO_2^-	O_2	NO_2^-, NO_3^-
	Oxidação do Ferro	CO_2	Fe^{2+}	O_2	Fe_3^+
	Oxidação do Enxofre	CO_2	H_2S, S^o, $S_2O_3^{2-}$	O_2	SO_4^{2-}
Heterotróficos Facultativos	Desnitrificação ou Reação Anóxica	Compostos Orgânicos	Compostos Orgânicos	NO_2^-, NO_3^-	N_2, CO_2, H_2O
Heterotróficos Anaeróbios	Fermentação Ácida	Compostos Orgânicos	Compostos Orgânicos	Compostos Orgânicos	Ácidos Graxos Voláteis - AGV (acetato, propionato, butirato)
	Redução do ferro	Compostos Orgânicos	Compostos Orgânicos	Fe^{3+}	Fe^{2+}, CO_2, H_2O
	Redução do Sulfato	Compostos Orgânicos	Compostos Orgânicos	SO_4	H_2S, CO_2, H_2O
	Metanogênese	Compostos Orgânicos	Ácidos Graxos Voláteis	CO_2	CH_4
Autotróficos Anaeróbios	Anammox	CO_2	NH_3^-	NO_2^-	N_2, NO_3^-, H_2O

FONTE: (METCALF & EDDY, 2003)

Figura III.4 - Alguns metabolismos bacterianos: (a) heterotróficos aeróbios, (b) autotróficos aeróbios nitrificantes, (c) heterotróficos anaeróbios.



FONTE: (METCALF & EDDY, 2003)

Essa condição de síntese celular é matematicamente expressa na forma de rendimento celular ou rendimento de biomassa e pode ser determinada teoricamente de acordo com a **Equação III-1**.

$$Rendimento\ celular\ Y = \frac{g\ de\ biomassa\ produzida}{g\ de\ substrato\ utilizado} \quad \textbf{(III.1)}$$

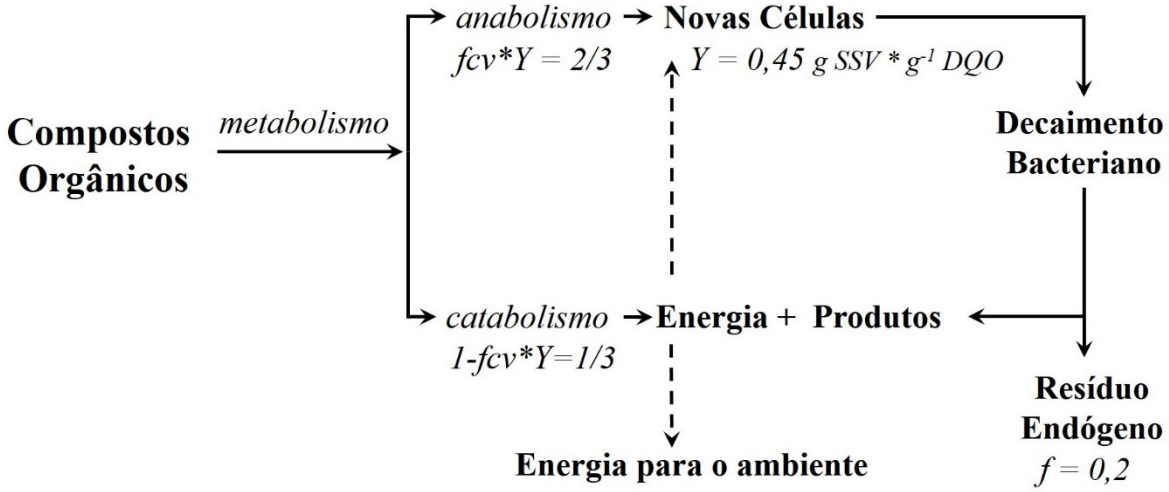
Assim, reações envolvendo organismos heterotróficos aeróbios consumindo substratos orgânicos terão o rendimento celular expresso em g biomassa / g substrato orgânico, para a nitrificação o rendimento será expresso em g biomassa / g de NH^4-N oxidado e para a degradação anaeróbia de ácidos graxos voláteis (AGVs) e produção de metano, o rendimento é expresso em g biomassa/gAGV consumido. No caso da nitrificação, o composto oxidado é plenamente conhecido (amônia), o que torna a determinação de Y simplificada, bastando identificar a quantidade de NH_4-N consumida. Porém, no caso do metabolismo aeróbio heterotrófico, os esgotos municipais e industriais contém uma grande variedade de compostos orgânicos (CHECCHI; MARSILI LIBELLI, 2005). Nesse caso, é necessário utilizar parâmetros que englobem a maioria desses compostos orgânicos, como o caso da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Então, Y pode ser definido como g de biomassa / g de DQO removida.

O rendimento celular representa apenas uma parcela do metabolismo microbiano, definida como anabolismo ou síntese celular. A outra parcela é correspondente à respiração, responsável pela produção de energia. O conhecimento dessas duas características, fundamenta a base para o dimensionamento e otimização de sistemas de lodo ativado, pois o rendimento celular estabelece a quantidade de biomassa que será desenvolvida, e por sua vez, a respiração aeróbia define a demanda de oxigênio necessária a oxidação dos poluentes envolvidos (LAWRENCE; MCCARTY, 1970).

Van Haandel e Marais (1999) estabeleceram que, no metabolismo oxidativo de utilização do material orgânico em condições não ideais (tratando esgoto municipal), as condições de determinação do coeficiente de rendimento celular Y são diferentes, pois devemos levar em conta a presença de material orgânico não biodegradável que será incorporado ao lodo, superestimando a DQO removida por oxidação e dessa forma, reduzindo o valor observado de Y. Assim, temos dois valores para Y, um valor dito observado (de campo, considerando o sistema) e o valor real, geralmente obtido através do uso de substratos orgânicos solúveis sem a presença de material orgânico particulado. Na **Figura III.5** apresenta-se um diagrama esquemático do metabolismo aeróbio da utilização do material orgânico em sistemas de tratamento de águas residuárias.

Observa-se na **Figura III.5** que, caso seja metabolizado 1 g de DQO, 1/3 desse material será destinado para a oxidação, e dessa forma, podendo ser acompanhando mediante medição do consumo do oxigênio dissolvido. Por outro lado, 2/3 da matéria orgânica metabolizada segue a rota da síntese celular, sendo evidência mediante acompanhamento dos sólidos voláteis. Os valores de rendimento celular bem como de rendimento energético da respiração tendem a variar de acordo com os organismos envolvidos.

Figura III.5 - Diagrama esquemático do catabolismo oxidativo e do anabolismo na utilização de material orgânico em condições aeróbias.



Legenda: *f*cv: DQO da biomassa (gDQO.gSSV^{-1}), *f*: fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno.

FONTE: (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012)

Na **Tabela III.1** encontram-se alguns valores típico de Y observados (Y_{obs}) para diferentes metabolismos oxidativos aeróbios no tratamento de águas residuárias. Com essa compreensão, é por exemplo o motivo no qual sistemas aeróbios geram uma quantidade muito superior de biomassa (Y_{obs} = 0,4 gSSV/gDQO) quando comparados com sistemas anaeróbios (Y_{obs} = 0,05 gSSV/gDQO) e porque as bactérias autotróficas nitrificantes são ditas de crescimento lento (Y_{obs} = 0,12 gSSV/gNH_4-N) e surgem apenas depois o desenvolvimento das populações heterotróficas aeróbias. Esses rendimentos celulares não devem ser tomados como valores universais, haja vista que podem ser afetados por diversas condições como a fonte de carbono, a fonte de nitrogênio, temperatura, pH e pressão osmótica.

Tabela III.1 - Típicos coeficientes de rendimento celulares observados para diferentes reações biológicas no tratamento de águas residuárias

Condição de Crescimento	Doador de Elétrons	Aceptor de Elétrons	Rendimento Celular Observado
Aeróbia	Compostos Orgânicos	Oxigênio	0,40 gSSV/gDQO
Aeróbia	Amônia	Oxigênio	0,12 gSSV/gNH_4-N
Anóxico	Compostos Orgânicos	Nitrato	0,30 gSSV/gDQO
Anaeróbia	Compostos Orgânicos	Compostos Orgânicos	0,06 gSSV/gDQO
Anaeróbia	Acetato	Dióxido de Carbono	0,05 gSSV/gDQO

FONTE: (METCALF & EDDY, 2003) e (DIRCKS et al., 1999)

III.2. Principais Processos Bioquímicos em Sistemas de Lodo Ativado

III.2.1. *Oxidação Biológica Aeróbia*

Esse processo consiste na oxidação aeróbia da matéria orgânica, geralmente seguindo a estequiometria expressa nas **Equações III.2** e **III.3**. A utilização biológica de matéria orgânica também pode ocorrer em outros processos como a desnitrificação, sulfetogênese, biodesfosfatação e metanogênese conforme ilustra a **Figura III.6**.

Oxidação e síntese:

$$\mathrm{COHNS} + \mathrm{O_2} + \mathrm{Nutrientes} \rightarrow \mathrm{CO_2} + \mathrm{NH_3} + \mathrm{C_5H_7NO_2} + \mathrm{outros\ produtos} \qquad \textbf{(III.2)}$$

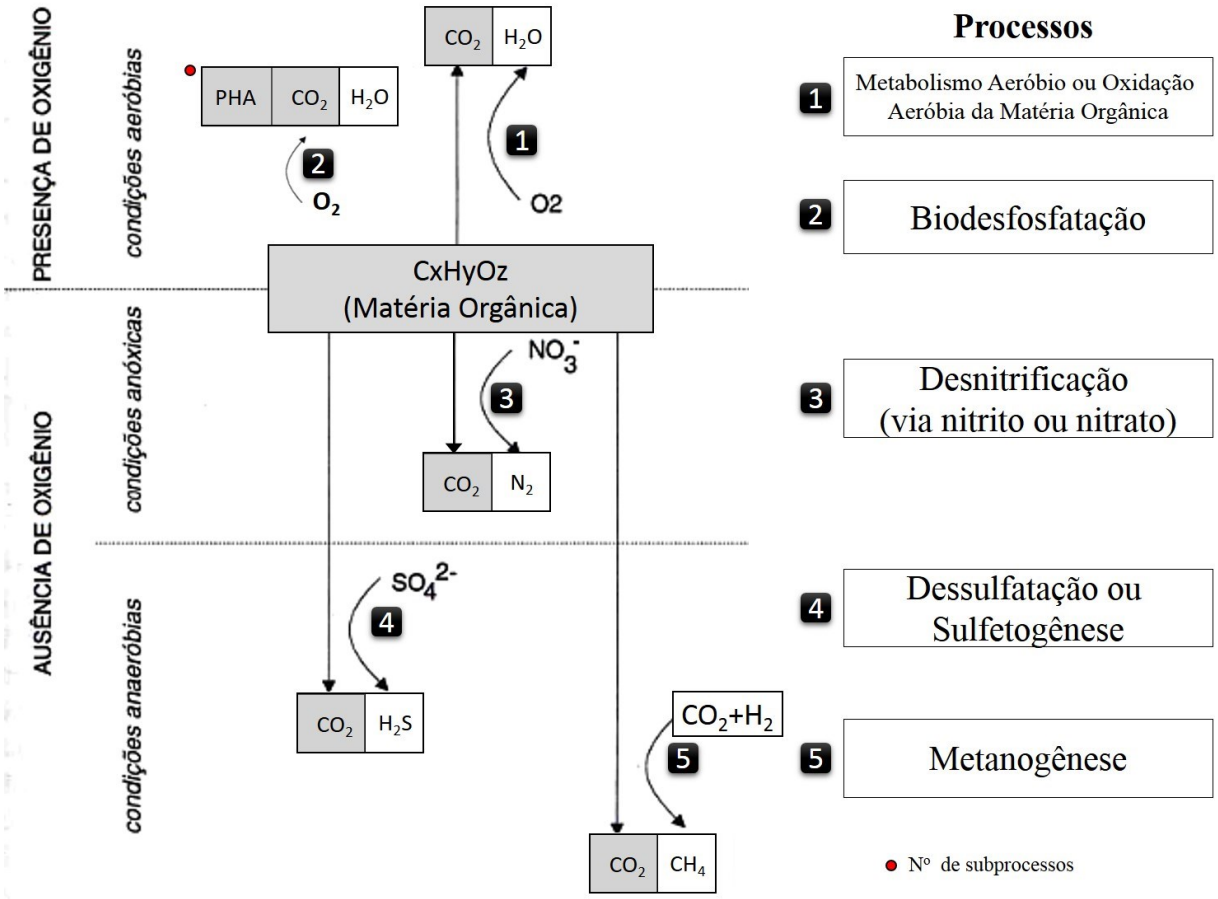
Respiração endógena:

$$\mathrm{C_5H_7NO_2} + 5\mathrm{O_2} \rightarrow 5\mathrm{CO_2} + 2\mathrm{H_2O} + \mathrm{NH_3} + \mathrm{energia} \qquad \textbf{(III.3)}$$

Em que COHNS representa o material orgânico na água residuária e $C_5H_7NO_2$ representa as células microbianas.

Da reação da **Equação III.2** é possível observar que, para a oxidação aeróbia de 1 mol ou 1 g de matéria orgânica (representada como COHNS), são requeridos também 1 mol ou 1 g de oxigênio, perfazendo uma relação estequiométrica de demanda de 1:1. Contudo, essa relação pode variar de acordo com as características da água residuária, sua composição, bem como a afinidade dos organismos ao substrato.

Figura III.6 - Principais rotas de decomposição da matéria orgânica na presença de diferentes aceptores de elétrons.



FONTE: adaptado de (PELCZAR JR et al., 1997)

Van Haandel e Marais (1999) estabeleceram uma expressão geral (**Equação III.4** e **III.5**) que possibilita a determinação teórica da DQO de qualquer substância orgânica conhecida que tenha como fórmula estrutural $C_xH_yO_z$. Com isso, é possível estimar a DQO teórica de diferentes substâncias puras, o que por sua vez é fundamental para estudos respirométricos que envolvam determinações cinéticas e estequiométricas do metabolismo heterotrófico aeróbio. A **Tabela III.2** apresenta a DQO teórica de algumas substâncias puras com composição conhecida com base na **Equação III.5**.

$$C_xH_yO_z + \frac{1}{4}(4x + y - 2z)O_2 \rightarrow xCO_2 + \frac{y}{H_2O} \qquad \textbf{(III.4)}$$

$$DQO_{teórica} = \frac{8*(4x+y-2z)O_2}{(12x+y+16z)} \quad \textbf{(III.5)}$$

Em que:

$DQO_{teorica}$: DQO estimada estequiometricamente de qualquer substância orgânica com fórmula estrutural $C_xH_yO_z$ ($gDQO/gC_xH_yO_z$).

Tabela III.2 – Valores teóricos da DQO de diferentes substâncias orgânicas puras.

Substância Orgânica		Composição CxHyOz			DQO t (gDQO/gCxHyOz)
		x	y	z	
Glicose	($C_6H_{12}O_6$)	6	12	6	1,07
Fenol	(C_6H_6O)	6	6	1	2,38
Benzeno	(C_6H_6)	6	6	0	3,08
Etanol	(C_2H_6O)	2	6	1	2,09
Metanol	(CH_4O)	1	4	1	1,50
Acetato	($C_3H_3O_2$)	3	3	2	1,24
Ácido Acético	($C_2H_4O_2$)	2	4	2	1,07

FONTE: adaptado de (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012)

III.2.2. *Nitrificação Convencional*

Nitrificação é o termo usado para descrever o processo biológico de duas etapas em que o nitrogênio amoniacal (NH_4-N) é oxidado para nitrito (NO_2-N) e o nitrito oxidado para nitrato (NO_3-N). Devido aos avanços obtidos nas tecnologias de tratamento biológicas que visam a remoção de nitrogênio, esse processo como descrito pode também ser denominado nitrificação convencional, haja vista a existência de outras rotas reacionais que também conduzem à oxidação do nitrogênio amoniacal (SHARMA; AHLERT, 1977; SILVA FILHO, 2009; U.S.EPA, 1975).

Para o pleno funcionamento da nitrificação, é necessário que o nitrogênio esteja disponível na forma de nitrogênio amoniacal (NH_4-N), contudo, um processo precede o da nitrificação, denominado como amonificação. Esse processo é responsável pela conversão do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal e geralmente pode ser limitante da etapa de nitrificação quando a composição da água residuária contenha uma fração muito elevada de nitrogênio orgânico. Essa situação geralmente é observada em efluentes industriais e a amonificação torna-se então limitante, como relatado por (ARTAN; ORHON; CHOI, 2004; MURAT et al., 2006).

Contudo, para esgotos municipais, a etapa de amonificação e hidrólise não tende a comprometer à nitrificação pois a fração de nitrogênio orgânica é baixa e mesmo com reduzidas taxas de amonificação, a velocidade do processo é suficientemente grande para garantir constante disponibilidade de amônia para a nitrificação. (HENZE; MLADENOVSKI, 1991; KATIPOGLU-YAZAN et al., 2012) encontraram ainda diferenças nas taxas de amonificação e hidrólise em função do doador de elétrons disponível, definindo que em ambientes aeróbios a taxa é superior à ambientes anóxicos que por sua vez é superior à taxa encontrada em ambientes anaeróbios. Segundo (TSUTIYA; SOBRINHO, 2000), é comum no Brasil extensas redes de esgotamento sanitário, bem como tanques de equalização hidráulica que somariam um elevado tempo de detenção hidráulica da água residuária domestica até que está chegue efetivamente na ETE, contribuindo assim para que a amonificação e hidrólise dê-se início já na rede coletora. Consequentemente, a forma de nitrogênio que prevalece no fim da rede de esgotamento sanitário é o nitrogênio amoniacal.

Existem várias formas estequiométricas de expressar as equações da nitrificação, sendo a mais usual a equação química de rendimento energético, que leva em conta a variação do número de oxidação do nitrogênio; e a equação de rendimento celular, que pondera a síntese de biomassa e tem como base experimentos para a proposição da fórmula molecular da biomassa e suas demandas. As duas formas estão corretas, contudo, salienta-se que ao considerar em projetos as medidas estequiométricas químicas, estamos definindo as relações máximas que podem ocorrer, sem levar em conta as demandas para síntese celular (METCALF & EDDY, 2003).

A expressão que descreve a nitrificação com base no rendimento energético é apresentada na **Equações III.6, III.7** e **III.8**.

Nitritação:

$$2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2NO_2^- + 4H^+ + 2H_2O \quad \textbf{(III.6)}$$

Nitratação:

$$2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3^- \quad \textbf{(III.7)}$$

Reação global da Nitrificação:

$$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O \quad \textbf{(III.8)}$$

Com base na reação global da oxidação da amônia (**Equação III.8**), é possível estabelecer duas importantes informações: demanda de oxigênio e demanda de alcalinidade por grama de amônia oxidada. Contudo, ao considerar a reação do rendimento energético, desprezamos os efeitos de incorporação do nitrogênio para a síntese biológica, o que pode, em pequenas proporções, superestimar a necessidade de oxigênio e alcalinidade (AHN, 2006).

Henze et al., (2002) propuseram, em termos de rendimento celular de biomassa ativa, as reações para a nitritação e nitratação conforme expresso nas **Equações III.9, III.10** e **III.11**:

Nitritação:

$$80{,}47NH_4^+ + 114{,}55O_2 + 160{,}4CO_3^- \rightarrow C_5H_7NO_2 + 79{,}7NO_2^- + 82{,}7H_2O + 155{,}4H_2CO_3 \quad \textbf{(III.9)}$$

Nitratação:

$$134{,}5NO_2^- + NH_4^+ + 62{,}25O_2 + 1{,}98HCO_3^- \rightarrow 0{,}020C_5H_7NO_2 + 0{,}98NO_3^- + 1{,}88H_2CO_3 + 1{,}04H_2O \quad \textbf{(III.10)}$$

Reação global da Nitrificação:

$$NH_4^+ + 1{,}86O_2 + 1{,}98HCO_3^- \rightarrow 0{,}020C_5H_7NO_2 + 0{,}98NO_3^- + 1{,}88H_2CO_3 + 1{,}04H_2O \quad \textbf{(III.11)}$$

Considerando as reações das **Equações III.9, III.10 e III.11**, e utilizando o mesmo raciocínio usado para a determinação do rendimento celular utilizado para a biomassa heterotrófica, exposta na **Equação III.1**, torna-se possível estimar o rendimento celular ou de biomassa para os organismos autotróficos nitrificantes, bem como a demanda de oxigênio e de alcalinidade, conforme apresentado na

Tabela III.3.

Na avaliação da alcalinidade do sistema, o íon H^+ não gera acidez imediatamente a sua produção na nitrificação, sendo acionado assim o sistema de tamponamento bicarbonato-gás carbônico, conforme **Equação III.12**, onde cada mol de H^+ consome 1 mol de $CaCO_3$ e por sua vez, cada mol de NH_4 oxidada demanda o consumo de 2 moles de HCO_3^-.(HENRIQUE, 2010)

$$CaCO_3 + 2H^+ \rightarrow Ca^{2+} + H^+ + HCO_3^- \rightarrow H_2O + CO_2 \quad \textbf{(III.12)}$$

A demanda de oxigênio pode ser estimada com base nas reações de síntese celular (equações III.9, III.10 e III.11), obtendo assim a demanda estequiométrica de oxigênio. Contudo, o suprimento de oxigênio deve sempre ser superior ao valor mínimo estequiométrico devido a existência de fontes de perdas e ineficiência no processo de transferência (MIRANDA, 2012).

Tabela III.3 – Estequiometria do rendimento celular para bactérias autotróficas nitrificantes com base na fórmula empírica da biomassa $C_5H_7NO_2$**.**

Nitritação	**Nitratação**	**Nitrificação Convencional (nitritação + nitratação)**
80,7 mols de NH_4^+ → 1 mol de células	134,5 mols de NO_2^- → 1 mol de células	1 mol de NH_4^+ → 0,02 mols de células
1455,7 g de NH_4^+ → 113,1 g de células	6187,7 g de NO_2^- → 113,1 g de células	18,04 g de NH_4^+ → 113,1 g de células
Rendimento celular Y = 0,078 gSSV/gN-NH_4^+	Rendimento celular Y = 0,018 gSSV/gN-NO_2^-	Rendimento celular Y = 0,125 gSSV/gN-NH_4^+
Demanda de oxigênio 3,24 gO_2/gN-NH_4	Demanda de oxigênio 1,06 gO_2/gN-NO_2^-	Demanda de oxigênio 4,25 gO_2/gN-NH_4
Consumo de Alcalinidade* 7,09 $gCaCO_3$/gN-NH_4	Consumo de Alcalinidade* 0,026 $gCaCO_3$/gN-NO_2^-	Consumo de Alcalinidade* 7,07 $gCaCO_3$/gN-NH_4

*Considera-se que para cada 1 mol de acidez produzida, é equivalente ao consumo de 1 mol de alcalinidade ou 50g $CaCO_3$ equivalentes.

Os valores obtidos com base na estequiometria do rendimento celular da oxidação da amônia são marginalmente inferiores aos encontrados quando utilizamos as equações de rendimento energético. Uma comparação entre os valores de rendimento celular, demanda de oxigênio e demanda de alcalinidade com base nas duas equações é apresentada na **Tabela III.4**.

Tabela III.4 – Comparação entre as relações estequiométricas da nitrificação com base nas expressões de rendimento energético e de síntese celular.

Nitrificação Convencional - Estequiometria da Reação Global				
Estequiometria	**Equação III.8 de Rendimento Energético ***	(HENZE et al., 2002)	(AHN, 2006)	(BASSIN, 2008)
Rendimento Celular Y (gSSV/gN-NH_4^+)	Não considerado	0,125	0,15	0,10
Demanda de Oxigênio (gO_2/gN-NH_4-N)	4,57	4,25	4,18	4,25

Consumo de Alcalinidade ($gCaCO_3/gNH_4$-N)	7,14	7,07	7,07	7,07

*(U.S.EPA, 1975; VAN HAANDEL; MARAIS, 1999)

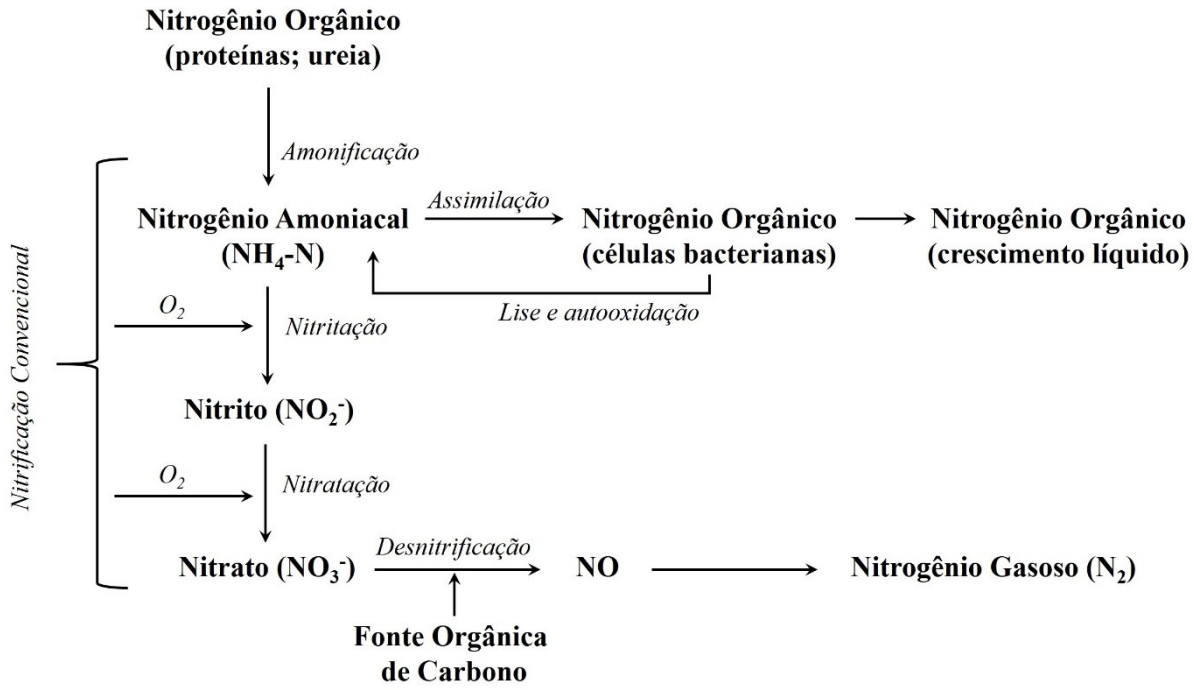
III.2.3. *Desnitrificação Convencional*

A redução biológica do nitrato (NO_3^-) para oxido nítrico (NO), oxido nitroso (N_2O) e finalizando em nitrogênio gasoso (N_2) é denominada desnitrificação. Esse processo é uma parte componente da remoção biológica no nitrogênio, que envolve a amonificação, nitrificação e desnitrificação. Assim como a nitrificação, quando consideramos a rota bioquímica descrita anteriormente, é conveniente denominar o processo de desnitrificação convencional, com intenção de atribuir diferenciação terminológica de outros processos que também removem nitrogênio, especialmente na forma de nitrato e nitrito, mas que seguem outras rotas metabólicas (SCHEEREN et al., 2011; WINKLER et al., 2012).

De maneira geral, é possível considerar dois mecanismos chave na remoção biológica de nitrato através da desnitrificação convencional, sendo o primeiro através da assimilação de $N\text{-}NO_3$ para a síntese celular (ocorrendo apenas quando $N\text{-}NH_4$ não está disponível) e independente da concentração do oxigênio dissolvido disponível no meio (AHN, 2006), e o segundo mecanismo é através da redução dissimilatória de nitrato ou desnitrificação convencional quando nitrato ou nitrito são utilizados como aceptores finais de elétrons na cadeia respiratória e oxidam uma variedade de compostos orgânicos ou inorgânicos sendo reduzido no processo parcialmente para N_2. Um problema na desnitrificação parcial é que uma pequena parcela de nitrito e nitrato é liberado como NO. A **Figura III.7** apresenta um diagrama simplificado das duas rotas convencionais exemplificadas anteriormente que caracterizam a remoção biológica de nitrogênio.

Segundo Santos (2009), a grande maioria dos organismos desnitrificantes possuem estrutura bioquímica capaz para de utilizar o nitrito (NO_2^-) em substituição ao nitrato (NO_3^-) como aceptor final de elétrons além de usar uma grande variedade de compostos orgânicos como doadores de elétrons ou fonte de energia.

Figura III.7 - Rotas convencionais de remoção biológica do nitrogênio - Assimilação e desnitrificação via nitrato



FONTE: adaptado de (METCALF & EDDY, 2003)

Segundo Metcalf & Eddy (2003), na desnitrificação, o doador de elétrons é originado geralmente de três fontes: (a) do material orgânico afluente presente na água residuária, (b) da matéria orgânica produzida durante o decaimento endógeno e (c) através de suplementação de fontes externas de carbono. As **Equações III.13, III.14** e **III.15** representam as reações estequiométricas da desnitrificação com diferentes fontes de carbono, considerando que a fórmula molecular $C_{10}H_{19}O_3N$ represente o material orgânico disponível nas águas residuárias.

Esgoto:

$$C_{10}H_{19}O_3\text{N} + 10NO_3^- \rightarrow 5N_2 + 10CO_2 + 3H_2O + NH_3 + 10OH^- \quad \textbf{(III.13)}$$

Metanol:

$$5CH_3OH + 6NO_3^- \rightarrow 3N_2 + 5CO_2 + 7H_2O + 6OH^- \quad \textbf{(III.14)}$$

Acetato:

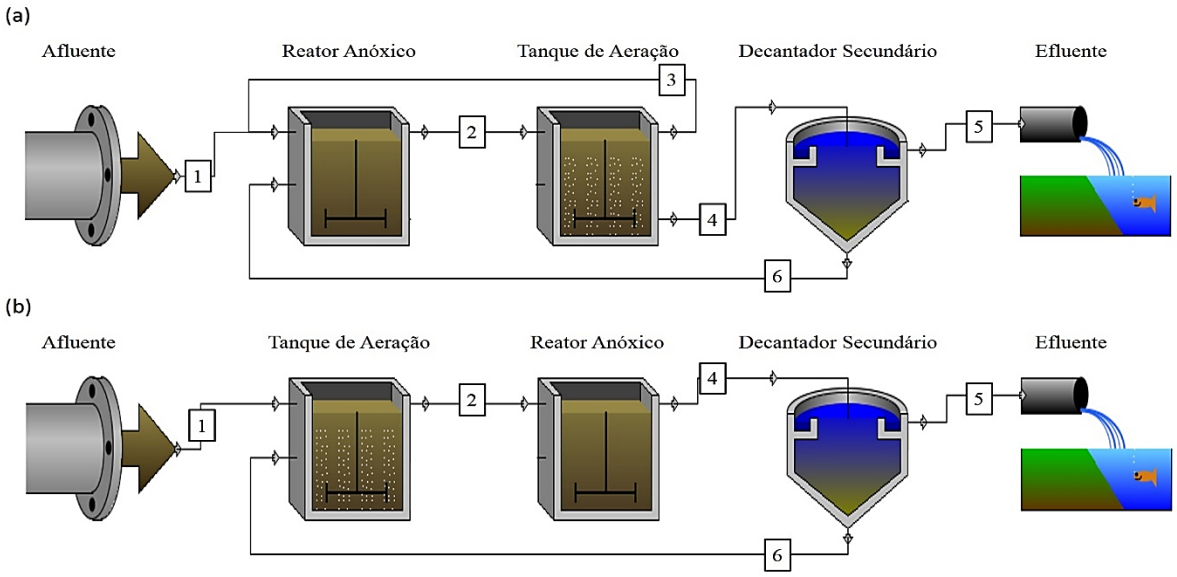
$$5CH_3COOH + 8NO_3^- \rightarrow 4N_2 + 10CO_2 + 6H_2O + 8OH^- \quad \textbf{(III.15)}$$

Em todas as três reações, 1 equivalente grama de alcalinidade é produzido por equivalente grama de nitrogênio na forma de nitrato que é reduzido, gerando um valor de 3,57 g de alcalinidade na forma de $CaCO_3$ por grama de nitrato reduzido. Esse fator é positivo no balanço final de alcalinidade, haja visto que na nitrificação existe um consumo de 7,14g de alcalinidade por grama de NH_4-N oxidado.

Dessa forma, duas configurações básicas (**Figura III.8**) surgem com o intuito de desenvolver a desnitrificação convencional com base no diagrama inicial dos sistemas de lodo ativado (**Figura III.1**). A primeira configuração consiste no processo MLE (Modified Ludzak-Ettinger, (U.S.EPA, 1975) ou pré-desnitrificação (pré-D), caracterizado pela adição de um tanque de reação anóxico precedente ao tanque de aeração, direcionando nitrato do tanque aeróbio para o anóxico via recirculação. Na segunda configuração, a desnitrificação ocorre em um reator anóxico posterior ao tanque de aeração, sendo a fonte de carbono suplementada ou advinda da respiração endógena.

A vantagem do sistema pré-D em comparação ao sistema pós-D é evidente quando observamos a taxa de desenvolvimento do processo de desnitrificação, haja vista que no sistema pré-D existe a garantia de uma maior disponibilidade de fontes de carbono extra celulares (taxa elevada de desnitrificação), o que não ocorre nos sistemas pós-D (tanque anóxico em endogenia, pois toda matéria orgânica foi utilizada no tanque de aeração, e assim, baixa taxa de desnitrificação). Contudo, em sistemas pré-D, uma parcela de nitrato invariavelmente acaba sendo aportada no efluente, o que impõem riscos caso deseje-se altas taxas de remoção de nitrogênio. Nesses casos, é comum a suplementação de fonte externa de carbono (metanol, etanol, acetato) para os sistemas pós-D, garantindo assim altas taxas de desnitrificação e por sua vez completa remoção de nitrogênio Ademais, sistemas pré ou pós D agregam a possibilidade de redução do tanque de aeração, pois parte da matéria orgânica será utilizada via desnitrificação, diminuindo as demandas de oxigênio (SANTOS, 2009).

Figura III.8 - Configurações típicas para remoção de nitrogênio biológica: (a) sistema MLE ou pré desnitrificação (pré-D) e (b) sistema com pós desnitrificação (pós-D).



Legenda: **1** entrada da água residuária; **2**: linha de comunicação entre reatores; **3**: retorno de nitrato do tanque de aeração para o reator anóxico; **4**: linha de comunicação para o decantador secundário; **5**: vertedouro do decantador secundário e **6**: lodo de recirculação.

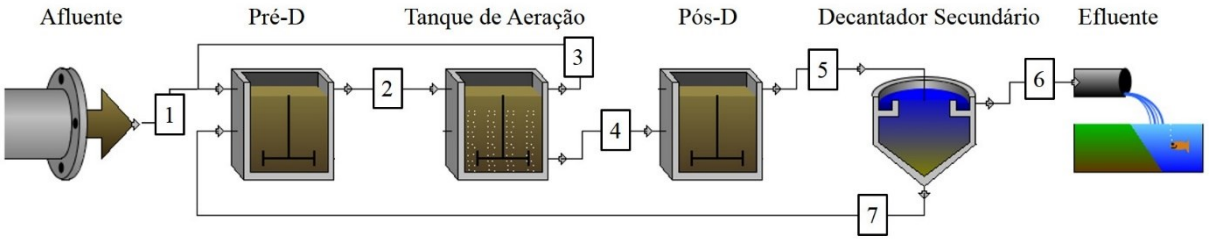
FONTE: Modificado de (HORAN; LOWE; STENTIFORD, 1994)

Visando maximizar os efeitos positivos dos sistemas pré e pós D, em 1970, James Barnard, da África do Sul, propôs a associação desses dois sistemas em um único sistema, denominado por conseguinte de sistema Bardenhpo (**Figura III.9**). Existem diversas variantes desse sistema, contudo, quando apenas remoção de nitrogênio e matéria orgânica é requerida, o sistema configura-se como um tanque anóxico pré-D, um tanque aeróbio e um segundo tanque anóxico pós-D (todos em série) com retorno de nitrato do reator aeróbio e lodo do decantador secundário para o primeiro tanque anóxico. Assim, somam-se as taxas de desnitrificação e evita-se a necessidade de suplementação de fonte externa de carbono. (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999)

Associando as duas zonas anóxicas, é possível atingir eficiências de remoção de nitrato na ordem de 80 a 90 %, contudo, é preciso um ajuste das taxas de recirculações de nitrato do reator aeróbio para o pré-D bem como um dimensionamento adequado do volume destinado à desnitrificação e o volume aeróbio. Em geral, destina-se maiores volumes ao reator pré-D para

que a maior parte da matéria orgânica seja primeiramente utilizada na desnitrificação, exercendo assim taxa máxima exógena de desnitrificação (SANTOS, 2009).

Figura III.9 - Sistema Bardenpho com 3 reatores visando remoção completa de nitrogênio sem suplementação externa de fontes de carbono.



Legenda: **1** entrada da água residuária; **2**: linha de comunicação entre reatores pré-D e o tanque de aeração; **3**: retorno de nitrato do tanque de aeração para o reator anóxico; **4**: linha de comunicação entre o tanque de aeração e o reator anóxico pós-D; **5**: linha de comunicação entre o reator pós-D e o decantador, **6**: vertedouro do decantador secundário e **7**: lodo de recirculação.

FONTE: Adaptado de (U.S.EPA, 1975)

III.2.4. *Outros processos para remoção biológica de nitrogênio*

Vários estudos vêm relatando ao longo do tempo a descoberta de diversos novos processos para à eliminação de nitrogênio, incluindo nitrificação parcial, nitrificador desnitrificante, oxidação anaeróbia da amônia (Anammox) e sistemas combinados como (remoção autotrófica completa de nitrogênio por nitrito, Canon), além de outras formas de desnitrificação como a desnitrificação aeróbia e litoautotrofica (obtenção de energia através de minerais específicos) (AHN, 2006; KNOWLES, 1982; WRAGE et al., 2001).

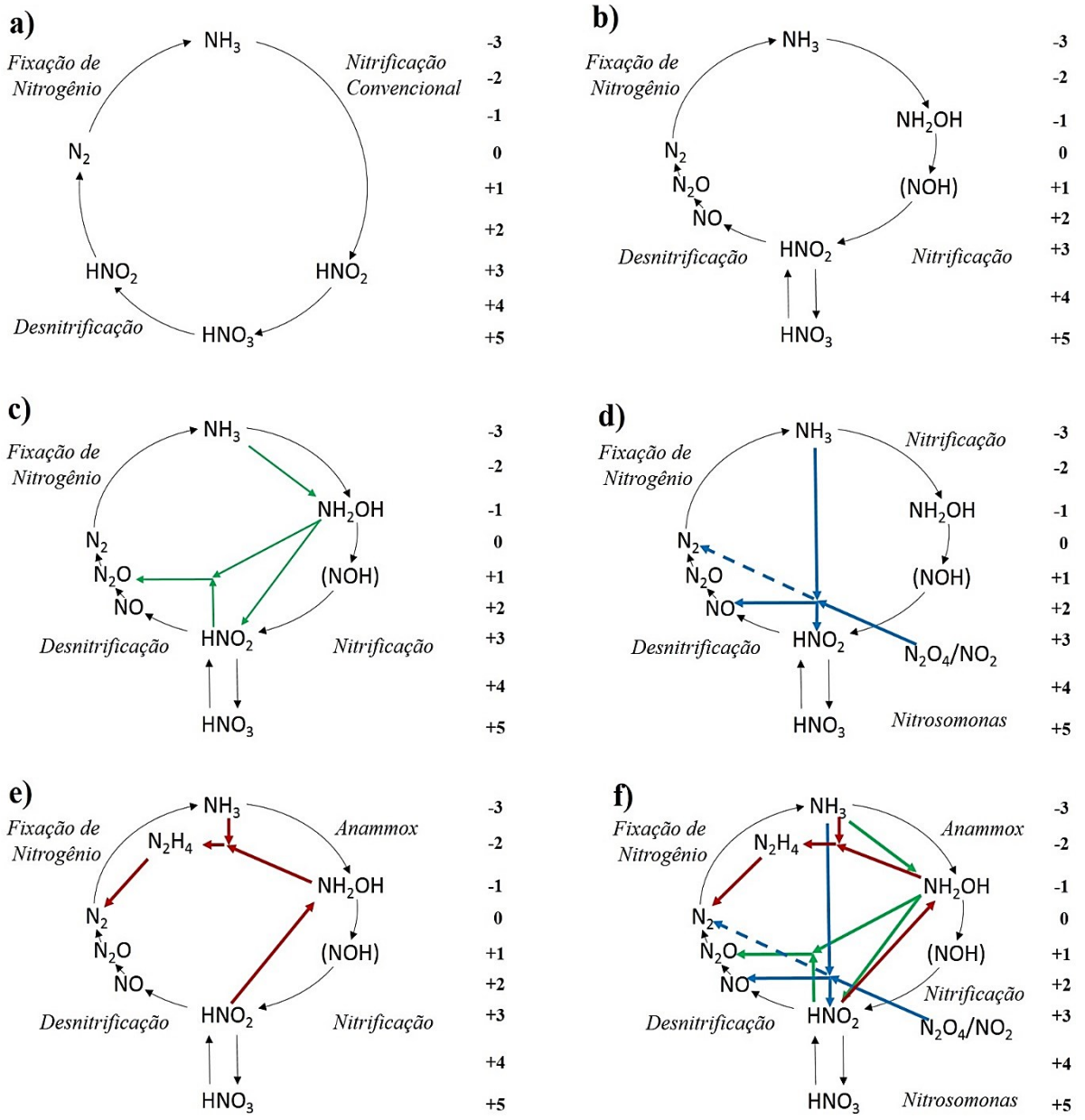
Por essa razão, o ciclo básico do nitrogênio foi reclassificado de acordo com o potencial desses novos mecanismos bioquímicos, como mostrado na **Figura III.10.** A grande maioria desses novos processos busca realizar a eliminação do nitrogênio via nitrito, e não via nitrato como ocorre convencionalmente. Dessa forma, o consumo de oxigênio na etapa da nitrificação é menor (nitrificação parcial). (BASSIN, 2008)

No processo SHARON (Single-Reactor High-Activity Ammonium Removal Over Nitrite), a amônia é oxidada parcialmente para nitrito, evitando dessa forma a formação de nitrato (sem

nitratação, menor consumo de oxigênio) e por sua vez, não necessitando de matéria orgânica exógena para a desnitrificação (SRI SHALINI; JOSEPH, 2012).

Para se conseguir atingir a nitrificação parcial e a eliminação de nitrogênio via nitrito, faz-se necessário reduzir a atividade das bactérias oxidadoras de nitrito, isto é, as do gênero *Nitrobacter*, mas não reduzir a atividade das bactérias oxidadoras de amônia (*Nitrosomonas*). Essa supressão de atividade pode ser conseguida mediante controle de temperatura, pH ou até mesmo oxigênio (VERSTRAETE; PHILIPS, 1998).

Figura III.10 - Ciclo do nitrogênio: a) Ciclo Clássico, b) Processo SHARON, c) Desnitrificação Aeróbia por Nitrosomonas ou Desamonificação Aeróbia, d) Desnitrificação por Nitrosomonas, e) Oxidação Anaeróbia de Amônia e f) Ciclo Global do Nitrogênio.



FONTE: adaptado de (AHN, 2006)

O processo ANAMMOX (Anaerobic Ammonium Oxidation) consiste na conversão direta da amônia para nitrogênio gasoso sendo o nitrito o aceptor de elétrons (**Equações III.16** e **III.17**). O processo é litroautotrófico utilizando CO_2 como única fonte de carbono. Muitos estudos surgiram com a combinação dos processos SHARON e ANAMMOX, aferindo ao primeiro a

responsabilidade 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 (SCHMIDT et al., 2003).

Processo Anammox – estequiometria sem rendimento celular

$$NH_4^+ + NO_2^- \rightarrow N_2 + 2H_2O \quad \textbf{(III.16)}$$

Processo Anammox – estequiometria com rendimento celular

$$NH_4^+ + 1{,}32NO_2^- + 0{,}066HCO_3^- + H^+ \rightarrow 0{,}066CH_2O_{0,5}N_{0,15} + 1{,}02N_2 + 0{,}26NO_3^- + 2{,}03H_2O \quad \textbf{(III.17)}$$

Da reação descrita na **Equação III.16** é possível perceber que, similar ao que ocorre com a nitrificação convencional, processo Anammox pode ser definido como de crescimento lento devido ao baixo rendimento celular (0,11 gSSV/gNH_4-N consumido), tomando a fórmula mínima de para $CH_2O_{0,5}N_{0,15}$ como referência (BASSIN, 2008).

III.2.5. *Biodesfosfatação*

Na remoção biológica de fósforo, o fósforo advindo da água residuária é incorporado para dentro das células microbianas, onde então é removido do processo como resultado do descarte de lodo de excesso. Para tanto, é preciso o desenvolvimento de organismos acumuladores de fósforo, também conhecidos como organismos PAOs (Polyphosphate Accumulating Organisms) ou também denominadas bactérias Poli-P. O desenvolvimento dessas bactérias dá-se mediante seletores que alternem as condições ambientais e garantam vantagens competitivas contra as outras bactérias (COMEAU et al., 1986).

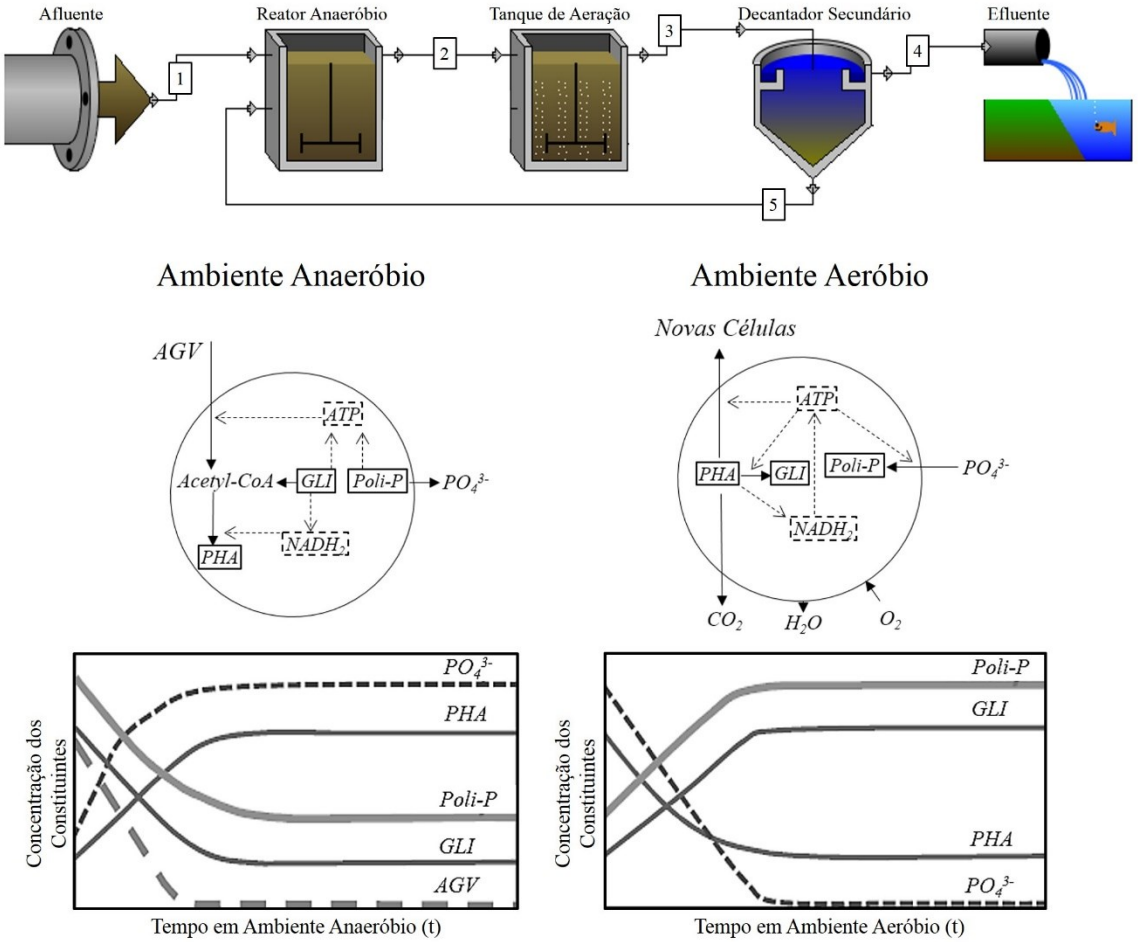
A configuração básica de sistemas para remoção biológica de fosforo é compreendida de dois tanques em serie em que o primeiro reator é anaeróbio e o segundo, um reator aeróbio (**Figura III.11**). É recomendado aplicação de baixas idades de lodo, garantindo assim remoção elevada de biomassa e, por conseguinte, de fósforo incorporado. Um diagrama dos subprocessos da biodesfosfatação e o comportamento das principais substâncias envolvidas é apresentado na **Figura III.11**.

Em ambiente anaeróbio, usando a energia fornecida através da liberação do estoque de polifosfatos, os organismos PAOs assimilam os ácidos graxos voláteis disponíveis (obtido externamente como substrato solúvel ou como produto da hidrólise do material orgânico afluente) em produto intracelular na forma de polihidroxialcanoatos (PHAs, constituído principalmente de polihidroxibutiratos, PHBs; e polihidroxivaleratos, PHVs), de maneira que o conteúdo interno de fosfato tende a diminuir enquanto a reserva de PHB aumenta.

Quando em ambiente é alternado para aeróbio ou anóxico, o PHB é metabolizado, providenciando energia para o metabolismo que será utilizada para repor as células de energia de fosfato removendo o ortofosfato solúvel do meio e incorporando esse fósforo removido às células de energia. Assim, uma parte dessa biomassa deve ser descartada do tanque de aeração (ou final da aeração em sistemas RBS) para que o fósforo estocado seja também removido, caracterizando a remoção biológica de fósforo (KERRN-JESPERSEN; HENZE, 1993; LÓPEZ-VÁZQUEZ et al., 2008).

Alguns cuidados são essenciais para o bom desempenho da biodesfosfatação, como evitar a entrada de nitrato no reator anaeróbio (aplicando baixa idade de lodo para evitar a nitrificação) bem como o descarte adequado do lodo apenas no ambiente aeróbio, pois a liberação de fósforo pode ocorrer mesmo na ausência de AGV, com menores taxas (FILIPE; DAIGGER; GRADY, 2001).

Figura III.11 - Configuração típica de sistemas para remoção biológica de fosforo e diagramas simplificados dos subprocessos envolvidos na biodesfosfatação bem como comportamento das principais substâncias envolvidas



Legenda: **1**: entrada da água residuária; **2**: linha de comunicação entre o reator anaeróbio e o aeróbio; **3**: linha de comunicação entre o reator aeróbio e o decantador, **4**: vertedouro do decantador secundário, **5**: lodo de recirculação, **AGV**: Ácidos Graxos Voláteis, **GLI**: Glicogênio, **PHA**: Polihidroxibutirato, **ATP**: Adenosina Trifosfato, **$NADH_2$**: Dinucleótido de Nicotinamida e Adenina, **Poli-P**: Polifosfato Inorgânico, **PO_4^{3-}**: Íon Fosfato, **CO_2**: Dióxido de Carbono, **H_2O**: Água.

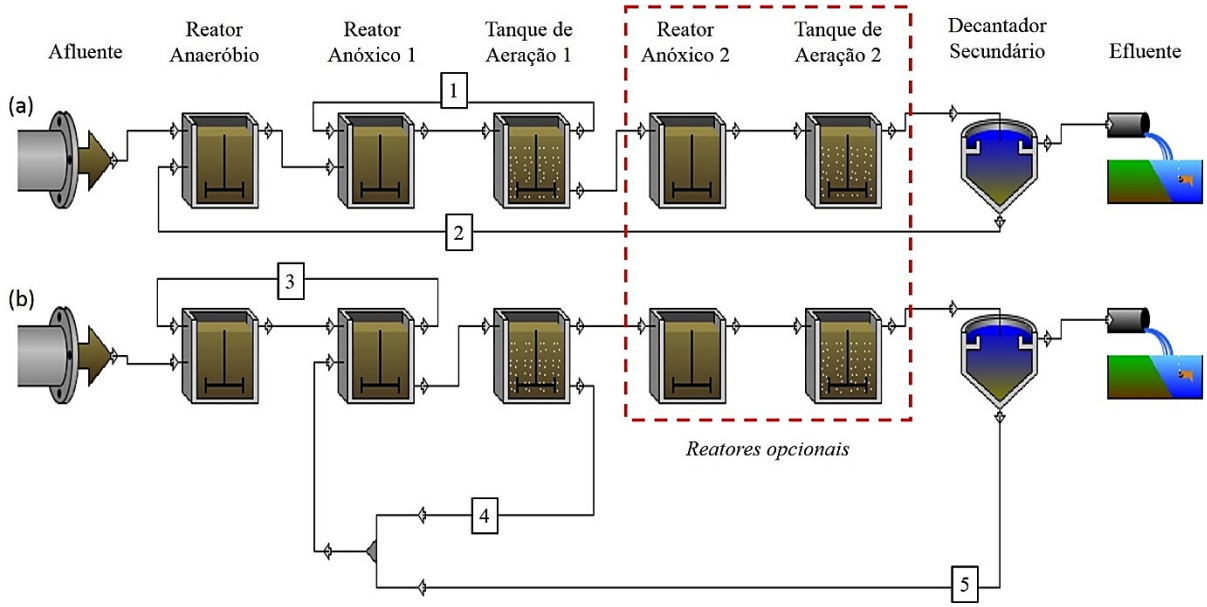
FONTE: Adaptado de (METCALF & EDDY, 2003) e (BECK, 2011)

Contudo, essa configuração apresentada na **Figura III.11**, contempla apenas a remoção biológica de fósforo e matéria orgânica. Assim, visando remover também material nitrogenado (nitrificação + desnitrificação), Barnard em 1975 e Marais em 1980 propuseram duas configurações de sistemas que pudessem atender essa demanda. No sistema Bardenpho com 3 reatores (proposto por Barnad em 1973, ver **Figura III.9**), acrescentou-se uma zona anaeróbia no início do primeiro reator anóxico. Esse reator anaeróbio recebe então a recirculação de lodo

e o afluente. Se o nitrato não for bem removido no final do sistema, é passível a entrada desse íon no reator anaeróbio, prejudicando o desempenho da remoção de fósforo.

No sistema UCT (University of Cape Town) proposto por Rabinowitz e Marais (1980), apud (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999), evita-se a introdução de nitrato na zona anaeróbia fazendo a recirculação de lodo para esse reator advindo do reator anóxico de maior capacidade de desnitrificação, e não do decantador como praticado no sistema Bardenpho. Dessa forma, é possível selecionar a concentração de nitrato no reator anóxico mediante o controle da taxa de recirculação desenvolvida. A **Figura III.12** apresenta a configuração básica dos dois sistemas (Bardenpho modificado e UCT).

Figura III.12 – Sistemas de lodo ativado para remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo: a) Bardenpho modificado de 5 reatores e b) UCT modificados com 5 reatores.



Legenda: **1**: recirculação entre o reator aeróbio e o primeiro reator anóxico no sistema Bardenpho; **2:** recirculação de lodo do decantador para o reator anaeróbio no sistema Bardenpho; **3**: recirculação entre o reator anóxico e o reator anaeróbio no sistema UCT, **4**: recirculação do reator aeróbio para o reator anóxico no sistema UCT, **5**: lodo de recirculação do decantador para o reator anóxico 2 no sistema UCT.

FONTE: adaptado de (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999)

III.3. Demandas de Oxigênio em Sistemas de Lodo Ativado

III.3.1. *Estimando a demanda de oxigênio*

A demanda de oxigênio em sistemas biológicos de tratamento, em geral, é o resultado de três demandas primárias:

- Demanda para oxidação do material carbonáceo;
- Demanda para oxidação das formas de nitrogênio;
- Demanda de oxigênio de componentes químicos inorgânicos.

Os engenheiros projetistas devem estimar não somente a demanda total causada pelas três fontes citadas, mas também levar em conta as variações espaciais e temporais desse recurso dentro do sistema de aeração do reator. Finalmente, sistemas de aeração também devem servir para promover a mistura do conteúdo do reator.

A demanda para oxidação biológica do material carbonáceo e nitrogenado é bastante conhecida bem como sua estimativa é relativamente simples. Para a matéria orgânica utiliza-se a **Equação III.18** e para a demanda nitrogenada a **Equação III.20**. (LAWRENCE; MCCARTY, 1970)

$$Requerimento\ total\ de\ OD = Massa\ de\ OD\ para\ sintese\ celular + Massa\ de\ OD\ para\ respiração\ endógena \quad \textbf{(III.18)}$$

Escrevendo a **Equação III.18** através dos símbolos dos constituintes envolvidos, temos: (**Equação III.19**) (ECKENFELDER, 1980)

$$R_c = a' * Q * (S_0 - S) + b' * V * X \quad \textbf{(III.19)}$$

Em que:

R_c= massa de oxigênio requerido por unidade de tempo para satisfazer a demanda bioquímica de oxigênio ($mg.h^{-1}$);

Q = vazão ($L.d^{-1}$);

S_0, S = demanda total para material carbonáceo ($mg.L^{-1}$);

a' = coeficiente dependente das condições do processo, expressando a massa de oxigênio requerida pela massa total da demanda carbonácea ($mgO_2.mgDQO^{-1}$);
b' = coeficiente de demanda de oxigênio endógena baseado na biomassa exposta a zona aeróbia ($mgO_2.h^{-1}.mgSSV^{-1}$);
X = Biomassa na zona aeróbia ($mg.L^{-1}$)

A demanda de oxigênio para a nitrificação foi apresentada anteriormente (**Equação III.8** e **Tabela III.3**), mas considerando a relação de rendimento químico, a demanda é determinada pela relação estequiométrica de 4,57 KgO_2/Kg de amônia convertida. Sob apropriadas condições, o nitrogênio na forma de nitrato pode ser desnitrificado, reduzindo assim o requerimento de oxigênio do sistema. A estequiometria indica que 2,86 Kg de demanda de oxigênio são satisfeitos por cada Kg de nitrogênio na forma de nitrato desnitrificado. (U.S.EPA, 1975; WRC, 1984).

Assim, "esse crédito de oxigênio" pode ser usado no cálculo da demanda global de oxigênio.

$$R_n = 4{,}57 * Q * (N_0 - N) - 2{,}86 * Q * (N_0 - N - NO_3) \quad \textbf{(III.20)}$$

Em que N_0 e N expressam o nitrogênio oxidável no afluente e no efluente, respectivamente ($mg.L^{-1}$) e NO_3 expressando o nitrato efluente ($mg.L^{-1}$).

São descritos diversos modelos para providenciar informações mais precisas através da estimativa da cinética dos processos biológicos, incluindo nitrificação e desnitrificação (HENZE et al., 1987). Esses modelos requerem a determinação de 19 parâmetros cinéticos e estequiométricos e são uteis para predizer as taxas de nitrificação e desnitrificação. Softwares associados com esses modelos (BIDSTRUP; GRADY, 1988) são especialmente uteis para as estimativas com variações temporais e espaciais da demanda de oxigênio.

Por fim, a demanda para oxidação de compostos químicos inorgânicos pode ocorrer como resultado das reações redox devido a presença de certas substâncias dentro da água residuária. A demanda desse oxigênio pode ser estimada pelo cálculo estequiométrico obtido na equação da reação em questão. Por exemplo: caso deseja-se saber a demanda estequiométrica para oxidação do sulfeto de hidrogênio, segue então a equação da reação (**Equação III.21**):

$$H_2S + 2O_2 \rightarrow H_2SO_4 \quad \textbf{(III.21)}$$

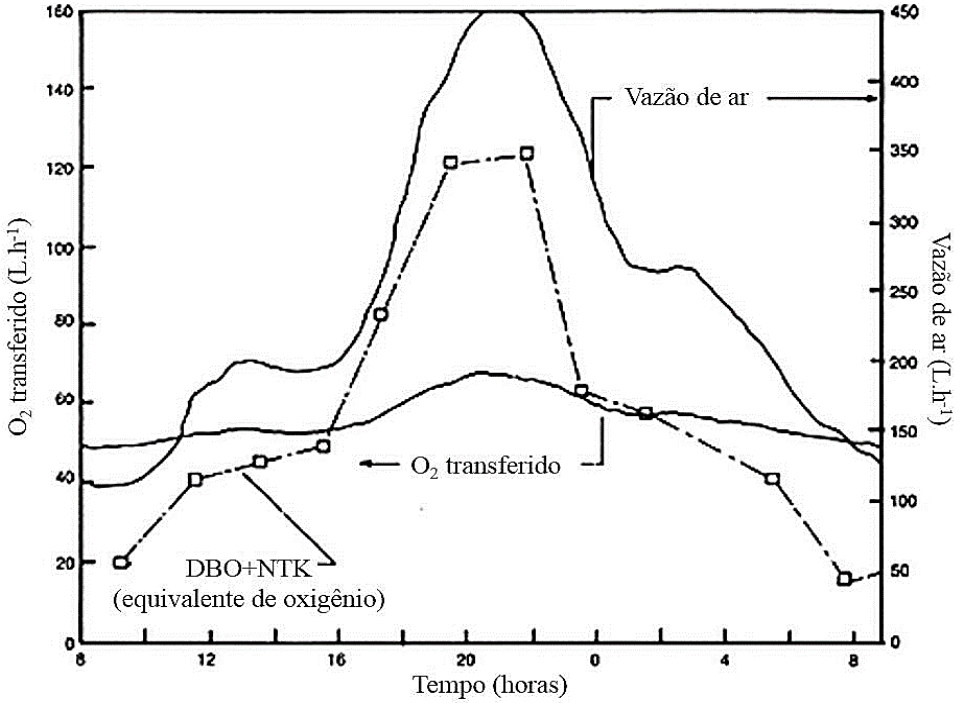
Nesse exemplo, 1,88 kg de oxigênio são requeridos para oxidar cada kg de H_2S [(2*32) / (1*34)].

Um aspecto que deve ser considerado no cálculo final da demanda de oxigênio é a variação diária desta demanda ao longo do dia e dentro do tanque de aeração. A variação diária é função principalmente da variabilidade da concentração dos constituintes na fonte geradora e a variação dentro do tanque é função da perda de eficiência da transferência de ar ou mesmo do comprimento do tanque. A **Figura III.13** representa essas variações diárias deixando evidente que ao longo do dia é difícil compatibilizar as demandas de oxigênio com as taxas de transferência. Percebe-se pela **Figura III.13** que em algumas horas do dia existem um déficit de OD (demanda superior a taxa de suprimento de OD) e em outros instantes do dia essa relação se inverte (taxa de transferência superior à demanda de OD). Isso ocorre pois na maioria dos casos, não se controla a vazão de ar que irá entrar em função da demanda, aplicando suprimento constante e invariável durante todo o dia. Uma solução não otimizada seria fornecer vazões marginalmente superiores a demanda máxima diária.

Para minimizar esses efeitos, atualmente utilizam-se sistemas de controle logico (CLP) que definem a concentração final de oxigênio que deve ser mantido no tanque de aeração, tornando assim dinâmica a vazão de ar injetada e consequentemente dinâmica a vazão de oxigênio injetada.

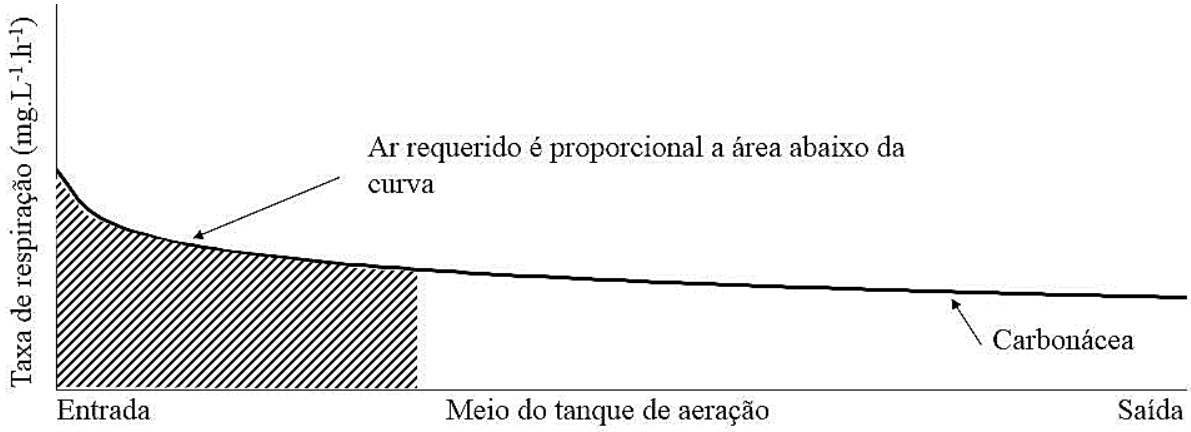
A **Figura III.14** exemplifica uma curva típica de variação da demanda carbonácea ao longo do tanque de aeração (considerando um tanque retangular). Esse mesmo comportamento também é visível em sistemas de fluxo intermitente, perceptível ao longo da fase aeróbia. Em ambos os casos, a demanda de ar é variável ao longo do tanque (função da geometria) ou tempo (função do regime de alimentação). A **Figura III.15** relaciona essa mesma situação inserindo também a demanda nitrogenada, deixando evidente similar perspectiva.

Figura III.13 - Relação entre oxigênio transferido, vazões de ar, e demandas carbonáceas de nitrogenadas de oxigênio durante o período de 1 dia sob as condições de campo



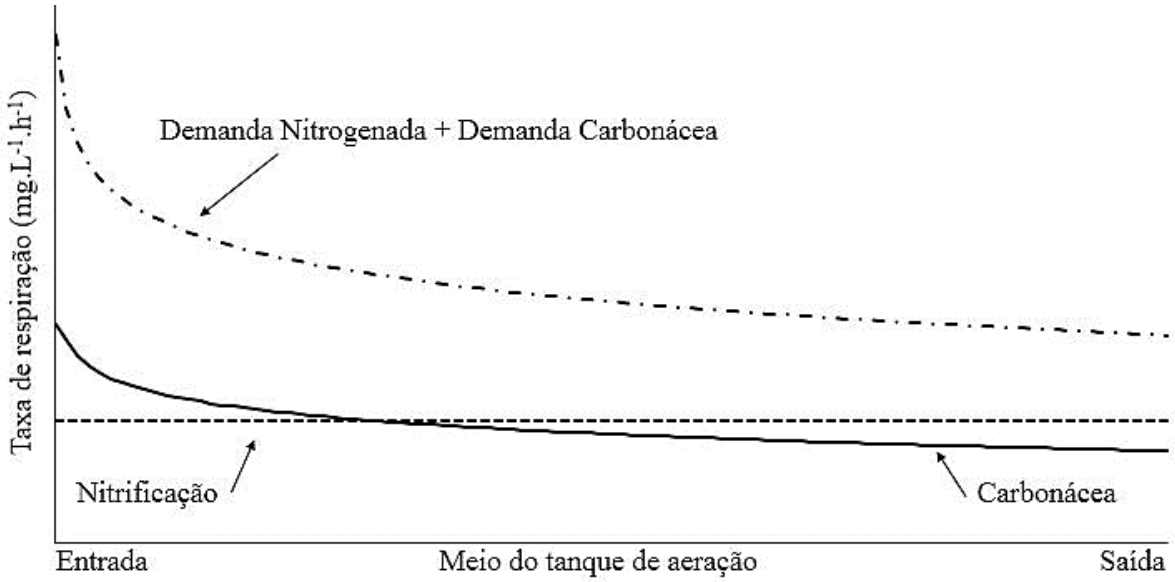
FONTE: Adaptado de (BOYLE, 1978)

Figura III.14 - Curva típica de consumo de oxigênio para oxidação do material carbonáceo ao longo do tanque de aeração em um reator do tipo pistão. Detalhe para a demanda de oxigênio equivalente a área abaixo do gráfico.



FONTE: Adaptado de (METCALF & EDDY, 2003)

Figura III.15 - Curvas típicas de taxas de consumo de oxigênio ao longo do tanque de aeração em reatores de fluxo continuo em pistão.



FONTE: Adaptado de (METCALF & EDDY, 2003)

III.4. Aeração – Desenvolvimento Teórico em Condições Ideais (Água Limpa)

A aeração se dá naturalmente pelos mecanismos de transporte devido aos movimentos do corpo hídrico. Entretanto, em regra geral, o processo natural tem baixa eficiência. A quantidade dos efluentes e a concentração dos constituintes presentes, requerem área de troca significativamente grande, incompatível com a área superficial dos sistemas de lodo ativado. Dessa maneira, é preciso intervir no sentido de melhorar a eficiência, ou seja, aumentar a área de transporte de oxigênio dissolvido (*OD*), através da aeração forçada. A maior quantidade de bolhas provê uma significante área de troca. Ademais, a intensa agitação devida ao deslocamento, decorrente do empuxo, aumenta ainda mais a eficiência da aeração forçada (DEMARS; MANSON, 2013).

Assim, a aeração forçada é largamente empregada no tratamento de efluentes líquidos. A questão do controle da aeração tem sido explorada como maneira de reduzir custos operacionais (energia, principalmente) e de buscar maior eficiência operacional. Existem várias formas de aumentar a área de contato oxigênio–água, desde a presença de obstáculos naturais para promover a turbulência do corpo de água (BOYLE, 1978), passando pela agitação mecânica

através de pás ou turbinas (NEDER, 1994), até a aeração por injeção de bolhas de ar no sistema através de difusores, chamada de aeração por bolhas (SHIAU, 1995). A utilização de um ou outro método depende não somente do espaço físico disponível mas, também, das características do resíduo a ser tratado e do orçamento disponível para implantação do sistema de tratamento. A **Tabela III.5** apresenta um resumo de alguns dos principais sistemas de aeração e a eficiência de transferência de cada um.

Tabela III.5 - Características de desempenho e operacionais de alguns sistemas de areação

Sistema de Aeração	Descrição	Utilização	E (%)	E (KgO_2/KWh)
Aerador superficial de baixa rotação	Baixa velocidade, grande diâmetro do impulsor, base fixa ou flutuante, uso de engrenagem redutora	Todos os tamanhos de sistemas convencionais de lodo ativado e lagoas aeradas	-	1,2 - 4,6
Aerador superficial de alta rotação	Alta velocidade, pequeno diâmetro do impulsor. Estrutura flutuante.	Lagoas aeradas e sistemas de lodo ativado	-	1,2 - 3,5
Aerador de escova	Baixa velocidade, uso de engrenagem redutora, fornece aeração e circulação.	Valo de oxidação, lagoas aeróbias e sistemas de lodo ativado	-	1,2 - 2,4
Aerador de turbina	Fornece violenta agitação, ar comprimido sobre o anel dispersor, pode estar abaixo do impulsor e requer estrutura fixa	Sistemas de lodo ativado	-	1,0 - 2,4
Aerador de jato	Ar comprimido e líquido são misturados e descarregados horizontalmente, a elevação de pluma de finas bolhas, produz mistura e transferência de oxigênio	Sistemas de lodo ativado, indústria de fermentação	10 - 25	1,2 - 2,9
Difusor (poroso)	Produz pequenas bolhas, feitos em placas ou tubos cerâmicos, tecido e plástico	Sistemas de lodo ativado	6 - 31	0,9 - 3,0
Difusor (não poroso)	Feito em estruturas com orifícios, válvulas, etc.	Sistemas de lodo ativado	4 - 13	0,6 - 3,2

Legenda: E (%): Eficiência de transferência de OD (%); Eficiência de aeração especifica (KgO_2/KWh).

FONTE: (SHIAU, 1995)

Há três teorias que descrevem a transferência de massa entre a fase líquida e gasosa, discutida em (BARBOSA JÚNIOR, 1989; SCHROEDER, 1977; SHIAU, 1995), que são:

- Teoria dos dois filmes: Essa teoria foi proposta por (LEWIS; WHITMAN, 1924), onde a interface gás-líquido possui dois filmes, um na fase líquida e outro na fase gasosa, que causam a resistência da transferência do gás para a fase líquida. Considera que não há escoamento nos filmes, ocorrendo transferência por difusão molecular. Considerando que não há acúmulo de massa no filme líquido e no gasoso,

já que é muito pequeno, o fluxo de massa no filme líquido será igual ao fluxo de massa do filme gasoso. A teoria dos dois filmes é simples e utilizada como base para modelos avançados.

- Teoria da penetração: (HIGBIE, 1935) propôs a teoria da penetração, quando considerou o sistema de dois filmes na interface para um estado transiente, sendo a passagem pelo filme líquido a etapa controladora do processo de transferência de oxigênio. Quanto menor o tempo de contato, maior será a taxa de transferência de oxigênio.
- Teoria da renovação superficial: (SHIAU, 1995) ampliou a teoria da penetração, considerando que as porções do líquido estariam na interface por tempo finito e devido à turbulência, o tempo de contato dos elementos líquidos estaria aleatoriamente distribuídos.

Independente de qual teoria se selecione, elas apenas ajudam a compreender melhor o mecanismo de difusão do oxigênio dissolvido no ambiente liquido, contudo, os aspectos teóricos pertinentes as taxas de transferência e consumo de oxigênio seguem comumente as leis de conservação de massas e energia.

III.4.1. *Fundamentos da Transferência de Oxigênio Dissolvido*

A reoxigenação da água, a partir do turbilhonamento ou da injeção de ar/oxigênio, é um processo bem conhecido. A variação da concentração de oxigênio dissolvido (OD) na água pode ser descrita através do balanço de massa: **(Equação III.22)**

$$\frac{dC}{dt} = K_{la} * (C_s - C_L) \qquad \textbf{(III.22)}$$

Com a condição inicial:

$$t = 0 \rightarrow C_l = C_0$$

Soluciona-se a equação diferencial da **Equação III.22**, obtendo a **Equação III.23**:

$$C_L = C_s + (C_0 - C_s) * e^{-K_{la}*t} \quad \textbf{(III.23)}$$

Em que:

$\frac{dC}{dt}$ = taxa de transferência de oxigênio ($mg.L^{-1}.s^{-1}$);

K_{la}= coeficiente volumétrico global de transferência de oxigênio (s^{-1});

C_s= concentração de saturação de oxigênio dissolvido no líquido ($mg.L^{-1}$);

C_0= concentração inicial de oxigênio dissolvido no líquido ($mg.L^{-1}$);

C_L= concentração de oxigênio dissolvido no licor misto ($mg.L^{-1}$);

No caso de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuárias, estão presentes diversas substâncias, orgânicas e inorgânicas, e população estável de microrganismos, que consomem oxigênio dissolvido. Desta forma, o processo de reoxigenação da água terá comportamento diferenciado.

A escolha dos equipamentos de aeração normalmente é determinada em relação à água limpa, em condições padrão de temperatura e pressão. A razão entre os valores dos parâmetros cinéticos e equilíbrio (termodinâmico) da água sob processo e da água limpa determina os valores dos parâmetros de correção. A seguir é apresentada a relação generalizada dos fatores de correção (**Equação III.24**):

$$coeficiente\ de\ correção = \frac{parâmetro\ sob\ condições\ de\ processo}{parâmetro\ padrão} \quad \textbf{(III.24)}$$

Para os sistemas aeróbios de tratamento de águas residuárias, são conhecidos cinco parâmetros: α (alpha), β (beta), Θ (tetha), Ω (ômega) e τ (tau). α e β são fatores influenciados pelas características da água sob condições de processo, sendo que α corrige o coeficiente volumétrico global de transferência de massa (K_{la}) e β corrige a concentração de saturação (C_s). Θ e τ corrigem os efeitos da temperatura para K_{la} e para C_s, respectivamente. Ω corrige o efeito da pressão para C_s. A American Society of Civil Engineers – (ASCE, 1993) utiliza esses parâmetros com as mesmas nomenclaturas.

A **Tabela III.6** apresenta um resumo dos fatores de correção do coeficiente volumétrico de transferência de oxigênio e da concentração de saturação do oxigênio na água, tornando explícitos os parâmetros cinéticos envolvidos no processo, fornecendo base conceitual.

Tabela III.6 - Resumo dos fatores de correção do coeficiente volumétrico de transferência de oxigênio e da concentração de saturação da água.

Fator de Correção	Fator de Mudança	Parâmetro Modificado
α (alpha)	Características da água sob condições de processo	Coeficiente de Transferência (K_{la})
β (beta)	Características da água sob condições de processo	Concentração de Saturação (C_s)
Θ (tetha)	Temperatura	Coeficiente de Transferência (K_{la})
Ω (ômega)	Pressão atmosférica	Concentração de Saturação (C_s)
τ (tau)	Temperatura	Concentração de Saturação (C_s)

FONTE: (ASCE, 1988)

Os efeitos das características da água sob condições do processo sobre α e β são definidos nas **Equações III.25 e III.26**. Entende-se como condições de processo diversos fatores como: concentração de lodo mantida no sistema, condutividade elétrica (modificada principalmente por presença de sais), disposição dos difusores no tanque de areação, tipos de difusores, tamanho da bolha produzida, altura dos reatores, presença de tensoativos, e demais outros fatores ambientais (definidos especificamente pelas características do processo em questão) que possam a modificar K_{la} e C_s.

$$\alpha = \frac{K_{la}\ sob\ condições\ de\ processo}{K_{la}\ para\ água\ limpa} = \frac{K_{laf}}{K_{la}} \qquad \textbf{(III.25)}$$

$$\beta = \frac{C_s\ sob\ condições\ de\ processo}{C_s\ para\ água\ limpa} = \frac{C_{sf}}{C_s} \qquad \textbf{(III.26)}$$

*o item subscrito f denota água em condições de processo

Existem muitos estudos que descrevem testes para mensurar o fator α (STENSTROM; GILBERT, 1981). Esses mesmos trabalhos informam que a determinação do fator alpha em pequenas escalas é aplicado somente para condições educacionais. Assim, o valor que deve ser adotado para esse fator deve ser considerado em estimativas nas reais condições do sistema (HUANG; CHENG; MUELLER, 1985). O valor do fator β pode variar aproximadamente entre 0,8 a 1,0 e é geralmente próximo de 1 para esgoto municipal (ASCE, 1983).

Baseado na lei de Arrehnius, a influência da temperatura no coeficiente de transferência de oxigênio e na saturação de OD pode ser expressa em termos dos fatores Θ e τ, para condições de temperatura padrão (20ºC) é definido como (**Equações III.27 e III.28**):

$$\Theta^{(t-20)} = \frac{K_{lat}}{K_{la20}} \quad \textbf{(III.27)}$$

$$\tau = \frac{C_{st}}{C_{s20}} \quad \textbf{(III.28)}$$

Em que:

K_{lat} = coeficiente volumétrico de transferência de massa para água sob condições de processo (s^{-1});

K_{la20} = coeficiente volumétrico de transferência de massa para água limpa à temperatura de 20ºC (s^{-1});

C_{st} = concentração de saturação à temperatura testada ($mg.L^{-1}$);

C_{s20} = concentração de saturação à temperatura de 20ºC ($mg.L^{-1}$);

Não há consenso sobre a confiabilidade dos valores de Θ. Aconselha-se trabalhar com temperatura para água limpa próxima à temperatura sob condições de processo(ASCE, 1983, 1988). Valores de Θ são reportados na literatura dentro de uma faixa de 1,008 a 1,047 e pode ser influenciado pela geometria do reator, nível de turbulência e tipo de sistema de aeração (STENSTROM; GILBERT, 1981). Para sistemas de aeração por difusão de ar Θ pode ser dado como 1,020 a 1,028 (ECKENFELDER; FORD, 1968) e para sistemas com aeração mecânica Θ pode ser dado como 1,012 (LANDBERG; GRAULICH; KIPPLE, 1969). Para os valores de τ, é conveniente a utilização de tabelas de saturação de OD.

Van Haandel e Marais (1999) apresentam duas expressões para correção dos valores de OD_s e K_{la} em função da temperatura, descritas nas **Equações III.29 e III.30**. Ressalta-se que a **Equação III.29** foi desenvolvida em uma faixa de 0 a 50ºC.

$$\frac{OD_{sT}}{OD_{s20}} = \frac{51{,}6}{(31{,}6+T)} \quad \textbf{(III.29)}$$

$$K_{lat} = K_{la20} * \Theta^{(t-20)} \quad \textbf{(III.30)}$$

Em que:

OD_{sT} = concentração de saturação a uma temperatura T;

OD_{s20} = concentração de saturação a 20ºC = 9,17 mg.L^{-1};

T = temperatura em Cº;

K_{lat} = coeficiente volumétrico de transferência de massa para água sob condições de processo (s^{-1});

K_{la20} = coeficiente volumétrico de transferência de massa para água limpa à temperatura de 20ºC (s^{-1});

Por fim, Para pressões outras que a atmosférica, a concentração de saturação de oxigênio dissolvido em água é dada por: (**Equação III.31**)

$$C_s = \frac{C_{sp}*(P-P_a)}{(P_p-P_a)} \quad \textbf{(III.31)}$$

Em que:

C_s= concentração de saturação a uma pressão P;

C_{sp}= concentração de saturação para uma pressão padrão de 1 atm;

P = pressão atmosférica local;

p_a= pressão de vapor de água;

P_p= pressão padronizada = 1,013 bar ou 760 mmHg.

Na **Tabela III.7** é apresentado o valor da pressão de valor de água para diferentes temperaturas bem como a influência da altitude na pressão atmosférica.

Tabela III.7 - Influência da altitude acima do nível do mar sobre a pressão atmosférica e da temperatura da água sobre a pressão do vapor de água.

Altura (m)	Pressão (mbar)	Temp (ºC)	PH_2O (mmHg)
0	1013	0	4,6
500	953	5	6,5
1000	897	10	9,2
1500	844	15	12,8
2000	79	20	17,5
2500	746	25	23,7
3000	700	30	31,7

FONTE: (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999)

Assim, o valor do fator Ω pode ser determinado conforme a **Equação III.32**:

$$\Omega = \frac{C_s \; em \; P_p}{C_s \; em \; P_a} \qquad \textbf{(III.32)}$$

Quando o tanque de aeração for menor do que 6 metros de altura, o valor de Ω pode ser aproximado como $\frac{P_p}{p_a}$.

Assim, a taxa de transferência de O_2 (TTO) sob as condições do processo pode ser expressa em termos do K_{la} padronizado a 20ºC e C_{s20} usando os fatores de correção α, β, Θ, Ω e τ conforme a **Equação III.33**:

$$TTO_f = K_{la20} * \alpha * \Theta^{(T-20)} * (\Omega * \tau * \beta * C_{s20} - C) * V \qquad \textbf{(III.33)}$$

Em que:

TTO_f = taxa de transferência de oxigênio sob condições do processo ($mg.L^{-1}.h^{-1}$);

V = volume do reator (L^{-1}).

Demais termos foram definidos anteriormente.

As equações de projetos de aeração são frequentemente expressas em termos da taxa padrão de transferência de oxigênio (TPTO), definida em água limpa padrão com oxigênio dissolvido zero e temperatura de 20ºC. (**Equação III.34**)

$$TTO_f = \frac{\alpha*(TPTO)*\Theta^{(T-20)}}{C_{s20}} * (\Omega * \tau * \beta * C_{s20} - C) \quad \textbf{(III.34)}$$

Sabendo que TPTO é definida como (**equação III.35**):

$$TPTO = K_{la20} * C_{s20} * V \quad \textbf{(III.35)}$$

Um guia para aplicação da **Equação III.34** é apresentada **Tabela III.8**, com indicações de como obter as informações e os parâmetros necessários para estimar TTO_f.

Tabela III.8 - Guia para aplicação da **Equação III.34** na determinação da taxa de transferência de oxigênio do sistema de aeração

Parâmetros	Fonte da Informação
$C_{s\,20}$	Resultado de testes com água limpa, ou estimado
TPTO	Resultado de testes com água limpa
C	Obtido nas condições do processo
T	Obtido nas condições do processo
α	Calculado pela **Equação III.25**
β	Calculado pela **Equação III.26**
Θ	Usar 1,024 a não ser que os experimentos mostrem valores diferentes
Ω	Calculado pela **Equação III.32**
τ	Calculado baseado em valores tabelados de saturação de OD (**Equação III.28**)

A determinação dos fatores de correção merece os devidos cuidados conceituais, necessários para uma resposta adequada dos sistemas de tratamento. Para tanto é fundamental a utilização das leis de conservação de energia e matéria. Nos fenômenos ambientais relacionados ao gás oxigênio, componentes que fornecem oxigênio dissolvido ao meio liquido comumente são denominados de fonte, e quando retiram oxigênio, sumidouro (HOLENDA et al., 2008).

III.5. Aeração – Desenvolvimento Teórico em Condições não Ideais (Inserção do Consumo de OD)

Uma abordagem clássica e geral para fenômenos envolvendo água residuária é discutida em (METCALF & EDDY, 2003; WARREN VIESSMAN et al., 2009; WEDDLE; JENKINS,

1971). Tais autores apresentam o balanço de oxigênio dissolvido sujeito ao consumo dos microrganismos como (**Equação III.36**):

$$\frac{dC}{dt} = K_{la}(C_s - C) - r_m \quad \textbf{(III.36)}$$

Em que:

$\frac{dC}{dt}$= velocidade de transferência de oxigênio (mgOD.L^{-1}.h^{-1});

K_{la}= coeficiente volumétrico global de transferência de oxigênio (s^{-1});

r_m= velocidade da reação microbiana, dependendo da ordem da reação (mgOD.L^{-1}.h^{-1}).

A presença de alguns tipos de substâncias na água, como surfactantes (substâncias capazes de reduzir a tensão superficial da água, como detergentes e emulsificantes), podem alterar a estrutura da interface fluido-fluido, produzindo mudanças significativas nos valores do coeficiente volumétrico de transferência. Para os casos em que há apenas presença de fontes e/ou sumidouros de OD no sistema, K_{la} não se altera. Nesses casos, o que ocorre é a participação combinada do coeficiente volumétrico de transferência de oxigênio juntamente com os coeficientes responsáveis pelo fornecimento ou retirada de OD. Como exemplos de coeficientes de retirada de OD podem ser citados os coeficientes de desoxigenação, que quantificam:

- O consumo microbiano de OD;
- Oxidantes químicos que consomem OD do meio liquido;
- O processo de "stripping" – dessorção, que retira OD do sistema por interações físicas.

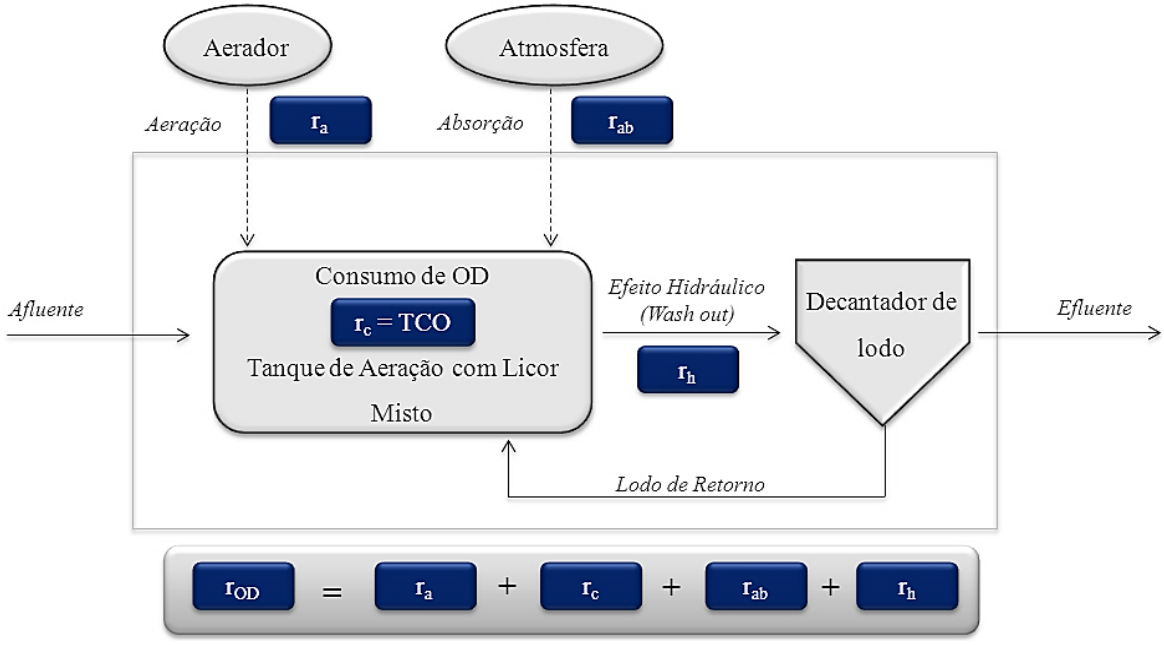
Assim, quando existem apenas sumidouros ou fontes de OD, o K_{la} não sofre alterações, contudo, caso haja presença de substâncias ou condições que modifiquem K_{la}, teremos então seu valor corrigido (K_{la}' por exemplo) em função desses fatores.

Em sistemas reais e com condições não ideais, o que de fato ocorre são as duas situações (presença de fatores que modifiquem K_{la} e presença de fontes e sumidouros de OD) caracterizando um sistema dinâmico onde a concentração de OD resultante é a composição de todas as influências.

Van Haandel e Marais (1999) estabeleceram um diagrama conceitual e matemático na qual exemplifica essa condição não ideal em sistemas de lodo ativado bem como define algumas fontes e sumidouros de OD. Assim, a seguir segue-se um detalhamento dessa abordagem segundo esses autores.

Na **Figura III.16** Observa-se um diagrama simplificado de um sistema aeróbio de meio disperso, composto de um reator aerado e um decantador secundário com recirculação de lodo (sistema de lodo ativado típico). Destaca-se que a concentração de oxigênio dissolvido no reator pode ser afetada por vários fatores que podem atuar ao mesmo tempo e que podem ser resumidos da seguinte maneira:

Figura III.16 - Mecanismos que podem afetar a concentração de oxigênio dissolvido no sistema de lodo ativado: aeração (r_a), consumo (r_c), absorção da atmosfera (r_{ab}) e diluição (efeito hidráulico ou hidrodinâmico, r_h)



FONTE: adaptado de (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012)

(1) Consumo biológico de oxigênio (sumidouro de OD): tende a reduzir a concentração de OD em proporções significativas, podendo acarretar em concentrações nulas no sistema caso não seja mantida a aeração artificial do mesmo. Na prática, têm-se demandas para respiração exógena e respiração endógena (oxidação da própria biomassa). No lodo pode haver presença

de microrganismos heterotróficos (para o metabolismo de material orgânico carbonáceo) e de microrganismos autotróficos, notadamente para a nitrificação, ambos demandando oxigênio;

(2) Aeração (fonte de OD): o fornecimento de oxigênio contrabalança o consumo pela massa microbiana, predominantemente bactérias em ETEs, e outros fatores intervenientes no processo de fornecimento de OD. Em sistemas de tratamento de águas residuárias tem-se muitas vezes um controle automático para manter uma concentração constante de oxigênio dissolvido;

(3) Absorção atmosférica (fonte de OD): se a concentração de OD na fase líquida for menor que a concentração na atmosfera, o que normalmente será o caso, então vai haver absorção de oxigênio atmosférico. Porém, essa contribuição geralmente é lenta e insignificante no balanço total, não sendo suficiente para suprir a demanda de sistemas biológicos de tratamento na maioria dos casos, principalmente os sistemas de lodo ativado. No entando, em lagoas facultativas, a lâmina de água disponível consegue proporcionar na maioria das vezes oxigenação apenas na absorção atmosférica, somada aos efeitos da fotossíntese;

(4) Efeito hidráulico (sumidouro de OD): se a concentração de OD no afluente e no efluente do reator for diferente, então haverá uma variação da massa de OD, e portanto da sua concentração, somente devido à diferença entre o fluxo de entrada e de saída.

Levando-se em consideração os diferentes fatores que influenciam a concentração de OD pode-se obter a variação da concentração com o tempo como (**Equação III.37**):

$$r_{OD} = \frac{dOD}{dt} = r_a + r_c + r_{ab} + r_h \qquad \textbf{(III.37)}$$

Em que:

$r_{OD} = \frac{dODl}{dt}$ = taxa de variação de OD na fase líquida;

$r_a = \left(\frac{dODl}{dt}\right)_a$ = taxa de variação de OD na fase líquida em função da aeração;

$r_c = \left(\frac{dODl}{dt}\right)_c$ = taxa de variação de OD na fase líquida em função do consumo de OD;

$r_{ab} = \left(\frac{dODl}{dt}\right)_{ab}$ = taxa de variação de OD na fase líquida em função da absorção atmosférica;

$r_h = \left(\frac{dODl}{dt}\right)_h$ = taxa de variação de OD na fase líquida em função do efeito hidrodinâmico;

O efeito hidráulico se deve à variação da concentração de OD no reator devido à diferença da sua concentração no afluente e no efluente no caso de se usar um reator com fluxo contínuo. A taxa de variação devido a este efeito hidráulico pode ser calculada a partir de um balanço de massa e pode ser determinado como se segue (**Equação III.38**):

$$r_h = TCO_h = \left(\frac{dOD}{dt}\right)_h = \frac{(OD_e - OD_a)}{R_h} \quad \textbf{(III.38)}$$

Em que:
TCO_h = taxa de variação de OD devido ao efeito hidráulico (mg.L^{-1}.h^{-1});
OD_a, OD_e= concentrações de OD no afluente e no efluente (mg.L^{-1});
R_h= tempo de permanência do líquido (h).

A taxa de absorção de oxigênio depende de vários interferentes: (a) o tamanho da área na interface líquido-ar, (b) a concentração de OD do licor misto e (c) a intensidade de mistura (quanto mais intensa a mistura, mais frequente será renovação da superfície, e assim mais oxigênio será absorvido). Pode-se determinar o efeito de absorção, usando-se água desoxigenada e observando-se o aumento da concentração de OD em função do tempo sem aplicar aeração artificial e mantendo a agitação normal do reator, mas sem aplicar aeração mecânica. A taxa de absorção pode ser expressa como (**Equações III.39, III.40 e III.41**):

$$r_{abs} = TOD_{abs} = \left(\frac{dOD}{dt}\right)_{abs} = K_{abs} * (OD_s - OD_l) \quad \textbf{(III.39)}$$

A solução desta equação diferencial é:

$$l_n \left[\frac{OD_s - OD_o}{OD_s - OD_l}\right] = K_{abs} t \quad \textbf{(III.40)}$$

Ou ainda:

$$l_n(OD_s - OD_l) = -K_{abs}t + l_n(OD_s - OD_0) \quad \textbf{(III.41)}$$

Em que:

TOD_{abs}= taxa de variação da concentração de OD na água devido à absorção de oxigênio atmosférico;

OD_s, OD_0= concentração saturada e inicial de OD na água ($mg.L^{-1}$);

OD_l= concentração de OD após um tempo "t" (tempo de absorção);

$K_{abs}t$= constante de absorção atmosférica de OD a qualquer tempo "t"(s^{-1})

Com auxílio da **Equação III.41**, a constante de absorção k_{abs} pode ser determinada experimentalmente como descrito em (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

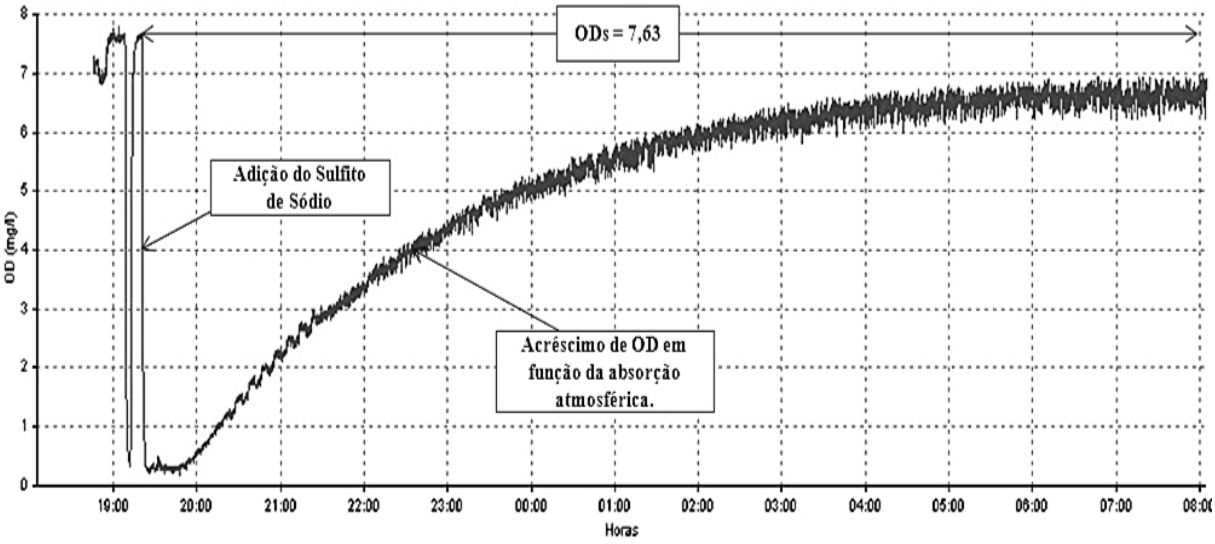
(1) Remover o OD da água com Sulfito de Sódio Na_2SO_3 e um traço (10 $mg.L^{-1}$) de Cloreto de Cobalto ($CoCl_2$); (**Figura III.17**)

(2) Quando o OD chegar a zero ou o valor mínimo possível, manter o dispositivo de agitação normal e também na menor rotação possível e determinar a variação da concentração de OD em função do tempo;

(3) Plotar os dados de $ln(OD_s-OD_l)$ em função do tempo de absorção. A declividade da reta resultante é igual à K_{abs}.

No referido teste, uma vez que a absorção de oxigênio aumenta com maior intensidade de mistura, esta deve ser baixa e somente suficiente para manter uma renovação da massa de ar perto da membrana do eletrodo de OD. O efeito de absorção será mais pronunciado em reatores pequenos que têm uma área superficial relativamente grande comparado com reatores grandes.

Figura III.17 - Efeito da absorção atmosférica em 1 litro de água destilada na concentração do oxigênio dissolvido com aeração natural (absorção atmosférica) após zerar o oxigênio dissolvido quimicamente com adição de sulfito de sódio catalisado com cloreto de cobalto



FONTE: próprio autor.

Da mesma maneira que como definido para K_{asb}, o procedimento para determinar a taxa de aeração bem como a constante K_a segue-se similar ao descrito anteriormente, contudo substituindo a constante K_{abs} por K_a nas **equações III.42, III.43 e III.44**. O detalhe agora é que o sistema de aeração já deve estar instalado e ligado após o zero químico de OD. Portanto, temos:

$$r_a = TOD_a = \left(\frac{dOD}{dt}\right)_a = K_a * (OD_s - OD_l) \quad \textbf{(III.42)}$$

A solução desta equação diferencial é:

$$l_n\left[\frac{OD_s - OD_o}{OD_s - OD_l}\right] = K_a t \quad \textbf{(III.43)}$$

Ou ainda:

$$l_n(OD_s - OD_l) = -K_a t + l_n(OD_s - OD_0) \quad \textbf{(III.44)}$$

Em que:

TOD_a= taxa de variação da concentração de OD na água devido à aeração artificial;

OD_s, OD_0= concentração saturada e inicial de OD na água ($mg.L^{-1}$);

OD_l= concentração de OD após um tempo "t" (tempo de absorção);
$K_a t$= constante de transferência de oxigênio de OD a qualquer tempo "t"(s^{-1}) ≅ K_{la}

Por fim, a última variável que falta ser determinada nesse balanço de oxigênio dissolvido entre fontes e demandas dentro de um sistema, conforme a **Figura III.16**, é a taxa de consumo de oxigênio em função do metabolismo microbiano ($r_c = TCO_b$), mas o que se pode medir é a variação total da concentração de OD, rOD. Dessa maneira, geralmente se adquire o valor de TCO_b a partir da variação observada da concentração de OD, fazendo as correções apropriadas, levando em consideração o efeito que r_a, r_{abs} e r_h têm.

Na prática se usa amplamente dois métodos para estimar a TCO_b de sistemas biológicos de tratamento: o método semi contínuo e o método contínuo. O princípio da determinação semi contínua da taxa de consumo de oxigênio é bastante simples e se baseia em interrupções planejadas da aeração em um reator de lodo ativado.

Durante os períodos sem aeração, o efeito de r_a é nulo e pode-se assumir que r_{abs} também (devido ao curto tempo de teste o efeito de r_{abs} é desprezível), se observa então a diminuição da concentração de OD. Caso o teste seja feito em um sistema fechado, também teremos r_h nulo.

Assim, estabelecem-se duas concentrações de referência de OD: uma superior, ODsup e uma inferior, ODinf. Quando se aplica aeração, a concentração de OD tenderá a subir e quando chega ao valor ODsup interrompe-se a aeração e observa-se uma diminuição da concentração de OD por causa do consumo pela biomassa. Quando a concentração de OD chega ao valor ODinf após um tempo t de respiração, reinicia-se a aeração. Durante o período em que não há aeração a **Equação III.37** se simplifica ($r_a = r_{abs} = r_h = 0$) para: (**Equação III.45 e III.46**)

$$r_{OD} = \frac{dOD}{dt} = r_c = TCO_b \qquad \textbf{(III.45)}$$

ou

$$TCO_b = \frac{(OD_{sup} - OD_{inf})}{\Delta t} \qquad \textbf{(III.46)}$$

Em que:

TCO_b= taxa de consumo de oxigênio devido ao metabolismo microbiano (mg.L^{-1}.h^{-1});

OD_{sup}, OD_{inf} = limites de oxigênio pré-estabelecidos garantindo assim boa amplitude na concentração de OD e permitindo a construção de uma reta com os valores de depleção (mg.L^{-1});

O método semi contínuo é bastante prático e permite determinar a TCO com uma boa frequência. Sabe-se que em sistemas de lodo ativado normalmente há uma TCO na faixa de 30 a 60 mg.L^{-1}.h^{-1} ou 0,5 a 1 mg.L^{-1}.h^{-1}.

Por outro lado, para medir de maneira confiável a taxa de variação de OD com o tempo enquanto há consumo sem aeração, se necessita uma diminuição mínima da concentração de aproximadamente 1 mg.L^{-1}, de maneira que o teste da determinação leve de 1 a 2 min para ocorrer. Se a reaeração até o valor de ODsup também leve 1 a 2 min, o teste todo será completado em menos de 5 min.

Todavia há um problema prático para aplicar o método semi contínuo em sistemas de tratamento de grande porte: Não se pode ligar e desligar os motores dos aeradores com muita frequência sob pena de danificar o equipamento rapidamente. Desse modo o método não se aplica para uso corriqueiro em reatores grandes de lodo ativado.

No método contínuo a aeração não é interrompida e observa-se num reator aerado continuamente a variação da concentração de OD em função do tempo. A partir da medição contínua de OD calcula-se a taxa de variação e pode se determinar a TCO também continuamente

Quando se aplica aeração continuamente no reator, estabelece-se um valor de OD no licor misto que é dado pela solução da equação diferencial, **Equação III.47**. Desconsiderando-se o efeito hidráulico e a absorção de oxigênio da atmosfera, tem-se:

$$\left(\frac{dOD_l}{dt}\right) = \left(\frac{dOD_l}{dt}\right)_a + \left(\frac{dOD_l}{dt}\right)_c \qquad \textbf{(III.47)}$$

Substituindo os termos, temos: (**Equação III.48**)

$$\left(\frac{dOD_l}{dt}\right) = K_a * (OD_s - OD_l) - TCO_b \quad \textbf{(III.48)}$$

Quando se tem equipamento que registra o valor da concentração de OD_l em função do tempo existe a possibilidade de se calcular o valor da TCO também em função do tempo ao se aplicar **Equação III.48** para pequenos intervalos Δt durante os quais há variações ΔOD_l da concentração de OD: (**Equação III.49**)

$$TCO_b = K_a * (OD_s - OD_l) - \frac{(OD_{sup} - OD_{inf})}{\Delta t} \quad \textbf{(III.49)}$$

O uso de **Equação III.49** esbarra em quatro problemas: (1) tem de haver um programa computadorizado para adquirir os valores de OD_l em função do tempo, (2) os intervalos de leitura não podem ser muito pequenos para evitar interferência de oscilações na leitura de OD e ruído do sistema eletrônico. O fato de método limitar a frequência de aquisição dos dados torna a resposta da determinação de TCO mais lento e pode não detectar oscilações rápidas da mesma, (3) o valor da constante de transferência k_a ou K_{la} deve permanecer constante o que na prática nem sempre se verifica e (4) a concentração de OD_l não pode ficar muito perto de OD_s para que OD_s-OD_l não seja muito pequeno.

Por outro lado o método contínuo dispensa a necessidade de se interromper a aeração do sistema de tratamento ou de haver uma agitação do licor misto independente da ação dos aeradores. Estes aspectos aumentam a aplicabilidade em reatores grandes.

No caso da TCO permanecer constante, pode-se calcular a concentração de OD em função do tempo (**Equação III.50**):

$$OD_l t = \left(OD_s - \frac{TCO_b}{\widehat{K_a}}\right) * \left(1 - e^{(-\widehat{K_a * t})}\right) + OD_o * e^{(-\widehat{K_{a*}} t)} \quad \textbf{(III.50)}$$

Em que:

$OD_l t$ = concentração momentânea de OD (em um dado tempo "t");

$\widehat{K_a t}$ = constante de transferência de oxigênio de OD a qualquer tempo "t" (s^{-1}) = K_{la}. O sinal ^ indica que a constante foi determinada nas condições ambientais e operacionais do sistema no campo.

O valor de OD_l tende a um valor constante OD_{eq}: quando t aumenta, o termo exponencial da **Equação III.50** se torna pequeno e a concentração de ODl tende para um valor constante. Portanto tem-se (**Equação III.51**):

$$\left(\frac{dOD_l}{dt}\right) = 0 = K_a * (OD_s - OD_l) - TCO_b \quad \textbf{(III.51)}$$

Logo, (**Equação III.52**)

$$TCO_b = K_a * \left(OD_s - OD_{eq}\right) \quad \textbf{(III.52)}$$

Onde

OD_{eq} = valor da concentração de OD de equilíbrio

Essa base matemática e conceitual descrita nas **Equações II.47** a **III.52** caracterizam o cerne nos processos de respirometria, objeto de maior detalhamento nos tópicos seguintes.

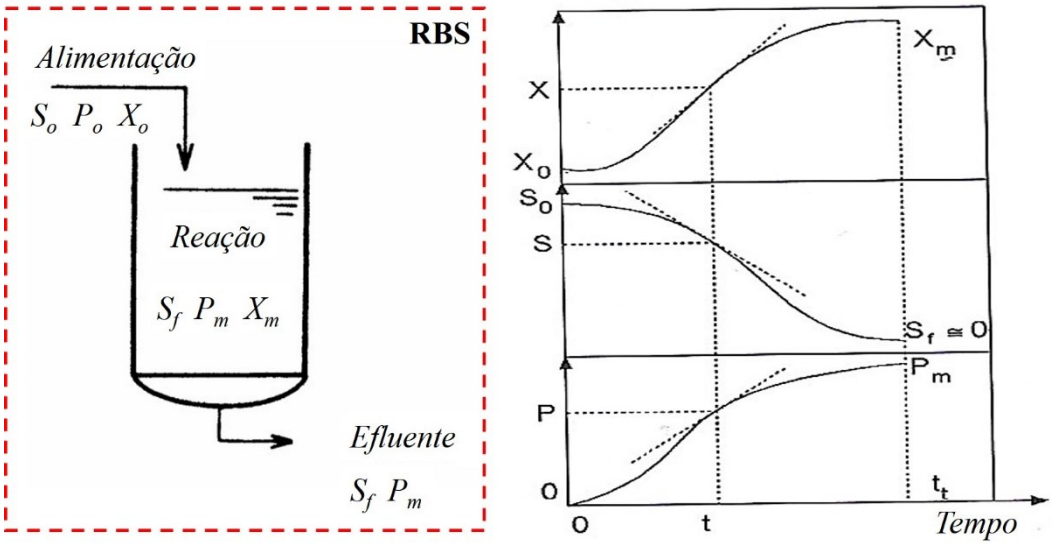
III.6. Propriedades Bioquímicas de biomassa em sistemas de lodo ativado

Pode-se compreender como propriedades bioquímicas dos organismos contidos em uma biomassa como sendo todas suas características que estejam atreladas com o metabolismo e que conduzam a obtenção de parâmetros de projeto e operacionais do reator. Assim, pode-se assumir que integram essa categoria os parâmetros Y (rendimento celular), b (decaimento celular), μ (crescimento específico), constantes de dependência de substratos, dentre outros (FOGLER, 2009).

O estudo dessas propriedades é baseado principalmente em estudos cinéticos que, por sua vez, consistem basicamente nas análises da evolução dos valores de concentrações de um ou mais componentes do sistema em função do tempo de reação. Entende-se como componentes, a

biomassa (ou populações microbianas envolvidas, expressa geralmente em termos de SSV), os produtos do metabolismo (ou metabólitos, a exemplo do CO_2, NO_2 e NO_3) e os nutrientes ou substratos que compõem o meio líquido (DQO, O_2, NH_4, etc). A **Figura III.18** apresenta um esquema de um biorreator idealizado em bateladas sequenciais onde é possível perceber a variação dos componentes ao longo do tempo de 1 ciclo (SCHMIDELL et al., 2001).

Figura III.18 – Esquema de um estudo cinético idealizado em um reator em bateladas sequenciais e comportamento dos componentes X (biomassa), S (substrato) e P (subproduto) ao longo do tempo.



Legenda: S_o, P_o **e** X_o: Concentrações iniciais de, respectivamente, substrato, subproduto e biomassa; S_f, P_m **e** X_m: Concentrações no meio ao final da reação e no efluente de, respectivamente, substrato, subproduto e biomassa.
FONTE: Adaptado de (SCHMIDELL et al., 2001)

Quando tais componentes são representados em função do tempo, permitem traçar descrições quantitativas e qualitativas, como por exemplo, sobre o tempo de duração do processo e a quantidade de biomassa produzida além de possibilitar também uma comparação quantitativa entre as diferentes condições de operação (pH, temperatura, concentração de oxigênio, etc). Ressalta-se entretanto que os critérios de comparação entre diferentes condições são relativos, isto é, dependem do que se esperar obter de um determinado processo (NIELSEN; VILLADSEN, 1992).

Assim, as propriedades bioquímicas de uma massa biológica ativa podem ser definidas através de parâmetros de transformação, divididos em duas categorias: (a) velocidades instantâneas e

específicas de transformação (parâmetros cinéticos) e (b) fatores de conversão e coeficientes específicos de conversão (parâmetros estequiométricos). (GADEN, 1959)

Monod (1949) foi um dos primeiros a propor uma equação (**Equação III.53**) empírica aplicada a biorreatores e para explicar a relação entre a concentração do substrato limitante no meio com a velocidade específica de reprodução do microrganismo que é comumente empregada por diversos pesquisadores no contexto de biorreatores para à engenharia sanitária e ambiental (DOWNING; HOPWOOD, 1964; ISLAM; AMIN; HOINKIS, 2013; RACZ; DATTA; GOEL, 2010).

$$\mu_X = \mu_{máx} * \frac{S}{K_S + S} \qquad \textbf{(III.53)}$$

Em que:

μ_X: velocidade específica de crescimento (d^{-1});

$\mu_{máx}$: máxima velocidade específica de crescimento (d^{-1});

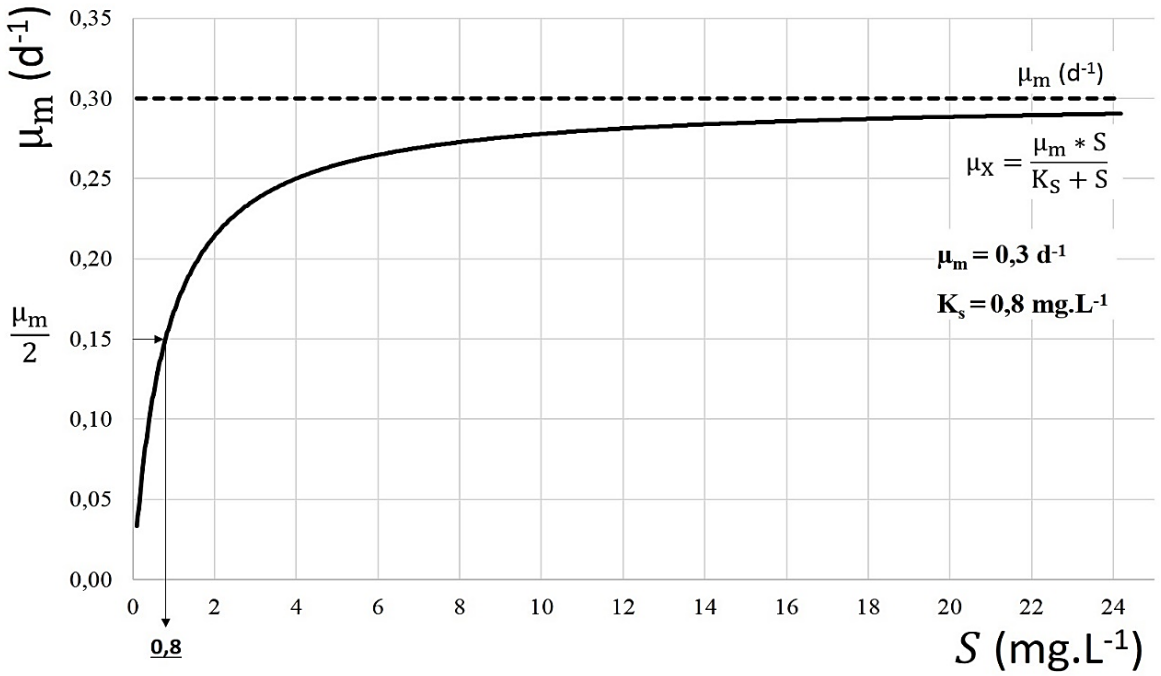
K_S: constante de saturação ou constante de *Monod* ($mgS.L^{-1}$);

S: concentração do substrato limitante ($mgS.L^{-1}$).

A velocidade de crescimento frequentemente depende da concentração de mais de um nutriente, no entanto, o nutriente limitante é aquele normalmente utilizado na **Equação III.53**.O significado da constante K_s é traduzido, matematicamente, como sendo a concentração do substrato na qual a velocidade específica de crescimento é a metade do seu valor máximo (fazendo $S = K_s$ na **Equação III.53**). Esse efeito é demonstrado na **Figura III.19**.

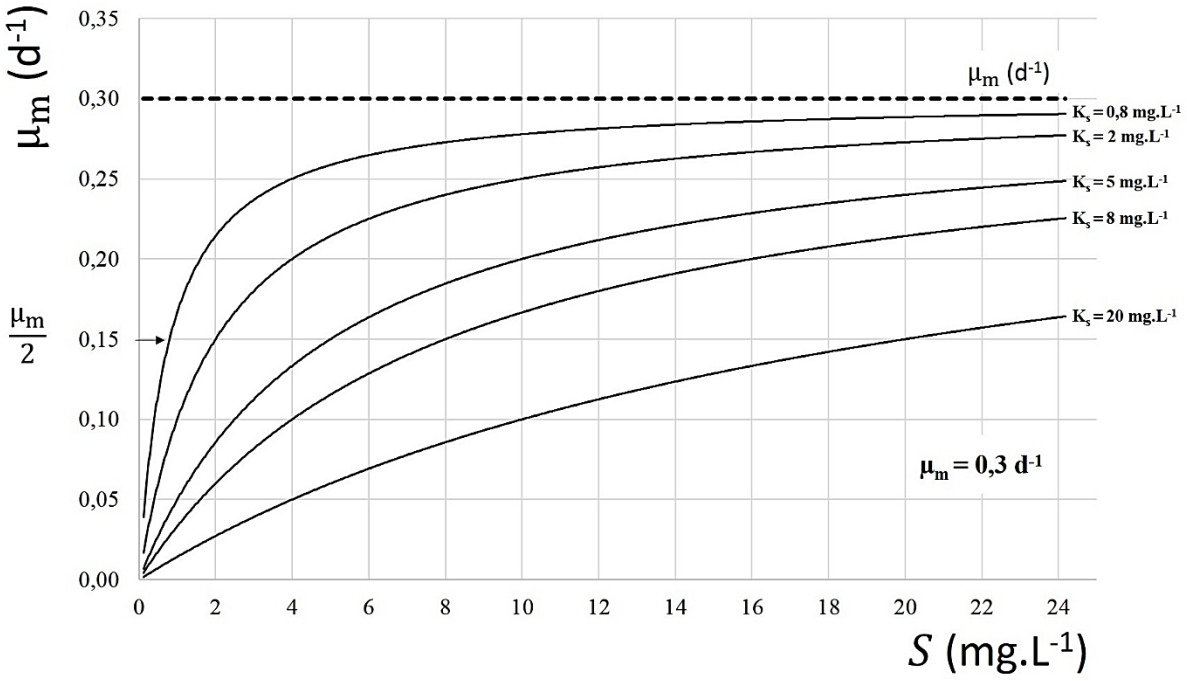
Este fato pode ser explicado biologicamente considerando que, no início do metabolismo, onde S é alto, os microrganismos apresentam uma velocidade específica próxima à máxima, podendo a mesma manter-se nessa região durante uma boa parte do tempo reacional. Quanto menor for o valor de K_s, mais amplo será a manutenção desse patamar de crescimento máximo, conforme ilustra a **Figura III.20**. Segundo (FOGLER, 2009), isso deve-se á razões relacionadas com a probabilidade de contato entre substrato e biomassa (a probabilidade diminui à medida que a concentração de S diminui) e aspectos bioquímicos de afinidade ao substrato e de difusão celular.

Figura III.19 – Equação III.53 para valores hipotéticos de $\mu_m = 0{,}3\ d^{-1}$ e $K_s = 0{,}8\ mg.L^{-1}$.



FONTE: próprio autor.

Figura III.20 –Equação III.53 para valores hipotéticos de μ_m e K_s. Efeito de K_s na duração do patamar de máximo crescimento.



FONTE: próprio autor.

Contudo, a expressão de Monod é um modelo que não leva em conta o efeito inibidor, tanto pelo substrato como pelo produto formado. Outras expressões empíricas foram desenvolvidas com o intuito de descrever o cultivo ideal e apresentam detalhamento próprio sobre suas aplicações em (DEAN; HINSHELWOOD, 1966) (**Equações III.54 a III.57**,)

Equação de Teissier:

$$\mu_X = \mu_{máx} * \left(1 - e^{-\frac{S}{Ks}}\right) \quad \textbf{(III.54)}$$

Equação de Moser:

$$\mu_X = \mu_{máx} * \frac{S^n}{K_S + S^n} \quad \textbf{(III.55)}$$

Equação de Contois e Fujimoto:

$$\mu_X = \mu_{máx} * \frac{S}{K_S * X + S} \quad \textbf{(III.56)}$$

Equação de Powel:

$$\mu_X = \mu_{máx} * \frac{S}{(K_S + K_D) + S} \quad \textbf{(III.57)}$$

Assim, essa teoria básica aplica-se para cada processo desempenhado por distintas populações microbianas e descritos nas seções anteriores (oxidação aeróbia da matéria orgânica, nitrificação convencional, desnitrificação, biodesfosfatação, etc), A aplicação direta das propriedades bioquímicas (parâmetros de transformação) descritas nessa seção será melhor detalhada no item III.8 – Modelos Ambientais Aplicados a Sistemas de Lodo Ativado

III.7. Propriedades Mecânicas de Biomassa em Sistemas de Lodo Ativado

III.7.1. *Sedimentação dos Sólidos Suspensos do Licor Misto (SSLM)*

A separação dos sólidos suspensos (lodo biológico) e a água do licor misto nos sistemas de lodo ativado é uma das etapas fundamentais do tratamento, e deve ser observada com atenção pois pode providenciar efluentes significativamente clarificados (parte superior do decantador) além um lodo de retorno concentrado (parte inferior do decantador).

Os decantadores secundários são dimensionados considerando duas funções: (1) tempo suficiente para providenciar sedimentação por gravidade das partículas definindo, a clarificação do efluente e (2) adequado adensamento dos sólidos sedimentados (GHOBRIAL, 1978; LEE et al., 1983).

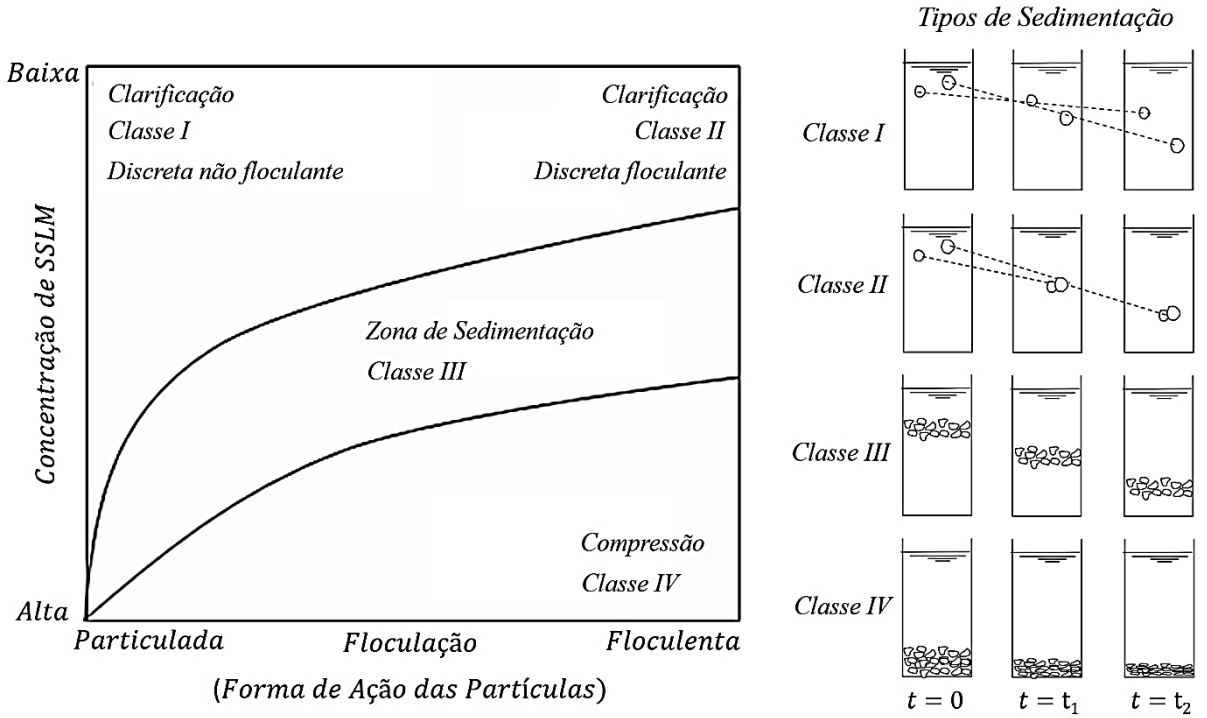
Outro aspecto importante é que, devido a sua natureza e alta concentração de sólidos em suspensão, o lodo de decantador secundário (ou final) difere-se bastante dos sólidos comumente encontrados nas águas residuárias ou nos decantadores primários. Segundo (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999), em suspensões diluídas, a interação entre partículas que sedimentam é fraca e a velocidade de cada uma depende apenas da gravidade e de forças de atrito friccionais devido a viscosidade da fase líquida. Ao contrário, em suspensões concentradas como o licor misto, forma-se uma matriz de flocos interligadas e esses sedimentam todas com a mesma velocidade, chamada velocidade de sedimentação e zona (VSZ).

A **Figura III.21** ilustra o os tipos de sedimentação de SSLM e sua relação com a concentração de sólidos e o tipo de interação desenvolvida entre suas partículas. A sedimentação de SSLM e a água clarificada são divididas em quatro classes de acordo com a concentração de SSLM e suas interações (CATUNDA; VAN HAANDEL, 1992).

A parte de topo da **Figura III.21** representa o líquido clarificado e é obtida com a sedimentação de partículas das classes I e II. Na classe I, as partículas sedimentam-se sem se aglutinar, dessa forma, são conservadas suas propriedades físicas tais como tamanho e densidade (representada por areia e grânulos aeróbios ou anaeróbios). Na classe II, as partículas aglomeram-se a medida que sedimentam, aumentando o tamanho do floco e por sua vez, a velocidade de sedimentação.

Quando se tem uma elevada concentração de sólidos, se estabelece um manto de lodo que sedimenta semelhante a um único corpo contendo massa única (classe III). É perceptível uma interface de separação entre a fase sólida e a fase líquida, deslocando-se para baixo à medida que sedimenta. Aplica-se nessas condições à velocidade de sedimentação em zona para projetos de decantadores secundários. No fundo do decantador, acumula-se lodo gradualmente de modo que, em determinado momento, a concentração de sólidos é bastante elevada. Em decorrência, ocorre a compressão devido ao peso das partículas, constantemente adicionadas no topo como resultado da sedimentação das partículas no líquido sobrenadante (Classe IV). Com a compressão, parte da água é removida da matriz do floco, reduzindo seu volume. (DUPONT; DAHL, 1995; VON SPERLING, 2011)

Figura III.21 - Tipos de sedimentação de SSLM e sua relação com a concentração de sólidos e o tipo de interação desenvolvida entre suas partículas.



FONTE: adaptado de (EKAMA; MARAIS, 1986; VON SPERLING, 2011)

III.7.2. *Modelos para Sedimentação de SSLM*

Vários métodos e modelos foram desenvolvidos com o intuito de descrever os fenômenos da sedimentação bem como seus parâmetros, sendo o mais conhecido e difundido o modelo de

Vesilind de 1968. Contudo, a **Tabela III.9** apresenta outros modelos além do de Vesilind que foram desenvolvidos ao longo do tempo (**Equações III.58** a **III.66**). Contudo, segundo (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999), um estudo de Smollen e Ekama em 1984 estabeleceu que o modelo de Vesilind descreve melhor a influência da concentração dos sólidos no fenômeno da velocidade de sedimentação em zona. O modelo proposto por Vesilind conta apenas com duas variáveis, tornando-o facilmente reprodutível (**Equação III.58**) devido a facilidade de obtenção de seus dados de entrada.

White e Lockyear (1978) propuseram um método para a determinação da velocidade de sedimentação em zona e das constantes de sedimentabilidade (k e n) baseado em um experimento em batelada com uma alíquota de 1 litro do licor misto e um cilindro com sistema de baixa rotação (**Figura III.21**).

Tabela III.9 – Diferentes modelos desenvolvidos para a determinação da velocidade de sedimentação de lodo em sistemas de lodo ativado

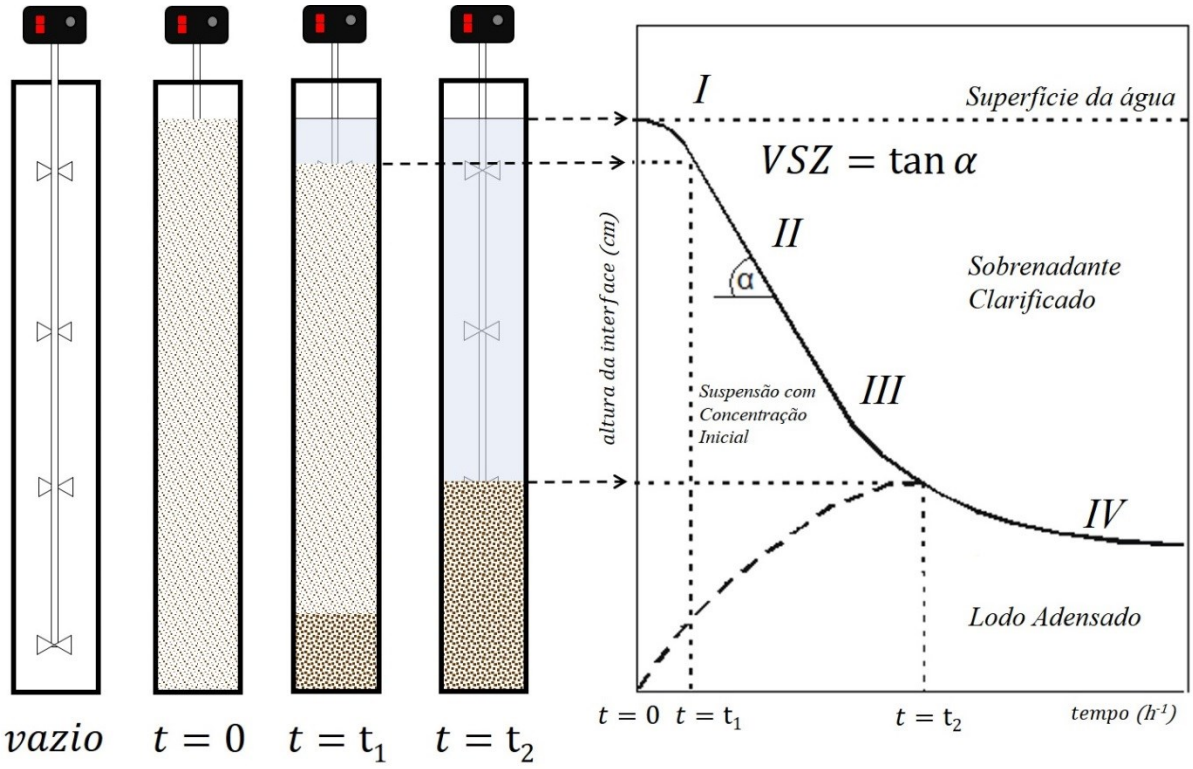
Fórmula	Equação	Fonte
$v = k * e^{(-n*x)}$	**III.58**	(THOMAS, 1963; VESILIND, 1968)
$v = k * x^{-n}$	**III.59**	(DICK; YOUNG, 1972; YOSHIOKA et al., 1957)
$v = k * (1 - n * x)^{4,65}$	**III.60**	(RICHARDSON; ZAKI, 1997)
$v = k * \frac{(1 - n * x)^3}{x}$	**III.61**	(SCOTT, 1966; STEINOUR, 1944)
$v = k * \frac{(1 - n * x)^4}{x}$	**III.62**	(CHO et al., 1993)
$v = k * \frac{e^{(-n*x)}}{x}$	**III.63**	(CHO et al., 1993)
$v = k * x * (1 - x)$	**III.64**	(SCOTT, 1970)
$v = k * (1 - n * x)^2 * e^{(-4,19x)}$	**III.65**	(STEINOUR, 1944)
$v = k * (1 - n_1 * x)^{n_2}$	**III.66**	(VAERENBERGH, 1980)

Legenda: **v**: velocidade de sedimentação em zona ($m.h^{-1}$); **k**: velocidade instantânea inicial ($m.h^{-1}$); **n**: constante de compressibilidade ($m^3.KgSST^{-1}$ ou $L.g^{-1}$); **x** = sólidos suspensos totais (SST, $g.L^{-1}$)

FONTE: Adaptado de (CHO et al., 1993)

Assim, a otimização em sistemas de lodo ativado deve perpassar não somente o pleno conhecimento dos processos biologicos que se desenvolvem no sistema, mas também o conhecimento das propriedades mecânicas dessa biomassa, traduzidas nas constantes de sedimentabilidade e na velocidade de sedimentaçaõ em zona. O conhecimento dessas propriedades possibilita o dimensinamento adequado dos decantadores secundários bem como pode definir melhor o tempo necessário para sedimentação em sistemas RBS.

Figura III.22 – Equipamento de White para determinação da Vsz e curvas típicas da interface sobrenadante-lodo



Legenda: **I**: fase lag; **II**: fase de sedimentação em zona; **III**: fase transitória; **IV**: compressão.

FONTE: adaptado de (LEE et al., 1983; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012)

III.7.3. *Índices de sedimentação de SSLM*

Em 1934, Mohlman apud (VESILIND, 1968), desenvolveu o índice volumétrico de lodo (IVL ou IVL_{30} devido ao tempo do teste de 30 min) como sendo um parâmetro rápido e prático para mensurar as propriedades físicas do SSLM. O teste de IVL, em certas condições, é considerado como uma medida de sedimentação não confiável, como é o exemplo da concentração dos SSLM que podem influenciar significativamente no teste (CATUNDA; VAN HAANDEL,

1992). (EKAMA; GVR; JR, 1985) observaram que o IVL pode ser imprevisível quando obtido de diferentes estações de tratamento e diferentes concentrações, enquanto (BERKTAY, 1998) considerou que o IVL não é confiável quando a sedimentabilidade do SSLM é pobre (sedimentabilidade pobre quando SS_{30}>400ml/L, (EKAMA; GVR; JR, 1985)). (SCHULER; JANG, 2007) resumiram as críticas contra o IVL observando que é uma medida indireta que não pode representar as 4 classes de sedimentação que ocorrer em um decantador secundário.

Essas e outras inadequações do IVL são classificadas no **Quadro III.2** como cinco características da amostra de SSLM. As características da **Tabela 2-3** indicam que os resultados dos testes de IVL dependem em grande parte dos procedimentos experimentais implementados para a batelada de teste. A condição da amostra de SSLM, modificações da amostra, o tamanho do recipiente teste, os parâmetros necessários, bem como o método de teste, todos desempenham um papel fundamental nos resultados do IVL.

A dissonância ainda é latente acerca de qual procedimento é o mais adequado para o teste de IVL, de acordo com os diferentes métodos e equipamentos usados na literatura.(BYE; DOLD, 1998) contribuíram, em parte, para essa incerteza ao prescrever o procedimento do teste de IVL que foi mudado em 1980 (APHA; AWWA; WEF, 1998). O método básico que previa repouso da amostra durante a sedimentação foi modificado para incluir uma baixa rotação de 1 a 2 rotações por minuto (rpm). Assim, o procedimento é (método 2710D,(APHA; AWWA; WEF, 1998, 2012)), ao rigor da palavra, um índice volumétrico de lodo agitado (IVLA), mas é designado como IVL. Contudo, (APHA; AWWA; WEF, 2012) relata sobremaneira que, o teste de IVL não é suportado teoricamente e que experiências vem demonstrando que seu uso em rotinas operacionais pode ser inútil.

Ademais, diversas adaptações ou modificações ao teste de IVL vem sendo propostas ao longo do tempo, desde variações na concentração do lodo, diluições e variações na mistura (EKAMA; MARAIS, 1984) desenvolveram diretrizes para a determinação do teste de IVL fixando a concentração do SSLM em 3,5$g.L^{-1}$ ($IVL_{3.5}$ não agitado e $IVL_{3.5}$ agitado) bem como um método de índice volumétrico de lodo diluído IVLD.

Quadro III.2 – Limitações ou deficiências reportadas acerca do teste de IVL e suas características

Características	Deficiência ou Limitação	Referência
Condição da Amostra dos SSLM		
Concentração de SSLM	O IVL é extremamente dependente da concentração dos SSLM, e possuem uma relação inconsistente.	(DICK; VESILIND, 1969)
Características Reológicas	O IVL não está relacionado com as forças de rendimento ou com as propriedades reológicas.	(DICK; VESILIND, 1969)
Filamentos	O IVL não é bem relacionado com o número de filamentos ou com o comprimento dos mesmos.	(EKAMA; GVR; JR, 1985)
Modificações da Amostra de SSLM		
Temperatura	Relação potencialmente inversa entre 5 a 45º C, inconsistente	(DICK; VESILIND, 1969)
Mistura	O IVL é reduzido com leve agitação, remove os efeitos da parede do cilindro.	(DICK; VESILIND, 1969) (BERKTAY, 1998)
Diluições	O IVL é reduzido com diluições, remove o efeito da concentração dos SSLM	(EKAMA; MARAIS, 1984)
Teste do Cilindro de Sedimentação dos SSLM		
Diâmetro do Cilindro	O IVL é dependente do diâmetro do cilindro, de acordo com as propriedades do SSLM	(DICK; VESILIND, 1969)
Profundidade dos Cilindros	O IVL é dependente da profundidade do cilindro, de acordo com as propriedades do SSLM	(DICK; VESILIND, 1969)
Parâmetros da Sedimentabilidade de SSLM		
Velocidade Inicial de Sedimentação	O IVL não é relacionado com a velocidade inicial de sedimentação	(DICK; VESILIND, 1969)
Velocidade de Sedimentação em Zona	O IVL não é relacionado com a velocidade de sedimentação em zona	(EKAMA; MARAIS, 1984)
Resposta ao perfil de Sedimentação	O IVL depende somente de somente de um ponto final sobre o perfil de sedimentação	(DICK; VESILIND, 1969)
Método do teste de sedimentação dos SSLM		
Método em Batelada	A frequência do teste é geralmente apenas uma vez por dia	(VANROLLEGHEM; LEE, 2003)
Método “on-line”	Falta de equipamentos para o monitoramento continuo	(SEKINE et al., 1989)

III.8. Modelos Ambientais Aplicados a Sistemas de Lodo Ativado.

III.8.1. *Tipos de Modelos*

Considera-se que modelos ambientais são representações matemáticas (simplificadas ou avançadas) da realidade, ajudando na compreensão dos fenômenos envolvidos do ambiente estudado. De modo geral, um modelo é constituído por um conjunto de equações e procedimentos, integrados por variáveis e parâmetros. Os parâmetros mantêm seu valor inalterado durante todo o processo, ou seja, um parâmetro possui o mesmo valor para todos os intervalos de tempo, o que não significa que este não possa variar espacialmente. No entanto, as variáveis podem mudar ao longo do tempo, à medida que o modelo vai sendo executado. (POMBO, 2011)

Os modelos podem ser classificados de acordo com: o tipo de variáveis utilizadas (modelos estocásticos ou determinísticos), o tipo de relações entre essas variáveis (modelos empíricos ou conceituais), a forma de representação dos dados (discretos ou contínuos), a existência ou não de relações espaciais (pontuais ou distribuídos), e a existência de dependência temporal (estáticos ou dinâmicos). Um detalhamento sobre esses modelos é apresentado no **Quadro III.3** (HANNON; RUTH, 1997).

Quadro III.3 – Principais tipos de modelos e suas características.

Modelos	Características
Estocásticos	Modelos matemáticos que recorrem a elementos probabilísticos (estatística no tempo ou séries temporais) e procuram encontrar relações empíricas e estatísticas no funcionamento das séries temporais para a previsão do comportamento do sistema. São utilizados quando pelo menos uma das variáveis envolvidas tem comportamento aleatório e adicionalmente, têm um componente determinístico, que permite contemplar a sequência temporal ou a sequência espacial dos valores das variáveis.
Determinísticos	Modelos matemáticos que determinam os resultados a partir das condições iniciais, sem recorrerem a elementos probabilísticos. São formulados segundo as regras da casualidade e pressupõem um total conhecimento do sistema.
Empíricos	Estes modelos utilizam relações baseadas em observações, isto é, a análise dos processos reduz-se à procura de uma relação causa-efeito entre as variáveis de entrada (dados de base) e as variáveis de saída (resultados obtidos). Em geral, estes modelos são bastante simples e úteis no dia a dia, mas pouco robustos, uma vez que são específicos para determinada situação para qual as relações foram estimadas. Além disso, os modelos empíricos não permitem simulações de alterações das condições para as quais o modelo não foi calibrado.
Conceituais	Representação matemática simplificada de parte ou totalidade dos processos através de um conjunto de conceitos expressos em linguagem matemática e ligados por uma sequência espaciotemporal correspondente aquele que se observa na natureza. Em geral, são mais complexos que os modelos empíricos, uma vez que procuram descrever todos os processos que envolvem determinado fenômeno estudado.

	Requerem um conjunto de informações e uma parametrização cuidada, com base em resultados obtidos experimentalmente, antes de serem executados.
Discretos	Apesar dos fenômenos naturais variarem continuamente no tempo, na maioria das vezes, estes fenômenos são representados por modelos discretos. A escolha do intervalo de tempo no qual o modelo será executado depende basicamente do fenômeno estudado, da disponibilidade de dados e da precisão desejada nos resultados. Em geral, quanto menor o intervalo de tempo maior será a precisão dos resultados, aumentando também o custo computacional para geração destes resultados.
Contínuos	Destinados à análise do comportamento do sistema durante longos períodos de tempo.
Pontuais	Os modelos pontuais (concentrados ou agregados) consideram que as variáveis de entrada e saída são representativas de toda área estudada.
Distribuídos	Estes modelos consideram a variabilidade espacial encontrada nas diversas variáveis do modelo, ou seja, cada elemento discreteado num determinado espaço pode ser tratado como um ponto que representa homogeneamente toda a sua área. Modelos distribuídos mais realísticos consideram, igualmente, a existência de relação espacial entre elementos vizinhos.
Estáticos	Os modelos estáticos representam um fenómeno particular, num determinado ponto temporal.
Dinâmicos	Estes modelos matemáticos utilizam o resultado de uma iteração como entrada para uma próxima iteração. Analisam a evolução temporal das diferentes variáveis.

FONTE: (POMBO, 2011)

III.8.2. *Evolução dos Modelos de Lodo Ativado*

O projeto, operação e manutenção de sistemas de lodo ativado, atualmente, é muito mais complexo do que era quando tratava-se apenas de um único reator com pretensões exclusivas da remoção de matéria orgânica. A expansão para remoção de nitrogênio, com nitrificação e desnitrificação, e remoção de fósforo, impulsionaram o incremento dessa complexidade. A modelagem matemática desses processos é uma importante ferramenta que permite avaliar a performance do sistema em condições dinâmicas ou estacionárias e projetar satisfatoriamente reatores com múltiplos ou únicos estágios.

A primeira base conceitual concreta no esforço de explicar de maneira sistemática o comportamento dos sistemas de lodo ativado derivou-se de um conjunto de trabalhos desenvolvidos por (MARAIS; EKAMA, 1976) e sua equipe de pesquisadores, na África do Sul. Após esse conjunto de trabalhos de Marais. G.v.R e colaboradores, em 1982, a International Water Association (IWA) estabeleceu um grupo de trabalho empenhados na modelação matemática para projetos e operação de sistemas de lodo ativado. Desde então, foram desenvolvidas uma série de modelos de sistemas de lodo ativado (Actived Sludge Model, ASM) que propõe-se a explicar matematicamente a maioria dos processos ocorrentes na remoção biológica de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo (HENZE et al., 2000). O **Quadro III.4**

sumariza um breve histórico desde os trabalhos originais de do professor G.v.R. Marais até os modelos desenvolvidos pela IWA, a **Figura III.23** apresenta um esquema dos modelos ASM1 e ASM3 e na **Tabela III.10** é feito um resumo comparativo entre os modelos.

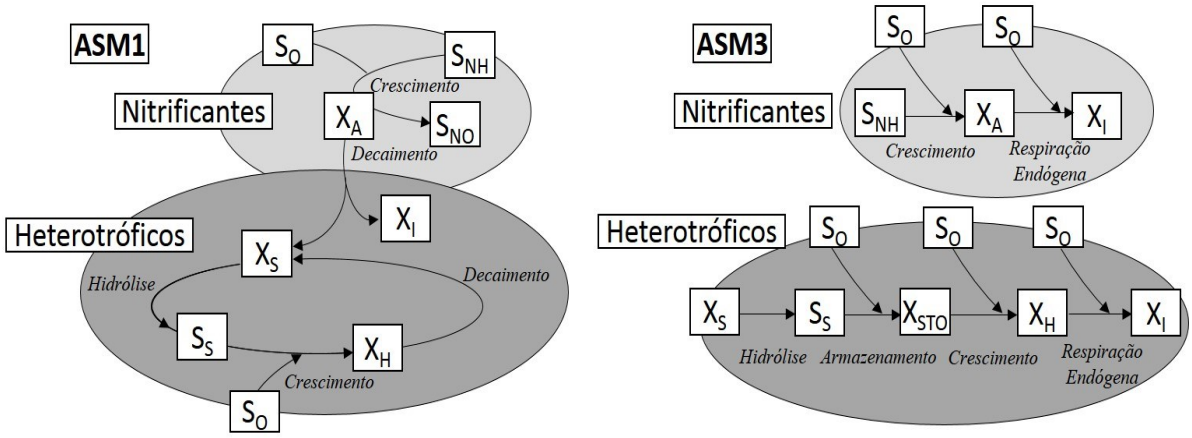
Devido a importância do fenômeno de acúmulo de matéria orgânica desempenhando pelos organismos acumuladores de fósforo descritos no AMS3, esse modelo é considerado como a nova plataforma de desenvolvimento para novos modelos. Entretanto, devido à sua complexidade e dificuldade de calibrar, o AMS1 ainda é largamente utilizado.

Quadro III.4 – Evolução dos modelos de lodo ativado e suas características.

Modelo	Características	Referência
Primeira Plataforma Desenvolvida, porém, subdividida em 4 trabalhos Denominado nesse trabalho de **ASM0** (Activated Sludge Model 0) devido a sua importância como plataforma base para os demais modelos.	*"The activated sludge process. Part 1 - Steady state behavior"* Descreve a remoção biológica de matéria orgânica e nitrogênio (nitrificação com 1 etapa), além do consumo de oxigênio e a produção de lodo, além de outros fatores.	(MARAIS; EKAMA, 1976)
	"The activated sludge process part - 2. Application of the general kinetic model to the contact stabilization process" Estendeu o modelo para reatores de contato na estabilização de lodo.	(ALEXANDER; EKAMA; MARAIS, 1980)
	"The activated sludge process - 3 single sludge denitrification" Incorporou ao modelo a cinética e estequiometria da desnitrificação em um reator unitário.	(VAN HAANDEL; EKAMA; MARAIS, 1981)
	"The activated sludge process - IV: Application of the general kinetic model to anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge" Aplicou o modelo estendido nas partes 2 e 3 para a digestão de lodo derivado de sistemas de lodo	(WARNER; EKAMA; MARAIS, 1986)
ASM1 (Activated Sludge Model 1)	Resultado dos trabalhos do grupo destacado pela IWA, mantiveram boa parte das teorias desenvolvidas anteriormente, acrescentando diretrizes para utilização do modelo bem como calibração	(HENZE et al., 1987)
ASM2 (Activated Sludge Model 2)	Incorpora ao ASM1 a remoção biológica de fosforo e a sua precipitação química	(GUJER et al., 1995)
ASM2d (Activated Sludge Model 2d)	Incorpora ao ASM2 a desnitrificação via organismos acumuladores de fósforo	(HENZE et al., 1999)

ASM3 (Activated Sludge Model 3)	Passa a considerar o fenômeno de acumulo de DQO pelos organismos Poli-P, implementando o componente de acumulo intercelular (X_{STO}) além de corrigir erros do AMS1. Não considera a remoção biológica de fósforo	(GUJER et al., 1999)
ASM-HA1 (Actived Sludge Model Haandel nº 1)	Uma versão simplificada dos modelos AMS1, 2 e 3 e da primeira plataforma desenvolvida.	(VAN HAANDEL; MARAIS, 1999)

Figura III.23 - Representação esquemática dos processos heterotróficos e autotróficos considerados nos modelos ASM.1 e ASM.3



FONTE: adaptado de (GUJER et al., 1999)

Tabela III.10 – Resumo comparativo dos componentes estudados em cada modelo

Características	ASM0	ASM1	ASM2	ASM2d	ASM3	ASM-HA1
Nitrificação	●	●	●	●	●	●
Desnitrificação	●	●	●	●	●	●
Bio-P			●	●		●
dAOP				●		
Remoção química de P			●	●		
Processos Considerados	*	8	19	21	12	*
Variáveis ou Componentes	*	13	20	20	13	*

*Modelos não construídos na forma de matriz.

Legenda: **dAOP**: organismos acumuladores de fósforo desnitrificantes;

Um conceito importante introduzido com o advento do ASM1 foi o da notação padronizada e simplificada dos componentes, variáveis e suas unidades (GRAU et al., 1983), bem como o formato baseado em matrizes, conhecido como matriz de Petersen (PETERSEN, 1965). A matriz de Petersen para os modelos de lodo ativado inclui todos os processos (*j*) considerados no modelo, seus componentes (*i*), seus coeficientes estequiométricos (*vij*) e as taxas de cada

processo (ρ_j). Assim, a taxa de reação r_i de cada componente *i* pode ser dada como definido na equação **III.67**. A **Tabela III.11** ilustra uma matriz simplificada com apenas dois processos (crescimento e decaimento) e 3 componentes (biomassa X_B, DQO solúvel S_S, e oxigênio S_O).

$$r_i = \sum_{j=1}^{n} v_{IJ} * \rho_j \quad \textbf{(III.67)}$$

Tabela III.11 – Exemplo de aplicação da matriz de Petersen para dois processos com 3 componentes

Componentes → *i*		**1**	**2**	**3**	**Taxas do Processo, ρ_j**
j	**Processos ↓**	**X_B**	**S_S**	**S_O**	**[$ML^{-3}T^{-1}$]**
1	Crescimento	1	$-\frac{1}{Y_H}$	$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$	$\rho_1 = \mu_{max} * \frac{S_S}{S_S+K_s} * X_B$
2	Decaimento	-1	0	-1	$\rho_2 = b_H * X_B$
.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.
Taxa de conversão observada para cada componente ***i*** **[$ML^{-3}T^{-1}$]**		$r_i = \sum_{j=1}^{n} v_{ij} * \rho_j$			

FONTE: adaptado de (HENZE et al., 2000)

Assim, considerando o exemplo da **Tabela III.11**, a taxa de conversão da matéria orgânica solúvel S_S seria:

$$r_2 = \left(-\frac{1}{Y_H} * \rho_1\right) + (0 * \rho_2) \quad \textbf{(III.68)}$$

Ou, considerando que o processo 2 (decaimento) não influencia a taxa de consumo de S_s, temos o rearranjo na **Equação III.69**:

$$r_2 = -\frac{1}{Y_H} * \mu_{max} * \frac{S_S}{S_S+K_s} * X_B \quad \textbf{(III.69)}$$

Dessa forma é possível descrever o comportamento dinâmico de cada componente dentro do contexto do modelo escolhido e dos processos considerados. Uma descrição completa dos principais modelos do grupo da IWA pode ser encontrada em (HENZE et al., 2000). O modelo ASM-HA1 ainda não foi estabelecido no formato de matriz de Petensen, o que dificulta a

visualização do seu comportamento de forma dinâmica, contudo, pode ser encontrado descrito em (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

III.9. Respirometria: uma Ferramenta para a Caracterização da Qualidade de Sistemas de Lodo Ativado

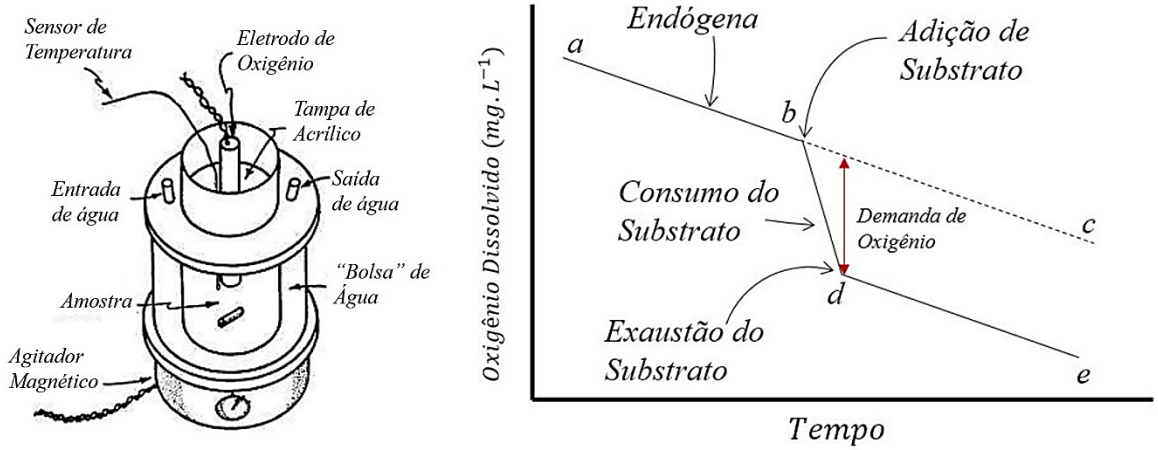
III.9.1. *Conceitos iniciais*

Historicamente, a determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) durante um período de 5 a 7 dias vem sendo aplicada para quantificar os efeitos dos poluentes que consomem oxigênio. Entretanto, os valores de DBO obtidos após 5 ou 7 dias (valores padronizados arbitrariamente) representam apenas uma parcela da DBO total, conhecida também como DBO última (DBO_u), variando ainda de acordo com a água residuária estudada. Em geral, assume-se que 28 dias sejam suficientes para a total caracterização da DBO_u. Além disso, o teste considera apenas a aferição do oxigênio inicial e final, não aferindo informações sobre as taxas dos processos ou sobre as diferentes frações de material orgânico biodegradável (PETERSEN, 2000).

Dessa forma, o teste de DBO_5 no período de 5 dias ou mais não é muito adequado quando aplica-se estudos cinéticos e estequiométricos em estações de tratamento de águas residuárias e almeja-se os resultados em curto espaço de tempo. Assim, um conceito de DBO curta foi estabelecido por (VERNIMMEN; HENKEN; LAMB, 1967). A **Figura III.24** representa a interpretação básica definida em 1967 por Vernimmen e utilizada, reservada algumas modificações, até os dias atuais. O princípio é que, ao considerar uma batelada de lodo (com quantidade de biomassa extremamente superior ao teste tradicional de DBO) exposta a aeração constante e sem nenhum substrato orgânico extracelular presente, ao se desligar a aeração e mensurar constantemente o oxigênio dissolvido, define-se uma taxa constante de consumo de oxigênio chamada de TCO endógena (instantes "*a", "c", e "e"* na **Figura III.24**). Após a adição de um pulso de um substrato (instante *b* na **Figura III.24**) que demande oxigênio para seu metabolismo, essa taxa tende a aumentar (taxa de consumo de oxigênio exógena) até que o substrato adicionado seja totalmente consumido (instante *d* na **Figura III.24**), sendo restabelecida a TCO endógena (*e*). Com isso, religa-se a injeção de ar e dá-se início novamente ao teste, podendo ser atrelada variações dos tipos de substratos e concentrações, as condições

ambientais (pH, temperatura, salinidade, presença de componentes tóxicos, etc.), dentre outras possibilidades. Os equipamentos responsáveis por essa tarefa são conhecidos como respirômetros (VERNIMMEN; HENKEN; LAMB, 1967).

Figura III.24 – Esquema do respirômetro de Vernimmen e perfil do oxigênio dissolvido após a adição de um pulso de substrato em uma batelada de lodo em um teste respirométrico.



FONTE: adaptado de(VERNIMMEN; HENKEN; LAMB, 1967)

Spanjers (1999) considera que a taxa de consumo de oxigênio (TCO ou r_O, de acordo com os modelos ASM) consiste de dois componentes, taxa de consumo de oxigênio exógeno ($r_{O,exo}$) e taxa de consumo de oxigênio endógeno ($r_{O,end}$), não diferente do que foi relatado por (VERNIMMEN; HENKEN; LAMB, 1967) e demais pesquisadores ao longo do tempo (BERNAT; WOJNOWSKA-BARYŁA; DOBRZYŃSKA, 2008; HOQUE; ARAVINTHAN; PRADHAN, 2010; SPANJERS, 1999).

Contudo, não há consenso no que se refere a explicação do mecanismo da ($r_{O,end}$). (SPANJERS, 1999) atribui a respiração endógena como sendo apenas a taxa de consumo de oxigênio na ausência de material rapidamente biodegradável, corroborado por (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). No contexto dos modelos da IWA, a taxa de consumo de oxigênio endógena é função da oxidação do material rapidamente biodegradável advinda de dois processos: (1) hidrólise do material lentamente biodegradável produzido da lise celular e decaimento do lodo e, (2) o uso do substrato para manutenção (anabolismo). Indiferente de qual mecanismo seja o mais adequado para elucidar a $r_{O,end}$, sua mensuração na prática não depende dessa resposta, o que torna o processo confiável (FOGLER, 2009).

Uma das grandes vantagens atribuídas ao método respirométrico introduzido por Vernimmen, é que, diferente do método da DBO_5, o teste respirométrico rápido é realizado com a mesma biomassa do sistema de lodo ativado em estudo e pode, portanto, ser uma medida mais representativa dos efeitos das águas residuárias na biomassa além de acelerar a taxa do processo, diminuindo o tempo necessário para o teste. (PETERSEN, 2000)

III.9.2. *Tipos de respirômetros*

Os tipos de respirômetros é função direta dos métodos aplicados para a determinação de r_o e, dessa forma, é possível estabelecer 3 métodos distintos: (1) métodos estimativos, (2) métodos da exaustão do gás e (3) métodos instrumentais. (SPANJERS, 1999)

O método estimativo baseia-se em um modelo que defina a dinâmica do oxigênio dissolvido em um tanque de aeração, propondo mensurações "on line" do oxigênio dissolvido e taxa de fluxo de ar para calcular r_o.(HOLMBERG, 1982; HOWELL; YUST; REILLY, 1984)

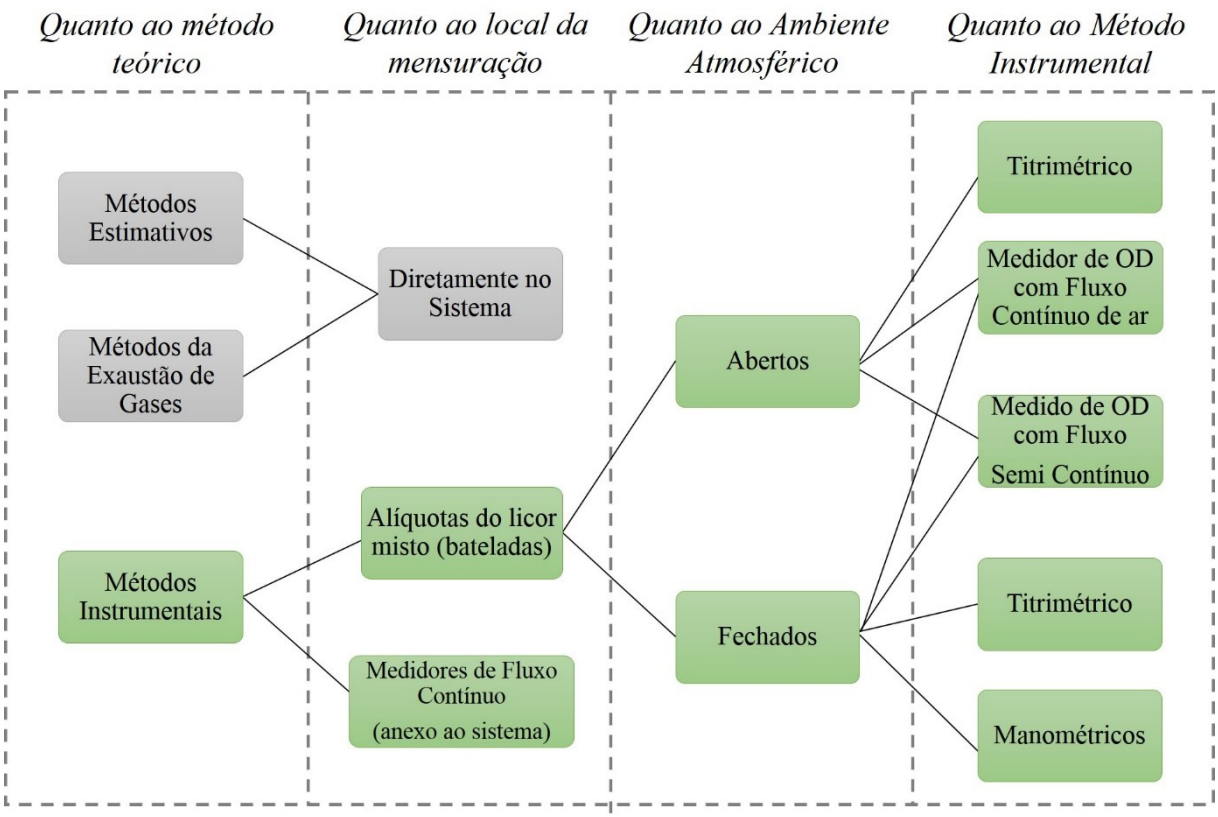
O método da exaustão de gases mensura a diferença entre a concentração de oxigênio do ar que entra e do ar que sai do tanque de aeração (BOYLE; HELLSTROM; EWING, 1989; KUBOTA; FUJIE; KASAKURA, 1981; REDMON; BOYLE; EWING, 1983; STENSTROM; W. KIDO; MULKERIN, 1989)**.**

Porém, os dois métodos apresentados (método da estimativa e método da exaustão de fases) são aplicados para uso no campo, ou seja, no próprio sistema e dessa forma seus respirômetros são desenvolvidos para esse fim. Uma desvantagem desses métodos é justamente o fato de precisar utilizar a totalidade do sistema, implicando em baixa flexibilidade para o contexto da pesquisa, além de utilizar medições do oxigênio. Ademais, são métodos que atrelam muitas incertezas na medição, pois possuem com fundamento medidas indiretas e com muitas influencias ambientais (vazão de ar de entrada, vazão de ar de saída, etc).

Por fim, o método instrumental usa uma câmara de respiração fora do sistema de lodo ativado onde a taxa de consumo de oxigênio é determinada. Esse método é usado com maior escala devido a essa característica e da sua boa representatividade do sistema, além de utilizar a medição direta do oxigênio e sua variação para determinar a taxa de consumo, o que implica em maior precisão da medição (SPANJERS, 1999; VERNIMMEN; HENKEN; LAMB, 1967).

Assim, com base nos métodos instrumentais, podemos dividir os respirômetros em duas categorias: (a) respirômetros em batelada e (b) respirômetros de fluxo continuo. Contudo, os respirômetros de fluxo contínuo podem ser considerados como sistemas em paralelo ao sistema principal, haja vista que recebem uma alíquota constante da vazão que deve entrar no sistema principal, tornando-o inadequado para testes com substratos diferentes ao esgoto de entrada. Assim, predominam os respirômetros com métodos instrumentais em batelada. A **Figura III.25** apresenta uma classificação dos tipos de respirômetros com base nessa abordagem anterior, com ênfase para os respirômetros com medidas instrumentais.

Figura III.25 – Classificação dos tipos de respirômetros com ênfase para os respirômetros com medidas instrumentais



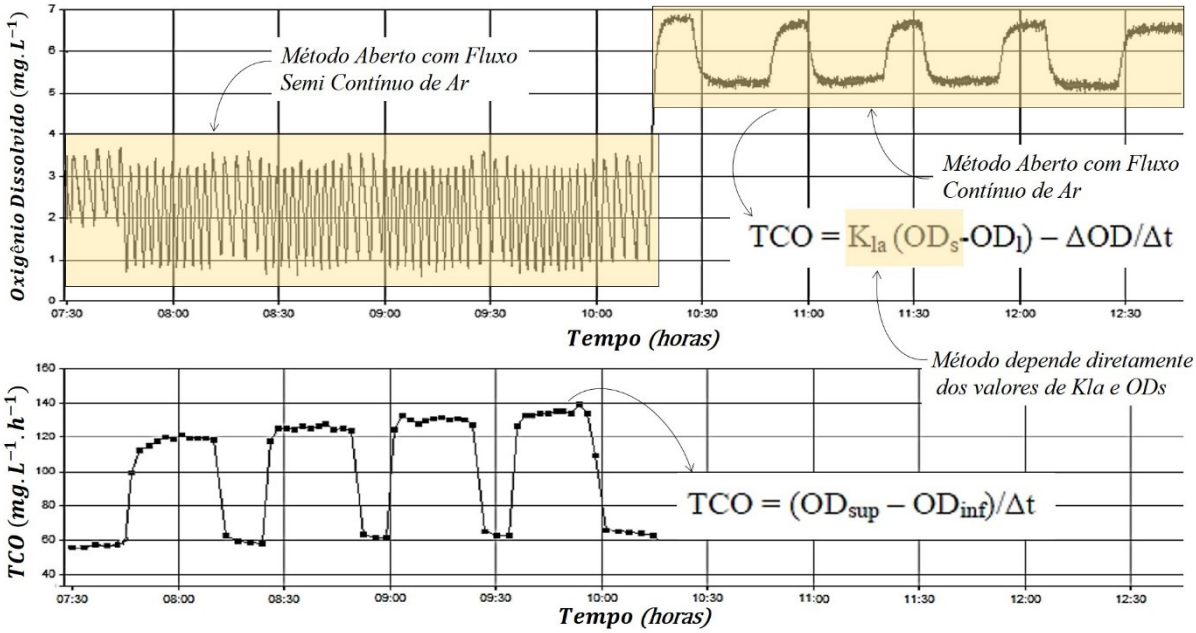
FONTE: Adaptado de (SPANJERS, 1999)

A maioria dos respirômetros em batelada fechados são operados com uma alíquota de licor misto advinda do sistema principal no qual deseja-se caracterizar, injeta-se oxigênio até atingir uma concentração elevada, e em seguida, monitora-se a inclinação da reta formada pelo consumo de OD, obtendo assim a taxa de consumo de oxigênio (LAMB et al., 1964;

VERNIMMEN; HENKEN; LAMB, 1967). O termo fechado faz referência aos procedimentos de prevenção da entrada de ar de outras fontes (reservatório do teste sem troca gasosa com a atmosfera, substituição da atmosfera interna por outros gases inertes, etc). Respirômetros abertos possuem modo de operação similar, ressaltando o cuidado que deve-se ter com a intrusão de ar da atmosfera, haja vista que é permitida a troca gasosa com a mesma.

Seja do tipo aberto ou fechado, é possível operar respirômetros com fornecimento contínuo de oxigênio e tem como vantagem que pode-se usar uma concentração de biomassa superior ao que é utilizado nos testes anteriores, haja vista que existe uma entrada contínua de oxigênio. Porém, nesse contexto, é necessária a correta determinação do coeficiente de transferência de ar e do valor de saturação de oxigênio sob as condições operacionais (**Equação III.34**), o que por sua vez envolve experimentos complementares ao de respirometria. Esse aspecto torna a medida respirometrica com fluxo contínuo de ar passível de incertezas pois modificações significativas do K_{la} ou C_s podem acarretar em erros grosseiros na TCO (FARKAS, 1969; RANDALL; WILKINSON; EKAMA, 1991; SANTOS, 2013). (SANTOS, 2013) desenvolveu um estudo comparativo entre os dois métodos (contínuo e semi contínuos) em condições controladas de bancada e não detectou diferença significava entre as duas medições. Contudo, ressalta-se que essa premissa pode ser diferente em escalas maiores devido a variação dinâmica ao longo do dia dos valores de OD_s e K_{la}. A **Figura III.26** apresenta um perfil típico de um respirograma obtido em um lote de teste com o mesmo lodo submetido a sucessivos pulsos de matéria orgânica biodegradável solúvel e operado sob condições semi contínuas de aeração seguido de operação sob condições de aeração contínua.

Figura III.26 - Perfis típicos de um teste respirométrico aberto com fluxo semi contínuo de oxigênio e com fluxo continuo.



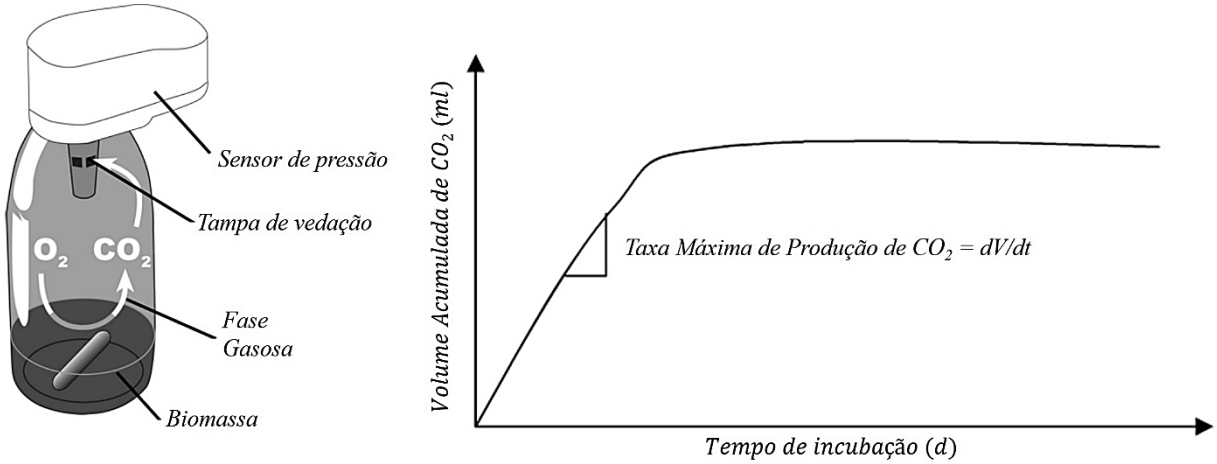
FONTE: adaptado de (SANTOS, 2013)

A técnica manométrica mede o volume de oxigênio utilizado pela biomassa, aferido através da medida da mudança de pressão parcial dos gases em fracos fechados (HUANG; CHENG; MUELLER, 1985; JENKINS, 1960; MONTGOMERY, 1967; TEBBUTT; BERKUN, 1976; UMBREIT; BURIS; STAUFFER, 1964). Uma versão atualizada desse método é conhecida como respirometria eletrolítica, onde ocorre o monitoramento do decréscimo da pressão parcial em frascos fechados e hidrólise elétrica da água à hidrogênio e oxigênio para suprir os frascos com oxigênio, permitindo a quantificação da quantidade de oxigênio produzida (BAKER; HERSON, 1994)

No respirômetro manométrico, é preciso calibrar o equipamento e determinar a constante do frasco (K, em unidade de volume/unidade de pressão), de forma que o volume de gás produzido (CO_2, biogás, etc) ou consumido (O_2) possa ser relacionado com à pressão medida (P, em unidades de pressão) (CHERNICHARO, 1997). A maioria dos respirômetros manométricos são projetados principalmente para determinações da demanda bioquímica de oxigênio ou para testes anaeróbios da atividade metanogênica específica (AME). O Respirômetro Warburg é um exemplo de equipamento para medida do decréscimo da pressão parcial no frasco e é mais

adequado para soluções que contem baixa taxa de consumo de oxigênio (BAKER; HERSON, 1994). A **Figura III.27** apresenta um respirômetro manométrico (sistema Oxi700 Orbeco-Hellige) e um perfil típico do volume acumulado de CO_2 em um teste respirométrico hipotético.

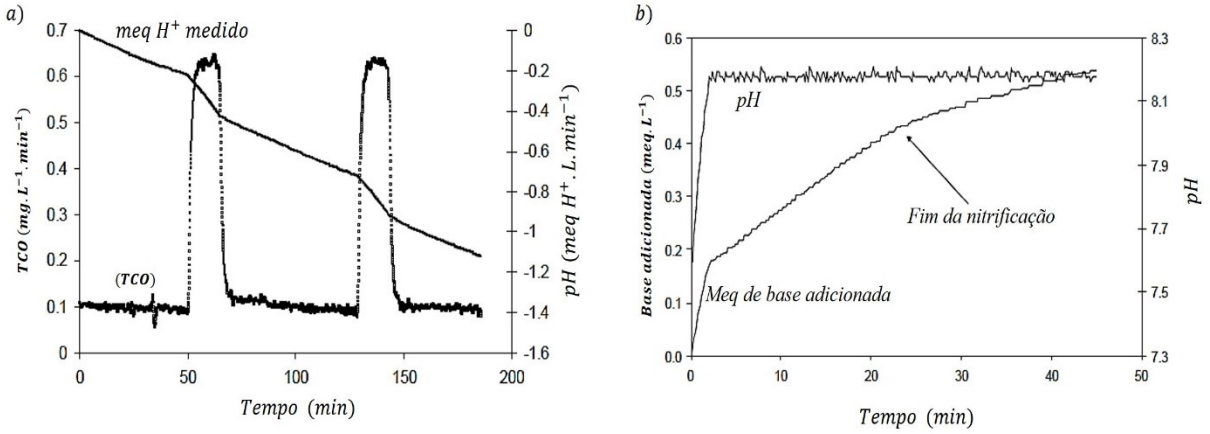
Figura III.27 – Esquema de um Respirômetro manométrico e de um perfil respirométrico típico da produção acumulada de CO_2.



FONTE: perfil adaptado de (CHERNICHARO, 1997)

Os respirômetros titrimétricos ou titulométricos baseiam-se na variação do potencial hidrogeniônico (pH) em função do consumo do substrato. Isso ocorre devido a produção de CO_2 e sua dissolução na água, o que pode promover uma queda do pH. A nitrificação é um dos processos que pode ser acompanhando via respirometria titrimetrica devido a produção de íons H^+. A mensuração é feita através do acumulo de base adicionada para manutenção de um pH pré definido, de modo que quanto maior o volume necessário por cada instante observado, maior será a TCO (L. VAN VOOREN et al., 2000; VAN VOOREN et al., 1995).

Figura III.28 – Perfis típicos de respirogramas titrimétricos: (a) com adição de matéria orgânica e (b) com adição de amônia.



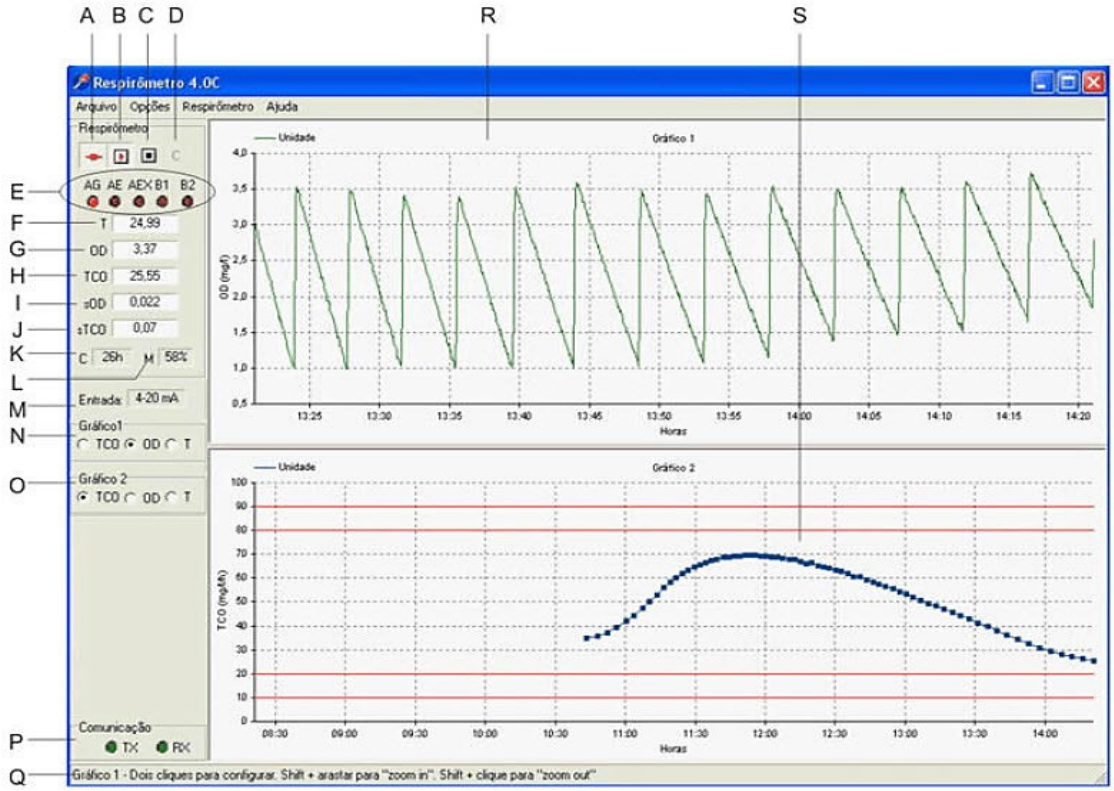
FONTE: adaptado de: (a) (PETERSEN, 2000) e (b) (SIN, 2004)

III.9.3. *A Experiência da Universidade Federal de Campina Grande – O Respirômetro Beluga*

A experiência nacional em respirometria aplicada a sistemas de lodo ativado e pode ser bem traduzida nas pesquisas coordenadas pelo grupo do professor Adrianus van Haandel, da Universidade Federal de Campina Grande. Após o desenvolvimento de um respirômetro aberto com suprimento semi-contínuo de oxigênio, diversos trabalhos no cunho de dissertações e artigos foram desenvolvidos desde 1983 até 2014 com o objetivo de caracterizar e aperfeiçoar a técnica bem como caracterizar as diversas características dos sistemas aeróbios e anaeróbios, em especial os sistemas de lodo ativado (DA NOBREGA, 2010; DIAS, 1983; DOS SANTOS, 1998; MEDEIROS, 2004; MENDES, 2014). Apesar disso, ainda não existe um protocolo consistente que agregue todas as aplicabilidades e avanços desenvolvidos pelo grupo, sendo este um dos focos dessa pesquisa (padronização dos ensaios respirométricos).

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 III.29** 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). Como esse é o equipamento utilizado nesta pesquisa, maiores detalhes serão apresentados no capítulo IV.

Figura III.29 – Tela principal do software do respirômetro beluga e suas principais funções



Legenda: 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 valore 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 número de horas desde a última 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.

FONTE: (SILVA FILHO, 2009) e Manual do equipamento.

III.10. Dimensionamento de Sistemas de Lodo Ativado

A otimização de sistemas de lodo ativado é um procedimento complexo e que deriva da interação de diversos fatores (idade de lodo, carga aplicada, objetivos do tratamento, relações empíricas, etc.) convergindo para um fator comum, dito otimizado. Em geral, esse fator é concretizado no projeto do sistema, em especial, com o volume do reator ou reatores. Contudo, para sistemas em batelada, a literatura é escassa e não é consenso um modelo ideal que possa descrever com segurança um dimensionamento geral e aplicável a todas as situações. Assim, segue-se algumas metodologias conhecidas para o dimensionamento de sistemas de lodo ativado, tendo o volume como parâmetro final (SANTOS, 2005).

III.10.1. *Dimensionamento de Sistemas de Lodo Ativado de Fluxo Contínuo*

Segundo Santos (2005), considera-se para efeito de dimensionamento de sistemas contínuos o princípio do estado estacionário, ou seja, não ocorre variação da concentração de lodo ao longo do tempo dentro do reator, e assim, a massa de lodo é constante ao longo do tempo no reator e possibilita a determinação do volume do reator. Dessa forma, segundo (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999), temos (**Equações III.70 – III.72**):

$$X_v * V_r = MX_v \quad \textbf{(III.70)}$$

$$V_r = \frac{MX_v}{X_v} \quad \textbf{(III.71)}$$

$$V_r = \left[\left(1 - f_{us} - f_{up}\right) * \left(1 + f * b_h * R_s\right) * \frac{Y * R_s}{(1 + b_h * R_s)} + \frac{R_s * f_{up}}{f_{cv}}\right] * \frac{Q * S_{ta}}{X_v} \quad \textbf{(III.72)}$$

Em que:

V_r= volume do reator (m^3);

X_v= concentração de sólidos suspensos voláteis ($mg.L^{-1}$);

MX_v= massa de sólidos suspensos voláteis no sistema (mg);

f_{us} = fração da matéria orgânica não biodegradável solúvel afluente;

f_{up} = fração da matéria orgânica não biodegradável particulada afluente;

f = fração do lodo volátil que se torna resíduo endógeno;
b_h= taxa de decaimento de lodo heterotrófico (d^{-1});
R_s= idade de lodo (d^{-1});
f_{cv}= razão DQO/Xv em lodo orgânico ($mgDQO.mgSSV^{-1}$);
S_{ta}= concentração de matéria orgânica afluente ($mgDQO.L^{-1}$)
Q= vazão afluente ($m^3.d^{-1}$)

Nesse contexto descrito em (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999), é desprezado o crescimento em ambiente anóxico, bem como o rendimento celular devido a nitrificação e a biodesfosfatação.

III.10.2. *Dimensionamento de Sistemas de Lodo Ativado em Batelada*

Apesar de difundidos, e até centenários (IWA, 2014), os sistemas de lodo ativado em batelada carecem de procedimentos abrangentes e assertivos no quesito de dimensionamento e otimização de seus projetos. (SANTOS; CYBIS; GEHLING, 2007) relatam que a maioria dos parâmetros de projeto utilizados atualmente são baseados na relação alimento/microrganismo (conhecida como "Food/Microorganism"; F/M) e que o uso desse parâmetro de projeto ainda não possui esclarecimentos no nível cinético dos processos. A seguir, são apresentadas algumas abordagens decorrentes de pesquisas para o dimensionamento de sistemas RBS, sobretudo para a remoção de matéria orgânica.

III.10.3. *Diferentes abordagens para o dimensionamento de sistemas de lodo ativado em bateladas sequenciais*

KetchumJR (1997) propõem uma equação simples para o dimensionamento de sistemas RBS, onde o critério de escolha dos tempos de cada ciclo, bem como de suas etapas (enchimento, reação, sedimentação e descarte), é função da experiência do projetista, ficando a seu critério a seleção desses parâmetros. A **Equação III.73** define o volume do reator segundo a proposta de Ketchurm Jr, e a **Equação III.74** estabelece o volume de esgoto a ser tratado.

$$V_r = V_o + V \qquad \textbf{(III.73)}$$

$$V = Q * t_f \quad \textbf{(III.74)}$$

Em que:

V_r= volume do reator (m^3);

V_o= volume de recirculação do RBS (m^3);

V= volume de uma batelada (m^3)

Q= vazão de enchimento ($m^3.min^{-1}$);

t_f= tempo de enchimento (min).

Apesar de simples e práticas, as equações propostas não denotam nenhum fundamento baseado na cinética ou nos processos desenvolvidos, ficando desatrelado qualquer aspecto qualitativo, sendo assegurado apenas a capacidade volumétrica com base na vazão de entrada, o que pode comprometer o desempenho do sistema.

Metcalf & Eddy (2003) sugere uma sequência de procedimentos que devem ser seguidos para o dimensionamento de sistemas RBS, tomando como base duas condições chave: (1) o volume de troca em cada batelada e (2) os tempos das etapas dos ciclos. O **Quadro III.5** apresenta a lista de procedimentos citada.

Quadro III.5 – Abordagem adotada por (METCALF & EDDY, 2003) para o dimensionamento de sistemas de lodo ativado em bateladas sequenciais.

Procedimento para dimensionamento de sistemas RBS segundo Metcalf & Eddy, (2003)	
1	Obter as características de água residuária afluente, definir os requerimentos para o efluente, e estabelecer os fatores de segurança.
2	Selecionar o número de tanques do sistema RBS.
3	Selecionar as etapas do ciclo e seus tempos de operação, determinar o tempo de enchimento e o tempo total do por ciclo. Determinar o número de ciclos por dia.
4	De acordo com o número total de ciclos por dia, determinar o volume de enchimento por ciclo.
5	Selecionar a concentração de SSLM que se deseja manter e determinar a fração do volume de enchimento em relação ao volume total do tanque de reação. Determinar a profundidade do reator que será destinada para sedimentação e usando e altura para sedimentação, definir o volume do reator.
6	Determinar a idade de lodo do sistema RBS.
7	Determinar a concentração de nitrogênio total Kjeldahl adicionada e a quantidade que foi nitrificada.
8	Calcular a concentração de biomassa nitrificante e determinar o tempo de aeração suficiente para a nitrificação necessária e definida no item 1.
9	Ajustar o projeto de acordo com novas interações.
10	Determinar a vazão da bomba de descarte de efluente.
11	Determinar o requerimento de oxigênio e a taxa de transferência de oxigênio dissolvido.
12	Determinar a quantidade de lodo produzido.
13	Calcular a razão F/M e a carga volumétrica de demanda bioquímica de oxigênio (DBO)
14	Avaliar a alcalinidade necessária.

15	Prepara um sumário do projeto.

O procedimento em questão é, apesar de detalhado, inseguro por várias razões:

- Não caracteriza como selecionar os tempos reacionais;
- Não estabelece como selecionar o número de tanques;
- Considera apenas a remoção de matéria orgânica e a nitrificação, não apontando estágios para a desnitrificação;
- A seleção da fração do tanque disponível para a sedimentação tem como base o índice volumétrico de lodo (IVL), no qual é contestável como parâmetro de projeto (ver seção III.7.3);
- O fato de não considerar a desnitrificação, além de sugerir tempos elevados de sedimentação (entre 30 e 50 min), coloca em risco a estabilidade do sistema haja vista a possibilidade de desnitrificação, mesmo em taxa reduzida ou na endógena (SANTOS, 2009);

Von Sperling, (1998, 2001) propõem uma linha de procedimentos para o dimensionamento de sistemas RBS similar ao proposto por (METCALF & EDDY, 2003), variando contudo, o critério de determinação da velocidade de sedimentação do lodo que, apesar de ainda ter como base medições do IVL, considera uma relação estabelecida por (VON SPERLING; FRÓES, 1998) entre IVL e a velocidade de sedimentação em zona. Apesar dos esforços de traçar uma relação única entre as formas de IVL e a VSZ, muitos pesquisadores evidenciam a incongruência dessa relação, em especial, pela variabilidade do IVL em função de diversos fatores como temperatura, geometria do reator, processos desenvolvidos, carga orgânica aplicada, concentração de oxigênio no reator (SCHULER; JANG, 2007). Ademais, permanecem os problemas relatados anteriormente acerca dos tempos de cada ciclo e da sua forma de obtenção (escolha do projetista), além de não considerar a remoção de nitrogênio ou de fósforo. O **Quadro III.6** apresenta resumo do procedimento desenvolvido por (VON SPERLING, 1998, 2001) e resumido por (SANTOS, 2002) e a **Tabela III.12** apresenta a relação traçada por (VON SPERLING; FRÓES, 1998) sobre o IVL e os coeficientes de sedimentabilidade proposto por Vesilind, onde para cada classe de sedimentabilidade (ótima, boa, média, ruim e péssima) foi equacionada a expressão para obtenção dos estimada das constantes de sedimentabilidade.

Quadro III.6 – Procedimento de dimensionamento de reatores em bateladas sequenciais segundo (VON SPERLING, 1998, 2001)

Procedimento para dimensionamento de sistemas RBS segundo VON SPERLING, 1998, 2001	
1	Levanta-se os dados básicos do projeto, como vazão a ser tradada, concentração de matéria orgânica a ser tradada e requerida no efluente.
2	Assume-se valores adotados com base na experiência do projetista e de bibliografia os valores dos parâmetros de dimensionamento como idade de lodo (R_s), concentração de sólidos suspensos mantida no sistema (X_v), rendimento celular (Y), taxa especifica de respiração endógena, relação de X_v/X_t e fração biodegradável dos sólidos em suspensão voláteis no reator.
3	Adota-se as condições operacionais (critério livre) como número de ciclos, tempos estimados de sedimentação (T_{es}), tempo estimado de descarga (T_{ed}) e tempo estimado de repouso (T_{ep})
4	Calcula-se com base no número de ciclos por dia e T_{es}, T_{ed} e T_{ep} os tempos de duração de cada ciclo e de reação.
5	Calcula-se, a partir dos dados básicos e dos parâmetros de dimensionamento, o volume do reator, com base na idade de lodo.
6	Estimam-se, a partir de X_V,X_V/X_e V_T, a concentração X_e e a massa MX de sólidos em suspensão totais no reator
7	Adotam-se a altura útil total do reator e a relação H_F/H_B;
8	Calculam-se o volume V_B da zona de carga, igual ao volume de esgoto tratado por ciclo, a altura H_B desta zona, correspondente a uma fração de H_T equivalente à razão V_B/V_C e a altura H_F da zona de transição
9	Calcula-se o tempo (t_S) de sedimentação dos sólidos, que deverá ser bem próximo do tempo estimado t_{ES} (pois, em caso contrário, se deveria reiniciar o dimensionamento, alterando-se o valor de t_{es}, de H_T ou de X_V), considerando-se ter a velocidade de sedimentação do lodo com concentração X ocorrido durante toda a fase de sedimentação
10	Determinam-se a altura H_L da zona de lodo, os volumes V_f da zona de transição e V_L da zona de lodo, e a concentração X_L média de sólidos do lodo sedimentado

Tabela III.12 – Velocidades de sedimentação do lodo em função da concentração de sólidos por faixas de sedimentabilidades com base no IVL.

Classes de Sedimentabilidade	IVL	Expressão de Vesilind - $V = V_o * e^{(-K*X_t)}$
Ótima	0 - 50	$V = 10 * e^{\left(-0{,}27*\frac{X_t}{1000}\right)}$
Boa	50-100	$V = 9{,}0 * e^{\left(-0{,}35*\frac{X_t}{1000}\right)}$
Média	100-200	$V = 8{,}6 * e^{\left(-0{,}50*\frac{X_t}{1000}\right)}$
Ruim	200-300	$V = 6{,}2 * e^{\left(-0{,}67*\frac{X_t}{1000}\right)}$
Péssima	300-400	$V = 5{,}6 * e^{\left(-0{,}73*\frac{X_t}{1000}\right)}$

Legenda: **IVL**: $ml.g^{-1}$; **V, Vo**: $m.h^{-1}$; **Xt**, $mg.L^{-1}$

FONTE: adaptado de (VON SPERLING; FRÓES, 1998)

No Brasil, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) é a entidade responsável por estabelecer critérios normatizados para diversas atividades humanas, dentre elas, as de saneamento. A norma que define os procedimentos para a o projeto de estação de tratamento de esgoto teve em sua primeira versão, a NBR 12209 (ABNT, 1992) desconsiderava a possiblidade de sistemas de lodo ativado em batelada, só delimitando o uso de sistemas contínuos. Em sua atualização, a NBR 12.209 (ABNT, 2009) passou a considerar sistemas em bateladas sequencias, porém, sem direcionar para o dimensionamento. Estabeleceu apenas que

relações de cunho geral, em especial de definição, além de definir que esse tipo de sistema deve ser automatizado obrigatoriamente.

III.11. Automação e Otimização de Sistemas de Lodo Ativado em Batelada.

III.11.1. *Automação de Sistemas em Bateladas Sequenciais*

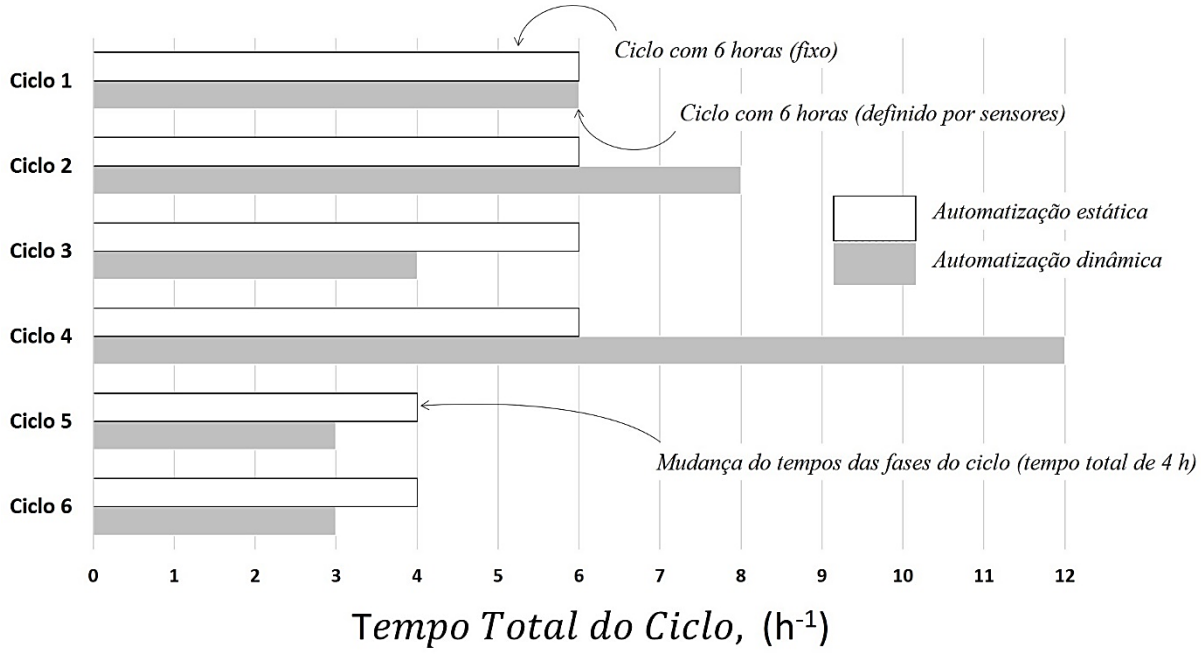
Uma perspectiva promissora e vantajosa que surgiu com os modelos de lodo ativado foi a da possibilidade de, ao se conhecer as taxas de conversão dos poluentes, aplicar métodos que levassem a um resultado otimizado de tratamento. Em reatores em batelada sequenciais, essa otimização perpassa por duas 4 bases fundamentais: (1) conhecimento sobre os processos, sumarizado em modelos adequados; (2) sensores que forneçam dados "estratégias on line" (no caso de sistemas dinâmicos); (3) estratégias adequadas de controle e monitoramento e (4) elementos que implementem as saídas do controlador (VANROLLEGHEM; LEE, 2003).

Sobre o quesito automação, pode-se definir duas formas: (1) automação dinâmica e (2) automação estática. A automação dinâmica expressa a rotina de operação na qual um conjunto de sensores e limites pré-estabelecidos definem qual o tempo de duração de cada ciclo, de modo que o tempo de duração de cada ciclo será variável de acordo com as flutuações das características da água residuária. Esse tipo de automação do sistema incorpora por si o conceito de otimização pois define o tempo do ciclo em função da necessidade observada. Por outro lado, o sucesso dessa rotina depende fundamentalmente de sensores de boa qualidade, confiáveis e duráveis, além do estabelecimento correto dos limites dos parâmetros observados que os sensores devem obedecer. De modo que, mesmo que tenhamos os melhores sensores do mercado, o uso de critérios equivocados pode fadar ao sucesso da automação, mas não da otimização (BOURGEOIS; BURGESS; STUETZ, 2001).

Na automação estática, são dispensados o uso de sensores no controle do sistema, tornado automático apenas os fluxos de entrada e saída de efluente bem como o acionamento dos componentes elétricos. Os tempos de cada etapa do ciclo é pré definido e esta rotina se repete até que uma nova pré definição seja inserida, de modo que a otimização nesse tipo de operação se faz na medida que se modifica os tempos das fases dos ciclos. Essa rotina de atualização dos dados pode ser feita com distintas frequências, como por exemplo semanalmente ou mesmo

mensalmente ou de acordo com a necessidade. Assim, semelhante ao modelo de automação e otimização dinâmica, a rotina de automação e otimização estática também é dependente do sucesso da escolha dos valores a serem pré definidos de duração do ciclo. A **Figura III.30** ilustra a operação hipotética de dois reatores, um com rotina automatizada dinâmica e o outro com rotina automatizada estática.

Figura III.30 – Ciclos hipotéticos de dois reatores em batelada operados com automatização dinâmica e automatização estática. Considera-se que em cada ciclo houve mudanças nas características da água residuária.



FONTE: próprio autor.

Percebe-se que, na operação estática, a mudança do tempo total dos ciclos só ocorre após intervenção do operador, mesmo que se desenvolvam mudanças nas características da água residuária. Por outro lado, o sistema operado sob condições dinâmicas, interpreta os sinais dos sensores com base na rotina programação desenvolvida e altera o tempo do ciclo de acordo com esses sinais. Uma vantagem comparativa visível na **Figura III.30** é que, caso seja demandado mais tempo (ciclo 2 e ciclo 4) ou um menor tempo (ciclo 3, 5 e 6), a automação dinâmica é capaz de detectar essa necessidade e operar o ciclo de acordo com isso. Apesar de inicialmente vantajoso, automações dinâmicas não são auto suficientes, precisando de calibrações e manutenção constante dos sensores, especialmente para evitar erros de leitura, além de revisão da programação para ajustes dos parâmetros limites que devem ser observados.

Assim, independente de qual seja o nível de automação implementado (dinâmico ou estático), o protocolo de implantação sempre perpassará pela obtenção de parâmetros base que irão definir o cerne do processo, e por sua vez, o sucesso da otimização. Esses parâmetros estão relacionados com duas propriedades da biomassa: (1) propriedades bioquímicas e (2) propriedades mecânicas (ANDREADAKIS, 1993; NYBERG; ASPEGREN; ANDERSSON, 1993).

III.12. Considerações Finais.

Face ao exposto, com base na literatura, é conveniente levantar algumas considerações:

→Os sistemas de lodo ativado contam atualmente com uma boa gama de modelos ambientais que podem simular em ambiente computacional a dinâmica dos processos envolvidos na depuração dos compostos presentes nas águas residuárias, mas carece de métodos que possam conduzir a situação otimizada do processo;
→A aeração em sistemas de lodo ativado constitui item de fundamental importância e deve ser considerada em protocolos ou algoritmos de otimização;
→A correta caracterização das propriedades bioquímicas e mecânicas de SSLM pode auxiliar na otimização de sistemas de lodo ativado em batelada;
→A otimização estática, com base em parâmetros assertivos, pode ser uma boa alternativa para sistemas de lodo ativado em batelada de baixos custos.

É nesse cenário que a presente pesquisa se insere, com objetivos centrais de aperfeiçoar as técnicas de obtenção dos parâmetros bioquímicos e mecânicos de SSLM bem como de propor um protocolo sistemático de otimização de sistemas de lodo ativado.

IV. MATERIAL E MÉTODOS

IV.1. Considerações Metodológicas e Conceituais Gerais.

IV.1.1. *Matriz Conceitual da Pesquisa*

Com o objetivo de sumarizar as rotinas e atividades desenvolvidas na pesquisa (simplificadas na **Figura IV.1**), dividiu-se o trabalho em 3 linhas de ações, apontadas no capítulo II.

Na **Figura IV.2**, apresenta-se um diagrama dessas ações e o contexto na qual se inserem. Em resumo, entende-se que para o processo sistemático de otimização de sistemas de lodo ativado, seja de forma dinâmica ou estática (ver subseção III.10), é necessário o uso de ferramentas adequadas para a caracterização das propriedades bioquímicas e mecânicas do sistema em estudo bem como o uso de modelos preditivos eficientes. É nesse contexto que selecionou-se a respirometria como ferramenta para a caracterização das propriedades bioquímicas e o teste de sedimentabilidade de Veslind e modificado por White para a caracterização das propriedades mecânicas. Com as ferramentas selecionadas, buscou-se aperfeiçoá-las, estudando seus contornos experimentais e condições de uso, com o propósito de gerar protocolos que subsidiem a obtenção rápida e segura dos parâmetros estudados. Uma maior ênfase foi dada aos procedimentos respirométricos devido ao maior volume de dados que são obtidos com essa técnica, diretamente ligada com os processos bioquímicos nos sistemas de lodo ativado.

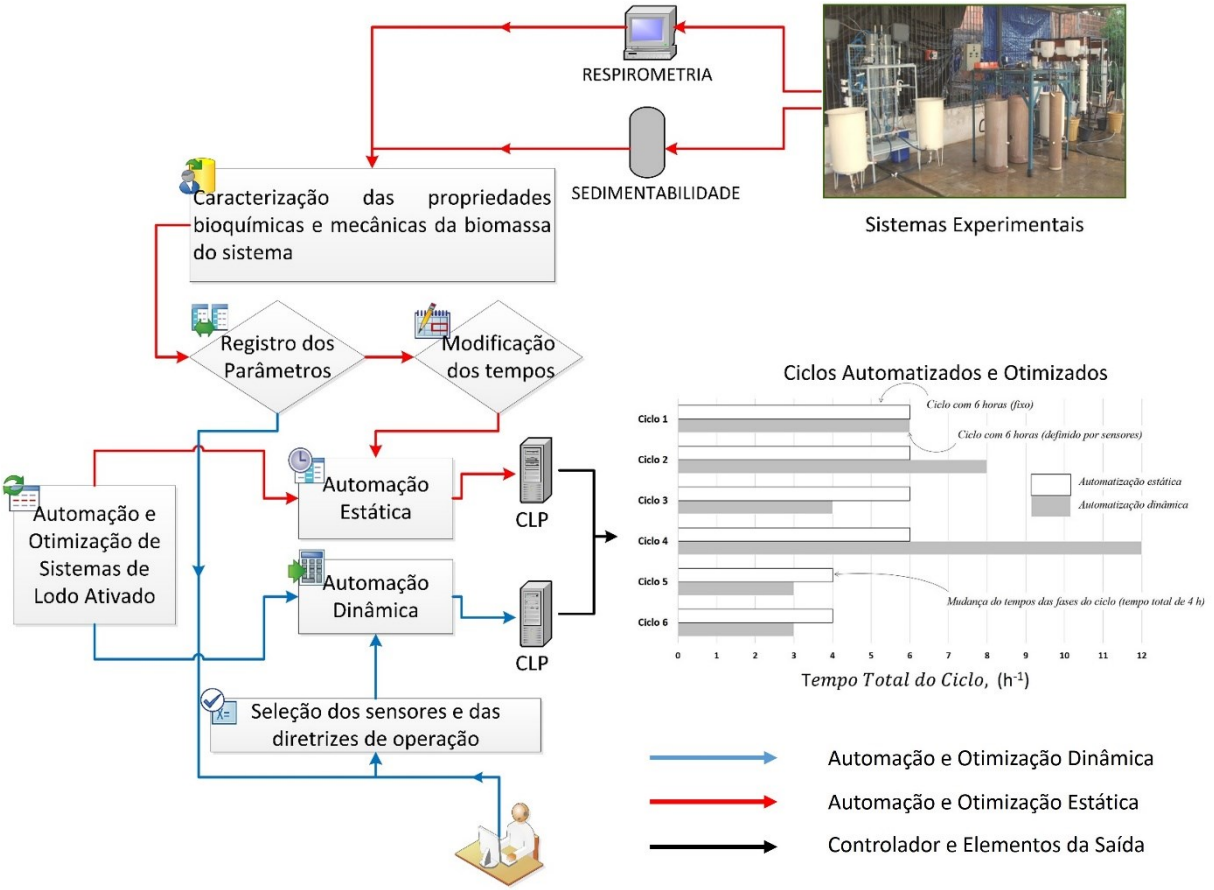
Paralelo a essas atividades, buscou-se aplicar o modelo simplificado de (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999) e realizou-se a devida calibração de alguns parâmetros com base em dados experimentais advindo de 6 sistemas de lodo ativado (4 operados em batelada e 2 contínuos, ver subseção IV.4). Por fim, em ambiente computacional, desenvolveu-se um algoritmo de otimização para sistemas em bateladas sequenciais com base no modelo proposto e nos parâmetros obtidos.

Na **Figura IV.1** apresenta-se um resumo das atividades relatadas e a **Figura IV.2** às insere no contexto de sua aplicação.

Figura IV.1 – Sequência simplificada das atividades desenvolvidas.



Figura IV.2 – Esquema geral das rotinas de implantação da automação dinâmica e automação estática com perspectivas para otimização de sistemas de lodo ativado



FONTE: Próprio Autor.

IV.2. Aperfeiçoamento das Técnicas de Obtenção das Propriedades Bioquímicas e Mecânicas de SSLM.

Com o intuito de garantir qualidade na forma de obtenção dos dados respirométricos, assim como facilitar o uso de suas técnicas, realizou-se um conjunto de experimentos voltados ao aperfeiçoamento dos procedimentos respirométricos, identificando fragilidades e potenciais em cada método utilizado, bem como, quando necessário, foram desenvolvidos novos protocolos, face às particularidades apresentadas em algumas situações. Dessa forma, segue-se uma descrição sobre o tipo de respirômetro utilizado e os procedimentos respirométricos estudados.

IV.2.1. *Respirometria e o Respirômetro Beluga.*

O respirômetro utilizado foi de nome comercial *Beluga*, desenvolvido pelo grupo de pesquisa da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e coordenado pelo professor Adrianus van Haandel. O modelo de respirômetro utilizado contava com operação em batelada de forma aberta (atmosfera livre) e com injeção de ar contínua ou semi contínua (seleção do usuário, sendo a semi contínua a mais comum), suprida por equipamento auxiliares (pequenos injetores de ar ou bombas de aquário) controlados pelo respirômetro. O equipamento em questão não possui protocolo próprio de uso aplicado, contando apenas com um manual de operação detalhando como ligar o equipamento e suas funções ou a experiência de trabalhos anteriores que fizeram uso do referido equipamento. Por essa razão, foi feita uma busca bibliográfica acerca dos avanços e fragilidades que possam ter sido evidenciadas ao longo do tempo, e assim, estabeleceram-se os pontos a serem aperfeiçoados e investigados (**Quadro IV.1**).

O **Quadro IV.1** apresenta um panorama geral de uma seleção de características do teste respirométrico que foram observadas em pesquisas nas quais foi utilizado o respirômetro Beluga. Ressalta-se que o critério utilizado para estabelecer se uma característica foi considerada no trabalho foi o de apenas citá-la direta ou indiretamente. A exemplo dos critérios de amplitude de oxigênio dissolvido mantido no teste, que em grande maioria, foi de 1 a 3 mg/L (“default” do equipamento), não sendo feito um estudo específico para averiguar e/ou padronizar esses valores.

Quadro IV.1 – Características observadas em experimentos de respirometria realizados com sistemas de lodo ativado utilizando o respirômetro Beluga – Arcabouço experimental da UFCG.

Características ↓	Referências																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Efeitos sobre a qualidade da medição do oxigênio dissolvido																		
Relaxação da Leitura de OD	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	●	●	X	X	X
Frequência da leitura de leitura do OD	●	X	X	X	X	X	X	X	X	X	●	X	X	X	X	X	X	X
Amplitude da faixa de OD	●	●	X	X	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Concentração de SSLM ideal para o teste	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	●	X	X	X	X
Ruídos da medição	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Influência da entrada de ar atmosférico e/ou mistura	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Influência do volume do teste sobre a medição da TCO	X	●	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Influência da temperatura sobre a saturação de OD	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Efeito da salinidade na saturação de OD	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Procedimentos para a determinação dos atributos cinéticos e estequiométricos																		
Roteiro para determinação das propriedades bioquímicas	X	X	●	X	●	●	●	●	●	X	●	●	●	●	●	●	●	●
Procedimentos para aceleração da TCO endógena	X	●	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Substratos Utilizados	X	●	X	●	X	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●

Legenda: **1**: (FERNANDES et al., 2001), **2**: (COSTA et al., 2001), **3**: (FERREIRA; COSTA; VAN HAANDEL, 2003), **4**: (SILVA et al., 2003), **5**: (MEDEIROS; CAVALCANTI; VAN HAANDEL, 2005), **6**: (RODRIGUES, 2005), **7**: (SOUZA, 2005), **8**: (DERKS, 2007), **9**: (PORTO, 2007), **10**: (SANTOS, 2007), **11**: (SILVA FILHO, 2009), **12:** (SANTOS, 2009), **13**: (DA NOBREGA, 2010), **14**: (MIRANDA, 2012), **15**: (SANTOS, 2013), **16**: (MENDES, 2014), **17**: (COUTO, 2014), **18**: (OLIVEIRA, 2014), **X**: aspecto não relatado ou observado na pesquisa; ●: aspecto observado ou relatado na pesquisa, de forma direta ou indireta.

Percebe-se através da análise do **Quadro IV.1** que existe uma desparametrização do teste respirométrico, com pouca ênfase em aspectos relacionados a qualidade da obtenção do dado de oxigênio dissolvido. Ademais, apesar de ser recorrente nas literaturas estudadas a descrição de roteiros para a determinação das propriedades bioquímicas e seus substratos utilizados (14 ocorrências em 18 literaturas do **Quadro IV.1**), esses protocolos não seguem um roteiro padrão e não explicitam os motivos das escolhas dos parâmetros envolvidos nos testes.

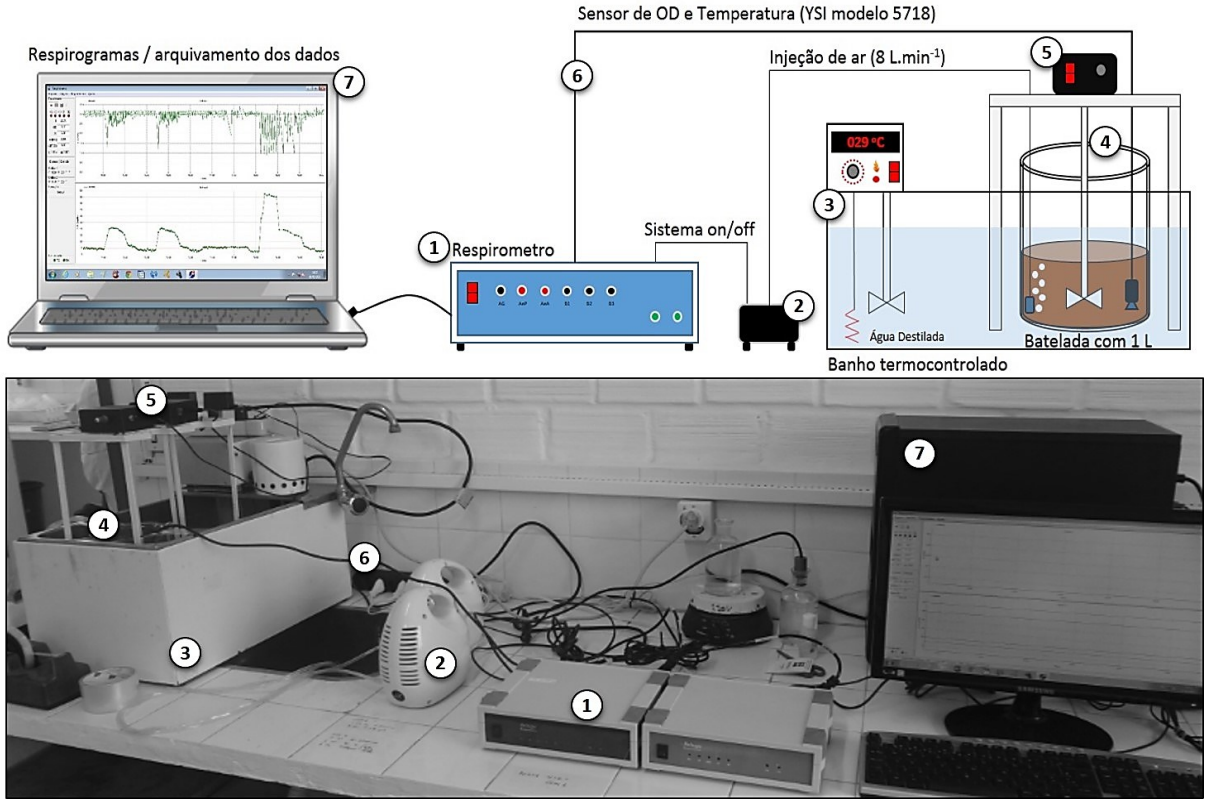
Assim, considerando as lacunas observadas, especialmente nos aspectos pertinentes a qualidade da medição do oxigênio dissolvido, e a falta de padrão do que se deve considerar ao realizar o teste respirométrico, realizaram-se experimentos levando em conta cada característica apresentada no **Quadro IV.1** com o intuito de verificar seu efeito e relacionar as melhores condições de teste, e possível correções.

Para todos os testes respirométricos, os equipamentos utilizados constituíam-se no respirômetro Beluga e seus softwares *Resp S4.0C e Resp S4.024C,* responsáveis pelo controle dos equipamentos auxiliares (injetores de ar) e processamento dos dados (armazenamento das leituras de oxigênio dissolvido, temperatura, desvio padrão dos cálculos da taxa de consumo de oxigênio dissolvido e taxas de consumo de oxigênio dissolvido). O sensor de oxigênio dissolvido e de temperatura utilizado foi do Modelo YSI 5718, (da Yellow Springs Instrument Company, faixas de operação entre -5 a 45 ± 0.3 °C com resolução de 0,1ºC para temperatura; 0 a 200 + 0.3% com resolução de 0,1 % para o oxigênio dissolvido (% de ar saturado) e 0 a 20 mg/L com resolução de 0,01 mg/L para oxigênio dissolvido em mg/L).

Para os testes que envolviam variações de temperatura, um banho em água termo controlado foi providenciado, garantindo assim controle desse parâmetro. Por fim, fez-se necessário de um motor de baixa rotação controlável que acionava um palheta de agitação para manutenção dos SSLM em suspensão na ocasião dos testes, promovendo o contato e mistura da solução. A **Figura IV.3** apresenta o esquema do teste e seus componentes. Detalhes pertinentes a cada teste, bem como modificações dessas condições anteriores encontram-se nas seções específicas.

A leitura do oxigênio poderia ser feita em frequências estabelecidas pelo usuário, bem como as leituras de temperatura. O cálculo da taxa de consumo de oxigênio seguia programação interna e não aberta para o usuário, contundo, tem como base a **Equação III.46** para TCO semi contínua. Como forma de antecipar o cálculo da taxa de consumo de oxigênio, o software dispunha de 3 critérios: (a) após o pulso de injeção de ar e estabelecimento de uma referência superior de oxigênio dissolvido, o equipamento começava a calcular a TCO pela depleção do OD em função do metabolismo, sendo computado o valor ao se atingir um valor de OD inferior ou (b) transcorrido um tempo pré-definido pelo usuário ou (c) atingido um valor de desvio padrão da TCO pré-definido pelo usuário. A **Figura IV.4** apresenta a tela do software *Resp S4.0C* e a forma de selecionar essas funções de antecipação da TCO.

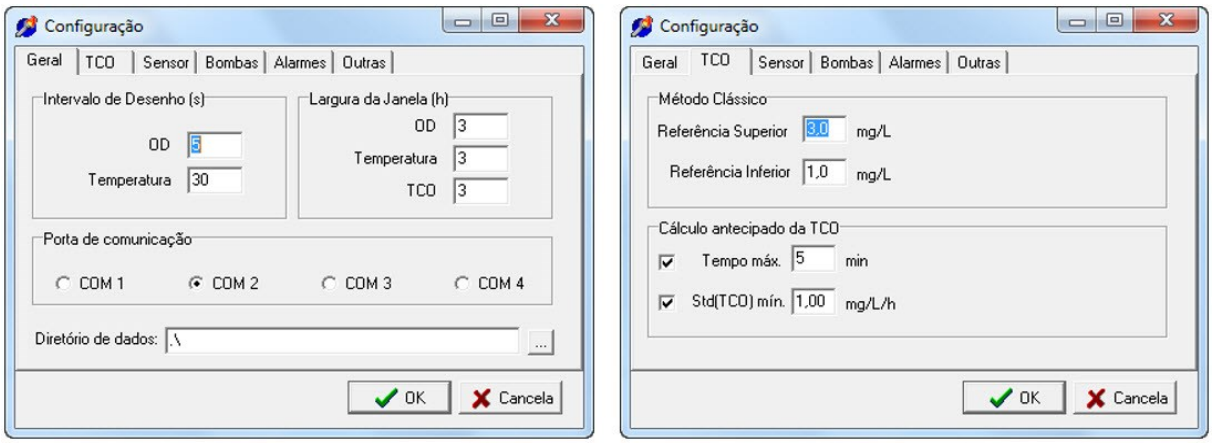
Figura IV.3 – Principais componentes instrumentais de um teste respirométrico utilizado nessa pesquisa.



Legenda: 1: respirômetros, **2**: injetores de ar, **3**: banho termo controlado, **4**: reator em batelada aberto, **5**: motor com haste para agitação, **6**: sensor de oxigênio dissolvido, **7**: central de controle e processamento de dados.

FONTE: próprio autor.

Figura IV.4 – Menu de configurações do Beluga, submenu GERAL e TCO, com destaque para os campos de delimitação do intervalo de OD, delimitação das referências superiores e inferiores de OD e cálculos antecipados da TCO.



FONTE: próprio autor.

IV.2.2. *Efeitos Sobre a Qualidade da Medição do Oxigênio Dissolvido*

Foram realizados 8 experimentos com a finalidade de identificar aspectos que possam interferir sobre a qualidade de medição do oxigênio dissolvido e por conseguinte, na taxa de consumo de oxigênio dissolvido (TCO ou $r_{o,}$). Ressalta-se a importância dessa avaliação pois, independente do modelo de respirômetro ou testes realizados de forma manual, a qualidade do resultado depende das características evocadas nos 8 experimentos seguintes. Portanto, esses experimentos e seus resultados ganham dimensão holística, expandindo-se além do uso do Beluga. Por fim, o uso do referido respirômetro justifica-se pela sua disponibilidade na universidade, não havendo outro modelo ou equipamento similar disponível, não sendo vinculado assim nenhum aspecto comercial ou financeiro em seu uso.

IV.2.2.1. Caracterização da Relaxação da Leitura de OD do Eletrodo e seu Efeito na TCO

Segundo Van Haandel e Marais (1999), existe diferença entre a leitura momentânea do eletrodo de oxigênio dissolvido e o valor real do oxigênio dissolvido. Esse fenômeno é conhecido como relaxação do eletrodo e quanto maior for seu tempo de adaptação, menos confiável será a medição do oxigênio dissolvido bem como a própria determinação da taxa de consumo de oxigênio dissolvido.

Para determinar a constante de relaxação do eletrodo e sua influência na TCO, foi utilizada a **Equação IV.1**.

$$\frac{dOD_m}{d_t} = K_{rel}(OD_m - OD_r) \quad \textbf{(IV.1)}$$

Em que:
OD_m = indicação de concentração de oxigênio dissolvido momentânea apresentada pelo eletrodo (mgOD.L^{-1});
OD_r= concentração verdadeira ou real de oxigênio dissolvido da solução (mgOD.L^{-1});
K_{rel}= constante de relaxação do eletrodo (h^{-1}).

Como era impraticável o conhecimento da concentração verdadeira sem que se fossem feitas leituras no próprio eletrodo (contaminando a determinação da constante de relaxação), foi

preciso manter a concentração de oxigênio dissolvido constante e para tanto fez uso de um zero químico (dosagem de sulfito sódio catalisado com cloreto de cobalto) e uma solução saturada, constantemente aerada. Dessa forma, ao alternar rapidamente o eletrodo do zero químico para a solução saturada, a **Equação IV.1** possuirá concentração de OD verdadeira constante e conhecida (zero e saturação) e poderá ser resolvida como (**Equação IV.2**):

$$\frac{OD_m - OD_r}{OD_{m0} - OD_r} = e^{(-K_{rel} * t)} \quad \textbf{(IV.2)}$$

Em que:

OD_{m0}= leitura inicial no medidor;

t: tempo de transição de uma leitura para outra, partindo do zero até a saturação ($OD_{m\,zero}$, OD_{m1}, OD_{m2}, **...** , $OD_{m\,saturado}$) (h^{-1}).

Com isso, a constante de relação foi determinada como segue: (**Quadro IV.2**)

Quadro IV.2 – Procedimento experimental para a determinação da constante de relaxação do eletrodo (**K_{rel}**) com água destilada.

Determinação experimental da constante de relaxação do Eletrodo (K_{rel})	
1	Foi preparada duas soluções de mesmo volume (1 litro de água destilada) e mesma temperatura, sendo uma solução com zero químico de oxigênio dissolvido (OD real = 0 $mg.L^{-1}$) e outra com água saturada de oxigênio dissolvido, em constante aeração (OD real = ODs);
2	Colocou-se o eletrodo em uma das soluções e aguardou-se até que a concentração medida fosse constante, em média 5 minutos foram suficientes;
3	Estabelecida a concentração constante, mudou-se o eletrodo para a outra solução, registrando o valor de OD_m ao longo do tempo em intervalos regulares (λ = 4s)
4a	Determinou-se o tempo de relaxação (t_r) sabendo que, no instante em que a diferença entre a leitura mensurada e a medida real for um fator 0,37 da diferença inicial ($e^{-1} = \frac{1}{2,72} = 0,37$), será válido que $K_{rel} * t_r = 1$ e $K_{rel} = \frac{1}{t_r}$. (método da estimativa matemática, conforme (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999))
4b	Uma forma alternativa de calcular K_{rel} é através do método dos mínimos quadrados (EQM), onde se busca o melhor ajuste para o conjunto de dados minimizando a soma dos quadrados dos resíduos da diferença entre OD_m e OD_r, onde o valor variável seja K_r.

Como a constate de relaxação é uma propriedade inerente ao conjunto eletrodo/membrana, além de sofrer influencias da temperatura do teste e da força de agitação, deu-se mais ênfase para as características da membrana. Assim, fixou-se a temperatura dos testes e a velocidade de agitação e variou-se os tipos de membrana para averiguar quais os melhores modelos para o contexto de testes respirométricos. Os tipos de membranas usadas foram de alta sensibilidade

(espessura de 0,0005"), membrana padrão (espessura de 0,001"), mediana sensibilidade (espessura de 0,0015") e baixa sensibilidade (espessura de 0,002"), todas da YSI.

IV.2.2.2. Frequência da Leitura e Amplitude da Faixa de OD.

Considerando a relaxação do eletrodo de OD e a grande velocidade com que alguns processos se desempenham, torna-se necessário ajustar os tempos de obtenção dos dados de OD (frequência da leitura em segundos, λ) para o cálculo da TCO. Contudo, essa frequência (λ) de obtenção dos dados deve ser alta o suficiente para que minimize-se o efeito da relaxação da leitura, porém, baixa o suficiente para que não se perca o tempo de detecção da taxa do processo.

Assim, esse efeito foi relacionado com a concentração de SSLM, pois soluções mais concentradas em termos de sólidos ativos vão implicar em maiores taxas de consumo de oxigênio e, por conseguinte, soluções com baixas concentrações de sólidos implicarão em menores taxas de consumo de oxigênio. Dessa forma, utilizando o lodo de descarte de um dos sistemas experimentais e adicionando inibidor da nitrificação, promoveu-se 3 diluições e calculou-se a TCO com as condições estabelecidas na **Tabela IV.1**, com variações da frequência de obtenção dos dados de OD.

Para manter a TCO constante ao longo de todo o teste, foi adicionado uma quantidade elevada de matéria orgânica solúvel (2000 $mgDQO.L^{-1}$) e o pH controlado com solução 0,25 N de NaOH e 0,25N de HCl, quando necessário. A mudança de faixa de oxigênio era feita a cada 3 valores de TCO, perfazendo um total de 378 valores de TCO, sendo utilizado o valor médio da TCO. (7 faixas X 6 frequências de coleta de dados X 3 concentrações de lodo =126)

Tabela IV.1 – Variações na amplitude do oxigênio dissolvido e no tempo de aquisição dos dados aplicados ao teste para as 3 concentrações de lodo testadas.

Faixas de OD aplicadas ($mgOD.L^{-1}$)	OD médio ($mgOD.L^{-1}$)	Amplitude Total ($mgOD.L^{-1}$)	Frequência de coleta do dado de OD (s^{-1})
2-3	2,5	1	1, 5, 8, 10 e 15
2-3,5	2,75	1,5	
2-4	3	2	
2-4,5	3,25	2,5	
2-5	3,5	3	
2-5,5	3,75	3,5	
2-6	4	4	

O lodo utilizado foi coletado de um sistema que não se desenvolvia a remoção de fósforo e por consequência, não tinha organismos acumuladores de fósforo, prevalecendo assim um perfil típico de TCO constante e sem variações. Além disso, como citado anteriormente, foi necessário inibir a nitrificação devido à sua variação da taxa de consumo de oxigênio em função da concentração de OD.

IV.2.2.3. Concentração de SSLM Ideal para o Teste Respirométrico

Uma parte dessa perspectiva foi contemplada no subitem IV.2.2.2, porém, além de ampliar a TCO, concentrações elevadas de sólidos podem influenciar a capacidade de aeração e modificar a concentração de saturação de OD, conforme relatado por (MIRANDA, 2012; SILVA FILHO et al., 2009)

O efeito da concentração de sólidos foi avaliado utilizando o descarte de lodo de um dos sistemas de lodo ativado descritos na Seção IV.4. Como forma de retirar o efeito da taxa de consumo de oxigênio biológica (TCO_b) da expressão descrita na **Equação III.46** e **III.48**, foi necessária a inativação da atividade biológica da biomassa, conforme descrito no **Quadro IV.3**:

Quadro IV.3 – Procedimento utilizado para determinação do efeito da concentração de sólidos sobre a saturação do oxigênio dissolvido em água destilada.

Determinação experimental do efeito da concentração de sólidos na saturação do oxigênio dissolvido.	
1	Foram retirados 3 litros de licor misto adensado e deixado em repouso por 2 dias em pH ajustado para 4 com ácido clorídrico, com vistas a anular o efeito da TCO_b;
2	Após o descarte do sobrenadante, reajustou-se o pH 7 para a neutralidade com solução de hidróxido sódio e o volume restante (sólidos adensados) removidos para tubos de centrífuga de 50 mL;
3	Após a centrifugação a 2500 RPM (rotação por minuto), o sobrenadante é descartado e o centrifugado transferido para vidros de relógio e dispostos em estufa a 100ºC por 2 dias para retirar a umidade restante e finalização da inativação da TCOb;
4	Após a estufa, a massa restante foi macerada e acondicionada em frasco apropriado, sendo esse resíduo utilizado para representar os sólidos no sistema, sem TCOb.

Após inativo, seco e macerado, toda a massa seca foi pesada e foram realizadas diluições para obter as concentrações de teste de 0,2g, 2g, 4g, 6g, 10g e 15 $g.l^{-1}$.

Outro método avaliado para definir o efeito dos SSLM foi o de manter a TCO_b constante, e utilizar o valor dessa TCO na expressão da **Equação III.48** $\left[\left(\frac{dOD_l}{dt}\right) = K_a * (OD_s - OD_l) -\right.$

$TCO_b\right]$. Assim, ao confrontar dados experimentais com os dados simulados pela **Equação III.48**, é possível realizar um ajuste de curvas para determinar o valor de K_a, e por conseguinte, avaliar o efeito da concentração de sólidos no teste.

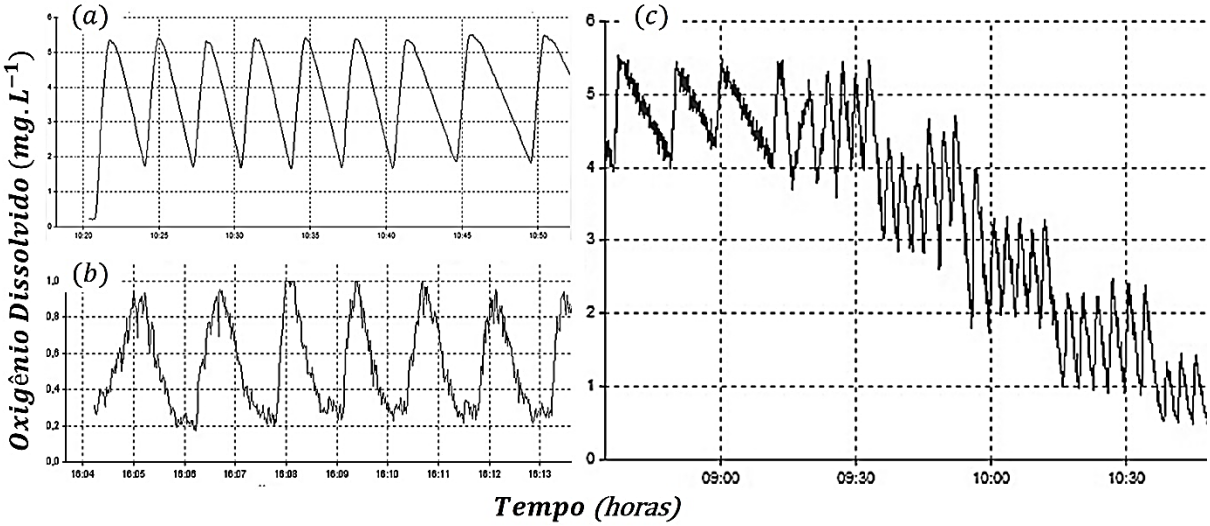
Dessa forma, preconiza-se dois métodos para a determinação do efeito da concentração dos SSLM na capacidade de aeração do sistema.

IV.2.2.4. Ruídos da Medição de Oxigênio Dissolvido

O ruído da medição de oxigênio dissolvido pode ser entendido como sendo oscilações (aleatórias ou não) no sinal elétrico da leitura do sensor de oxigênio dissolvido induzidas por fontes diferentes do que a fonte mensurada (oxigênio dissolvido, no caso em questão). Um exemplo prático é quando temos queda de tensão ou descargas elétricas na linha de alimentação do respirômetro, induzindo ao ruído. Para sua determinação é necessário manter constante o valor do oxigênio dissolvido e arquivar leituras de OD ao longo do tempo. Quanto menor for a variação das leituras, menor será o ruído. A **Figura IV.5** apresenta leituras típicas obtidas no respirômetro Beluga em diferentes situações, onde é perceptível a diferença de intensidade do ruído: (a) pouco ruído ou quase nulo e (b) e (c) ruído evidente.

O efeito do ruído foi mensurado conforme descrito no **Quadro IV.4**. Buscou-se identificar fontes de ruído variando as condições de instalação do teste, com vistas a validar o procedimento. Assim, foram realizados três experimentos: (1) em condições controladas e com minimização das fontes de ruído, (2) em condições não controladas e com possíveis fontes de ruídos e (3) um teste em campo, nos reatores.

Figura IV.5 – Típicas leituras de oxigênio no respirômetro Beluga com diferenças na intensidade do ruído: (a) pouco ruído e (b, c) ruído intenso.



FONTE: adaptado de (a) (SILVA FILHO, 2009), (b) (BUENO, 2011) e (c) próprio autor.

Quadro IV.4 – Procedimento da determinação da presença de ruído nas medições de oxigênio dissolvido.

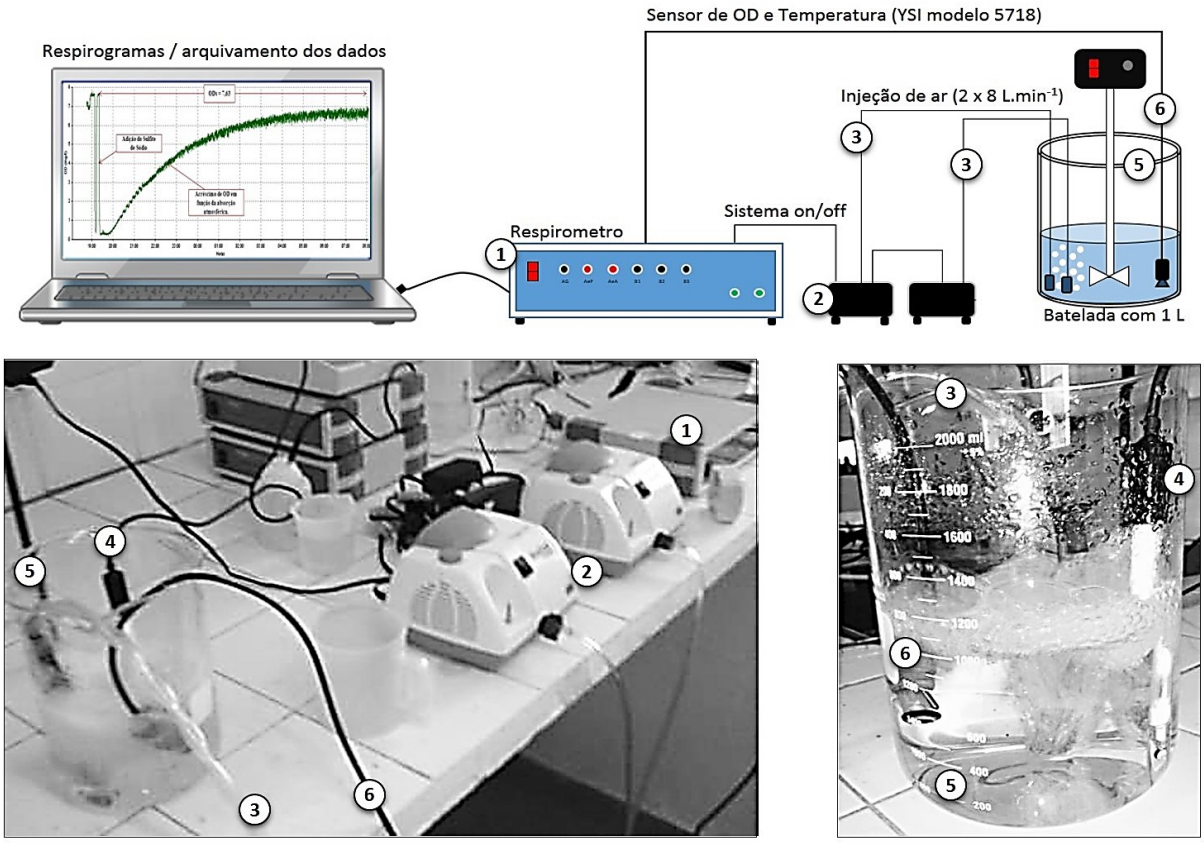
Determinação experimental do efeito do ruído na medida do oxigênio dissolvido.	
1	Prepararam-se duas soluções de mesmo volume (1 litro de água destilada) e mesma temperatura, sendo uma com zero químico de oxigênio dissolvido (OD_m = 0 mg.L^{-1}) e outra com água saturada ($OD_m = OD_s$);
2	Colocou-se o eletrodo em uma das soluções e aguardou-se 1 min ou mais para remover o efeito da relaxação do eletrodo e estabilizar a leitura ($OD_m \approx OD_r$).
3	Após 1 min, registrou-se a leitura do oxigênio dissolvido em intervalos de 5 segundos por um período de 30 min;
4	Mudava-se o eletrodo para a outra solução, aguardando novamente 1 minuto para remover o efeito da relaxação, e em seguida registrou-se a leitura do oxigênio dissolvido em intervalos de 5 segundos por um período de 30 min;
5	Determinava-se o coeficiente de variação do oxigênio dissolvido em cada situação. Quanto maior fosse a variação, maior seria o ruído.

IV.2.2.5. Efeito da Absorção Atmosférica de Oxigênio e da Mistura da Amostra no Balanço do Oxigênio Dissolvido e no Cálculo da TCO

Com o objetivo de caracterizar o efeito que a absorção atmosférica de oxigênio pode exercer na determinação da taxa de consumo de oxigênio dissolvido, bem como o efeito da intensidade da mistura, desenvolveu-se um procedimento experimental para quantificar esses efeitos e desconta-los da medida de TCO, garantindo assim uma determinação mais confiável.

Para tanto, foi realizada uma modificação no esquema ilustrado na **Figura IV.3**, utilizando 2 injetores de ar e água limpa (destilada, com condutividade elétrica <10 μS/cm), conforme o esquema da **Figura IV.6**.

Figura IV.6 – Esquema instrumental utilizado para determinação da capacidade de aeração do sistema de aeração experimental de bancada na determinação do efeito da absorção atmosférica e da mistura.



Legenda: 1: respirômetro, **2**: injetores de ar, **3**: linha fixa de distribuição de ar e difusores de ar (2+3 = sistema de aeração), **4**: condutivímetro, **5**: sistema de bancada, **6**: sensor de oxigênio dissolvido.

FONTE: próprio autor.

Conforme indicado na seção III.5 e nas equações III.39-III.44, é possível definir experimentalmente o valor da constante global de aeração em função da absorção atmosférica (K_{abs}) e da mistura (K_{mix}). O **Quadro IV.5** apresenta o procedimento adotado.

Quadro IV.5 – Procedimento adotado para determinação de K_{abs}, K_{mix} e K_{la}

Determinação experimental de K_{la}, K_{abs} e K_{mix}	
Procedimento para determinação de K_{la}	
1	Os sopradores foram colocados nas condições normais de operação, bem como o reator foi preenchido com água destilada em um volume de 1 litro;
2	Após colocar água no reator, aplicou-se aeração até atingir a concentração de saturação nas condições experimentais. Adicionou-se então uma solução de sulfito de sódio (100 $mg.L^{-1}$) catalisado com cloreto

	de cobalto na relação estequiométrica excedida de 30% para garantir disponibilidade do sulfito para reação (a demanda estequiométrica de 9 $mgO_2.L^{-1}$ é de 71 $mg.L^{-1}$ de Na_2SO_3).
3	Após a adição do sulfito de sódio, desligou-se a aeração para o estabelecimento da menor concentração possível. Nesse caso, o zero é possível mas é importante atentar para que valores marginalmente acima de zero são preferíveis pois assim garante-se que todo sulfito de sódio foi consumido na reação;
4	Com a concentração zero de oxigênio, religou-se a aeração e desde o instante em que o oxigênio dissolvido torne-se diferente de zero, determina-se o seu valor continuamente ou com leituras frequentes. Para cada leitura de oxigênio dissolvido, fez-se um registro do tempo necessário para atingir esse valor, sendo o tempo cumulativo. Essa medição e registro do acréscimo do oxigênio dissolvido em função do tempo deveria se desenvolver até que o valor de OD atingisse a saturação (observada anteriormente);
5	De posse do tempo e da potência dos sopradores, determinava-se o consumo de energia durante o teste;
6	Plotou-se o logaritmo natural da diferença entre a concentração de saturação de O_2 e a concentração atual em função do tempo e determinou-se o valor de K_{la} como a declividade a reta;
Procedimento para determinação de K_{abs}	
1	Remover o OD da água com Sulfito de Sódio Na_2SO_3 e um traço (10 $mg.L^{-1}$) de Cloreto de Cobalto ($CoCl_2$);
2	Quando o OD chegar a zero ou o valor mínimo possível, manter o dispositivo de agitação normal e também na menor rotação possível e determinar a variação da concentração de OD em função do tempo;
3	Plotar os dados de $\ln(OD_s-OD_l)$ em função do tempo de absorção. A declividade da reta resultante é igual à k_{abs}.
Procedimento para determinação de K_{mix}	
1	Repetir procedimento anterior para K_{abs}, porém, com agitação ligada.
2	K_{mix} será a diferença da constante K obtida nesse procedimento do valor valor de K_{abs}.

IV.2.2.6. Efeito do Volume do Teste Respirométrico na TCO

O volume do teste pode ser um aspecto importante no procedimento respirométrico pois quanto maior o volume, maiores serão os requisitos de intensidade de mistura para manter a biomassa em suspensão e de ar. Assim, com vistas a estabelecer um volume de teste que não comprometa a leitura do oxigênio dissolvido, foram realizados testes simples de determinação da taxa de consumo de oxigênio em 3 volumes de teste distintos: 0,5, 1 e 15 litros. Em todos os casos o eletrodo foi mantido imerso no topo do recipiente teste, sendo submerso apenas 5 cm na superfície.

IV.2.2.7. Efeito da Temperatura sobre a Concentração de Saturação do Oxigênio Dissolvido

Para verificar o efeito da temperatura, 1 litro de água destilada foi submetida a oscilações controladas e progressivas de temperatura partindo de 15ºC até 45ºC, de modo que o registro do OD era realizado em cada variação da temperatura.

IV.2.2.8. Efeito da Salinidade sobre a Concentração de Saturação do Oxigênio Dissolvido

Para avaliar o efeito dos sais foram testadas diferentes concentrações de cloreto de sódio em uma batelada de água limpa após adições sucessivas do sal. A aeração era constante, garantindo assim a saturação de ar e após um período de 20 a 30 min, nova massa de sal era adicionada. Paralelamente, foi mensurada também a condutividade elétrica do meio líquido como medida alternativa de verificação da influência de sais.

As concentrações de sais testadas foram: 2,1g, 5g, 10g, 15g, 10g, 25g, 30g e 40g. Para todos os casos, mediu-se o valor de OD_s e condutividade elétrica (CE). Um teste sem sal foi realizado como controle. O esquema do teste seguiu o mesmo demostrado na **Figura IV.6**.

IV.2.3. *Procedimentos para a determinação de propriedades cinéticas e estequiométricas dos SSLM*

Foram investigados diversos fatores que podem influenciar a qualidade dos resultados cinéticos obtidos via respirometria. Assim, uma série de experimentos foi conduzida no intuito de estabelecer os procedimentos mais adequados para a avaliação respirométrica das constantes cinéticas da remoção de matéria orgânica e do nitrogênio, com ênfase na nitrificação.

IV.2.3.1. Seleção do Substrato Padrão para os Testes Respirométricos

Um elemento importante nos estudos respirométricos é a afinidade do grupo alvo investigado com o substrato utilizado para caracterizar sua cinética máxima. Dessa forma, com o intuito de caracterizar qual substrato pode representar com maior amplitude os organismos heterotróficos e autotróficos nitrificantes em testes respirométricos, foram construídos e operados quatro variantes do sistema de lodo ativado, três em regime intermitente e um em fluxo contínuo, todos operados com idade de lodo suficiente para a promoção da nitrificação (maior que 10 dias) sob condições de temperatura de 25 ± 5ºC. Como substratos foram selecionados cinco representantes para fonte de carbono e três para fonte de nitrogênio.

Na **Tabela IV.2** apresentam-se os substratos que foram selecionados para avaliação da taxa específica de utilização de oxigênio e dos substratos. Todos os reagentes foram adquiridos com padrão analítico e preparadas soluções estoque de modo que, em cada pulso dosado nos testes respirométricos, fosse previamente conhecida a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e o

nitrogênio na forma de Amônia (N-NH_4) ou Nitrito que seriam disponibilizados. Para tanto, análises de DQO foram realizadas para os substratos 1, 2, 3, 4, 5 e 6; análises de amônia para os substratos 7 e 8 e por fim, análise de nitrito para o substrato 9.

Tabela IV.2 - Substratos utilizados como fonte de carbono e fonte de nitrogênio nos ensaios respirométricos.

Nº	Substratos	Função Química	Fórmula Molecular	Grupo Alvo
1	Acetato de Etila	Éster Simples	$C_4H_8O_2$	Organismos heterotróficos
2	Acetato de Sódio	Sal Trihidratado	$C_2H_3NaO_2$	
3	Etanol (Álcool Etílico)	Álcool	C_2H_6O	
4	Fenol	Fenol	C_6H_6O	
5	Glicose	Monossacarídeo	$C_6H_{12}O_6$	
6	Bicarbonato de Amônio	Carbonato Ácido de Hidrogênio e Amônia	NH_4HCO_3	Organismos autotróficos nitrificantes (nitritadores e nitratadores)
7	Cloreto de Amônio	Sal Amoníaco	NH_4Cl	
8	Nitrito de Sódio	Sal	$NaNO_2$	

Os sistemas utilizados para geração dos lodos que seriam conduzidos aos testes respirométricos foram montados e operados simultaneamente, tendo como afluente esgoto sanitário. No **Quadro IV.6** apresenta-se uma breve descrição sobre os sistemas operados. Maiores detalhes sobre as características dos sistemas serão apresentados nas seções seguintes.

Quadro IV.6 – Sistemas utilizados para obtenção do lodo dos testes de seleção dos substratos padrões.

Sistemas		Característica Conceitual
S1	*University of Cape Town* com quatro reatores (UCT)	Sistema em fluxo contínuo especialista na remoção de fósforo e com duas zonas dedicadas para desnitrificação (pré e pós-D). Composto de quatro reatores sendo o primeiro um reator anaeróbio, o segundo um reator anóxico, o terceiro aeróbio e o quarto reator anóxico.
S2	Reator em Batelada Sequencial de câmara única (coluna de bolhas)	Um reator clássico em fluxo intermitente, contendo apenas uma câmara de reação. Nesse reator foram estabelecidos ciclos de 5 fases; 1 - Alimentação, 2 – Sem Oxigênio, 3 - Aeração, 4 - Sedimentação, 5 - Descarte do esgoto tratado.
S3	Reator em Batelada Sequencial de duas câmaras (zonas dedicadas ou air lift)	Sistema composto de duas câmaras de reação comunicantes, sendo uma destinada para ambiente aeróbio (promovendo nitrificação) e a outra para ambiente anóxico (recebendo nitrato da primeira).
S4	Reator em Batelada Sequencial de câmara única (aeração prolongada)	Similar ao reator 2, contudo, aplicou-se maior idade de lodo (30 dias) e menor vazão afluente.

IV.2.3.2. Método Respirométrico para a Determinação das Constantes de Utilização dos Substratos – Descrição da Cinética da Oxidação da Matéria Orgânica e da Nitrificação

As constantes de utilização de substratos podem ser categorizadas de acordo com o modelo adotado, que podem incorporar mais ou menos processos ao procedimento respirométrico estudado. No estudo em questão, considera-se o modelo **ASM-HA1**, descrito em (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012), que tem como base o modelo de (MONOD, 1949) para crescimento microbiano. Uma modificação foi acrescentada no modelo em questão, incluindo a nitrificação com duas etapas e suas constantes cinéticas e estequiométricas. Maiores detalhes sobre o modelo ASM-HA1 serão apresentados nas seções seguintes (diagrama do modelo, decaimento do lodo, produção de lodo, etc), atentando-se aqui apenas para a perspectiva respirometrica da obtenção das constantes cinéticas dos processos envolvidos.

De início, parte-se do pressuposto básico de que a conversão da matéria orgânica biodegradável em massa bacteriana pode ser expressa em função da própria massa de microrganismos em um dado instante de tempo, conforme Monod. Assim, a taxa de crescimento de lodo ativo (r_C^{HET}) pode ser definida como uma equação diferencial de primeira ordem (**Equação IV.3**)

$$r_C^{HET} = \left(\frac{dX_a^{HET}}{dt}\right) = \mu_{esp}^{HET} * X_a^{HET} \quad \textbf{(IV.3)}$$

Em que:

r_C^{HET}, $\left(\frac{dX_a^{HET}}{dt}\right)$= taxa de crescimento bruto das bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio (mgX_a^{HET}.L^{-1}.d^{-1});

μ_{esp}^{HET}= taxa de crescimento específico das bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio (d^{-1});

X_a^{HET}= concentração de lodo ativo heterotrófico (mgX_a^{HET}.L^{-1});

Monod (1949) também estabeleceu uma relação para definir a taxa de crescimento específica (r_C^{HET}) em função da concentração do substrato. Como considera-se a matéria orgânica biodegradável como principal substrato limitante do crescimento heterotrófico em ambiente

aeróbio, a expressão de Monod em função da inibição por substrato será expressa como: (**Equação IV.4**)

$$r_C^{HET} = \left(\frac{dX_a^{HET}}{dt}\right) = \mu_{max}^{HET} * \frac{S_{ba}}{S_{ba}+K_{ss}^{HET}} \quad \textbf{(IV.4)}$$

Em que:

S_{ba}= DQO biodegradável afluente (mg.L^{-1});

K_{ss}^{HET}= constante de meia saturação para o substrato S_{ba} (mgDQO.L^{-1}).

μ_{max}^{HET}= taxa de crescimento específico máxima das bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio (d^{-1});

Contudo, a dificuldade analítica da determinação de μ_{max}^{HET} e, especialmente X_a^{HET}, traz um empecilho técnico no uso direto da expressão de Monod como descrita na **Equação IV.3 e IV.4**. Assim, (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012) definiram que a taxa de crescimento (r_C^{HET}) também pode ser expressa em função da taxa de consumo do substrato (r_U^{Sba}) e que esta é dependente da concentração desse substrato. Assim, temos: (**Equação IV.5 e IV.6**)

$$r_C^{HET} = \left(\frac{dX_a^{HET}}{dt}\right) = -Y_{obs}^{HET} * \left(\frac{dS_{ba}}{dt}\right) = Y_{obs}^{HET} * r_U^{Sba} \quad \textbf{(IV.5)}$$

$$r_U^{Sba} = \left(\frac{dS_{ba}}{dt}\right) = K_{ms}^{HET} * \frac{S_{ba}}{S_{ba}+K_{ss}^{HET}} * X_a^{HET} \quad \textbf{(IV.6)}$$

Em que:

Y_{obs}^{HET}= fator de crescimento de lodo observado (mgX_v .mgDQO^{-1});

r_U^{Sba}, $\left(\frac{dS_{ba}}{dt}\right)$= taxa de utilização da matéria orgânica biodegradável (mgDQO.L^{-1}.d^{-1});

K_{ms}^{HET}= taxa específica de utilização do substrato (mgDQO.mg$X_a^{HET}$$^{-1}$.d^{-1}).

Assim, combinando as **Equações IV.5 e IV.6**, temos: (**Equação IV.7 e IV.8**):

$$r_C^{HET} = \left(\frac{dX_a^{HET}}{dt}\right) = Y_{obs}^{HET} * K_{ms}^{HET} * \frac{S_{ba}}{S_{ba}+K_{ss}^{HET}} * X_a^{HET} \quad \textbf{(IV.7)}$$

$$r_C^{HET} = \left(\frac{dX_a^{HET}}{dt}\right) = \mu_{max}^{HET} * \frac{S_{ba}}{S_{ba}+K_{ss}^{HET}} * X_a^{HET} \quad \textbf{(IV.8)}$$

A utilização prática da expressão **IV.7** é limitada devido à necessidade de se obter os parâmetros S_{ba} e X_a^{HET} e a decorrente dificuldade analítica desse procedimento. Assim, (MARAIS; EKAMA, 1976) propuseram que taxa de utilização do material orgânico (r_U^{Sba}) fosse medida através da determinação da taxa de consumo de oxigênio exógena (TCO_{exo}^{HET}) relacionada com a taxa de utilização do substrato. A expressão da relação entre r_U^{Sba} e TCO_{exo}^{HET} é apresentada na **Equação IV.9**.

$$TCO_{exo}^{HET} = (1 - f_{cv} * Y_{obs}^{HET}) * r_u^{Sba} \quad \textbf{(IV.9)}$$

Em que:

f_{cv}= razão de DQO/X_v em lodo volátil (mgDQO.mgX_v^{-1})

TCO_{exo}^{HET} = taxa de consumo de oxigênio máxima exógena das bactérias heterotróficas metabolizando DQO solúvel e com Sba >>> K_{ss}^{HET} (mgO_2.L^{-1}.h^{-1}).

Dessa forma é possível estabelecer uma relação indireta entre a TCO_{exo}^{HET} e a (r_C^{HET}), conforme apresentado na **Equação IV.10**, sendo esta a principal expressão para os usos respirométricos da caracterização da cinética dos organismos heterotróficos desse trabalho.

$$r_C^{HET} = \left(\frac{dX_a^{HET}}{dt}\right) = Y_{obs}^{HET} * r_u^{Sba} = \frac{Y_{obs}^{HET}}{\left(1-f_{cv}*Y_{obs}^{HET}\right)} * TCO_{exo}^{HET} \quad \textbf{(IV.10)}$$

Em relação a nitrificação, vale o mesmo raciocínio proposto para as bactérias heterotróficas, posto que a nitrificação também pode ser descrita segundo o modelo básico de Monod (DERKS, 2007; DOWNING; HOPWOOD, 1964; SILVA FILHO, 2009; SPANJERS et al., 1996). Assim, temos que a taxa de crescimento bruto das bactérias nitrificantes é dada por (**Equação IV.11**):

$$r_C^{N1,2} = \left(\frac{dX_a^{N1,2}}{dt}\right) = \left(\frac{dX_a^{N1}}{dt}\right) + \left(\frac{dX_a^{N2}}{dt}\right) \quad \textbf{(IV.11)}$$

Em que:

$r_C^{N1,2}$, $\left(\frac{dX_a^{N1,2}}{dt}\right)$ = taxa de crescimento bruto das bactérias autotróficas nitrificantes com nitrificação total ou duas fases ($N_{1,2}$) (mg$X_a^{N1,2}$.L^{-1}.d^{-1});

$\left(\frac{dX_a^{N1}}{dt}\right)$ = taxa de crescimento bruto das bactérias autotróficas através da nitritação ou nitrificação parcial (N_1) (mg$X_a^{N1,}$.L^{-1}.d^{-1});

$\left(\frac{dX_a^{N2}}{dt}\right)$ = taxa de crescimento bruto das bactérias autotróficas através da nitratação ou nitrificação de segunda fase (N_2) (mgX_a^{N2}.L^{-1}.d^{-1});

$X_a^{N1,2}$= concentração de lodo ativo nitrificante total (mg$X_a^{N1,2}$.L^{-1});

$X_a^{N1,2}$= concentração de lodo ativo apenas de nitritadoras (mg$X_a^{N1,}$.L^{-1});

$X_a^{N1,2}$= concentração de lodo ativo apenas de nitratadoras (mgX_a^{N2}.L^{-1}).

Relacionado as taxas brutas de crescimento com os fatores de rendimento celular, temos que (**Equação IV.12 e IV.13**):

$$r_C^{N1,2} = \left(\frac{dX_a^{N1,2}}{dt}\right) = \left(Y_{obs}^{N1} * K_{ms}^{N1} * \frac{N_a}{N_a + K_{ss}^{N1}} * X_a^{N1}\right) + \left(Y_{obs}^{N2} * K_{ms}^{N2} * \frac{N_{no2}}{N_{o2} + K_{ss}^{N2}} * X_a^{N2}\right) \quad \textbf{(IV.12)}$$

$$r_C^{N1,2} = \left(\frac{dX_a^{N1,2}}{dt}\right) = \left(\mu_{max}^{N1} * \frac{N_a}{N_a + K_{ss}^{N1}} * X_a^{N1}\right) + \left(\mu_{max}^{N2} * \frac{N_{no2}}{N_{o2} + K_{ss}^{N2}} * X_a^{N2}\right) \quad \textbf{(IV.13)}$$

Em que:

Y_{obs}^{N1}= coeficiente observado de rendimento de biomassa nitritadora (mgX_a^{N1}.L^{-1}.d^{-1});

K_{ms}^{N1}= taxa específica de utilização do substrato N^1=N_a (mgN^1.mg$X_a^{N1\text{-}1}$.d^{-1});

N_a= concentração de nitrogênio na forma de amônia afluente (mgN_a.L^{-1});

K_{ss}^{N1}= constante de meia saturação para o substrato amônia (N^1=N_a) (mgN_a.L^{-1});

Y_{obs}^{N2}= coeficiente observado de rendimento de biomassa nitratadora (mgX_a^{N2}.L^{-1}.d^{-1});

K_{ms}^{N2}= taxa específica de utilização do substrato N^2=NO_2^- (mgN^2.mg$X_a^{N1\text{-}1}$.d^{-1});

N_{no2}= concentração de nitrogênio na forma de nitrito N^2=NO_2^- (mgNO_2^-.d^{-1});

K_{ss}^{N2}= constante de meia saturação para o substrato nitrito (NO_2^-) (mgNO_2^-.L^{-1});

μ_{max}^{N1}= taxa de crescimento bruto das bactérias autotróficas através da nitritação ou nitrificação parcial (N_1) (mg$X_a^{N1,}$.L^{-1}.d^{-1});
μ_{max}^{N2}= taxa de crescimento bruto das bactérias autotróficas através da nitratação ou nitrificação de segunda fase (N_2) (mgX_a^{N2}.L^{-1}.d^{-1});

Contudo, a estequiometria do consumo de nitrogênio é diferente da aplicada ao consumo de matéria orgânica, precisando reajustar os valores de K_{ms}^{N1} e K_{ms}^{N2} para uso aplicado na **Equação IV.12**. Sabendo que a relação estequiométrica exata da equivalência de nitrogênio amoniacal e nitrogênio na forma de nitrito é (**Equações IV.14**, **IV.15 e IV.16**)

$$K_{ms}^{N1,2} = \frac{TCO_{exo}^{N1,2}}{4{,}57} \quad \textbf{(IV.14)}$$

$$K_{ms}^{N1} = \frac{TCO_{exo}^{N1}}{3{,}43} \quad \textbf{(IV.15)}$$

$$K_{ms}^{N2} = \frac{TCO_{exo}^{N2}}{1{,}14} \quad \textbf{(IV.16)}$$

Em que:
$TCO_{exo}^{N1,2}$ = taxa de consumo de oxigênio máxima exógena das bactérias autotróficas na nitrificação completa ($N^{1,2}$) metabolizando amônia e nitrito (N_a e NO_2^-) com N_a >>> K_{ss}^{N1} e NO_2^- >>> K_{ss}^{N2} ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$);
TCO_{exo}^{N1}= taxa de consumo de oxigênio máxima exógena das bactérias autotróficas na nitritação (N^1) metabolizando amônia com N_a >>> K_{ss}^{N1} ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$);
TCO_{exo}^{N2}= taxa de consumo de oxigênio máxima exógena das bactérias autotróficas na nitratação (N^2) metabolizando nitrito NO_2^- >>> K_{ss}^{N2} ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$).
4,57= demanda estequiométrica de oxigênio para a oxidação de 1g de gNH_4-N a nitrato;
3,43= demanda estequiométrica de oxigênio para a oxidação de 1g de gNH_4-N a nitrito;
1,14= demanda estequiométrica de oxigênio para a oxidação de 1g de NO_2 a nitrato.

Então, dessa forma, é possível relacionar a $TCO_{exo}^{N1,2}$ com a $r_C^{N1,2}$, combinando a **Equação IV.12** com as **Equações IV.14, IV.15 e IV.16.** Como resultado temos a **Equação IV.17**.

$$r_C^{N1,2} = \left(\frac{dX_a^{N1,2}}{dt}\right) = \left(Y_{obs}^{N1} * \frac{TCO_{exo}^{N1}}{3{,}43} * \frac{N_a}{N_a + K_{ss}^{N1}} * X_a^{N1}\right) + \left(Y_{obs}^{N2} * \frac{TCO_{exo}^{N2}}{1{,}14} * \frac{N_{no2}}{N_{o2} + K_{ss}^{N2}} * X_a^{N2}\right) \quad \textbf{(IV.17)}$$

Com isso, considera-se um conjunto de constantes que precisam ser determinadas para a correta caracterização da cinética do metabolismo heterotrófico na oxidação do material orgânico e da nitrificação e que podem ser estimadas através da respirometria. Na **Tabela IV.3** é apresentado um resumo dessas constantes e com qual processo se relaciona. Destaca-se que, para a nitrificação, apesar de que em muitas pesquisas consideram-se apenas a nitrificação em 1 única etapa (BASSIN, 2008; VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012), serão utilizadas para efeito de comparação as duas formas de abordagem (nitrificação em 1 etapa e nitrificação em 2 etapas).

As formas de obtenção das constantes relacionadas na **Tabela IV.3** serão avaliadas no contexto da presente tese com vistas a definir procedimentos que possam ser seguidos e utilizados no processo de otimização dos projetos de sistemas RBS.

A cinética da desnitrificação e da biodesfosfatação foi discutida separadamente devido as particularidades apresentadas por esses processos e por conta da não obtenção direta dos seus parâmetros via respirometria (CRONJE et al., 2002; UBISI et al., 1997).

Tabela IV.3 – Resumo dos parâmetros cinéticos que podem ser obtidos direta ou indiretamente via respirometria

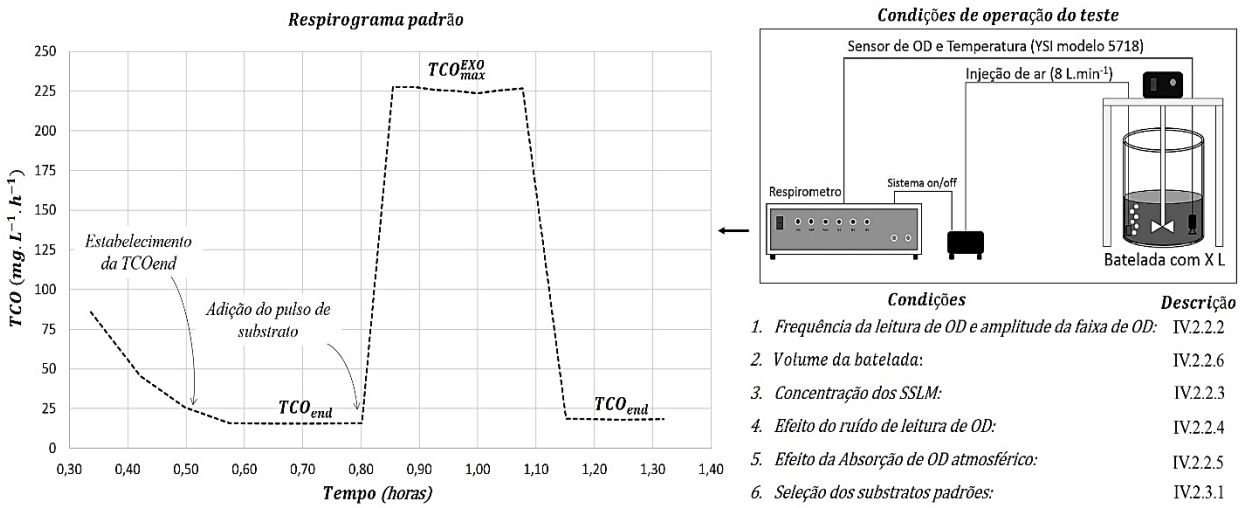
Constantes	Equação para obtenção e/ou formas de obtenção	
Para o consumo de matéria orgânica biodegradável (S_{ba}) – Organismos Heterotróficos		
r_C^{HET}	$\frac{Y_{obs}^{HET}}{(1 - f_{cv} * Y_{obs}^{HET})} * TCO_{exo}^{HET}$	(IV.10)
r_U^{Sba}	$K_{ms}^{HET} * \frac{S_{ba}}{S_{ba} + K_{ss}^{HET}} * X_a^{HET}$	(IV.6)
Y_{obs}^{HET}	Obtido através de verificações de campo e testes específicos. O valor de Y_{obs}^{HET} tende a ser diferente e menor do que Y_{real}^{HET} em função das condições especificas do sistema, da água residuária, dos fatores ambientais, etc. O valor de Y_{real}^{HET} pode ser obtido diretamente do teste respirométrico, sendo considerado como a fração restante da DQO adicionada que não foi oxidada. Ver subseção IV.2.3.3.	
f_{cv}	Obtido através de verificações experimentais. Distinguem-se 3 métodos: (1) analítico, (2) matemático com interações com outras equações e (3) métodos de verificação direta. Ver subseção IV.2.3.3	
TCO_{exo}^{HET}	$(1 - f_{cv} * Y_{obs}^{HET}) * \left(K_{ms}^{HET} * \frac{S_{ba}}{S_{ba} + K_{ss}^{HET}} * X_a^{HET}\right)$	(IV.9) + (IV.6)
K_{ms}^{HET}	Obtido através dos testes respirométricos padrões, com pulsos de matéria orgânica. Expresso em mgDQO.mg$X_a^{HET\text{-}1}$.d^{-1}. Ver subseção IV.2.3.3.	
K_{ss}^{HET}	Obtido através testes respirométricos específicos para a sua determinação. Ver subseção IV.2.3.4.	
X_a^{HET}	Obtido através de equações de balanço de massas. Distinguem-se 3 equações Ver subseção IV.2.3.3	
Para o consumo de amônia e nitrito (NH_4^+ e NO_2^-) – Organismos Nitrificantes		
$r_C^{N1,2}$	$\left(Y_{obs}^{N1} * \frac{TCO_{exo}^{N1}}{3{,}43} * \frac{N_a}{N_a + K_{ss}^{N1}} * X_a^{N1}\right) + \left(Y_{obs}^{N2} * \frac{TCO_{exo}^{N2}}{1{,}14} * \frac{N_{no2}}{N_{o2} + K_{ss}^{N2}} * X_a^{N2}\right)$	(IV.17)
r_C^{N1}	$\left(Y_{obs}^{N1} * \frac{TCO_{exo}^{N1}}{3{,}43} * \frac{N_a}{N_a + K_{ss}^{N1}} * X_a^{N1}\right)$	(IV.17)
r_C^{N2}	$\left(Y_{obs}^{N2} * \frac{TCO_{exo}^{N2}}{1{,}14} * \frac{N_{no2}}{N_{o2} + K_{ss}^{N2}} * X_a^{N2}\right)$	(IV.17)
Y_{obs}^{N1}, Y_{obs}^{N2}	Obtido através de testes específicos para cada grupo (nitritadoras e nitratadoras). Semelhante ao rendimento para os grupos heterotróficos, é conhecido também um valor de Y_{real}^{N1} e Y_{real}^{N2}, que possuem valores maiores que os valores de rendimento observados. Os valores de rendimento reais são obtidos dos testes respirométricos em condições ideais.	
TCO_{exo}^{N1}, TCO_{exo}^{N2}	Obtido através de testes respirométricos com pulsos de substratos Amônia e Nitrito. O reajuste das equações IV.15 e IV16 também dão condições de estimativas. $TCO_{exo}^{N1} = K_{ms}^{N1} *$ 3,43 e $TCO_{exo}^{N2} = K_{ms}^{N2} * 1{,}14$	
K_{ss}^{N1}, K_{ss}^{N2}	Obtido através testes respirométricos específicos para a sua determinação. Ver subseção IV.2.3.4	
$K_{ms}^{N1,2}$	Obtido através dos testes respirométricos padrões, com pulsos de amônia e nitrito em conjunto ou apenas com amônia mas sem inibição das bactérias nitratadoras Expresso em mgNH_4^+.mg$X_a^{N1,2\text{-}1}$.d^{-1}.	
K_{ms}^{N1}, K_{ms}^{N2}	Obtido através dos testes respirométricos padrões, com pulsos de amônia com inibição das nitratadoras para K_{ms}^{N1} e com pulsos de nitrito para K_{ms}^{N2}. Expresso em mgNH_4^+.mg$X_a^{N1,2\text{-}1}$.d^{-1}.	
X_a^{N1}, X_a^{N2}	Obtido através de equações de balanço de massas. Distinguem-se 3 equações.	

IV.2.3.3. Determinação das Constantes de Utilização do Substrato: $\boldsymbol{K_{ms}^{HET}}$, $\boldsymbol{K_{ms}^{N1}}$, $\boldsymbol{K_{ms}^{N2}}$ *e* $\boldsymbol{K_{ms}^{N1,2}}$

Os testes para determinação da taxa de utilização dos substratos foram determinados e avaliados após a seleção das melhores condições obtidas dos testes descritos nos sub itens IV.2.2.1 (relaxação da leitura de OD), IV.2.2.2 (frequência da leitura e amplitude da faixa de OD), IV.2.2.3 (concentração de SSLM ideal para o teste respirométrico), IV.2.2.4 (ruídos da medição de oxigênio dissolvido), IV.2.2.5 (efeitos da absorção atmosférica de oxigênio e da mistura), IV.2.2.6 (efeito do volume do teste) e IV.2.3.1 (seleção dos substratos padrões).

Contudo, o procedimento padrão utilizado foi o mesmo, variando e considerando apenas as condições explicitadas nos sub itens citados anteriormente. A **Figura IV.7** resume o respirograma padrão obtido e os elementos básicos de suas características além de elencar as condições do teste.

Figura IV.7 – Detalhes do procedimento para a determinação de $\boldsymbol{K_{ms}^{HET}}$, $\boldsymbol{K_{ms}^{N1}}$, $\boldsymbol{K_{ms}^{N2}}$ e $\boldsymbol{K_{ms}^{N1,2}}$



FONTE: próprio autor.

Da **Figura IV.7** percebe-se 3 instantes fundamentais:

(1) O estabelecimento da TCO_{end}: esse instante foi caracterizado e considerado de forma visual, após a percepção da repetição de medições constantes e contínuas do mesmo valor de TCO. Uma faixa usual de TCO_{end} é entre 10 a 20 $mg.L^{-1}.h^{-1}$, para X_t entre 1 a 3 $g.L^{-1}$. Assim, quando o valor de TCO estivesse dentro dessa faixa e sem oscilações bruscas, considerava-se a TCO_{end}.

(2) O instante da adição do substrato: após estabelecida a TCO_{end}, configura-se o momento ideal para a adição do substrato que irá induzir a expressão metabólica máxima do consumo de oxigênio (TCO_{max}^{EXO}), relacionando dessa forma a taxa máxima de consumo do substrato adicionado bem como a taxa máxima de crescimento. O entendimento de que essa TCO_{max}^{EXO} realmente encontrava-se na sua taxa máxima advém das condições na qual o teste foi realizado, sendo assim compreendido como TCO_{max}^{EXO} para as condições do teste.
(3) O instante do retorno da TCO_{end}: Esse instante sinaliza o fim do substrato adicionado, pontuando o local onde deve-se considerar para efeito de cálculos e indicando um novo instante para um novo teste.

Dessa forma, as constantes de utilização dos substratos foram determinadas através da obtenção da TCO_{max}^{EXO} exercida para cada substrato: fonte de matéria orgânica solúvel facilmente biodegradável para K_{ms}^{HET}, fonte de nitrogênio na forma de amônia e sem inibição da nitratação para $K_{ms}^{N1,2}$, fonte de nitrogênio na forma de amônia e com inibição da nitratação para K_{ms}^{N1} e fonte de nitrogênio na forma de nitrito para K_{ms}^{N2}.

Para a determinação de K_{ms}^{HET} fez-se uso de dois métodos, ambos com base na $TCO_{exo,max}^{HET}$: (1) determinação respirometrica e (2) determinação com dados respirométricos e de campo.

O método respirométrico tem como base as **Equações IV.18** e **IV.19**, onde suas origens deriva-se predominantemente de parâmetros respirométricos.

$$K_{ms}^{HET} = \frac{f_{oxi} * TCO_{exo,max}^{HET} * 24}{X_{a,resp}^{HET}} \quad \textbf{(IV.18)}$$

$$X_{a,resp}^{HET} = TCO_{end,méd}^{HET} * \frac{24}{[f_{cv} * (1-f) * b_h^t]} \quad \textbf{(IV.19)}$$

Em que:
f_{oxi}: fração da matéria orgânica que é oxidada (adimensional);
$TCO_{exo,max}^{HET}$: taxa de consumo exógina máxima para os organismos heterotróficos ($mg.L^{-1}.h^{-1}$)
$X_{a,resp}^{HET}$: concentração de organismos heterotróficos ativos, equação respirometrica ($mgXa.L^{-1}$)
f_{cv}: razão DQO/X_v em lodo orgânico ($mgDQO.mgX_v^{-1}$);

f: fração do lodo ativo decaído que se torna resíduo endógeno (adimensional)
b_h^t: constante de decaimento de lodo heterotrófico na temperatura (t) do teste (d^{-1}).

Pode-se atribuir valores tabelados para a constante de decaimento b_h^t e os parâmetros estequiométricos f_{cv} e f, contudo, nessa pesquisa, desenvolveu-se experimentos auxiliares para a determinação experimental dessas constantes, ver seção IV.4.2. A constante de decaimento b_h^t foi determinada de acordo com a **Equação IV.20** e a constante f_{cv} de acordo com **a Equação IV.21**. A constante f foi determinada experimentalmente, como descrito na seção IV.4.2.

$$b_h^t = b_h^{20} * \theta_{HET}^{(t-20)} \quad \textbf{(IV.20)}$$

$$f_{cv} = \frac{DQO\ de\ X_v}{X_v} \quad \textbf{(IV.21)}$$

Em que:
b_h^{20}: constante de decaimento de lodo heterotrófico em 20 ºC (d^{-1});
θ_{HET}: constante de Arrhenius para dependência da temperatura (adimensional);
t: temperatura do teste (ºC);
$DQO\ de\ X_v$: DQO de 1g de lodo ($mgDQO.L^{-1}$);

A fração da matéria orgânica que foi adicionada no teste respirométrico (S_{bs}^{RESP}) que é oxidada (f_{oxi}^{HET}) também conhecida como fração catabolica (f_{cat}^{HET}), é obtida diretamente do teste respirométrico através de um artifício matemático da integração da área obtida no gráfico acima da TCO_{end}. Entende-se que a área do gráfico superior a TCO_{end} corresponde à fração da matéria orgânica que foi utilizada no metabolismo catabolico, sendo portanto o restante destinado para o metabolismo anabólico (f_{anab}^{HET}), conforme expresso nas **Equações IV.22 e IV.23**. Ressalta-se também que em cada pulso de substrato adicionado, é esperado um pequeno aumento na TCO_{end}, devido ao crescimento de X_a^{HET}. Esses elementos são apresentados no respirogramas típico da **Figura IV.8**.

$$f_{oxi}^{HET} = \frac{A_{trapézio}^{HET}}{S_{bs}^{RESP}} \quad \textbf{(IV.22)}$$

$$f_{anab}^{HET} = 1 - f_{oxi}^{HET} \quad \textbf{(IV.23)}$$

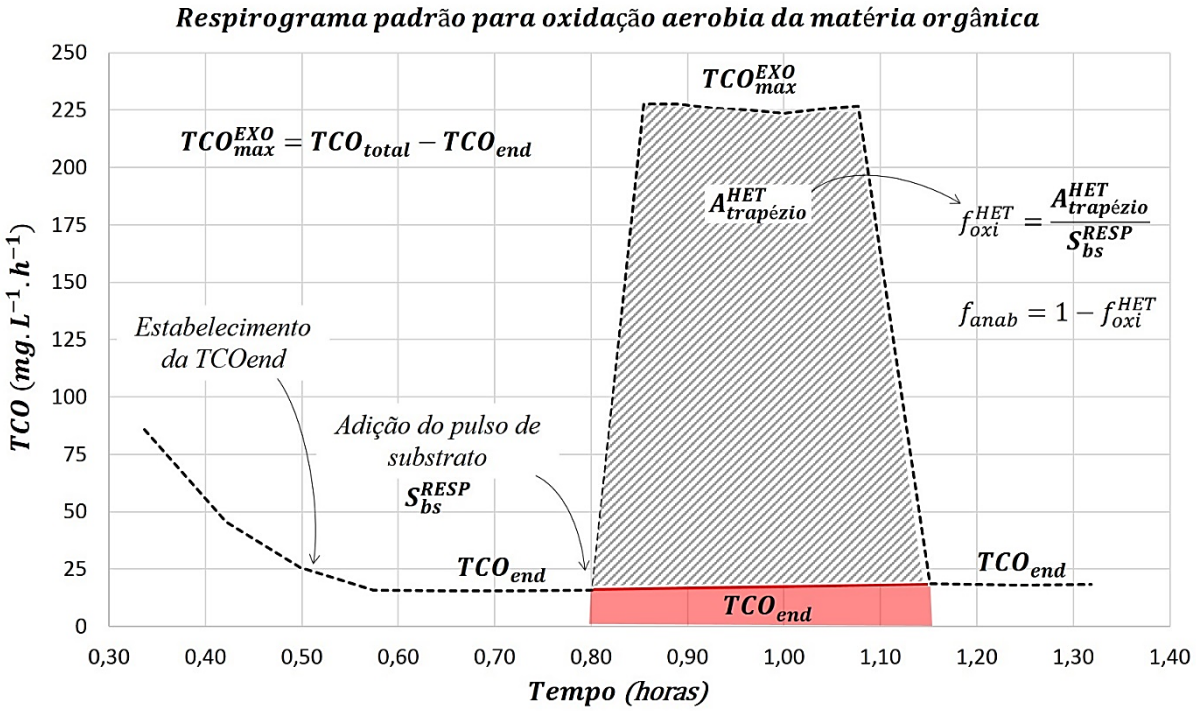
Em que:

$A_{trapézio}^{HET}$= área do trapézio formado acima da TCO_{end} e limitada pela TCO_{exo} ($mgO_2.L^{-1}$);

S_{bs}^{RESP} = concentração de DQO solúvel biodegradável adicionada ao teste respirométrico ($mgDQO.L^{-1}$);

f_{anab}^{HET}= fração da DQO adicionada ao teste (S_{bs}^{RESP}) que segue para o metabolismo anabólico. (adimensional)

Figura IV.8 – Elementos típicos de um respirogramas padrão para o teste de determinação da taxa de utilização do substrato ($\boldsymbol{K_{ms}^{HET}}$)



FONTE: próprio autor.

O segundo método para determinação de K_{ms}^{HET} constitui-se de um balanço de massas da matéria orgânica dentro do sistema estudado, sendo necessário, portanto, o conhecimento das características do projeto e dados de operação do mesmo. A equação que define K_{ms}^{HET} nesse

método é a mesma, (**Equação IV.18**), bem como o procedimento que define a $TCO_{exo,max}^{HET}$. Contudo, a determinação da fração ativa de lodo (X_a) segue outro procedimento de cálculo, definido com base de dados do sistema, sendo denominado portanto de $X_{a,sist}^{HET}$. As **Equações IV.24 e IV.25** apresentam essa modificação de determinação de X_a.

$$X_{a,sist}^{HET} = \left[\frac{(1-f_{us}-f_{up})*C_r*S_{ta}}{R_h}\right] \quad \textbf{(IV.24)}$$

$$C_r = \frac{Y_{obs}^{HET}*R_s}{1+b_h^t*R_s} \quad \textbf{(IV.25)}$$

Em que:

$X_{a,sist}^{HET}$: concentração de organismos heterotróficos ativos, equação com dados do sistema ($mgSSV.L^{-1}$);

f_{us}; fração da DQO afluente não biodegradável solúvel (adimensional);

f_{up}: fração da DQO afluente não biodegradável particulada (adimensional);

C_r: Equação IV.25;

R_h: tempo de detenção hidráulica do esgoto no sistema (h^{-1});

R_s: idade de lodo aplicada ao sistema (d^{-1})

A determinação de Y_{obs}^{HET} pode ser obtida com o rearranjo da **Equação IV.22**, considerando neste caso o valor experimental de f_{cv}, conforme apresentado na **Equação IV.26**.

$$f_{oxi}^{HET} = \frac{A_{trapézio}^{HET}}{S_{bs}^{RESP}} = 1 - Y_{obs}^{HET} * f_{cv}$$

$$Y_{obs}^{HET} = \frac{1-f_{oxi}^{HET}}{f_{cv}} \quad \textbf{(IV.26)}$$

Dessa forma, na **Tabela IV.4** é apresentado um resumo das equações e dos componentes necessários para a determinação de K_{ms}^{HET} através dos dois métodos expostos.

Tabela IV.4 – Sumário das equações dos dois métodos propostos para determinação de $\boldsymbol{K_{ms}^{HET}}$ e número de componentes determináveis em cada método.

(1) Método respirométrico		(2) Método com dados do sistema	
Equações		**Equações**	
$K_{ms}^{HET} = \frac{f_{oxi}^{HET} * TCO_{exo,max}^{HET} * 24}{\boldsymbol{X_{a,resp}^{HET}}}$	IV.18	$K_{ms}^{HET} = \frac{f_{oxi}^{HET} * TCO_{exo,max}^{HET} * 24}{\boldsymbol{X_{a,sist}^{HET}}}$	IV.18
$X_{a,resp}^{HET} = TCO_{end,méd}^{HET} * \frac{24}{[f_{cv} * (1-f) * b_h^t]}$	IV.19	$X_{a,sist}^{HET} = \left[\frac{(1 - f_{us} - f_{up}) * C_r * S_{ta}}{R_h}\right]$	IV.24
$b_h^t = b_h^{20} * \theta_{HET}^{(t-20)}$	IV.20	$C_r = \frac{Y_{obs}^{HET} * R_s}{1 + b_h^t * R_s}$	IV.25
$f_{cv} = \frac{DQO\ de\ X_v}{X_v}$	IV.21	$b_h^t = b_h^{20} * \theta_{HET}^{(t-20)}$	IV.20
$f_{oxi}^{HET} = \frac{A_{trapézio}^{HET}}{S_{bs}^{RESP}}$	IV.22	$f_{oxi}^{HET} = \frac{A_{trapézio}^{HET}}{S_{bs}^{RESP}}$	IV.22
		$Y_{obs}^{HET} = \frac{1 - f_{oxi}}{f_{cv}}$	IV.26
		$f_{cv} = \frac{DQO\ de\ X_v}{X_v}$	IV.21
Número de Componentes Determináveis		**Número de Componentes Determináveis**	
f_{oxi}^{HET}, $TCO_{end,méd}^{HET}$, f_{cv}, f, b_h^{20}, θ_{HET}, $DQO\ de\ X_v, X_v$	8	f_{oxi}^{HET}, $TCO_{exo,max}^{HET}$, f_{cv}, b_h^{20}, θ_{HET}, $DQO\ de\ X_v, X_v, R_s, R_h, f_{us}, f_{up}, S_{ta}, Y_{obs}^{HET}$	*13*

Para a determinação das constantes de utilização dos substratos nitrogenados na nitrificação (K_{ms}^{N1}, K_{ms}^{N2} e $K_{ms}^{N1,2}$), é preciso considerar duas situações iniciais: (1) a nitrificação é completa e definida em uma única etapa, descrita pela constante de utilização de amônia ($K_{ms}^{N1,2} \cong K_{ms}^{N1}$) e, (2) a nitrificação é desenvolvida em duas etapas descritas com constantes separadas de utilização de substratos (K_{ms}^{N1} e K_{ms}^{N2}). Dessa forma, na nitrificação em 1 etapa, a constante $K_{ms}^{N1,2}$ foi calculada como sendo descrito na **Equação IV.14**. Na nitrificação em 2 etapas, as constantes K_{ms}^{N1} e K_{ms}^{N2} foram determinadas conforme as **Equações IV.15 e IV.16**.

O uso adequado das **Equações IV.14, IV.15 e IV.16** depende da seleção certa da TCO máxima, e nesse contexto, para a nitrificação em duas etapas, é necessário reconhecer o perfil respirométrico típico, apresentado na **Figura IV.9**. Nesse perfil, após a adição de amônia, ainda não encontra-se presente o nitrito, sendo portanto metabolizado apenas a Amônia (TCO_1^{EXO}). Em poucos instantes existe a produção e acumulo de nitrito, perfazendo o metabolismo duplo (amônia e nitrito) e uma taxa de consumo superior à primeira e máxima ($TCOn1,2_{max}^{EXO}$). Por fim, ao exaurir a concentração de amônia, a taxa de consumo é inibida pela baixa concentração deste substrato (TCO_2^{EXO}) e em seguida, quando essa concentração é zero, a TCO contabiliza apenas o consumo do nitrito residual (TCO_3^{EXO}).

Assim, com base no perfil típico, é razoável aceitar que: (**Equação IV.27**)

$$TCOn1{,}2_{max}^{EXO} = TCOn1_{max}^{EXO} + TCOn2_{max}^{EXO} \quad \textbf{(IV.27)}$$

Em que:

$TCOn1{,}2_{max}^{EXO}$: taxa de consumo de oxigênio para nitritação e nitratação ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$);

$TCOn1_{max}^{EXO}$: taxa de consumo de oxigênio para a nitritação ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$);

$TCOn2_{max}^{EXO}$: taxa de consumo de oxigênio para a nitritação ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$);

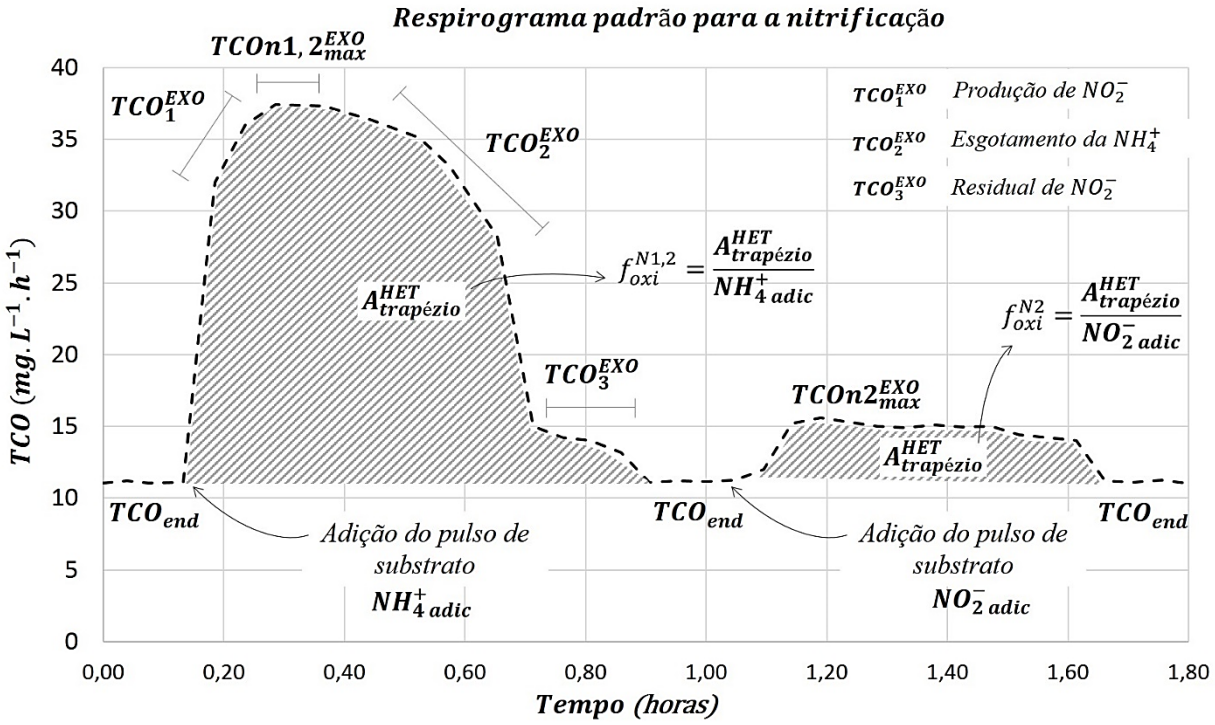
E com esse raciocínio, a $TCOn1_{max}^{EXO}$ pode ser obtida através da diferença de $TCOn1{,}2_{max}^{EXO}$ de $TCOn2_{max}^{EXO}$ ou através da execução de testes respirométricos com inibição química da nitratação. Esses dois métodos foram testados, sendo avaliado o efeito inibidor na nitrificação ocasionado por Azida de Sódio (NaN_3) e ATU (1-Allyl-2-thiourea), buscando a inibição seletiva, conforme (LÓPEZ-FIUZA et al., 2002).

Os testes de toxicidade da Azida e do ATU seguiram duas etapas: (a) avaliação exploratória, que consistiu e determinar os limites das concentrações de Azida e ATU nas quais ocorria 0% e 100% de redução da atividade metabólica nitrificante e (b) avaliação refinada com interpolações das concentrações nos limites encontrados em (a).

A seleção das concentrações iniciais de Azida teve como base os experimentos de (LÓPEZ-FIUZA et al., 2002) e a seleção das concentrações iniciais de ATU teve como referência os experimentos de (SILVA FILHO, 2003). O efeito desses dois inibidores foi também avaliado em relação ao metabolismo heterotrófico aplicando as mesmas concentrações utilizadas nos testes para os organismos nitrificantes. Em todos os casos, os testes tinham como referência a Taxa Máxima de Consumo de Oxigênio ($TCO_{máx}^{EXO}$) obtida sem adição de nenhum dos inibidores, promovendo avaliações de toxicidade aguda e crônica (em 24 horas de exposição).

Como forma de garantir a associação e comparação dos dados obtidos, foi utilizado de um lote semelhante de lodo (coletado em volume suficiente para todos os testes) para cada teste e a execução dos experimentos em curto período, evitando assim mudanças significativas na TCO de referência.

Figura IV.9 - Elementos típicos de um respirogramas padrão para o teste de determinação da taxa de utilização do substrato K_{ms}^{N1}, K_{ms}^{N2} e $K_{ms}^{N1,2}$.



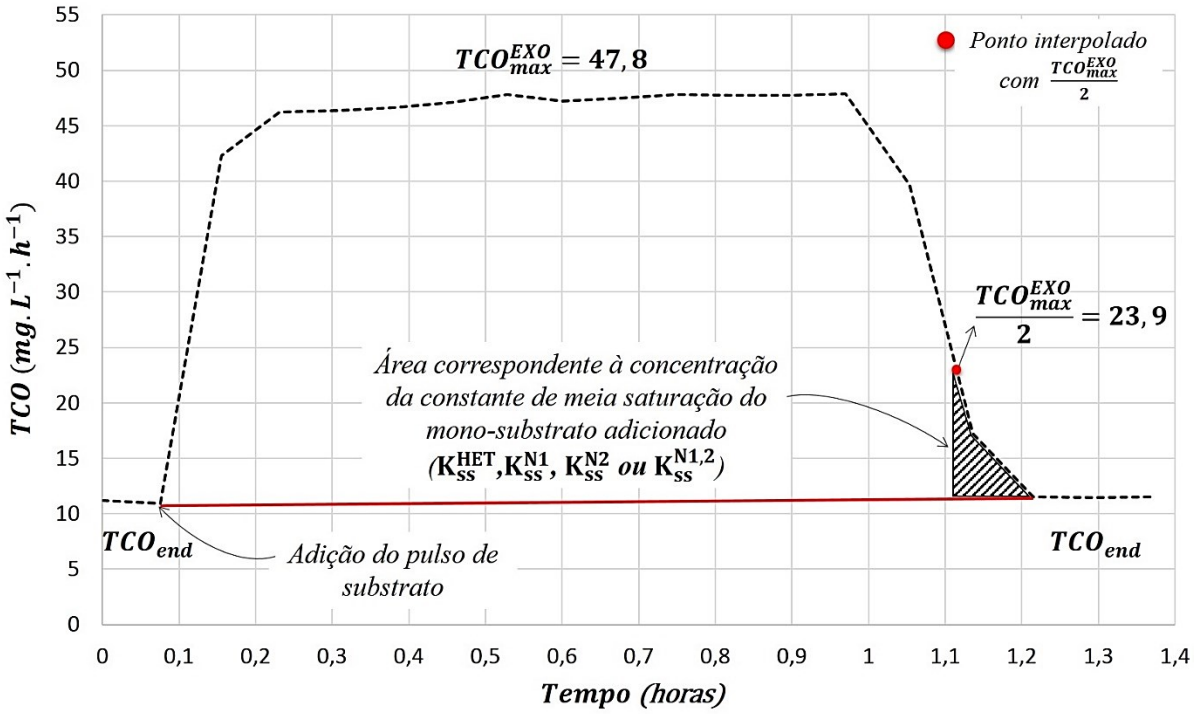
FONTE: próprio autor.

IV.2.3.4. Determinação das Constantes de Meia Saturação de Monod: K_{ss}^{HET}, K_{ss}^{N1}, K_{ss}^{N2} *e* $K_{ss}^{N1,2}$

Para a determinação das constantes de meia saturação, seguiu-se dois métodos: (1) método da interpolação do ponto de meia saturação e (2) método dos pulsos seguidos do mono-substrato.

O método da interpolação do ponto de meia saturação é o mais conhecido (MENDES, 2014; SILVA FILHO, 2009; SPANJERS et al., 1996; VAN HAANDEL; MARAIS, 1999) e parte do princípio de que existe uma concentração tal do mono-substrato em questão que reduz em 50% a taxa máxima de crescimento (subseção IV.2.3.4) e dessa forma é possível determinar a concentração da constante de meia saturação com base nessa informação diretamente de um respirogramas. O sucesso desse método depende da obtenção de um respirogramas típico, conforme ilustrado na **Figura IV.10**, onde no instante da queda da TCO_{max} existam pontos suficientes que permitam a interpolação do ponto de $\frac{TCO_{máx}}{2}$.

Figura IV.10 – Respirograma típico para a determinação das constantes de meia saturação de Monod K_{ss}^{HET}, K_{ss}^{N1}, K_{ss}^{N2} e $K_{ss}^{N1,2}$



FONTE: próprio autor.

O método (2) consistiu na dosagem de pulsos seguidos do substrato respectivo para cada grupo. A sequência de pulsos obedecia o princípio de que o primeiro pulso deveria conter concentração do substrato suficiente para induzir a TCO_{max}, e os pulsos seguintes teriam 25% à menos em concentração que o anterior, finalizando o teste sempre após ser atingido o valor de $\frac{TCO_{máx}}{2}$. Com os valores de TCO obtidos em cada concentração, plota-se uma curva e através de regressão linear se determina as constantes de meia saturação.

IV.2.3.5. Determinação das Constantes de Meia Saturação de Oxigênio: K_o^{HET}, K_o^{N1}, K_o^{N2}

Além da inibição da taxa máxima de consumo de oxigênio em função da concentração dos substratos matéria orgânica, amônia e nitrito, foi avaliado também a eficiência de dois métodos para determinação das constantes de meia saturação para o substrato oxigênio dissolvido.

O primeiro método avaliado foi o descrito em (DERKS, 2007; MEDEIROS, 2004; MENDES, 2014; SILVA FILHO, 2009), em que repete-se o teste padrão de forma semi contínua para

obtenção da TCO_{max} variando a concentração de oxigênio dissolvido, atribuindo faixas de operação em que seja possível verificar o efeito desse elemento. No estudo em questão selecionou-se as faixas entre 0,3 a 5 $mg.L^{-1}$ de oxigênio dissolvido.

O segundo método tem como base o princípio da respirometria de pulso único, em que através de uma única curva de depleção do oxigênio dissolvido, variando de altas concentrações até baixas concentrações, seja possível determinar a concentração das constantes de meia saturação. Semelhante ao método 1, aplicou-se concentrações 0,3 a 5 $mg.L^{-1}$ de oxigênio dissolvido.

IV.2.3.6. Método Respirométrico de Aeração Contínua ou Semi Contínua para Determinação da TCO e das Constantes Cinéticas

Uma comparação entre o teste de aeração contínua e semi contínua foi realizado com o intuito de averiguar as principais características pertinentes aos métodos citados, bem como evidenciar pontos positivos e/ou negativos face as diferenças de processos que são desempenhados nos sistemas de lodo ativado.

Para o método semi contínuo, o procedimento foi o descrito no **Quadro IV.7** e para o método contínuo seguiu-se o procedimento no **Quadro IV.8**.

Quadro IV.7 – Procedimento experimental para a determinação da TCO semi-contínua.

Determinação semi contínua da TCO.	
1	Liga-se o respirômetro e deixa-o em repouso por um período superior a 20 min com o eletrodo de OD imerso em água com concentração saturada de oxigênio (sob constante aeração). Esse procedimento é necessário para calibração do equipamento bem como aquecimento dos circuitos elétricos do respirômetro e do eletrodo.
2	Após o tempo de estabilização, calibra-se o respirômetro com base na temperatura medida e com a altitude local.
3	Uma alíquota de licor misto era então submetida à agitação constante (porém apenas o suficiente para manter a massa de lodo em suspensão). Imergia-se o eletrodo e os difusores de ar no recipiente com o licor misto, dando início à operação dos ciclos de aeração e sem aeração controlados pelo respirômetro e pre parametrizado pelo usuário.
4	Com base nos dados obtidos de TCO, aguardava-se o estabelecimento da TCO_{end}. Valores de TCO entre 10 e 25 $mg.L^{-1}.h^{-1}$ são bastante recorrentes para concentrações de 1 a 3 $g.L^{-1}$ de lodo.
5	Com a TCO_{end} estabelecida, adicionava-se o substrato correspondente ao grupo em estudo, sendo perceptível o incremento e alternância da TCOend para TCOexo.
6	Findado o substrato, a TCOexo retornava para TCOend, finalizando o teste.
7	Com os dados arquivados em planilhas eletrônicas, procediam-se os cálculos das constantes cinéticas.

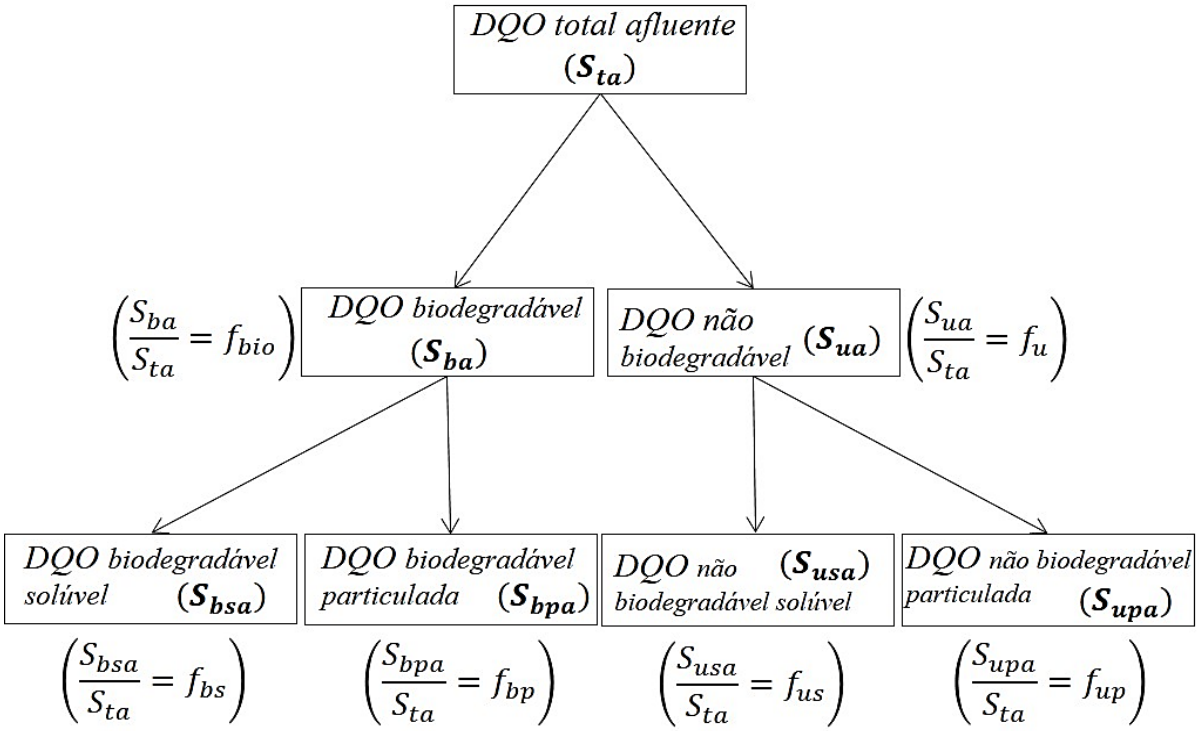
Quadro IV.8 - Procedimento experimental para a determinação da TCO contínua.

Determinação da TCO de forma contínua	
1	Liga-se o respirômetro e deixa-o em repouso por um período superior a 20 min com o eletrodo de OD imerso em água com concentração saturada de oxigênio (sob constante aeração). Esse procedimento é necessário para calibração do equipamento bem como aquecimento dos circuitos elétricos do respirômetro e do eletrodo.
2	Após o tempo de estabilização, calibra-se o respirômetro com base na temperatura medida e com a altitude local.
3	Uma alíquota de licor misto era então submetida à agitação constante (porém apenas o suficiente para manter a massa de lodo em suspensão). Imergia-se o eletrodo e os difusores de ar no recipiente com o licor misto.
4	Como não era necessário o controle de oxigênio dissolvido pelo respirômetro, ligava-se initerruptamente a aeração até o estabelecimento de uma concentração constante de oxigênio dissolvido
5	Pressupunha-se, ao estabelecer uma concentração elevada e constante de oxigênio dissolvido, fosse o instante da TCOend e assim, adicionava-se o substrato para o grupo microbiano em estudo.
6	Após a adição do substrato, a concentração de oxigênio dissolvido diminuía ao ponto em que após o esgotamento do substrato dosado, havia o retorno para a concentração de oxigênio inicial.
7	Com os dados armazenados eram então determinadas as taxas de consumo de oxigênio dissolvido, haja vista que o software não está programado para medições com aerações continuas. A **Equação IV.28** foi utilizada para a determinação contínua da TCO. $TCO_{max}^{EXO} = K_{la} * (OD_s - OD_l) - \frac{\Delta \mathrm{OD}}{\Delta t}$ **(IV.28)**

IV.2.3.7. Determinação das Frações do Material Orgânico em águas residuárias ***(Sba, Sbs, Sbp, Sua, Sus, Sup)***

De acordo com Marais; Ekama (1976), o parâmetro fundamental para a compreensão da matéria orgânica presente em uma água residuária deve ser a demanda bioquímica de oxigênio (DQO) e essa matéria orgânica é dividida em 4 componentes principais, dentro de duas categorias: matéria orgânica biodegradável solúvel e particulada ($S_{ba} = S_{bs} + S_{bp}$, respectivamente**)**, e matéria orgânica não biodegradável solúvel e particulada ($S_{ua} = S_{us} + S_{ub}$, respectivamente**)**. A **Figura IV.11** apresenta o esquema desse fracionamento.

Figura IV.11 – Fracionamento da matéria orgânica presente em águas residuárias de acordo com a proposta de (MARAIS; EKAMA, 1976) e **(**WENTZEL; MBEWE; EKAMA, 1995**)**



FONTE: modificado de (MARAIS; EKAMA, 1976; VAN HAANDEL; MARAIS, 1999)

Dessa forma, aplicou-se o método descrito em (DA NOBREGA, 2010; MENDES, 2014; SANTOS, 2009; SILVA et al., 2003), considerando os aspectos de sucesso observados em cada referência, e modificando para aplicação conforme descrito no **Quadro IV.9**. Para a utilização adequada do procedimento citado no **Quadro IV.9**, faz-se necessário o uso de um sistema de lodo ativado que possui-se atividade biológica heterotrófica para fornecer o lodo que foi usado no teste. Foi necessário também realizar a análise de DQO bruta e filtrada da água residuária utilizada, bem como do efluente do sistema de lodo ativado que foi tomado como suporte ao teste. Esse procedimento é necessário pois pressupõem-se que o sistema tenha remoção de 100% da matéria orgânica biodegradável (solúvel e particulada) e que a fração não biodegradável particulada seja incorporada na biomassa, restando apenas a fração não biodegradável solúvel, que passa inalterada no sistema (sendo portanto detectada na DQO filtrada efluente).

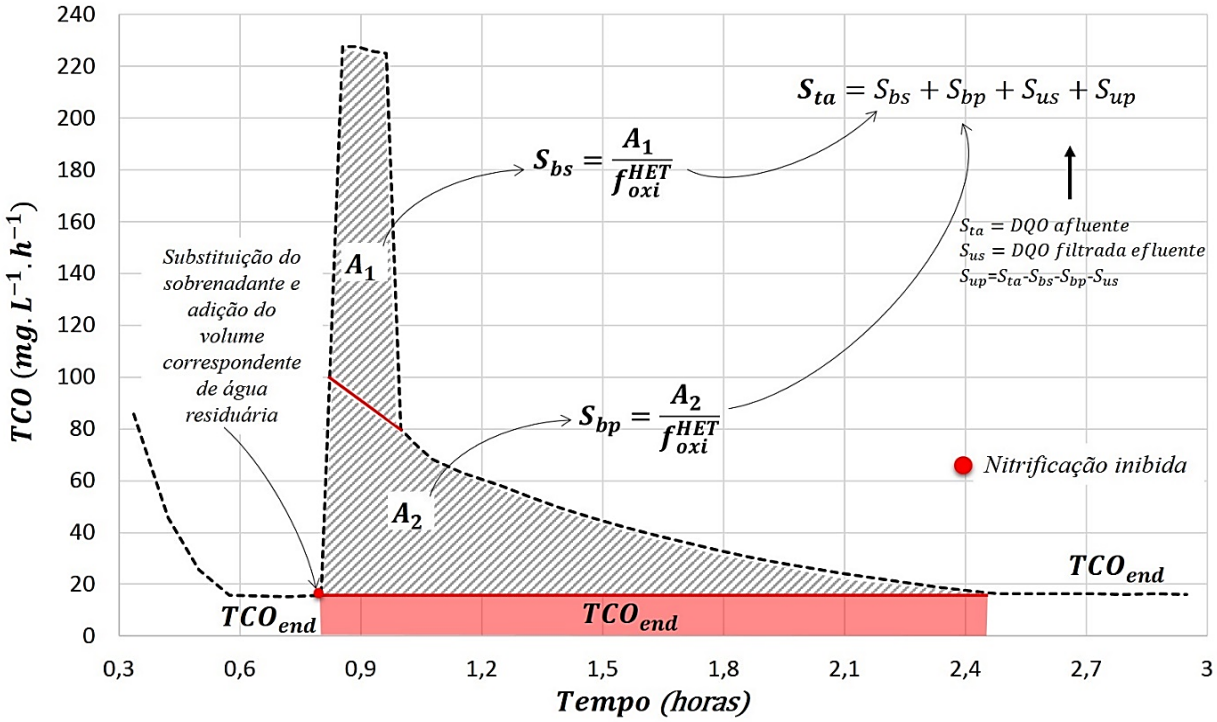
Quadro IV.9 – Procedimento experimental para a determinação das frações de matéria orgânica em águas residuárias – Método Respirométrico

Determinação experimental das frações da matéria orgânica	
1	Liga-se o respirômetro e deixa-o em repouso por um período superior a 20 min com o eletrodo de OD imerso em água com concentração saturada de oxigênio (sob constante aeração). Esse procedimento é

	necessário para calibração do equipamento bem como aquecimento dos circuitos elétricos do respirômetro e do eletrodo.
2	Após o tempo de estabilização, calibra-se o respirômetro com base na temperatura medida e com a altitude local.
3	Uma alíquota de licor misto era então submetida à agitação constante (porém apenas o suficiente para manter a massa de lodo em suspensão). Imergia-se o eletrodo e os difusores de ar no recipiente com o licor misto.
4	Com base nos dados obtidos de TCO, aguardava-se o estabelecimento da TCO_{end}. Valores de TCO entre 10 e 25 $mg.L^{-1}.h^{-1}$ são bastante recorrentes para concentrações de 1 a 3 $g.L^{-1}$ de lodo.
5	Com a TCO_{end} estabelecida, era acionado o comando de "parar" a leitura de OD e cálculo de TCO, porém sem desligar o respirômetro, mantendo a calibração e os dados anteriores.
6	Com o teste parado, desligava-se a agitação do licor misto e aguardava-se tempo suficiente para que um volume aproximado de 500 a 800 mL de sobrenadante pudesse ser sifonado e substituído.
7	Assim, com uma mangueira flexível de silicone de 20 mm, sifonava-se o máximo volume possível de sobrenadante sem descartar biomassa.
8	Adicionava-se um ao béquer um volume de água residuária correspondente ao volume que foi retirado.
9	Para inibir a nitrificação, uma dose de aliltioureia ($C_4H_8N_2S$) com concentração de 10$mg.L^{-1}$ de ATU foi adicionada.
10	Imediatamente após a adição da água residuária e do ATU, reiniciava-se a operação do teste de forma semi contínua.
11	O teste terminava após o restabelecimento da TCOend.
12	Com os valores arquivados de TCO, calculava-se as frações de matéria orgânica de acordo com o perfil respirométrico obtido, com base no perfil típico da **Figura IV.12**
13	Paralelo ao teste respirométrico, realizava-se a análise de DQO bruta e filtrada da água residuária que foi adicionada e do efluente do sistema doador de lodo para o teste.

Esse tipo de teste é fundamentado na obtenção de um perfil respirométrico típico, representado na **Figura IV.12**. Através desse perfil típico é possível perceber a formação de duas áreas distintas: A_1 e A_2, onde pressupõem-se que a área 1 é formada devido ao consumo do material solúvel rapidamente biodegradável disponível na amostra que foi adicionada e que por sua vez, a área 2, é função da hidrólise do material particulado biodegradável presente na amostra. Assim, determina-se através do cálculo das áreas (A_1 e A_2) as frações f_{bs} e f_{bp}. A fração restante é composta de material não biodegradável, sendo portanto determinada através da DQO. O **Quadro IV.10** sumariza as frações biodegradáveis e as formas de obtenção.

Figura IV.12 – Perfil respirométrico típico de um teste de fracionamento da matéria orgânica presente em uma água residuária.



FONTE: próprio autor

Quadro IV.10 – Formas de obtenção das frações de matéria orgânica.

Formas de obtenção dos componentes fracionados de matéria orgânica presentes na água residuária	
S_{ta}	DQO bruta da água residuária testada.
S_{bs}	Através do teste respirométrico, com o cálculo da área 1 (A_1) do teste típico.
S_{bp}	Através do teste respirométrico, com o cálculo da área 2 (A_2).
S_{us}	DQO filtrada do efluente oriundo do sistema escolhido para o teste, considerando que toda DQO biodegradável tenha sido removida.
S_{up}	Obtido através da diferença das outras frações de Sta. S_{up}=S_{ta}-S_{bs}-S_{bp}-S_{us}

IV.2.4. *Procedimentos para a determinação de propriedades mecânicas dos SSLM*

Com o objetivo de aperfeiçoar as técnicas de obtenção das propriedades mecânicas dos SSLM (ver sub seção III.7) e seus contornos experimentais, realizou-se testes com vistas a averiguar os efeitos das condições operacionais dos testes padrões de sedimentabilidade. Parte desses experimentos foram publicados por (PAULA, 2014). Contudo, nos experimentos realizados por PAULA, 2014, a conclusão sobre quais condições em que os testes de sedimentabilidade devem ser realizados não foi obtida, carecendo portanto de reavaliação.

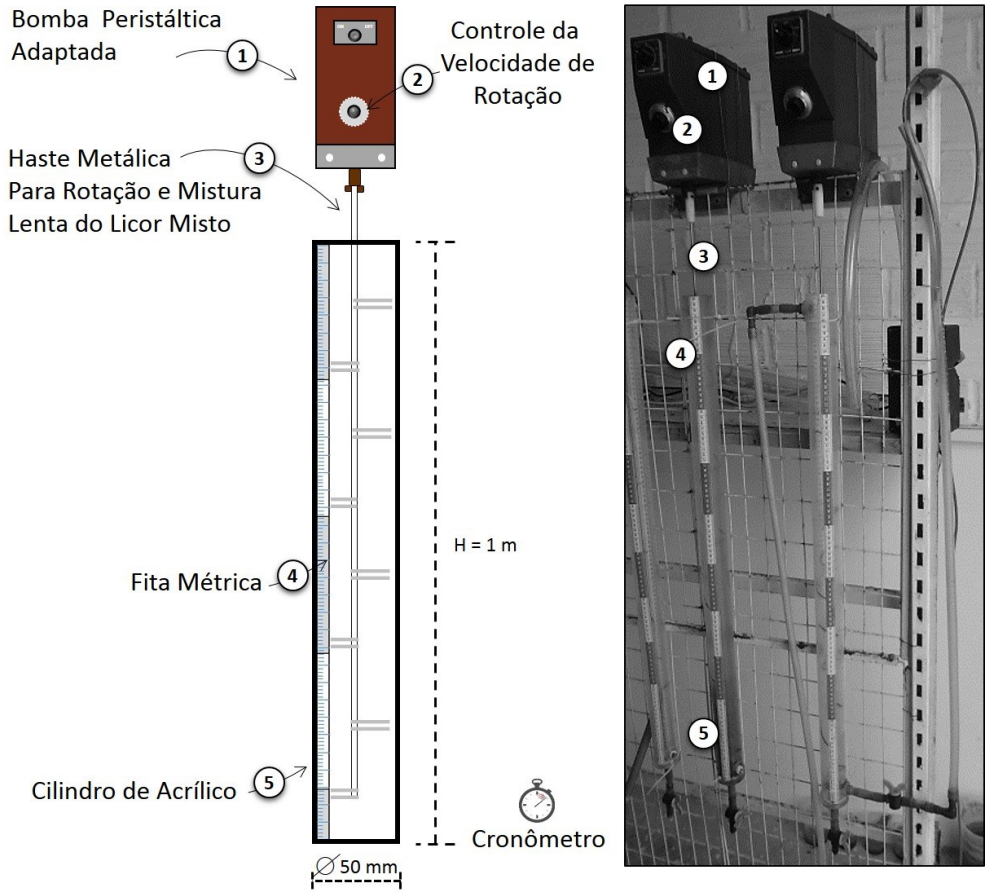
Assim, tendo como base o teste padrão de sedimentabilidade proposto por (VESILIND, 1968) e modificado por (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; WHITE; LOCKYEAR, 1978), avaliou-se o efeito das condições operacionais de uso de cada teste. As condições avaliadas foram: (1) o diâmetro dos tubos de teste e (2) a velocidade de rotação do misturador. Esses efeitos foram avaliados em dois tipos de lodos diferentes (a) lodo floculento e (b) lodo granular.

As condições citadas foram aplicadas em dois diferentes métodos do teste de sedimentabilidade, sendo o primeiro denominado como metódo estático, descrito em (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999), e o segundo denominado de metódo dinâmico, proposto e desenvolvido por (LEITÃO, 2004).

IV.2.4.1. O método Estático do Teste de Sedimentabilidade

Para o método de sedimentabilidade estática, fez-se uso de duas colunas de acrílico (transparentes) graduadas, com volume total de 2 litros para cada coluna, com altura de 1 metro e diâmetro interno de 5 cm. Uma haste metálica de 1,2 m foi inserida no cetro dos cilindros e a cada 8 cm da haste, uma abraçadeira de nylon de 2,5 mm x 100 mm foi afixada com o objetivo de promover a mistura dos SSLM. No topo da haste acoplou-se um conjunto de uma bomba peristáltica modificada, mantendo apenas o eixo de rotação, promovendo assim força necessária para a manutenção da mistura, porém, de forma controlada (sistema de controle de torque da própria bomba peristáltica). A **Figura IV.13** encontra-se representado o esquema do teste bem como a imagem do aparato experimental utilizado e o **Quadro IV.11** descreve o procedimento utilizado para a execução do teste e posterior determinação das constantes de sedimentabilidade do modelo de Vesilind.

Figura IV.13 – Esquema do teste de sedimentabilidade estático e imagem de campo com os componentes instalados.



Legenda: 1: bomba peristáltica adaptada para o teste com cabeçote de rotação removido, **2**: controlador de rotação do eixo de giro com dois níveis de ajustes (ajuste bruto e ajuste fino), **3**: haste metálica, **4**: fita métrica afixa ao tubo de acrílico, **5**: tubo de acrílico transparente.

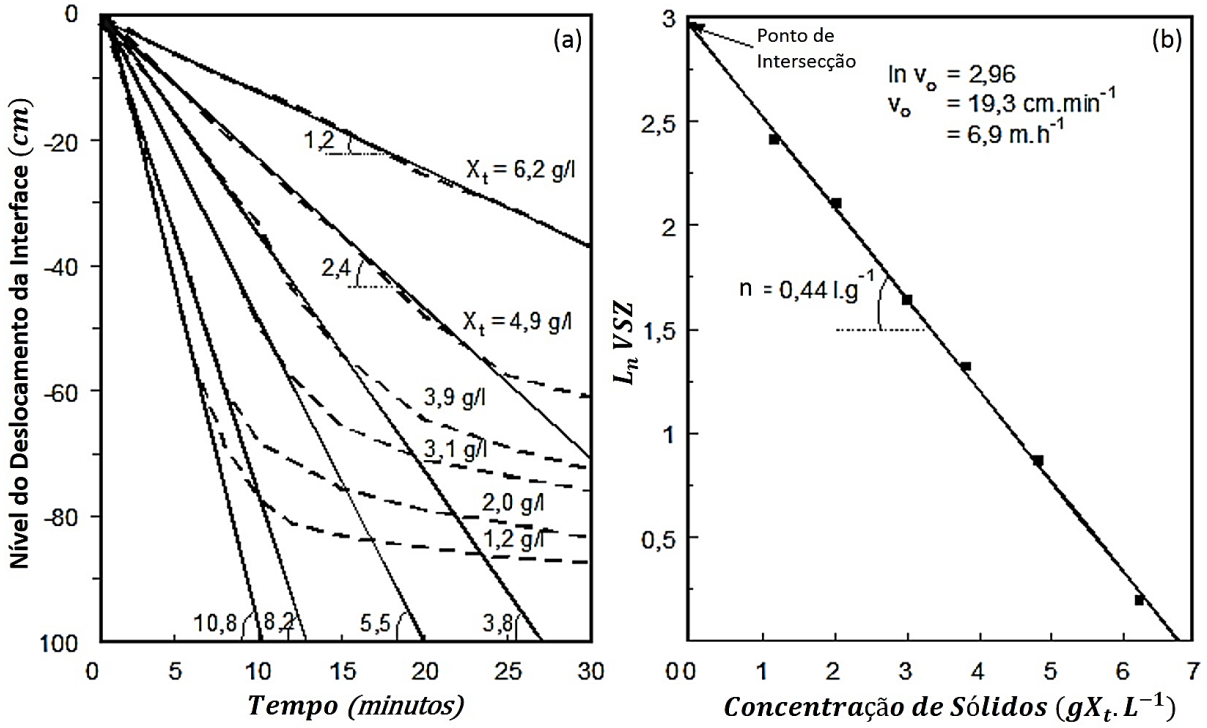
FONTE: próprio autor.

Quadro IV.11 – Procedimento experimental para a determinação das constantes de sedimentabilidade de Vesilind através do método estático de sedimentabilidade.

Método estático de sedimentabilidade	
1	Retirou-se alíquotas aproximadas de 15 litros do licor misto dos sistemas avaliados e concentrou-se os sólidos em um volume final de 2 litros, reservando o sobrenadante para posteriores diluições.
2	Preenchia-se a coluna de sedimentação com o volume de 2 litros até a altura do nível de leitura da fita métrica, dando início ao teste no instante zero (tempo inicial).
3	Realizou-se leituras da altura da interface sólidos-água em intervalos regulares de 1 minuto por 45 minutos.
4	Após a o termino dos 45 minutos (correspondendo a 45 pontos de leituras do descolamento da interface sólido água), removeu-se todo o conteúdo do cilindro de decantação e com o efluente reservado no passo (1), promoveu-se uma diluição de 25% dos sólidos presentes. Ou seja, removia-se ¼ (500ml) de licor misto e acrescentava-se esse mesmo volume de efluente, dando início a uma nova leitura (etapas 2 e 3).

5	O procedimento (4) era feito entre 4 a 6 vezes, garantindo assim diferentes concentrações de sólidos e suas respectivas curvas de deslocamento na velocidade de sedimentação em zona.
6	Com os valores de deslocamento da interface sólidos/água obtidos no procedimento (5), plotou-se curvas deslocamento x tempo correspondentes a cada concentração de sólidos e calculava-se a velocidade de sedimentação de cada curva como sendo a declividade da reta (ΔY/ΔX) da parte linear da curva (que representa sedimentação). A decisão de quais pontos compõem essa parte linear é função do operador do usuário do teste. (**Figura IV.14**)
7	Com o auxílio da **Equação III.58**, plota-se uma reta com os valores das velocidades de sedimentação em função da concentração de sólidos (**Figura IV.14**), em escala semi logarítmica, determinando portanto a constante "n" de compressibilidade como sendo a declividade da reta e a constante K (ou V_o) como sendo a intersecção da reta com a ordenada. $v = k * e^{(-n*x)}$ (III.58)

Figura IV.14 – Curvas típicas do teste de sedimentabilidade estático: (a) deslocamento da interface sólidos/água de diferentes concentrações de lodo em função do tempo e (b) diagrama semi log das velocidades de sedimentação em zona versus a concentração de lodo com base nos dados de (a).



FONTE: adaptado de (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012)

IV.2.4.2. O Método Dinâmico do Teste de Sedimentabilidade

Para o método dinâmico do teste de sedimentabilidade, é necessário aplicar uma modificação na estrutura elaborada para o teste estático, incorporando uma linha de circulação de água através de uma bomba dosadora. O princípio do método dinâmico é baseado no conceito de que, ao se aplicar uma força contrária ao da sedimentação, é possível estabelecer um ponto de

equilíbrio, em que não existe deslocamento. Assim, através da vazão aplicada e da concentração de lodo presente nessa mesma altura, é factível a determinação das constantes de sedimentação com o uso da expressão definida na **Equação IV.29**.

$$V_{asc} = \frac{Q_{circulação}}{A_{coluna}} \quad \textbf{(IV.29)}$$

Em que:

V_{asc}: velocidade ascensional do líquido ($m.h^{-1}$);

$Q_{circulação}$: vazão de circulação aplicada (água ou efluente) ($L.h^{-1}$);

A_{coluna}: área da coluna de decantação (m^2).

Considerando que o equilíbrio de deslocamento se estabeleça em uma altura H, define-se que a concentração de lodo contida nessa altura seja: **(Equação IV.30**)

$$X_t = \frac{M}{V_l} = \frac{X_{t(0)} * V_{l(0)}}{H_{col.lodo} * A_{trasv.\ da\ coluna}} \quad \textbf{(IV.30)}$$

Em que:

M: massa de lodo utilizado no teste (g);

V_l: volume de licor misto quando se estabelece o equilíbrio (L);

$X_{t(0)}$: concentração inicial do lodo na amostra composta utilizada no experimento ($g.L^{-1}$)

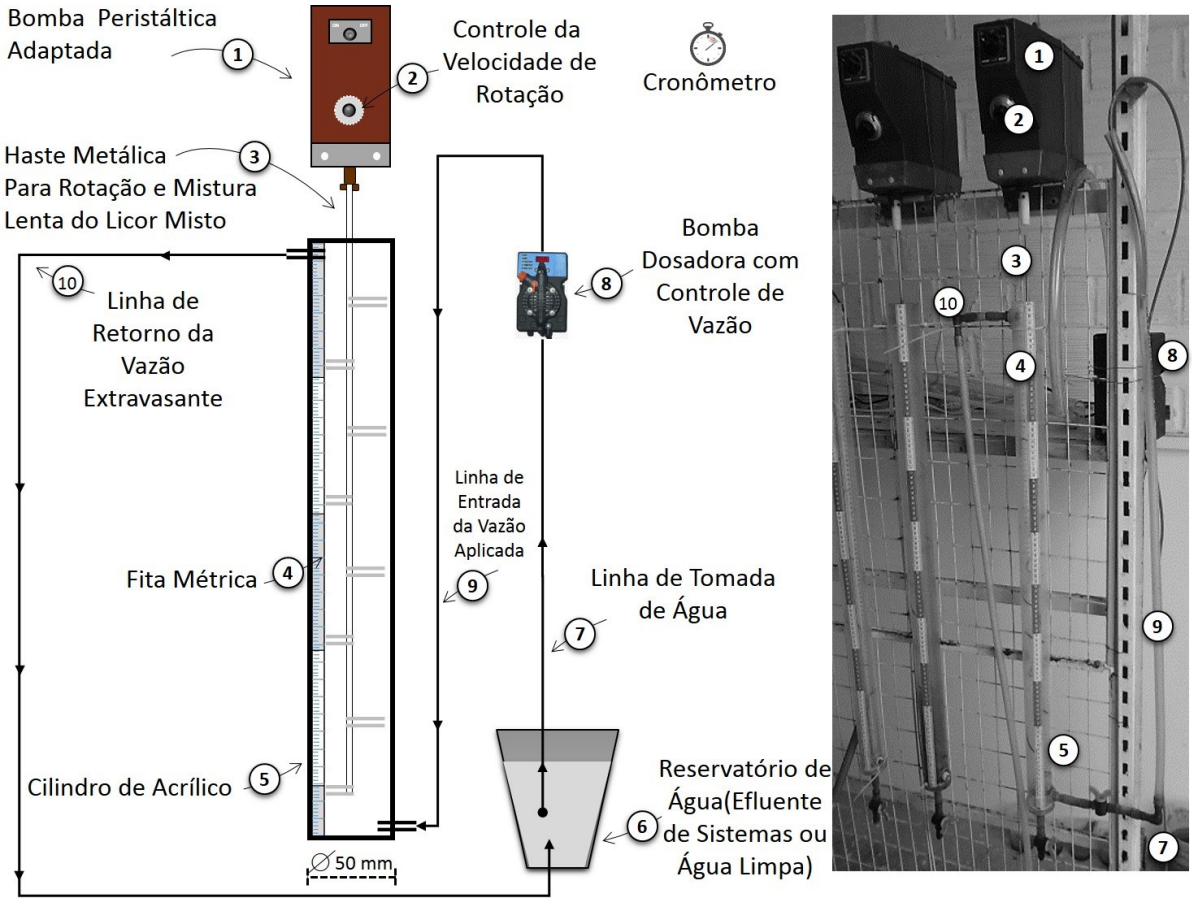
$V_{l(0)}$: volume da amostra de licor misto utilizado no teste (L);

$H_{col.lodo}$: altura da interface sólido/água (m);

$A_{trasv.\ da\ coluna}$: área transversal da coluna de sedimentação (m^2).

Com isso, ao variar as vazões aplicadas ao teste, obtinha-se diferentes valores de v e Xt, e com esses valores era então possível a construção do típico diagrama semi log apresentado na **Figura IV.14**. Do diagrama típico retirava-se os valores das constantes de sedimentabilidade. A **Figura IV.15** ilustra o esquema do sistema experimental utilizado para o teste de sedimentabilidade dinâmica e **Quadro IV.12** descreve o procedimento utilizado para a execução do teste e posterior determinação das constantes de sedimentabilidade do modelo de Vesilind.

Figura IV.15 – Esquema do aparato experimental para o teste dinâmico de sedimentabilidade e imagem do sistema em campo.



Legenda: 1: bomba peristáltica adaptada para o teste com cabeçote de rotação removido, **2**: controlador de rotação do eixo de giro com dois níveis de ajustes (ajuste bruto e ajuste fino), **3**: haste metálica, **4**: fita métrica afixa ao tubo de acrílico, **5**: tubo de acrílico transparente, **6**: tanque de reserva do líquido de circulação (efluente ou água de torneira), **7**: linha de retirada de vazão do tanque de reserva através da bomba dosadora, **8**: bomba dosadora do sistema de circulação de vazão, **9**: linha de entrada de vazão no cilindro de sedimentação, **10**: linha de retorno do líquido extravasante do cilindro de sedimentação.

FONTE: próprio autor.

Quadro IV.12 - Procedimento experimental para a determinação das constantes de sedimentabilidade de Vesilind através do método dinâmico de sedimentabilidade.

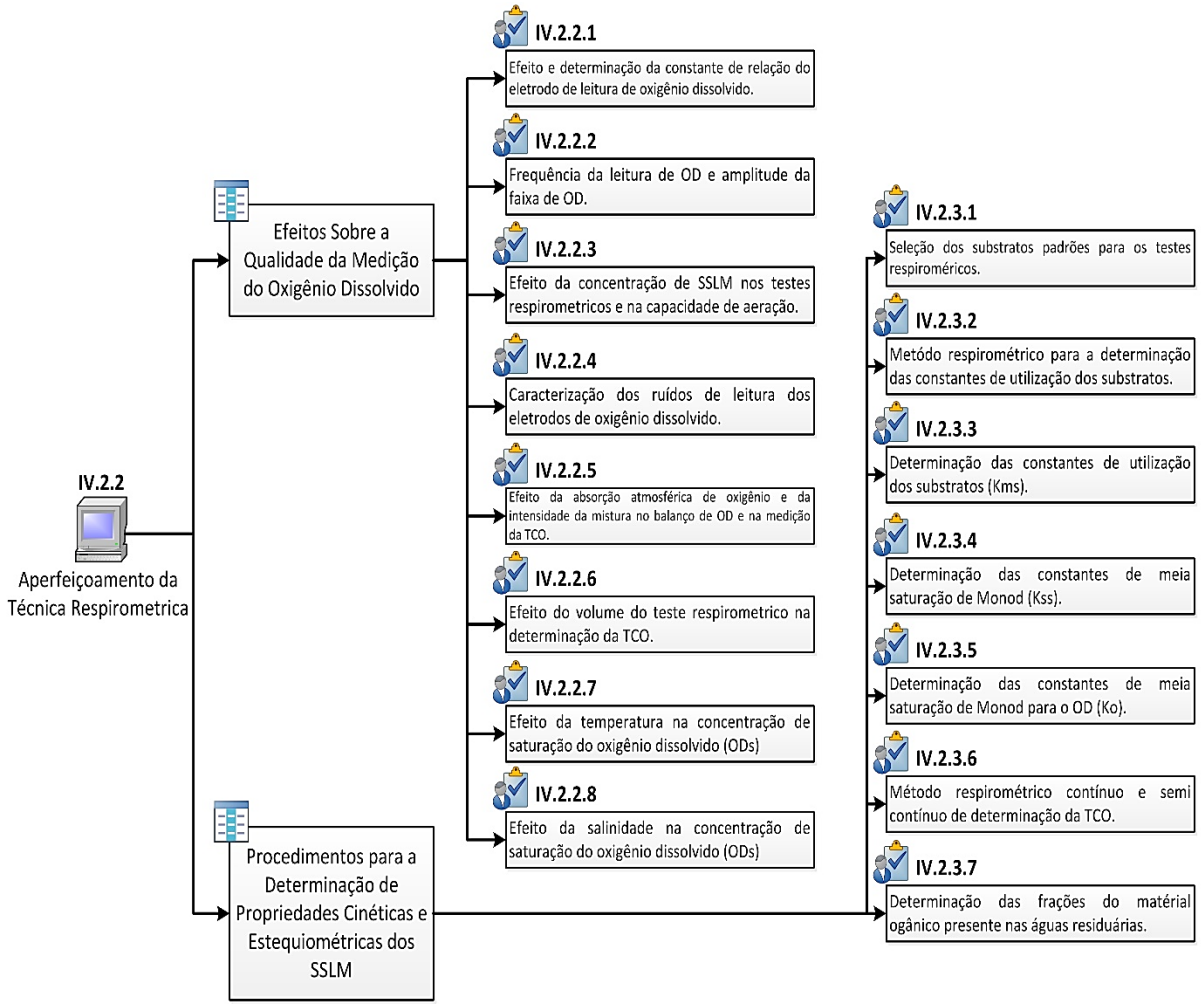
Método dinâmico de sedimentabilidade	
1	Retirou-se alíquotas aproximadas de 6 litros do licor misto dos sistemas avaliados e concentrou-se os sólidos em um volume final de 2 litros, utilizando o sobrenadante para manutenção do sistema de circulação de vazão.
2	Preenchia-se a coluna de sedimentação com o volume de 2 litros de licor misto concentrado até a altura do nível de leitura da fita métrica e extravasão do líquido.
3	Com o cilindro de sedimentação preenchido, aguardava-se o tempo suficiente para a que a sedimentação completa ocorre-se e a interface sólido/água estivesse em um nível bastante inferior do cilindro.

4	Com o lodo sedimentado, aplicava-se a primeira vazão ascendente (fluxo contrário ao da sedimentação) regulada pela bomba dosadora. Com a vazão aplicada, o lodo se expandia e com o decorrer do tempo se equilibrava em uma altura diferente da inicial.
5	Registrava-se a altura de equilíbrio correspondente à vazão aplicada.
6	Repetia-se os procedimentos 4 e 5, variando as vazões em 5 quantidades diferentes (garantindo valores crescentes de vazão com base na primeira vazão aplicada).
7	Paralelo ao teste, realizava-se a análises de sólidos totais do volume inicial de licor misto utilizado.
7	Com o auxílio da **Equação III.58, IV.29 e IV30**, plota-se uma reta com os valores das velocidades de sedimentação em função da concentração de sólidos (**Figura IV.14**), em escala semi logarítmica, determinando portanto a constante "n" de compressibilidade como sendo a declividade da reta e a constante K (ou V_o) como sendo a intersecção da reta com a ordenada.

IV.2.5. *Sumarização das Condições Avaliadas das Técnicas de Obtenção das Propriedades Bioquímicas e Mecânicas de SSLM*

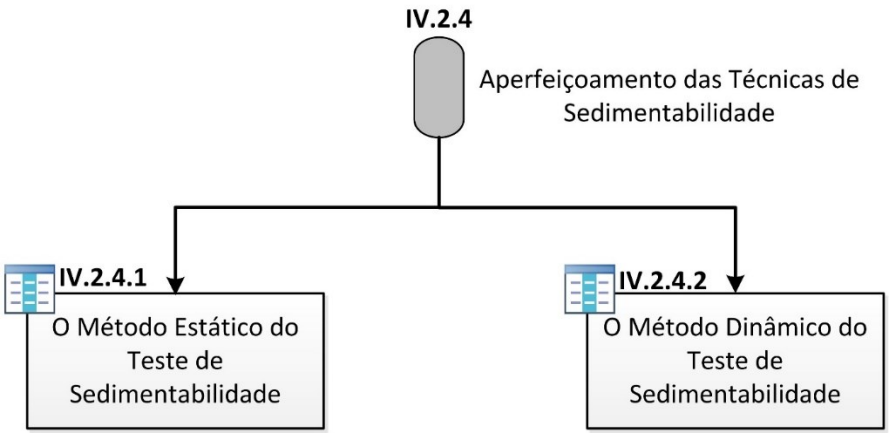
Na perspectiva de simplificar a compreensão de quais dimensões foram avaliadas dos testes descritos nas sub seções IV.2.1 até IV.2.4, elaborou-se o esquema ilustrado nas **Figuras IV.16 e IV.17**. Esses estudos sequenciam a perspectiva abordada na **Figura IV.2**, em que a técnica respirométrica se expande para a **Figura IV.16** e a parte de sedimentabilidade se expande para a **Figura IV.17**.

Figura IV.16 – Sumarização das dimensões estudadas acerca das técnicas respirométricas e dos seus contornos experimentais.



FONTE: próprio autor.

Figura IV.17 - Sumarização das dimensões estudas acerca das técnicas para obtenção das constantes cinéticas da sedimentabilidade dos SSLM e dos seus contornos experimentais



FONTE: próprio autor.

IV.3. "Activated Sludge Model – Haandel 1" (ASM-HA1)

Para dar seguimento à construção da proposta de procedimento de projeto e otimização de sistemas de lodo ativado em batelada, foi necessário a seleção de um modelo ambiental que pudesse descrever os processos desempenhados nesses sistemas, considerando diferentes objetivos de tratamento.

Com isso, considerando a necessidade de vínculo direto com as técnicas respirometricas e de sedimentabilidade apresentadas na seção anterior (IV.2), selecionou-se como base para a construção do modelo a teoria de lodo ativado descrita nos livros de Adrianus van Haandel e Marais, impresso em 1999 e reeditado em 2012, nesta data tendo como autor não mais Marais mas sim van Der Lubbe. (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012). Essa teoria não difere dos conceitos iniciais estabelecidos por (MARAIS; EKAMA, 1976), contudo, é carente de atualizações metodológicas e do próprio modelo, bem como de uma notação padronizada na forma de um modelo para fácil utilização por parte de usuários (não ficando restrito apenas para desenvolvedores).

Por estas razões, optou-se pela notação do modelo em forma de matriz de Petersen, conforme (PETERSEN, 1965) e a notação matemática conforme recomendado por (GRAU et al., 1983). Ressalta-se a importância da utilização dessas duas formas de textualizar modelos ambientais pois trata-se um padrão consensual dentro da área de modelagem matemática de bioprocessos aplicada à Engenharia Ambiental (HENZE et al., 2002; IACOPOZZI et al., 2007; KOCH et al., 2000).

IV.3.1. O Modelo ASM-HA1 Parte 1 – Remoção de Matéria Orgânica

A **Figura IV.18** apresenta um esquema teórico do modelo ASM-HA1 para a remoção da matéria orgânica, elucidando as rotas que esse constituinte segue dentro de um sistema de tratamento. Da **Figura IV.18** é possível perceber que no balanço do fluxo de matéria orgânica, considera-se apenas uma entrada na forma de material orgânico advindo dá água residuária afluente (MS_{ta}), ponderando-se 3 rotas de saída ou esgotamento da fonte original: (1) lodo de descarte ou excesso (MS_{xv}), (2) DQO presente no efluente (MS_{te}) e (3) DQO utilizada na

oxidação (MS_o). Dessa forma, é possível realizar um balanço de massas da matéria orgânica (B_S) através da **Equação IV.31**.

$$B_S = \frac{MS_{xv}+MS_{te}+MS_o}{MS_{ta}} = 1 \qquad \textbf{(IV.31)}$$

Em que:

B_S: relação entre os sumidouros de DQO no sistema e a fonte de DQO (adimensional);

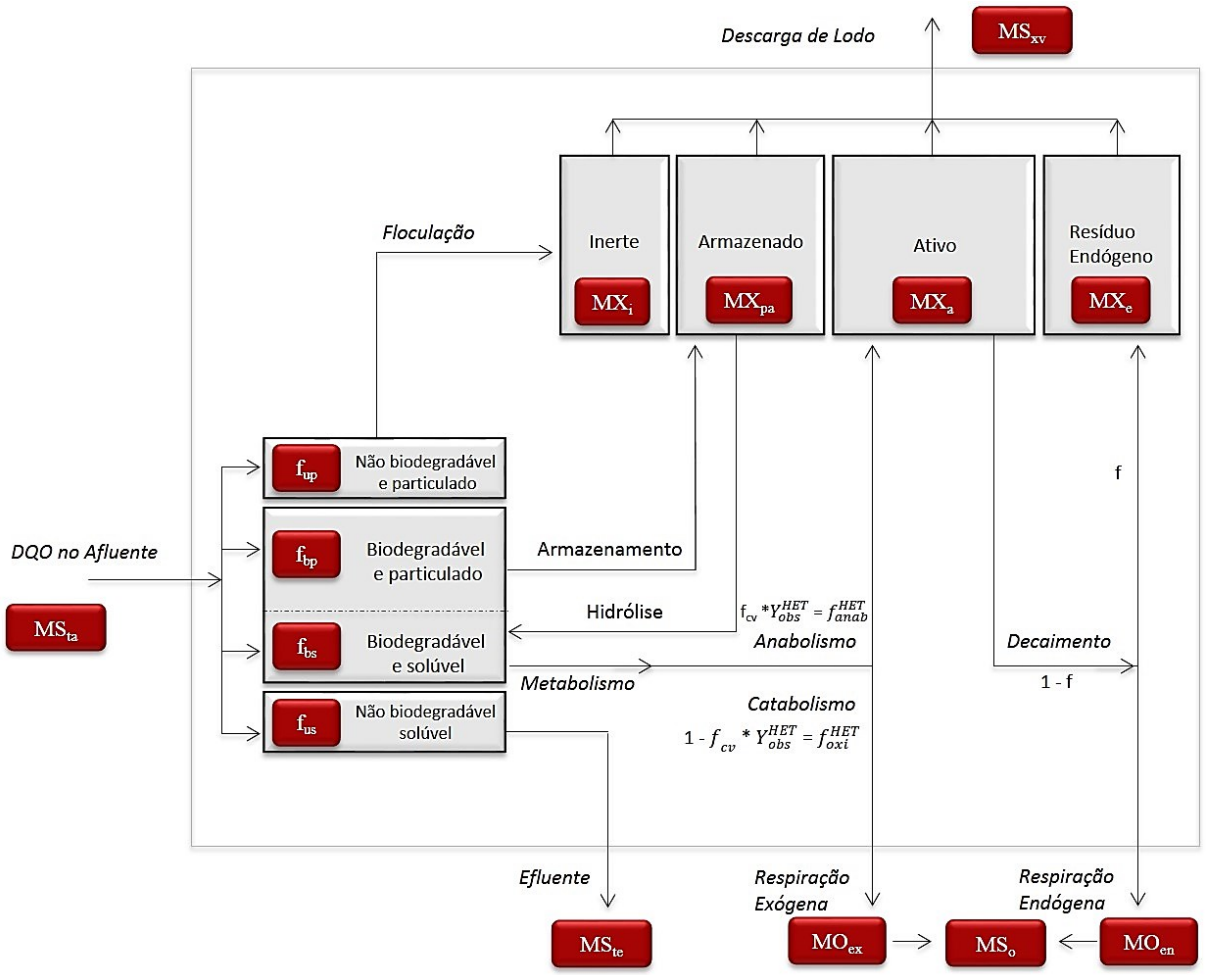
MS_{xv}: massa ou carga de DQO diária no lodo de excesso (KgDQO.d^{-1});

MS_{te}: massa ou carga de DQO diária no efluente (KgDQO.d^{-1});

MS_o: massa ou carga de DQO oxidada (KgO$_2$.d^{-1} ou KgDQO.d^{-1});

MS_{ta}: massa ou carga diária de DQO aplicada ao sistema (KgDQO.d^{-1}).

Figura IV.18 – Rotas da matéria orgânica ponderadas no modelo ASM-HA1 em que $\boldsymbol{MS_{ta} = MS_{xv} + MS_{te} + MS_o}$



FONTE: modificado de (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999)

No modelo em questão, é essencial o conhecimento das frações da matéria orgânica afluente ao sistema, conforme ilustrado na sub seção IV.2.3.8. Considera-se também que a utilização de S_{ba} não é completa, sendo uma porção adsorvida ao lodo (S_{bp}), hidrolisada e posteriormente utilizada em conjunto com o material solúvel afluente (S_{bs}).

A **Tabela IV.5** apresenta um resumo dos processos considerados no modelo ASM-HA1 e suas respectivas expressões cinéticas e taxas de reações para a remoção da matéria orgânica e a **Tabela IV.6** apresenta alguns valores de referências das constantes estequiométricas dos processos relatados na **Tabela IV.5**. Ressalta-se que os valores de referências devem ser utilizados com cautela, pois refletem a realidade biológica do sistema nas quais foram obtidas, sendo assim, portanto, necessária calibração do modelo.

Tabela IV.5 - Processo cinéticos e taxas de produção líquida dos principais componentes do modelo ASM-HA1 para remoção da matéria orgânica.

Modelo ASM-HA1 para a remoção do material orgânico			
Processos		**Expressão Cinética**	
1	Utilização de S_{bs}	$\boldsymbol{r_U^{Sbs}} = K_{ms}^{HET} * \frac{S_{bs}}{S_{bs} + K_{ss}^{HET}} * X_a^{HET}$	**(IV.6)**
2	Adsorção de S_{bp}	$\boldsymbol{r_A^{Sbp}} = K_a * X_a^{HET} * S_{bp} * \left(\frac{K_{ap}}{X_a^{HET}}\right)$	**(IV.32)**
3	Hidrólise de S_{bp}	$\boldsymbol{r_{Hi}^{Sbp}} = \frac{K_{mp}^{HET} * X_a^{HET} * S_{bp}}{S_{bp} + K_{sp}^{HET} * X_a^{HET}}$	**(IV.33)**
4	Crescimento de X_a^{HET}	$\boldsymbol{r_C^{HET}} = \frac{Y_{obs}^{HET}}{(1 - f_{cv} * Y_{obs}^{HET})} * TCO_{exo}^{HET}$	**(IV.10)**
5	Decaimento de X_a^{HET}	$\boldsymbol{r_D^{HET}} = -b_h^t * X_a^{HET}$	**(IV.34)**
6	Crescimento de X_e^{HET}	$\boldsymbol{r_{xe}^{HET}} = f * b_h^t * X_a^{HET}$	**(IV.35)**
7	Consumo de Oxigênio	$\boldsymbol{r_o^{HET}} = [(1 - f_{cv} * Y_{obs}^{HET}) * r_U^{Sbs}] + [f_{cv} * (1 - f) * r_D^{HET}]$	**(IV.36)**
8	Produção líquida de S_{bs}	$\boldsymbol{r_{Sbs}} = r_{Hi}^{Sbp} - r_U^{Sbs}$	**(IV.37)**
9	Produção líquida de S_{bp}	$\boldsymbol{r_{Sbp}} = - r_A^{Sbp}$	**(IV.38)**
10	Produção líquida de S_{bp} adsorvido ou armazenado	$\boldsymbol{r_{Sbp,A}} = r_A^{Sbp} - r_{Hi}^{Sbp}$	**(IV.39)**
11	Produção líquida de X_a^{HET}	$\boldsymbol{r_{Xa}} = r_C^{HET} - r_D^{HET}$	**(IV.40)**

Em que:

r_A^{Sbp}: taxa de adsorção ou armazenamento de S_{bp} (mgDQO.L^{-1}.d^{-1});

K_a : constante específica de adsorção de S_{bp} (L.mg$X_a^{HET}$$^{-1}$.d^{-1});

K_{ap}: constante de saturação da adsorção (mgDQO.L^{-1}.mgX_a^{HET});

r_{Hi}^{Sbp}: taxa de hidrólise do material armazenado (mgDQO.L^{-1}.d^{-1});

K_{mp}^{HET}: taxa específica de utilização de S_{bp} armazenado (mgDQO.mg$X_a^{HET}$$^{-1}$.d^{-1});

K_{sp}^{HET}: constante de meia saturação de Monod para S_{bp}(mgDQO.mg$X_a^{HET}$$^{-1}$.d^{-1});

r_D^{HET}: taxa de decaimento de lodo ativo (mgX_a^{HET}.mg$X_a^{HET}$$^{-1}$.d^{-1});

r_{xe}^{HET}: taxa de crescimento de lodo inerte de resíduo endógeno (mgX_e^{HET}.mg$X_e^{HET}$$^{-1}$.d^{-1});

r_o^{HET}: taxa de consumo de oxigênio total (mgO_2 .L^{-1}.d^{-1});

Tabela IV.6 – Valores de referência das constantes de algumas constantes cinéticas segundo (DOLD; EKAMA; MARAIS, 1980)

Símbolo	Valor a 20 ºC	Dependência da Temperatura
K_{ms}^{HET}	20 mgDQO.mg$X_a^{HET}$$^{-1}$.d^{-1}	1,2$^{(T-20)}$
K_{mp}^{HET}	1,4 mgDQO.mg$X_a^{HET}$$^{-1}$.d^{-1}	1,1$^{(T-20)}$
K_{ss}^{HET}	5 mg DQO.L^{-1}	-
K_{sp}^{HET}	0,04 mgDQO.mg$X_a^{HET}$$^{-1}$.d^{-1}	1,1$^{(T-20)}$
K_a	0,25 L.mg$X_a^{HET}$$^{-1}$.d^{-1}	1,1$^{(T-20)}$
b_h^{20}	0,24 d^{-1}	1,04$^{(T-20)}$

IV.3.2. O Modelo ASM-HA1 Parte 2 – Remoção de Nitrogênio

Da mesma ordem que para a remoção do material orgânico, o modelo ASM-HA1 também descreve o fluxo de nitrogênio dentro do sistema, representado na **Figura IV.19**. Da **Figura IV.19** define-se uma rota de entrada de nitrogênio advindo da água residuária afluente (MN_{ta}), e e três sumidouros: (1) nitrogênio no efluente (MN_{ne}), (2) nitrogênio que é oxidado e indo a nitrito ou nitrato e posteriormente desnitrificado (MN_d) e (3) o nitrogênio que é assimilado e posteriormente descartado no lodo (MN_l).

Usando os mesmos conceitos desenvolvidos para o balanço de massas para à matéria orgânica, podemos definir que a relação entre os sumidouros e a fonte de entrada seja 1, nas melhores das condições, conforme expresso na **Equação IV.41**.

$$B_n = \frac{MN_l + MN_{te} + MN_d}{MN_{ta}} \quad \textbf{(IV.41)}$$

Em que:

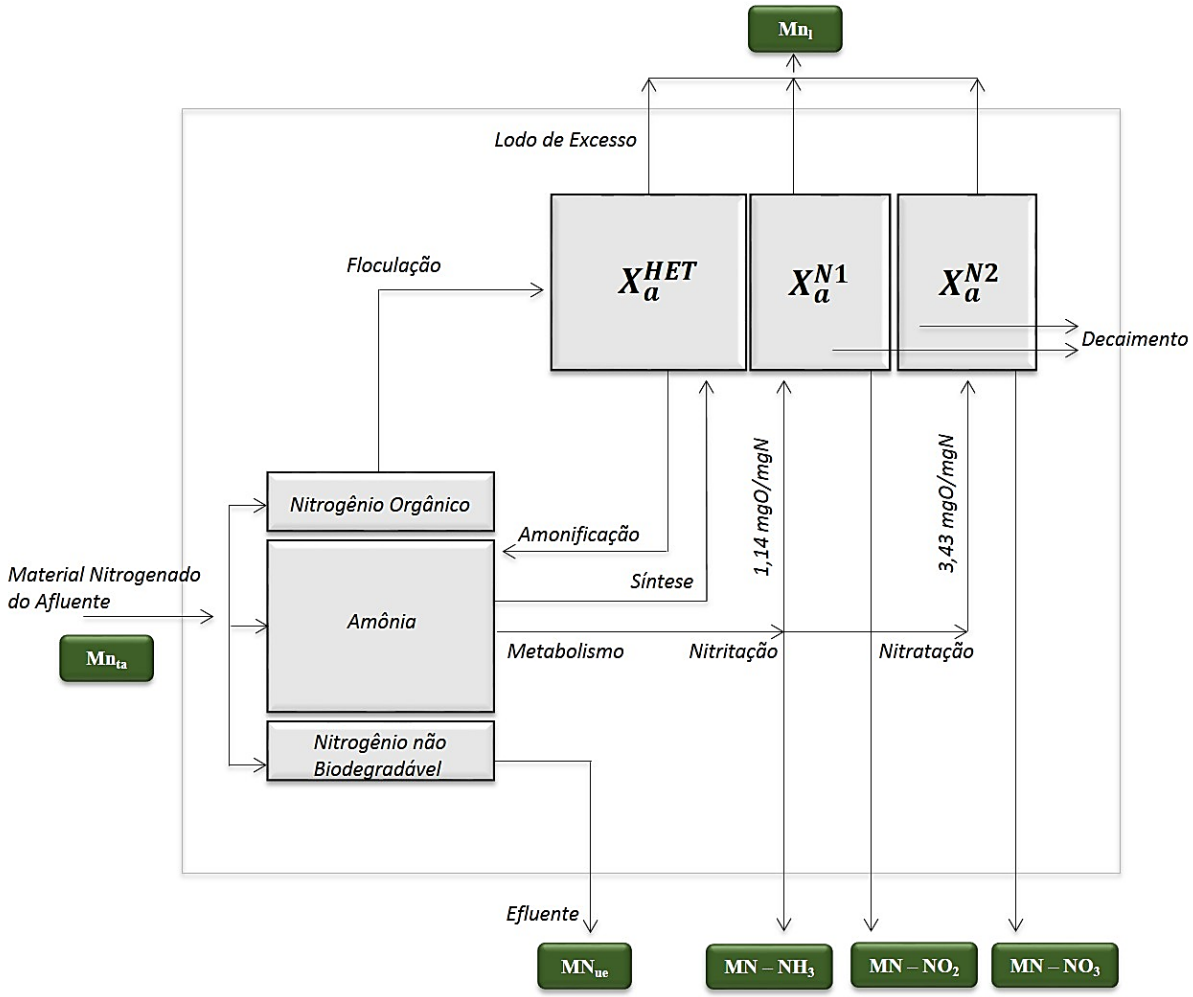
B_N : relação entre os sumidouros de nitrogênio no sistema e a fonte de nitrogênio (adimensional);

MN_l: massa ou carga de nitrogênio diário no lodo de excesso (KgN.d^{-1});

MN_{te}: massa ou carga de nitrogênio diária no efluente (KgN.d^{-1});

MN_d: massa ou carga de nitrogênio desnitrificado (KgN.d^{-1});

Figura IV.19 – Representação esquemática dos fluxos de nitrogênio dentro de um sistema de lodo ativado de acordo com o ASM-HA1.



FONTE: modificado de (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999)

A **Tabela IV.7** apresenta um resumo dos processos considerados no modelo ASM-HA1 e suas respectivas expressões cinéticas e taxas de reação para a remoção de nitrogênio. Assim como para à remoção da matéria orgânica, ressalta-se que os valores de referências devem ser utilizados com cautela, pois refletem a realidade biológica do sistema nas quais foram obtidas, sendo assim, portanto, necessária calibração do modelo.

Tabela IV.7 - Processos cinéticos dos principais componentes do modelo ASM-HA1 para à nitrificação.

Modelo ASM-HA1 para a nitrificação			
Processos		**Expressão Cinética**	
1	Utilização de N_{ta}	$\boldsymbol{r_U^{Nta}} = \left[\left(K_{ms}^{N1} * \frac{N_a}{N_a + K_{ss}^{N1}} * X_a^{N1}\right) + \left(K_{ms}^{N2} * \frac{N_{no2}}{N_{no2} + K_{ss}^{N2}} * X_a^{N2}\right)\right]$	**(IV.42)**
2	Utilização de Amônia	$\boldsymbol{r_U^{N1}} = K_{ms}^{N1} * \frac{N_a}{N_a + K_{ss}^{N1}} * X_a^{N1}$	**(IV.43)**
3	Utilização de Nitrito	$\boldsymbol{r_U^{N2}} = K_{ms}^{N2} * \frac{N_{no2}}{N_{no2} + K_{ss}^{N2}} * X_a^{N2}$	**(IV.44)**
4	Crescimento de X_a^{N1}	$\boldsymbol{r_C^{N1}} = \left(Y_{obs}^{N1} * \frac{TCO_{exo}^{N1}}{3{,}43} * \frac{N_a}{N_a + K_{ss}^{N1}} * X_a^{N1}\right)$	**(IV.17)**
5	Crescimento de X_a^{N2}	$\boldsymbol{r_C^{N2}} = \left(Y_{obs}^{N2} * \frac{TCO_{exo}^{N2}}{1{,}14} * \frac{N_{no2}}{N_{no2} + K_{ss}^{N2}} * X_a^{N2}\right)$	**(IV.17)**
6	Decaimento de X_a^{N1}	$\boldsymbol{r_D^{N1}} = -b_{N1}^t * X_a^{N1}$	**(IV.45)**
7	Decaimento de X_a^{N2}	$\boldsymbol{r_D^{N2}} = -b_{N2}^t * X_a^{N2}$	**(IV.46)**

Em que:

r_U^{Nta}: taxa de utilização do nitrogênio total nas formas de amônia e nitrito (mgN_{ta}.L^{-1}.d^{-1});

r_U^{N1}: taxa de utilização de amônia na nitritação (mgN_a.L^{-1}.d^{-1});

r_U^{N2}: taxa de utilização de nitrito na nitratação (mgN_{no2}.L^{-1}.d^{-1});

r_C^{N1}: taxa de crescimento de X_a^{N1} (mgX_a^{N1}.L^{-1}.d^{-1});

r_C^{N2}: taxa de crescimento de X_a^{N2} (mgX_a^{N2}.L^{-1}.d^{-1});

r_D^{N1}: taxa de decaimento de X_a^{N1} (mgX_a^{N1}.mg$X_a^{N1\text{-}1}$.d^{-1});

r_D^{N2}: taxa de decaimento de X_a^{N2} (mgX_a^{N2}.mg$X_a^{N2\text{-}1}$.d^{-1}).

A desnitrificação é entendida no modelo ASM-HA1 como em três etapas (simultâneas ou interdependentes): (1) desnitrificação com fonte externa solúvel de carbono (S_{bsa}), (2) desnitrificação com fonte externa particulada de carbono (S_{bsp}) e (3) desnitrificação com fonte interna de carbono (DQO endógena). Além disso, considera-se que a mesma massa de sólidos ativos heterotróficas (X_a^{HET}) é a responsável por tal processo. A **Tabela IV.8** resume as taxas de desnitrificação conforme o modelo ASM.HA1

Tabela IV.8 - Processos cinéticos dos principais componentes do modelo ASM-HA1 para à desnitrificação.

Modelo ASM-HA1 para a nitrificação			
Processos		**Expressão Cinética**	
1	Desnitrificação com S_{bsa}	$\boldsymbol{r_d^{Sbs}} = K_1 * X_a^{HET}$	**(IV.47)**
2	Desnitrificação com S_{bsp}	$\boldsymbol{r_d^{Sbp}} = K_2 * X_a^{HET}$	**(IV.48)**
3	Desnitrificação com $DQOend$	$\boldsymbol{r_d^{END}} = K_3 * X_a^{HET}$	**(IV.49)**
4	Desnitrificação com S_b	$\boldsymbol{r_d^{Sb}} = (K_1{+}K_2) * X_a^{HET}$	**(IV.50)**

Em que:

$\boldsymbol{r_d^{Sbs}}$: taxa de desinitricação com material rapidamente biodegradável (mgN.L^{-1}.d^{-1});

$\boldsymbol{r_d^{Sbp}}$: taxa de desnitrificação com material lentamente biodegradável (mgN.L^{-1}.d^{-1});

$\boldsymbol{r_d^{END}}$: taxa de desnitrificação com material orgânico endógeno (mgN.L^{-1}.d^{-1});

$\boldsymbol{r_d^{Sb}}$: taxa de desnitrificação com material biodegradável externo (mgN.L^{-1}.d^{-1});

K_1: constante de desnitricação para material rapidamente biodegradável (mgN.mg$X_a^{HET}$$^{-1}$.d^{-1});

K_2: constante de desnitrificação para material lentamente biodegradável (mgN.mg$X_a^{HET}$$^{-1}$.d^{-1});

K_3: constante de desnitrificação para DQO endógena (mgN.mg$X_a^{HET}$$^{-1}$.d^{-1}).

IV.3.3. O Modelo ASM-HA1 Parte 3 – Remoção de Fósforo

O modelo ASM-HA1 não descreve diretamente a cinética de crescimento e remoção de fósforo, contudo, estabelece um método para estimativa da remoção de fósforo com base na taxa de liberação de fósforo em função da disponibilidade de S_{bs} em ambiente anaeróbio e na fração de fósforo no lodo. De posse do conhecimento da quantidade necessária de fósforo para a formação de lodo ($_mP_l$, em mgP.mg$S_{bs}$$^{-1}$) e a fração de fósforo presente em lodo volátil (f_p, em mgP.mgX_v $^{-1}$), é possível determinar a capacidade máxima de remoção de fósforo no sistema. Para tanto, é necessário assumir que todo o material rapidamente biodegradável solúvel (S_{bs}) será prontamente absorvido pelas bactérias acumuladoras de fósforo.

A **Tabela IV.9** resume as expressões utilizadas para a estimativa da remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado com base no modelo ASM-HA1 (**Equações IV.51 – 57**). Para essa ponderação, é necessário estabelecer uma massa de lodo ativa de microrganismos poli P ou acumuladores de fósforo (X_a^P) e da mesma ordem uma massa de resíduo endógeno dessa fração ativa de poli P (X_e^P), haja vista que as constituições são diferentes, com maior fração de fósforo em X_a^P do que em X_a^{HET}.

Tabela IV.9 – Expressões matemáticas para a remoção de fosforo em sistemas de lodo ativado de acordo com o ASM-HA1

Modelo ASM-HA1 para a remoção de fósforo	
Expressões para X_a^P e X_e^P	**Expressões para X_a^{HET} e X_e^{HET}**
$${}_mX_a^P = (1 - f_{us} - f_{up}) * f_{bs} * \left(\frac{Y_{obs}^{HET} * R_s}{1 + b_p^t * R_s}\right)$$ **(IV.51)**	$${}_mX_a^{HET} = (1 - f_{us} - f_{up}) * (1 - f_{bs}) * \left(\frac{Y_{obs}^{HET} * R_s}{1 + b_h^t * R_s}\right)$$ **(IV.52)**
$${}_mX_e^P = f_{ep} * b_p^t * R_s * {}_mX_a^P$$ **(IV.53)**	$${}_mX_e^{HET} = f * b_h^t * R_s * {}_mX_a^P$$ **(IV.54)**
Expressões Gerais	
$${}_mX_i = \frac{f_{up}}{f_{cv}} * R_s$$ **(IV.55)**	
$${}_mX_v = {}_mX_a^P + {}_mX_a^{HET} + {}_mX_e^P + {}_mX_e^{HET} + {}_mX_i$$ **(IV.56)**	
$${}_mP_l = \frac{(f_{pp} * {}_mX_a^P) + (f_p * {}_mX_e^P)}{R_s}$$ **(IV.57)**	

Em que:

X_a^P: concentração ativa de lodo de organismos acumuladores de fósforo (mgSSV.L^{-1});

X_e^P: concentração de resíduo endógeno de X_a^P (mgSSV.L^{-1});

X_a^{HET}: concentração ativa de lodo de organismos heterotróficos ordinários (mgSSV.L^{-1});

X_e^{HET}: concentração de resíduo endógeno de X_a^{HET} (mgSSV.L^{-1});

${}_mX_a^P$: massa de X_a^P por unidade de S_{bsa} aplicada diariamente (mgSSV.mg$S_{bsa}$$^{-1}$);

${}_mX_e^P$: massa de X_e^P por unidade de S_{bsa} aplicada diariamente (mgSSV.mg$S_{bsa}$$^{-1}$);

${}_mX_a^{HET}$: massa de X_a^{HET} por unidade de S_{bsa} aplicada diariamente (mgSSV.mg$S_{bsa}$$^{-1}$);

${}_mX_e^{HET}$ massa de X_e^{HET} por unidade de S_{bsa} aplicada diariamente (mgSSV.mg$S_{ta}$$^{-1}$);

${}_mX_i$: massa de lodo inerte (X_i) no sistema por unidade de S_{bsa} aplicada diariamente (mgSSV.mg$S_{ta}$$^{-1}$);

$_mX_v$: massa de lodo volátil (X_i) no sistema por unidade de S_{ba} aplicada diariamente (mgSSV.mgS_{ba}^{-1});

$_mP_l$: massa necessária de fósforo para a produção de lodo por unidade de S_{bsa} aplicada diariamente (mgP. mgS_{bsa}^{-1});

b_p^t: constante de decaimento de X_a^P (d^{-1});

f_p: fração de fósforo em X_a^{HET} (mgP.mg$X_a^{HET\,-1}$);

f_{pp}: fração de fósforo em X_a^P (mgP.mg$X_a^{P\,-1}$);

f_{ep}: fração de resíduo endógeno de X_a^P (adimensional);

f : fração resíduo endógeno de X_a^{HET} (adimensional);

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

Dessa forma, é possível definir qual a capacidade de remoção de fósforo (P_l) em mgP.L^{-1}, em função da idade de lodo aplicada e das características da composição da matéria orgânica afluente, conforme expresso na **Equação IV.58**:

$$P_l = f_p * (1 + f * b_h^t * R_s) * \frac{C_r}{R_s} * S_{bsa} \quad \textbf{(IV.58)}$$

IV.4. Sistemas Experimentais de Tratamento de Esgoto – Calibração do Modelo ASM-HA1 e Otimização dos Processos.

Com as ferramentas metodológicas definidas (respirometricas e de sedimentabilidade, subseção IV.2) bem como estabelecido os principais fundamentos do modelo (ASM-HA1, subseção IV.3), construiu-se sistemas experimentais em escala de bancada para a promoção de calibrações das constantes pertinentes ao modelo e averiguações dos procedimentos de otimização face às condições de cada sistema.

Como é impraticável a utilização do modelo sem que seja definido um objetivo ao tratamento, atribuiu-se 5 metas de tratamento, configurando portanto, 5 sistemas de lodo ativado em bateladas sequenciais. Um sexto sistema de fluxo contínuo foi construído visando proporcionar parâmetro comparativo com os demais (de fluxo em batelada). As metas de tratamento propostas são descritas no **Quadro IV.13**. Todos os sistemas possuíam escala de bancada (volumes entre 15 e 300 litros) e foram instalados na Estação Experimental de Tratamento

Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES), gerenciada pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Como água residuária utilizou-se a matriz de esgoto sanitário advindo da rede coletora do município de Campina Grande, variando a composição de alguns constituintes de suplementação. A operação dos sistemas foi efetuada por 300 dias, permeando 3 fases distintas de cargas orgânicas aplicadas.

A variação de cargas orgânicas foi necessária devido a dois fatores: (1) obtenção de dados de calibração em diferentes composições da matéria orgânica afluente, garantindo assim maior confiança aos parâmetros de modelagem e (2) devido à baixa carga orgânica do esgoto em questão em alguns períodos, o que poderia prejudicar a geração de biomassa. O **Quadro IV.14** ilustra as fases de operação e as características do esgoto em cada fase. Na fase 1, aplicou-se apenas a matriz de esgoto doméstico, sem nenhuma suplementação; na fase 2 manteve-se a matriz anterior suplementada de S_{bp}; na fase 3 utilizou-se a matriz de esgoto doméstico substituindo a suplementação de S_{bp} por S_{bs}. Tanto na fase 2 quanto na fase 3, apesar da diferença de composição da DQO (particulada e solúvel), buscou-se manter a mesma concentração de DQO suplementada ($\approx 300 mgDQO.L^{-1}$).

Quadro IV.13 - Caracterização dos objetivos de tratamento e dos sistemas experimentais construídos para calibração do modelo e otimização dos processos.

Objetivo (metas)	Descrição	Legenda
Remoção biológica apenas de Matéria Orgânica	Considerando apenas a remoção de matéria orgânica, faz-se desnecessária a aplicação de tempos de ciclos anóxicos ou anaeróbios, estabelecendo apenas um tempo aeróbio.	RC^1
Remoção biológica de Matéria Orgânica e Fósforo	Com a consideração da remoção de fósforo, faz-se necessária a inclusão de um tempo de ciclo anaeróbio antecedendo o momento de aeração. A idade de lodo foi curta para evitar a nitrificação.	RB^2
Remoção de Nitrogênio (nitrificação e desnitrificação) e Matéria Orgânica	A necessidade de desnitrificação condiciona ao estabelecimento de um momento anóxico no ciclo. Para maximizar esse efeito, considerou-se o sistema como pré-D.	$RB^3_{pré-D}$
Remoção de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica (em câmaras separadas).	Um sistema do tipo "air lift" de duas câmaras de reação foi construído para atender ao propósito de remoção de matéria orgânica e nutrientes. Como possuía duas câmaras de tratamento, uma era aeração e a outra mantinha-se anóxica/anaeróbia.	$RB^4_{air\ lift}$
Remoção de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica (em câmara única).	Mesmo objetivo do $RB^4_{air\ lift}$, contudo com proposta de projeto difente pois considera a simultaneidade dos processos em uma única câmara de reação. Para tanto, aplicou-se estratégias para granulação aeróbia, proporcionando condições de sucesso do objetivo.	$RB^5_{granular}$
Remoção de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica (em sistema de fluxo contínuo).	Para garantir parâmetro comparativo com os sistemas anteriores, construiu-se um sistema de fluxo continuo	$RC^6_{UCT,4}$

	para remoção de matéria orgânica e nutrientes. O sistema eleito foi o UCT de 4 reatores	

Legenda: $\boldsymbol{RC^1}$: reator de fluxo continuo 1, $\boldsymbol{RB^2}$: reator em batelada 2, $\boldsymbol{RB^3_{pré-D}}$: reator em batelada 3 com pré desnitrificação, $\boldsymbol{RB^4_{air\ lift}}$: reator em batelada 4 com duas câmaras comunicantes ("air lift"), $\boldsymbol{RB^5_{granular}}$: reator em batelada com lodo granular, $\boldsymbol{RC^6_{UCT,4}}$: reator de fluxo continuo do tipo University of Cape Town de 4 reatores.

Quadro IV.14 – Características do esgoto nas três fases de operação dos sistemas: matriz do esgoto, suplementações e produtos auxiliares.

Fase	Matriz do Esgoto	Suplementação	Produtos Auxiliares	Sistemas Participantes de Cada Fase
Fase 1	Esgoto Municipal de Campina Grande	-	-	$RB^3_{pré-D}$, $RB^4_{air\ lift}$, $RB^5_{granular}$, $RC^6_{UCT,4}$
Fase 2	Esgoto Municipal de Campina Grande	S_{bp} na forma de arroz e feijão cozido e triturado	-	$RB^3_{pré-D}$, $RB^4_{air\ lift}$, $RB^5_{granular}$, $RC^6_{UCT,4}$
Fase 3	Esgoto Municipal de Campina Grande	S_{bs} na forma de ácido acético neutralizado (acetato de sódio)	Carbonato e Bicarbonato de sódio	$RB^3_{pré-D}$, $RB^4_{air\ lift}$, $RB^5_{granular}$, $RC^6_{UCT,4}$
	Efluente do $RC^6_{UCT,4}$	S_{bs}, ureia (fonte de N) e ácido fosfórico (fonte de P)	Carbonato e Bicarbonato de sódio	RC^1 e RB^2

Alguns sistemas tiveram regime operacional especial, diferente do citado no **Quadro IV.14**. Essas características diferentes são explicadas na seção respectiva ao sistema diferenciado.

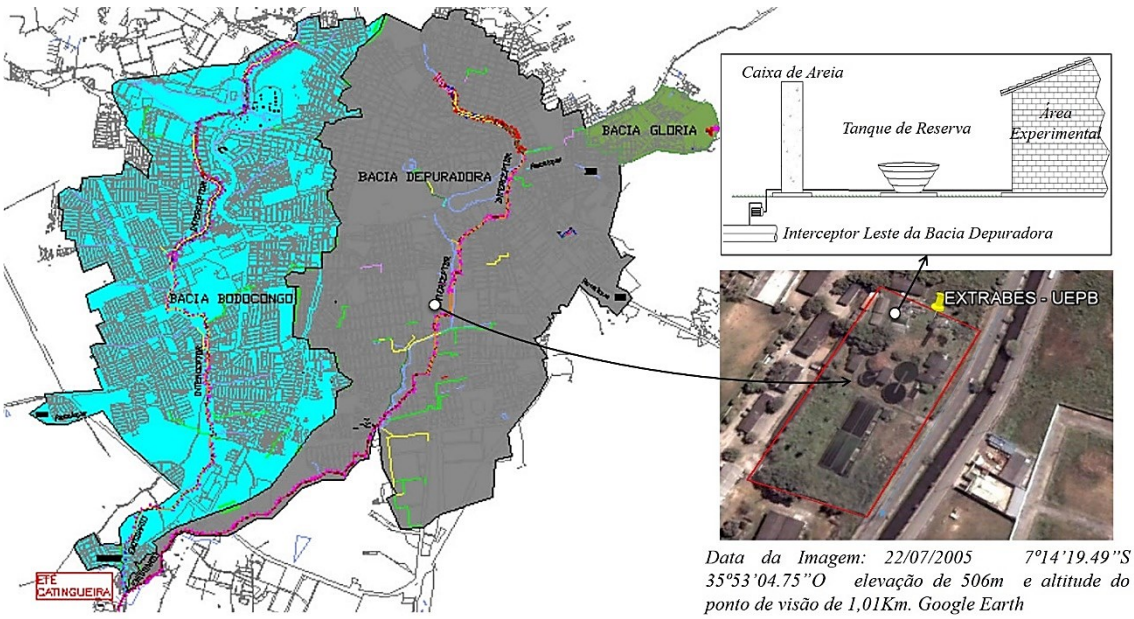
IV.4.1. Sistemas experimentais

IV.4.1.1. Captação da Água Residuária

A matriz do esgoto utilizado para alimentar os sistemas era advinda do esgoto municipal da cidade de Campina Grande, na Paraíba. O município de Campina Grande possui 3 grandes bacias de drenagem do esgoto sanitário, divididas em: Bacia Bodocongó, Bacia Depuradora e Bacia Glória. A Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES) insere-se da Bacia Depuradora, vizinha ao interceptor leste. Dessa forma foi possível captar vazões representativas de um esgoto municipal típico considerando que a localização geográfica da EXTRABES garante que pelo menos 50 a 60% de toda a Bacia Depuradora já tenha sido coletada. A **Figura IV.20** ilustra as bacias de esgotamento da cidade

de Campina Grande e a área de influência de cada bacia, bem como a localização da instalação dos sistemas experimentais na EXTRABES.

Figura IV.20 – Bacias de esgotamento sanitário do município de Campina Grande e localização do campo experimental dos sistemas estudados.

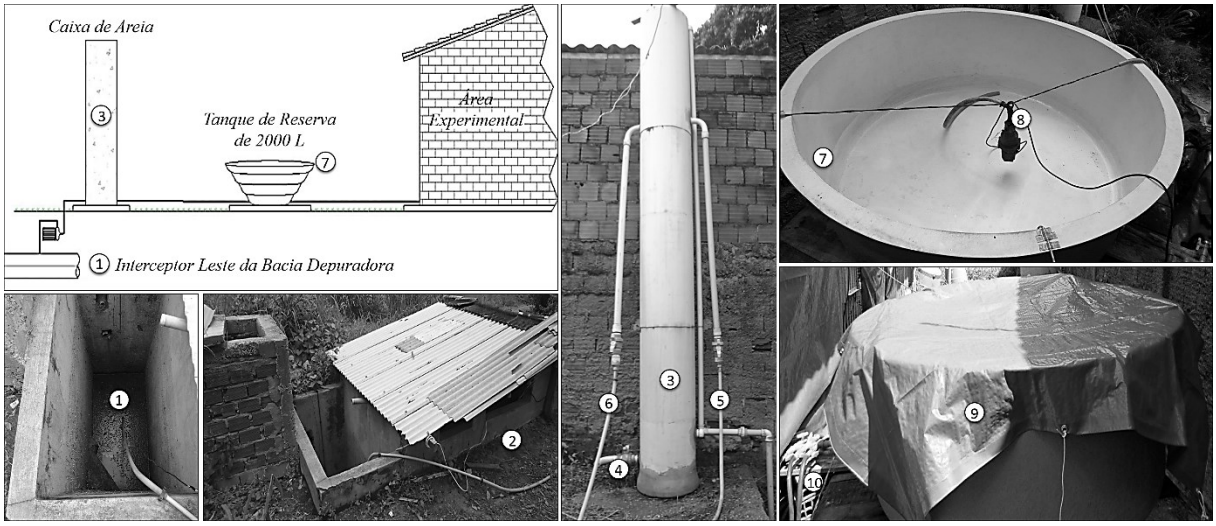


FONTE: adaptado de: mapa das bacias (GOMES, 2013), foto aérea (Google Earth) e esquema do sistema de distribuição do esgoto (MENDES, 2014)

Dessa forma, o esgoto bruto era coletado de um poço de visita situado dentro das instalações da EXTRABES, sendo direcionado para um desarenador vertical. Após o desarenador vertical (ou caixa de areia), o esgoto era então direcionado para um reservatório com capacidade de 2 m^3 para então ser bombeado aos sistemas. Diariamente era consumido um volume aproximado de 500 litros. Para evitar acumulo de resíduos e sedimentação dos sólidos dentro do tanque de reversa, uma bomba submersa com vazão de 1400 $L.h^{-1}$ foi alojada no interior do tanque, sendo acionada a cada 4 horas e seu fluxo direcionado para circulação interna. Esse procedimento garantia a manutenção da mistura e homogeneidade do afluente. Além disso, um procedimento de esvaziamento total da caixa de reserva e sua limpeza era realizado a cada 20 dias, assim como limpeza do desarenador vertical esgotando os sedimentos depositados no fundo. A alimentação da caixa de reserva com o esgoto foi fixada para ser realizada entre 8:00 e 9:00 horas da manhã, com base em estudos preliminares de (SANTOS, 2009) que apontava essa faixa de horário como a melhor para a ocorrência de maiores concentrações de DQO e Amônia.

A **Figura IV.21** apresenta um conjunto de imagens desse sistema de coleta, armazenamento e distribuição do esgoto.

Figura IV.21 – Sistema de coleta, armazenamento e distribuição do esgoto municipal de Campina Grande para os sistemas experimentais.



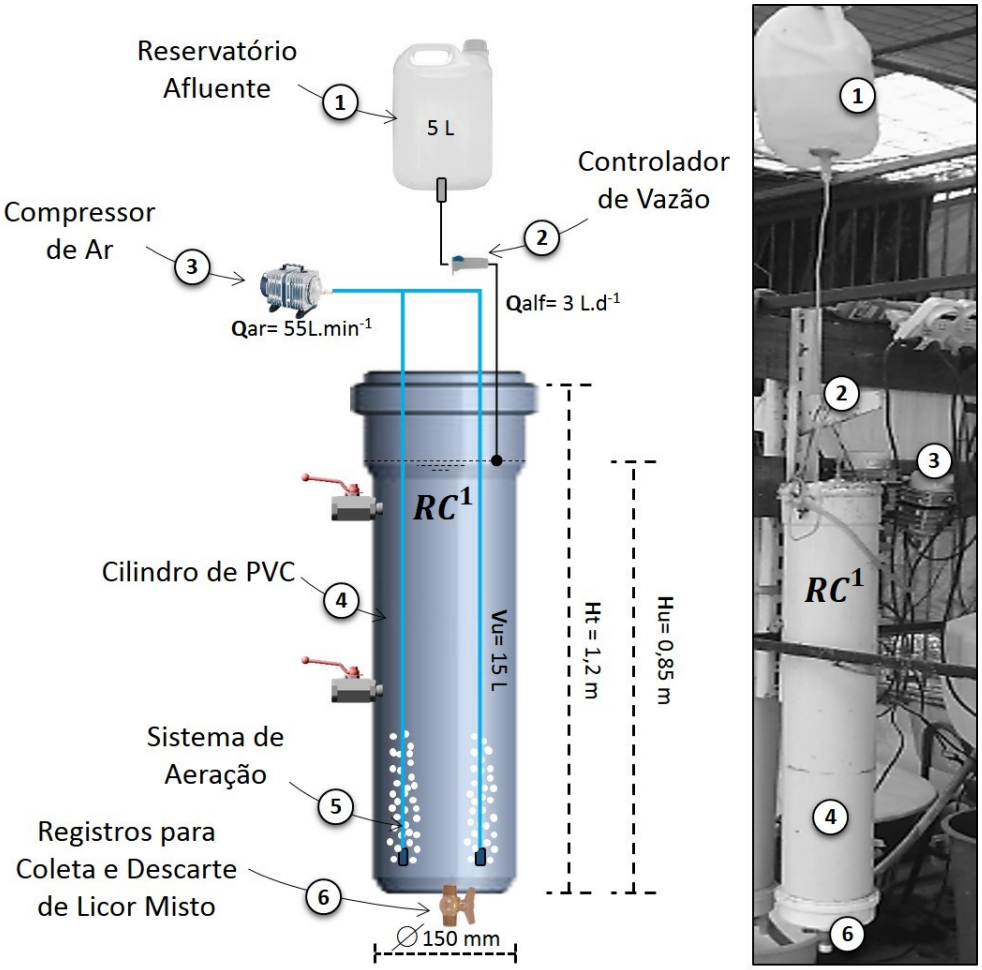
Legenda: **1**: poço de captação do esgoto ("Bypass" do interceptor leste), **2**: casa das bombas, **3**: desarenador vertical, **4**: registro para esvaziamento e limpeza do desarenador vertical, **5**: registro de entrada do esgoto captado, **6**: registro de saída do esgoto do desarenador vertical, **7**: tanque de reserva do esgoto após tratamento preliminar (grade e caixa de areia), **8:** Bomba de mistura do esgoto reservado, **9**: lona de proteção contra chuva e evaporação, **10**: registros de distribuição do esgoto para os sistemas.

FONTE: esquema dos sistemas de distribuição: adaptado de (MENDES, 2014), demais imagens: próprio autor

IV.4.1.2. Reator Contínuo 1 (RC^1) – Remoção de Matéria Orgânica

O primeiro sistema foi desenvolvido para a remoção apenas de matéria orgânica (ver **Quadro IV.13**). Consistia de um cilindro de policloreto de polivinila (PVC) de 150 mm de diâmetro e altura de 1,2 m, com volume útil de 15 litros. A alimentação era realizada por gotejamento de um reservatório alojado na parte superior do sistema. A aeração era constante, o que por sua vez mantinha o lodo permanentemente suspenso. A opção por essa forma de operação foi motivada por questões de economia, haja vista que se dispensou o uso de motores para agitação. Os dados das características de operação são apresentados na **Tabela IV.10**.

Figura IV.22 – Desenho esquemático do sistema $\boldsymbol{RC^1}$ e fotografia do mesmo sistema instalado no campo experimental.



FONTE: próprio autor.

Tabela IV.10 – Parâmetros de projeto e operacionais do sistema RC^1 na fase 3.

Parâmetros de Projeto (RC^1)	Unidade	Valor
Altura total (Ht)	m	1,2
Altura útil (Hu)	m	0,85
Diâmetro interno (d)	m	0,15
Volume Total (Vt)	L	21,2
Volume Útil (Vu)	L	15
Parâmetros de Operação (RC^1)	**Unidade**	**Valor**
Vazão diária	$L.d^{-1}$	3
Concentração de OD	$mgOD.d^{-1}$	≈ 2 a 3
Idade de lodo (Rs)	d^{-1}	5
Vazão de descarte (q)	$L.d^{-1}$	3
Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)	d	5

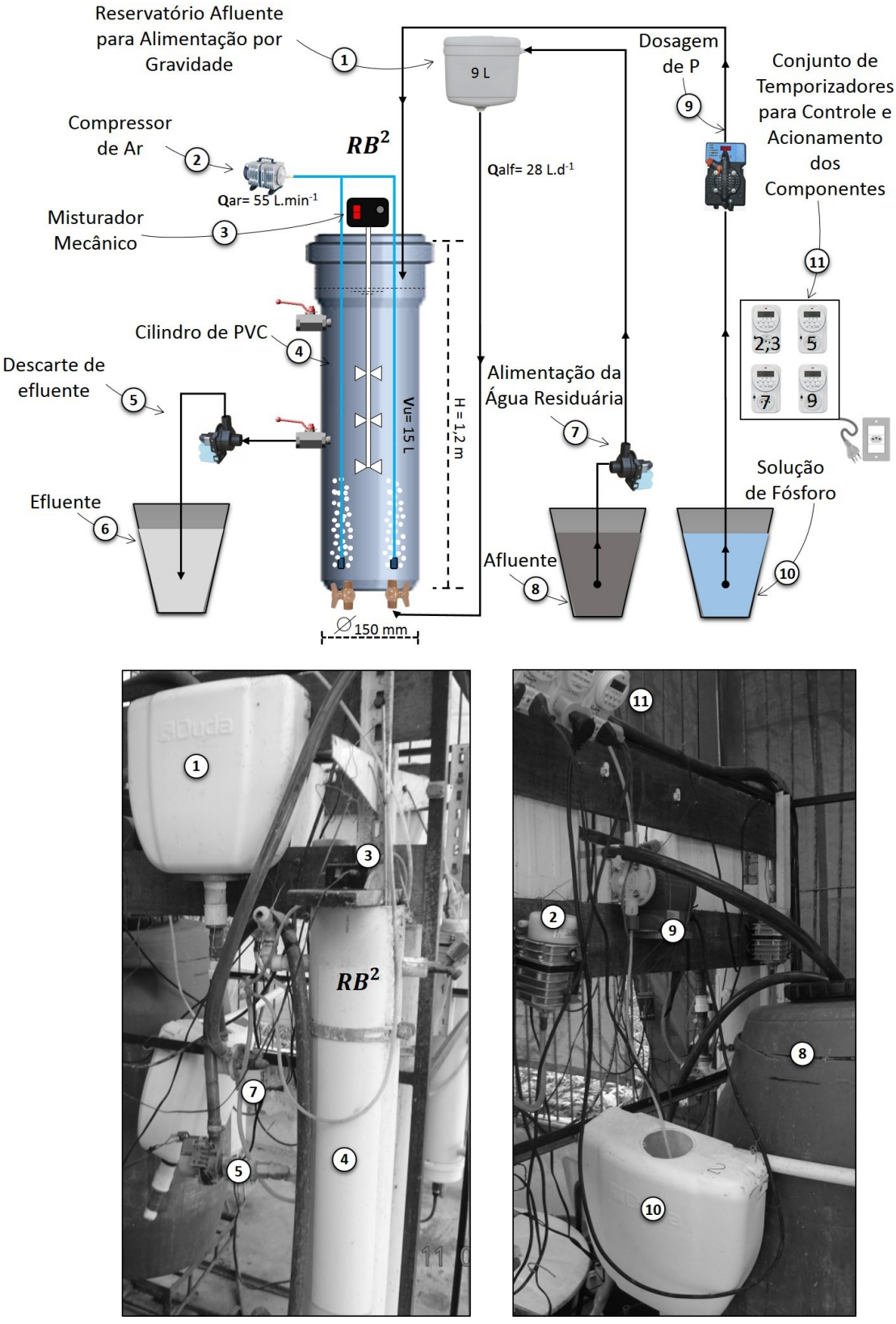
Apesar de apresentar um TDH elevado, especialmente para um sistema de lodo ativado, esse artifício foi necessário com base no objetivo do sistema. Além de remover exclusivamente matéria orgânica, almejava-se a formação de um lodo na qual tivesse um perfil respirométrico típico, sem a presença de organismos acumuladores de fósforo ou nitrificação. Para tanto,

buscou-se evitar períodos de "fome", ou falta de alimento, na qual favoreceria o surgimento de organismos acumuladores de glicogênio e/ou PHAs. Assim, apesar do alto TDH, aplicou-se uma elevada carga orgânica (24 $gDQO.d^{-1}$, com concentração de $8gDQO.L^{-1}$), o que manteve o equilíbrio comparativo com os demais sistemas. Por fim, o referido sistema participou apenas da Fase 3.

IV.4.1.3. Reator em Batelada 2 (RB^2) – Remoção de Matéria Orgânica e Fósforo

O segundo sistema foi desenvolvido para a remoção de matéria orgânica e fósforo. (ver **Quadro IV.13**), o que implicou na divisão do tempo reacional em fases sem aeração e com aeração. Consistia também de um cilindro de PVC com 150 mm de diâmetro e altura de 1,2 m, com volume útil de 15 litros. A alimentação e o descarte do efluente foi feita através de uma eletrobomba de drenagem com vazão máxima de 20 $L.min^{-1}$ e 45W (modelo PCX-a), comumente usada em máquinas de lavar. O sistema RB^2 recebeu, além da suplementação apresentada no IV.14, dosagens externas de fósforo com vistas a dar suporte a uma pesquisa de mestrado e outra de doutorado no mesmo sistema. O esquema ilustrativo e as imagens dos sistemas encontram-se visíveis na **Figura IV.23**.

Figura IV.23 - Desenho esquemático do sistema $\boldsymbol{RB^2}$ e fotografia do mesmo sistema instalado no campo experimental.



FONTE: próprio autor.

O sistema foi operado com ciclos de 6 horas, totalizando 4 ciclos por dia, onde em cada ciclo desenvolviam-se as etapas de alimentação, reação anaeróbia, reação aeróbia, sedimentação e

descarte do efluente. A idade de lodo foi de 5 dias, visando a remoção da nitrificação e favorecimento da remoção de fósforo. Os dados das características de operação são apresentados na **Tabela IV.11**.

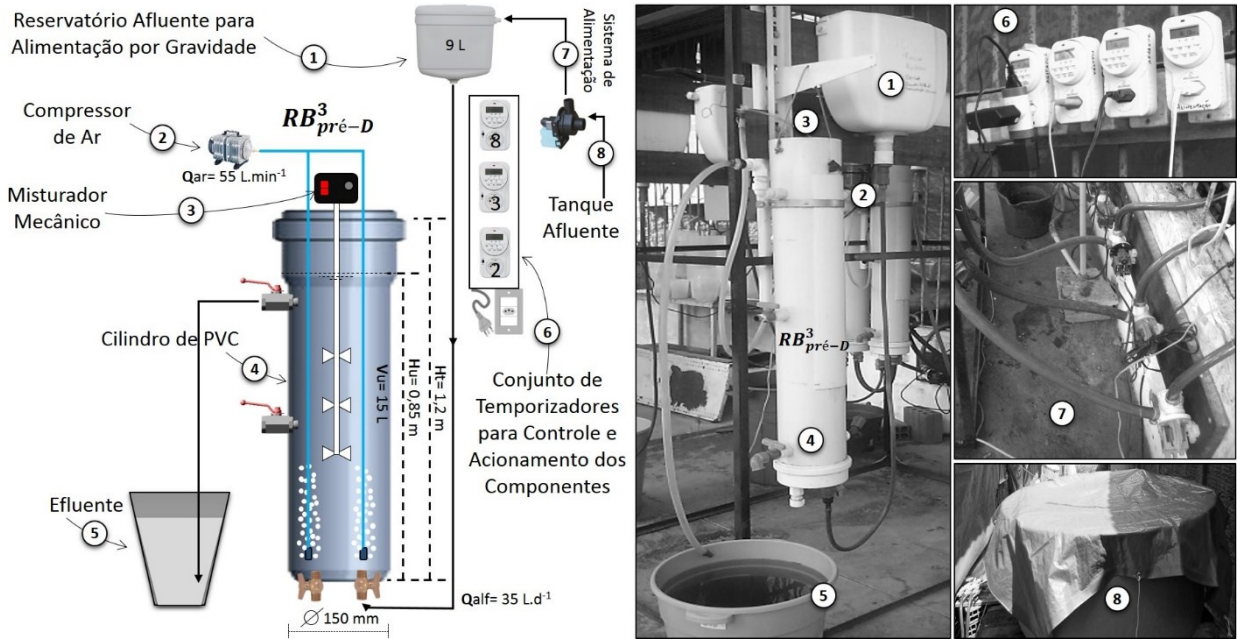
Tabela IV.11 - Parâmetros de projeto e operacionais do sistema RB^2 na fase 3.

Parâmetros de Projeto (RB^2)	Unidade	Valor
Altura total (Ht)	m	1,2
Altura útil (Hu)	m	0,85
Diâmetro interno (d)	m	0,15
Volume Total (Vt)	L	21,2
Volume Útil (Vu)	L	15
Parâmetros de Operação (RB^2)	**Unidade**	**Valor**
Vazão diária	$L.d^{-1}$	28
Concentração de OD	$mgOD.d^{-1}$	≈ 2 a 3
Idade de lodo (Rs)	d^{-1}	5
Vazão de descarte (q)	$L.d^{-1}$	3
Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)	d	0,5
Tempo de Alimentação (t^2_{ali})	min	2
Tempo Anaeróbio (t^2_{ana})	min	90
Tempo de Aeração (t^2_{aer})	min	247
Tempo de Sedimentação (t^2_{sed})	min	20
Tempo de Descarte (t^2_{desc})	min	1
Tempo total do ciclo (t^2_{total})	min	360
Número de ciclos ($\#C^2$)	min	4

IV.4.1.4. Reator em Batelada 3 ($RB^3_{pré-D}$) – Remoção de Matéria Orgânica e Nitrogênio (

O terceiro sistema preconizava a remoção de nitrogênio (contendo, portando, nitrificação e desnitrificação) e de matéria orgânica (ver **Quadro IV.13**). Para esse mérito, aplicou-se alta idade de lodo (20 dias), favorecendo a nitrificação e o nitrato produzido era removido ainda no início do ciclo, quando a presença de S_{bs} é maior. Foi utilizado apenas um cilindro (câmara única) de com as mesmas dimensões dos anteriores (RC^1 *e* RB^2). Para evitar excesso de instrumentação, alimentou-se o reator de forma ascendente e no mesmo instante em que ocorria a alimentação, através do deslocamento do líquido em fluxo pistão, ocorria também o descarte do efluente. Esse sistema participou de todas as fases (1, 2 e 3) e seu afluente seguiu o descrito no **Quadro IV.14**. A alimentação do sistema e descarte do efluente (etapas simultâneas) foi feita através de uma eletrobomba de drenagem com vazão máxima de 20 $L.min^{-1}$ e 45W (modelo PCX-a), que enchia um reservatório elevado em que direcionava-se o fluxo por gravidade para a entrada do $RB^3_{pré-D}$. A **Figura IV.24** apresenta o esquema da configuração do $RB^3_{pré-D}$ e sua imagem de campo.

Figura IV.24 - Desenho esquemático do sistema $RB^3_{pré-D}$ e fotografia do mesmo sistema instalado no campo experimental.



FONTE: próprio autor

Como a alimentação e descarte eram simultâneas, ao invés de 5 fases, o sistema ($RB^3_{pré-D}$) possuía 4: alimentação e descarte, fase anaeróbia (anóxica), fase aeróbia, sedimentação. O sistema foi operado com 5 ciclos de 4,85 horas. A **Tabela IV.12** resume os parâmetros de projeto e operacionais desse sistema.

Tabela IV.12 – Parâmetros de projeto e operacionais do sistema $RB^3_{pré-D}$ nas fases 1, 2 e 3

Parâmetros de Projeto ($RB^3_{pré-D}$)	**Unidade**	**Valor**
Altura total (Ht)	m	1,2
Altura útil (Hu)	m	0,85
Diâmetro interno (d)	m	0,15
Volume Total (Vt)	L	21,2
Volume Útil (Vu)	L	15
Parâmetros de Operação ($RB^3_{pré-D}$)	**Unidade**	**Valor**
Vazão diária	$L.d^{-1}$	35
Concentração de OD	$mgOD.d^{-1}$	≈ 2 a 3
Idade de lodo (Rs)	d^{-1}	20
Vazão de descarte (q)	$L.d^{-1}$	0,75
Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)	d	0,42
Tempo de Alimentação e Descarte ($t^3_{ali,desc}$)	min	1
Tempo Anaeróbio (t^3_{ana})	min	40
Tempo de Aeração (t^3_{aer})	min	230
Tempo de Sedimentação (t^3_{sed})	min	20
Tempo total do ciclo (t^3_{total})	min	291

Número de ciclos ($\#C^3$)	min	5

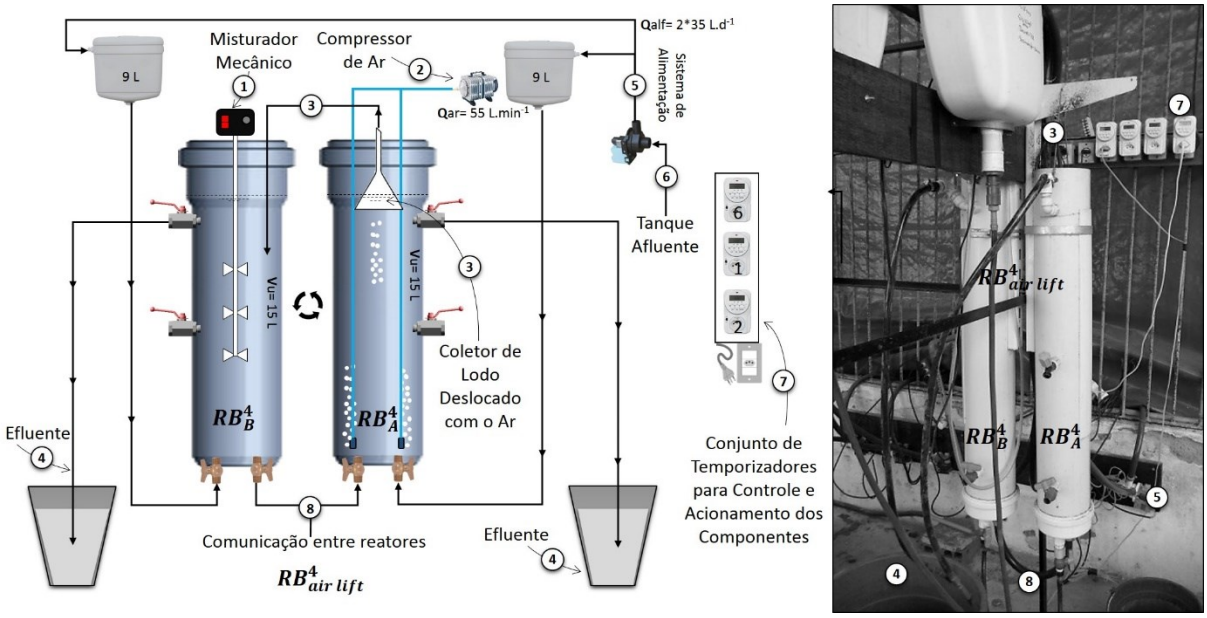
Para um ajuste dos tempos de operação, o terceiro ciclo de 5 teve seu tempo de aeração reduzido para 205 minutos, caso contrário não se compatibilizaria a operação em 24 horas

IV.4.1.5. Reator em Batelada 4 ($RB^4_{air\ lift}$) – Remoção de Matéria Orgânica, Nitrogênio e Fósforo em Câmeras Separadas

O sistema $RB^4_{air\ lift}$ ou somente "Air lift" recebe este nove devido ao deslocamento do licor misto de uma câmera aerada para outra câmera não aerada, impulsionado pela expansão de ar (air lift – elevador de ar). Por possuir duas câmaras, previu-se um maior tempo do licor misto em condições anóxicas, favorecendo o esgotamento do nitrato e dando condições para a remoção de fósforo, com o surgimento do ambiente anaeróbio no decorrer do ciclo. Assim, o sistema $RB^4_{air\ lift}$ era constituído de dois cilindros de PVC comunicantes tanto pela parte inferior como na parte superior. Um sistema de coleta do licor misto que se expandia com o ar foi acoplado no topo do reator aeróbio e canalizado até o topo do reator anaeróbio/anóxico. A idade de lodo também foi de 20 dias e a vazão de entrada foi dobrada (35*2 = 70 $L.d^{-1}$) pois agora tinha-se duas câmaras de tratamento.

Semelhante ao sistema $RB^3_{pré-D}$, a alimentação do era promovida de forma ascendente e simultaneamente ao instante de descarte, diminuindo assim gastos com bombas e válvulas solenoides. O sistema air lift esteve presente em todas as fases e foi operado com 5 ciclos diários, iguais ao aplicados ao $RB^3_{pré-D}$. Em ambos os reatores foi acoplado um sistema de mistura para evitar a sedimentação do lodo nos instantes anaeróbios, especialmente no reator anaeróbio/anóxico (mesmo aerando, o lodo nesse reator não seria suspendido caso não houvesse misturadores mecânicos). O sistema foi operado com 5 ciclos de 4,85 horas. A **Figura IV.25** apresenta o esquema ilustrado da configuração do sistema air lift e a **Tabela IV.13** resume as principais características operacionais e de projeto desse sistema.

Figura IV.25 - Desenho esquemático do sistema $\boldsymbol{RB^4_{air\ lift}}$ e fotografia do mesmo sistema instalado no campo experimental



FONTE: próprio autor.

Tabela IV.13 - Parâmetros de projeto e operacionais do sistema $RB^4_{air\ lift}$ nas fases 1, 2 e 3

Parâmetros de Projeto ($RB^4_{air\ lift}$)	Unidade	Valor
Altura total (Ht)	m	1,2
Altura útil (Hu)	m	0,85
Diâmetro interno (d)	m	0,15
Volume Total (Vt)	L	21,2
Volume Útil (Vu)	L	15
Parâmetros de Operação ($RB^4_{air\ lift}$)	**Unidade**	**Valor**
Vazão diária	$L.d^{-1}$	2*35
Concentração de OD	$mgOD.d^{-1}$	≈ 2 a 3
Idade de lodo (Rs)	d^{-1}	20
Vazão de descarte (q)	$L.d^{-1}$	2*0,75
Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)	d	0,42
Tempo de Alimentação e Descarte ($t^4_{ali,desc}$)	min	1
Tempo Anaeróbio (t^4_{ana})	min	40
Tempo de Aeração (t^4_{aer})	min	230
Tempo de Sedimentação (t^4_{sed})	min	20
Tempo total do ciclo (t^4_{total})	min	291
Número de ciclos ($\#C^4$)	min	5

Devido a diferenças de concentrações de sólidos entre os reatores RB^4_A e RB^4_B, o descarte de lodo era feito da mistura de alíquotas idênticas de cada reator.

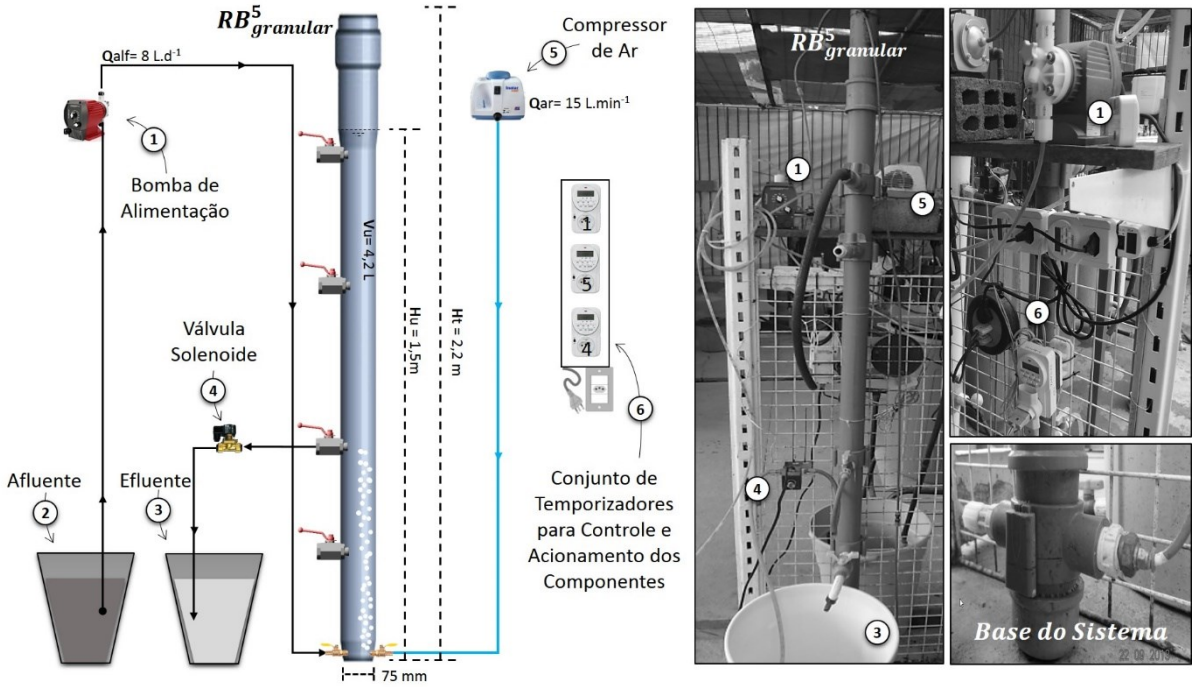
IV.4.1.6. Reator em Batelada 5 ($RB^5_{granular}$) – Remoção de Matéria Orgânica, Nitrogênio e Fósforo em Câmera Única.

O sistema RB^5_{granular} trata-se uma variante dos sistemas de lodo ativado que apresenta perspectivas promissoras dentro do cenário do tratamento das águas residuárias devido a possiblidade de simultaneidade da remoção de nutrientes e matéria orgânica, desempenhada em um único reator. Essa perspectiva só é factível devido a um conjunto de estratégias que induzem a formação diferenciada do lodo biológico, na forma de grânulos aeróbios (antes apenas relatados para sistemas anaeróbios). Assim, operou-se o sistema $RB^5_{granular}$ conforme as recomendações de (MORALES et al., 2013; ROSMAN et al., 2013; WINKLER et al., 2011; ZHONG et al., 2013) que preconizam, sobretudo, a alternância entre ambientes aeróbios e anaeróbios e a extinção da comida ainda na fase anaeróbia, dando vantagens competitivas aos organismos de crescimento lento em detrimento aos demais. Além disso, a idade de lodo nesse tipo de sistema, especialmente na partida, deixa de ser um critério fundamental, descartando apenas o lodo que é arrastando para o efluente devido ao baixo tempo de sedimentação. Dessa forma, o sistema $RB^5_{granular}$ foi operado nas três fases visando a granulação.

Devido à complexidade do procedimento de granulação e a falta de parâmetros assertivos para as regiões de clima tropical, foram necessários experimentos secundários até findar ao condicionamento final, já com o lodo granulado. Assim, as fases 1 e 2 retratam os instantes desses experimentos exploratórios e a fase 3 apresenta o sistema $RB^5_{granular}$ já com suas características definitivas de lodo granular.

O sistema RB^5_{granular} foi construído em PVC de 75 mm, com 2,2 metros de altura total. Devido uma das estratégias indicar (WINKLER et al., 2011) a necessidade de aplicação no projeto de uma relação altura/diâmetro próxima ou superior a 15, optou-se por trabalhar com um sistema menor que os demais para garantir uma relação Hu/d favorável. A **Figura IV.26** apresente o esquema final do sistema $RB^5_{granular}$ e a imagem de campo, com o sistema instalado. A **Tabela IV.14** apresenta os parâmetros operacionais e de projeto, e acrescenta ainda duas etapas dentro da fase 3 na qual o sistema foi operado, variando o tempo de sedimentação do lodo.

Figura IV.26 - Desenho esquemático do sistema $\boldsymbol{RB^5_{granular}}$ e fotografia do mesmo sistema instalado no campo experimental



FONTE: próprio autor.

Tabela IV.14 - Parâmetros de projeto e operacionais do sistema $\boldsymbol{RB^5_{granular}}$ nas fases 1, 2 e 3.

Parâmetros de Projeto ($RB^5_{granular}$)	**Unidade**	**Valor**
Altura total (Ht)	m	2,2
Altura útil (Hu)	m	1,5
Diâmetro interno (d)	m	0,75
Volume Total (Vt)	L	6,2
Volume Útil (Vu)	L	4,2
Parâmetros de Operação ($RB^5_{granular}$) (Fase 1 e 2)	**Unidade**	**Valor**
Vazão diária	$L.d^{-1}$	8
Concentração de OD	$mgOD.d^{-1}$	≈ 2 a 3
Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)	d	0,52
Tempo de Alimentação e Anaeróbio ($t^5_{ali,ana}$)	min	
Tempo de Aeração (t^5_{aer})	min	
Tempo de Sedimentação (t^5_{sed})	min	
Tempo de Descarte (t^5_{desc})	min	
Tempo total do ciclo (t^5_{total})	min	
Número de ciclos ($\#C^5$)	min	4
Parâmetros de Operação ($RB^5_{granular}$) Fase 3	**Unidade**	**Valor**
Vazão diária	$L.d^{-1}$	8
Concentração de OD	$mgOD.d^{-1}$	≈ 2 a 3
Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)	d	0,52
Tempo de Alimentação e Anaeróbio ($t^5_{ali,ana}$)	min	137
Tempo de Aeração (t^5_{aer})	min	210
Tempo de Sedimentação (t^5_{sed})	min	10/5
Tempo de Descarte (t^5_{desc})	min	3
Tempo total do ciclo (t^5_{total})	min	360
Número de ciclos ($\#C^5$)	min	4

IV.4.1.7. Reator Contínuo 6 ($RC^6_{UCT.4}$) – Remoção de Matéria Orgânica, Nitrogênio e Fósforo

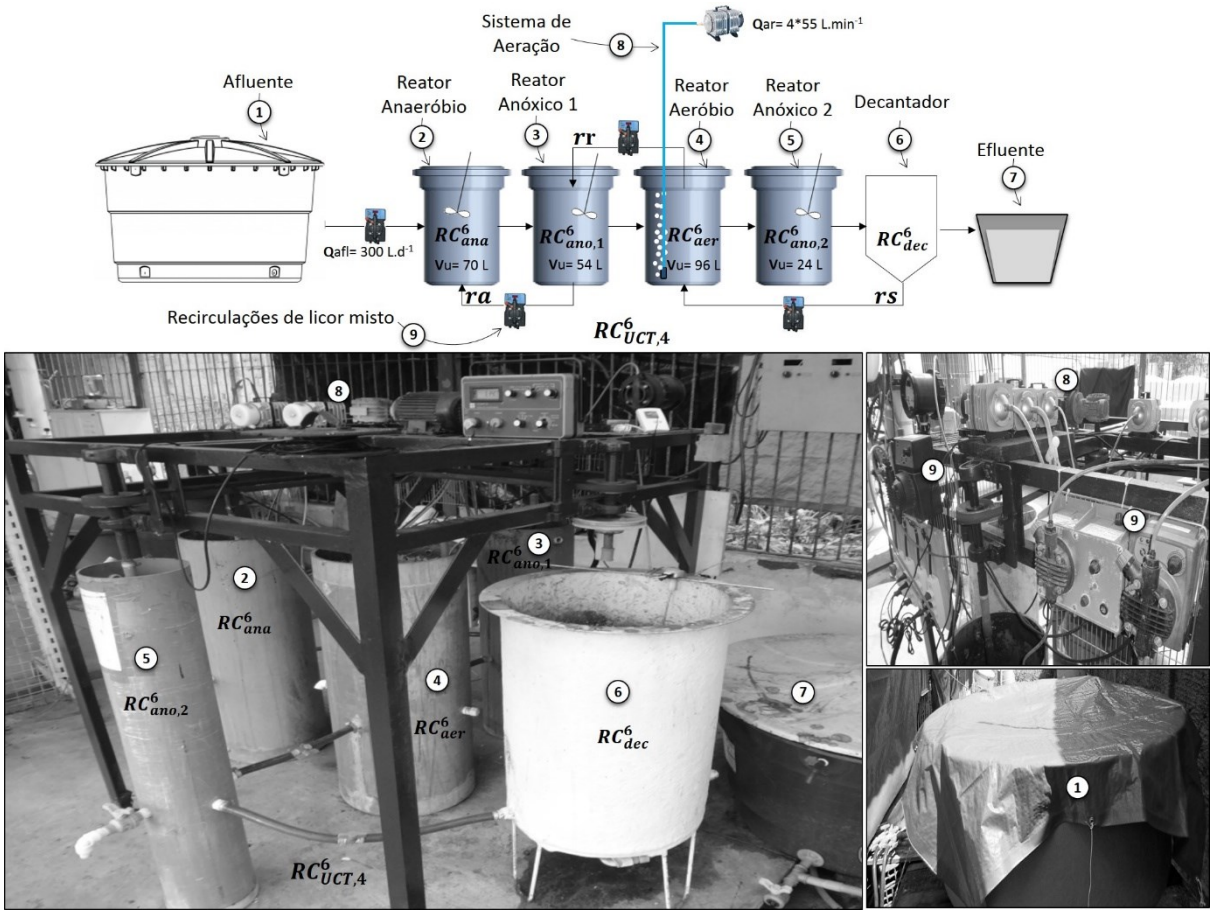
O sistema $RC^6_{UCT.4}$ era um sistema de fluxo contínuo em que separava-se o volume total do reator em 4 câmaras, além do decantador final. O primeiro reator ($RC^6_{1,\text{ana}}$) era anaeróbio e recebia a água residuária afluente e uma recirculação de licor misto do segundo reator ($RC^6_{2,\text{anox }1}$), que era anóxico devido ao nitrato que recebia via recirculação do ($RC^6_{3,\text{aer}}$). Assim, o ($RC^6_{3,\text{aer}}$) era aeróbio e enviava seu efluente para o ultimo reator ($RC^6_{4,\text{anox }2}$), anóxico. Dessa forma, no primeiro reator promoveu-se condições para a liberação de fósforo, evitando a entrada de nitrato.

Os reatores do sistema $RC^6_{UCT.4}$ foram fabricados em cilindros de PVC, e o decantador em fibra de vidro, uma grade de cantoneira foi acomodada ao redor dos sistemas para dar suporte aos componentes de operação (aeradores, bombas dosadoras, sistemas de agitação). Um motor de 1/3 hp garantia a mistura dos reatores através de um sistema de roldanas, exceto para o reator aeróbio na qual considerou-se apenas a turbulência promovida pela aeração. A **Tabela IV.15** apresenta as dimensões do sistema, bem como a fração de cada ambiente, em relação ao volume total. A **Figura IV.27** apresenta um desenho esquemático do sistema e seus fluxos bem como apresenta imagens do sistema instalado e operacional.

Tabela IV.15 – Parâmetros de projeto do sistema $\boldsymbol{RC^6_{UCT.4}}$ e fração de volume de cada reator

Reator	Altura (m)	Diâmetro (m)	Volume útil (litros)	Fração do volume total
$RC^6_{1,\text{ana}}$	0,77	0,3	70	0,28
$RC^6_{2,\text{anox }1}$	0,77	0,25	54	0,23
$RC^6_{3,\text{aer}}$	0,77	0,40	96	0,39
$RC^6_{4,\text{anox }2}$	0,77	0,2	24	0,10
Volume Útil	244			
RC^6_{DEC}	0,77	0,35	72	-

Figura IV.27 - Desenho esquemático do sistema $\boldsymbol{RB^6_{UCT,4}}$ e fotografia do mesmo sistema instalado no campo experimental



FONTE: próprio autor

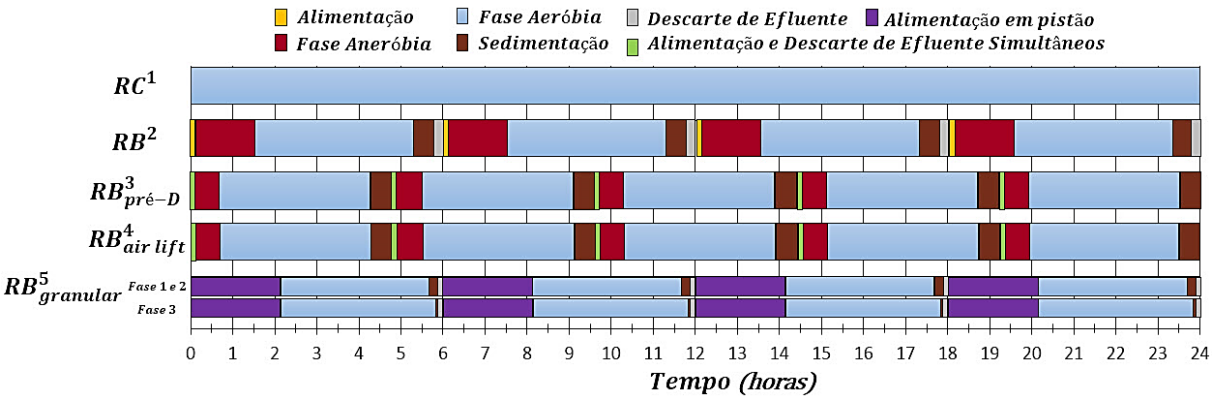
Com o objetivo de remover matéria orgânica e nutrientes, aplicou-se uma idade de lodo de 20 dias, sendo o descarte realizado no reator $RB^{6}_{aer,3}$. A **Tabela IV.16** apresenta um resumo dos dados operacionais do sistema em questão.

Tabela IV.16 – Condições operacionais do sistema $\boldsymbol{RC^{6}_{UCT,4}}$

Parâmetros de Operação ($\boldsymbol{RC^{1}}$)	Unidade	Valor
Vazão diária	$L.d^{-1}$	300
Concentração de OD	$mgOD.d^{-1}$	≈ 2 a 3
Idade de lodo (Rs)	d^{-1}	20
Vazão de descarte (q)	$L.d^{-1}$	12
Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)	d	0,8

Assim, no âmbito de todos os sistemas, a **Figura IV.28** resume os ciclos operacionais aplicados aos reatores em batelada e a **Figura IV.29** apresenta a imagem dos sistemas em conjunto instalados e operacionais em campo.

Figura IV.28 – Resumo dos ciclos operacionais aplicados aos reatores em batelada.



FONTE: próprio autor.

Figura IV.29 – Imagem dos sistemas experimentais instalados na área de estudo.



FONTE: Próprio autor.

IV.4.2. Monitoramento do Desempenho dos Sistemas Experimentais.

Com o intuito de subsidiar as discussões sobre a calibração e otimização dos sistemas propostos, realizou-se o acompanhamento das principais variáveis de desempenho dos 6 sistemas de lodo ativado ao longo do tempo. O empenho no monitoramento do desempenho dos sistemas agregou dois valores principais no contexto da tese: (1) o conhecimento da capacidade de remoção dos principais constituintes do esgoto e (2) a confirmação da estabilidade do sistema no período de calibração do modelo ASM-HA1. Para cada fase, foram realizadas em média 15 campanhas de amostragem em diversos pontos (3 fases * 15 campanhas = 45 campanhas no total).

Cada campanha de análises consista, em geral, em amostragens de entrada e saída dos sistemas, testes respirométricos e testes de sedimentabilidade. Em algumas campanhas inseriu-se também a realização de perfis de amostragem, coletando alíquotas ao longo do tempo. As variáveis investigadas e métodos analíticos então demonstrados na **Tabela IV.17**.

Tabela IV.17 – Variáveis analisadas no monitoramento do desempenho dos sistemas experimentais.

Variáveis	Unidade	Método Analítico	Referência
DQO bruta	$mgO_2.L^{-1}$	5520.C - Digestão com Refluxação Fechada, Titrimetrico.	(APHA; AWWA; WEF, 2012)
OD	$mgO_2.L^{-1}$	4500-O.G – Método do Eletrodo de Membrana.	(APHA; AWWA; WEF, 2012)
NH_3-N	$mgNH_3\text{-}N.L^{-1}$	4500-NH_3 B. – Etapa Preliminar de Destilação. 4500-NH_3 C. – Método Titrimetrico.	(APHA; AWWA; WEF, 2012)
NO_2^--N	$mgNO_2^-\text{-}N.L^{-1}$	4500-NO_2^- B. – Método Colorimétrico.	(APHA; AWWA; WEF, 2012)
NO_3^--N	$mgNO_3^-\text{-}N.L^{-1}$	4500-NO_3^-B. – Método UV espectrofotométrico da segunda derivada.	(APHA; AWWA; WEF, 2012)
N_{org}-N	$mgNH_3\text{-}N.L^{-1}$	4500-N_{org} -B. Método Semi-Micro-Kjeldahl. 4500-NH_3 B. – Etapa Preliminar de Destilação. 4500-NH_3 C. – Método Titrimetrico.	(APHA; AWWA; WEF, 2012)
P_{ort}	$mgP.L^{-1}$	4500-P B. – Preparação da amostra – Filtração. 4500-P E. Método do Ácido Ascórbico.	(APHA; AWWA; WEF, 2012)
P_{total}	$mgP.L^{-1}$	4500-P B. – Preparação da amostra – Digestão com Pesulfato. 4500-P E. Método do Ácido Ascórbico.	(APHA; AWWA; WEF, 2012)
pH	-	4500-H+ B. Método Eletrométrico.	(APHA; AWWA; WEF, 2012)
Alcalinidade	$mgCaCO_3.L^{-1}$	2320 B. Método Titulométrico	(APHA; AWWA; WEF, 2012)
Sólidos e Frações	$mgSólidos.L^{-1}$	2540 D. Sólidos Suspensos Totais secos a 103-105ºC. 2540 E. Sólidos Fixos e Voláteis ignizados a 550ºC	(APHA; AWWA; WEF, 2012)
Sólidos Sedimentáveis	$mgSS.L^{-1}$	2540 F. Sólidos Sedimentáveis.	(APHA; AWWA; WEF, 2012)
IVL_{30}	$ml.g^{-1}$	2710 D. Índice Volumétrico de Lodo	(APHA; AWWA; WEF, 2012)

Legenda: **DQO**: demanda química de oxigênio; **OD**: oxigênio dissolvido; **NH_3-N**: nitrogênio na forma de amônia; **NO_2^--N**: nitrogênio na forma de nitrito; **NO_3^--N**: nitrogênio na forma de nitrato; **N_{org}-N**: nitrogênio orgânico; **P_{ort}**: ortofosfato solúvel; **P_{total}**: fósforo total; **pH**: potencial hidrogeniônico; **IVL_{30}**: índice volumétrico.

IV.4.3. Calibração do Modelo ASM-HA1

Com os sistemas experimentais construídos e operacionais (representando cada objetivo de tratamento exposto no **Quadro IV.13**), buscou-se calibrar os principais parâmetros cinéticos e estequiométricos descritos no modelo ASM-HA1. Os procedimentos de calibração foram específicos para cada constante avaliada e realizado para todos os sistemas.

A calibração foi desenvolvida com o melhor substrato obtido na subseção IV.2.3.1, com dosagens iniciais de 60 a 240 $mg.L^{-1}$ para DQO, 10 a 25 $mg.L^{-1}$ para amônia e 2 a 15 $mg.L^{-1}$ para nitrito, conforme (HOQUE; ARAVINTHAN; PRADHAN, 2010). Para cada sistema, foi realizado um procedimento de calibragem. Vários parâmetros do modelo, tais como K_{ms}, K_{ss}, K_o, X_a, Y, K_1, K_2 foram estimados. O **Quadro IV.15** apresenta as constantes que foram calibradas, considerando os dados de base descritos no modelo original (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Quadro IV.15 – Parâmetros do Modelo ASM-HA1 calibrados no âmbito da pesquisa para cada objetivo de tratamento estudado.

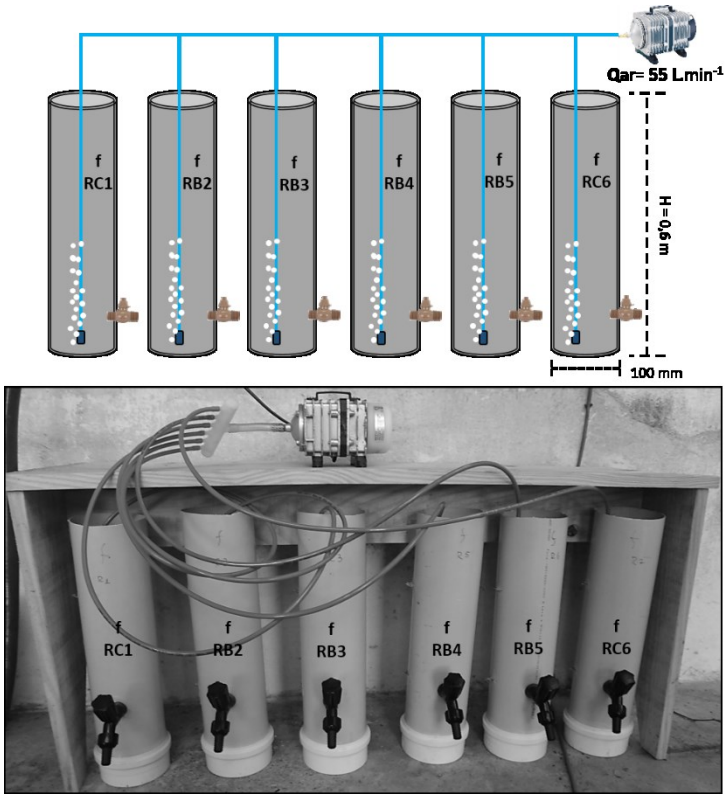
Parâmetros Calibrados	
r_C^{HET}	$K_{ms}^{N1,2}$
r_U^{Sba}	K_{ms}^{N1}, K_{ms}^{N2}
Y_{obs}^{HET}	X_a^{N1}, X_a^{N2}
f_{cv}	b_h^t
TCO_{exo}^{HET}	b_n^t
K_{ms}^{HET}	b_p^t
K_{ss}^{HET}	V_o
X_a^{HET}	f_{oxi}^{HET}
$r_C^{N1,2}$	f_{anab}^{HET}
r_C^{N1}	$X_{a,sist}^{HET}$
r_C^{N2}	K_{ss}^{N1}, K_{ss}^{N2}
$Y_{obs}^{N1}, Y_{obs}^{N2}$	$TCO_{exo}^{N1}, TCO_{exo}^{N2}$
K	
K_1, K_2, K_3	

Em relação aos dados mecânicos, o modelo na sua forma original, descrita em (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999), não prevê esses parâmetros e dessa forma incorporou-se essa avaliação da construção do ASM-HA1.

Grande parte dos parâmetros foram estimados direta ou indiretamente via respirometria (como r_C^{HET},r_U^{Sba}, Y_{obs}^{HET}, TCO_{exo}^{HET}, K_{ms}^{HET}, dentre outros). Contudo, alguns parâmetros requisitaram de experimentos próprios, como é o caso da determinação das constantes de decaimento (b_h^t, b_n^t, b_p^t,), fração de resíduo endógeno (f), e de sedimentabilidade K e V_o.

A determinação das constantes de decaimento realizada em conjunto com a determinação da fração de resíduo endógeno. O procedimento consistia na manutenção de uma alíquota do licor misto sob aeração ao longo do tempo, onde amostras de eram colhidas e realizadas a análise de sólidos suspensos voláteis. De tempos em tempos o volume de água tinha que ser reposto (descontando-se o volume que foi amostrado para os sólidos), devido à perda de água pelo vapor de água. A **Figura IV.30** ilustra o aparato experimental utilizado para determinar f e b_h de todos os sistemas. Os demais materiais utilizados são os correspondentes aos testes respirométricos e de sedimentabilidade, já apresentados.

Figura IV.30 - Aparato experimental para a determinação da fração do resíduo endógeno e do decaimento de lodo ativo em função dos sólidos suspensos voláteis.



FONTE: próprio autor.

IV.4.4. Otimização dos Cenários Propostos.

A otimização dos sistemas propostos, e por conseguinte de seus objetivos de tratamento, perpassou a delimitação dos tempos dos ciclos de acordo com o processo limitante em cada etapa. Assim, a definição do tempo final do ciclo tinha como critério o tempo mínimo do processo mais lento desempenhado naquela etapa.

A base para a determinação das taxas de processos veio do modelo ASM-HA1, com o uso das técnicas respirometricas e de sedimentabilidade propostas na seção IV.2.

V.RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando a disposição metodológica da pesquisa, onde delineou-se 2 grandes dimensões de trabalho (ferramentas metodológicas para caracterização das propriedades bioquímicas e mecânicas de lodo, o modelo ASM-HA1 e otimização de sistemas RBS), formatou-se os resultados com base nesses 2 grandes grupos de dados.

V.1. Aperfeiçoamento das Técnicas de Obtenção das Propriedades de Obtenção das Propriedades Bioquímicas e Mecânicas de SSLM - Resultados

V.1.1. *Efeitos Sobre a Qualidade da Medição do Oxigênio Dissolvido*

Foram avaliados 8 aspectos relacionados com a qualidade da medida experimental do oxigênio dissolvido através de eletrodos de membrana. Assim, ressalta-se que mesmo na ausência de um respirômetro que faça medidas automáticas de oxigênio dissolvido, esses resultados contribuem para a respirometria manual.

V.1.1.1. Caracterização da Relaxação da Leitura de OD do Eletrodo e seu Efeito na medida da TCO

A análise do efeito da relaxação da leitura de OD foi realizada com diferentes tipos de membranas comerciais para o eletrodo da YSI, em que para os dois métodos de caracterização utilizados (Erro Quadrático Médio ou EQM e estimativa matemática), constatou-se grandes diferenças no valor final de K_{rel} (tanto nas curvas ascensionais de OD quanto nas de depleção, respectivamente, OD_r saturação e OD_r zero), sendo perceptível um melhor ajuste de curvas Experimental X Teórico para o método do EQM.

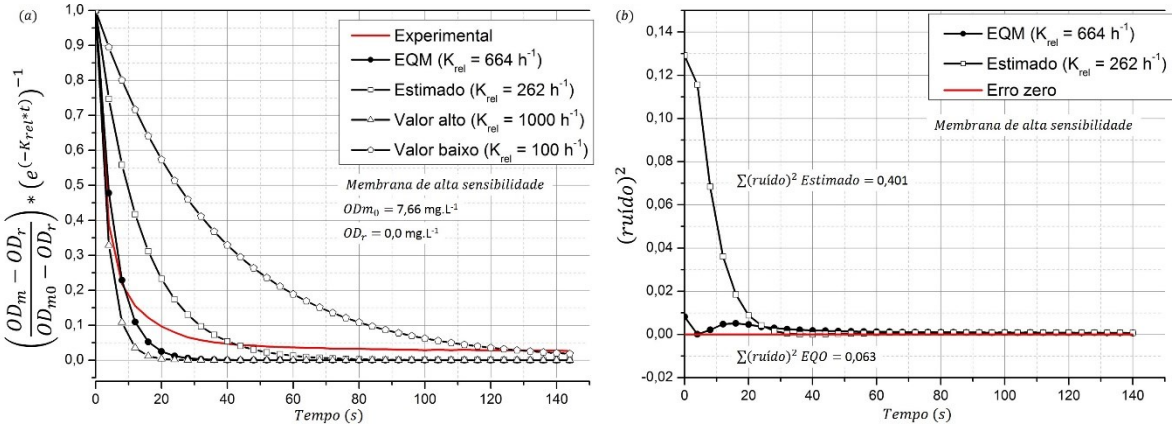
Nas **Figuras V.1 a V.11** apresentam-se os resultados encontrados referentes aos ajustes de curvas obtidos para cada membrana (alta sensibilidade, padrão, sensibilidade média e baixa sensibilidade) com base nos dois métodos propostos, reforçando a percepção de que o uso do método do EQM é o mais indicado para a determinação experimental da constante K_{rel}. Além

disso, é visível também o efeito que as diferentes membranas ocasionaram na determinação da taxa de consumo de oxigênio, reduzindo seu valor para mais de 50% nas membranas de média e baixa sensibilidade (**Figuras V.3, V6, V9 e V.12**), indicando que esse tipo de membrana deve ser utilizado para outros fins que não o de ensaios respirométricos rápidos.

Nas **Figuras V.1** e **V.2** apresentam-se os resultados referentes a membrana de alta sensibilidade, em que percebe-se que por conta da sua característica, em uma faixa de 50 a 140 segundos (1 a 2 minutos), estabelece-se o equilíbrio ($OD_r = OD_m$) e é então vencido o efeito da relaxação. Comparando os dois métodos, observa-se que os erros acumulados (somatório do quadrado da diferença do valor experimental do valor teórico) são bastante pequenos, com destaque para o método do erro quadrático médio, com somatório de 0,063 e 0,043 contra um somatório de 0,401 e 0,191 para o método estimativo, indicando que o melhor ajuste de curvas foi obtido para o K_{rel} de 664 h^{-1} para ODr = zero e 999 h^{-1} para OD_r = saturação.

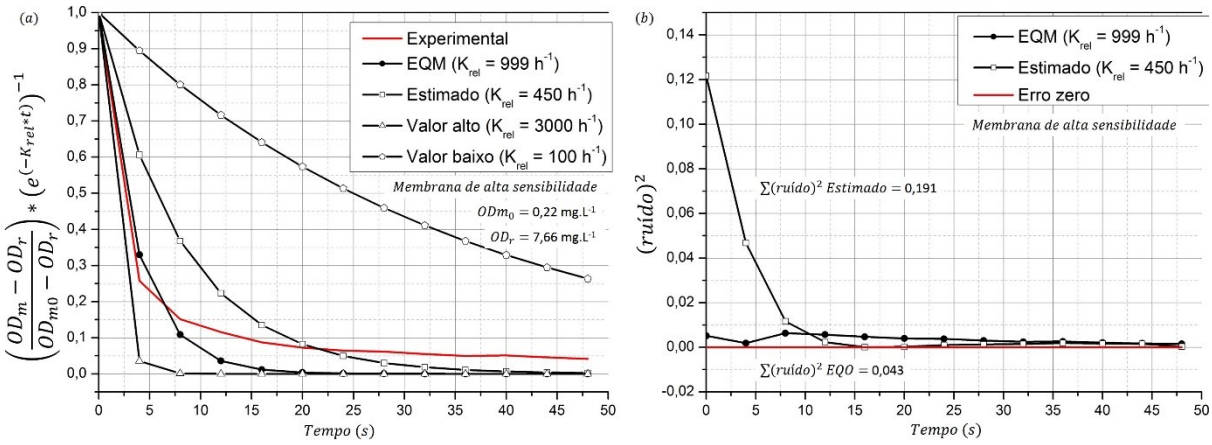
Na **Figura IV.3** é apresentado o perfil de oxigênio dissolvido obtido em um teste com um lodo de um dos sistemas de lodo ativado ($RC^{6}_{UCT,4}$), no qual foi também utilizado para a caracterização das demais membranas. No referido perfil, é possível notar que em um curto espaço de tempo (~5min) é registrado uma depleção de 2 $mg.L^{-1}$ de oxigênio, perfazendo uma TCO média de 42 $mg.L^{-1}.h^{-1}$ ou 0,66 $mg.L^{-1}.min^{-1}$. Considerando que essa seja a membrana de melhor qualidade para os testes respirométricos (menor relaxação), entende-se esse valor de TCO como de referência para comparação com as demais membranas.

Figura V.1 – (a) Curvas de ajuste para determinação de K_{rel} da membrana de alta sensibilidade em OD_r = zero e (b) ruído dos dois métodos utilizados e somatório do ruído.



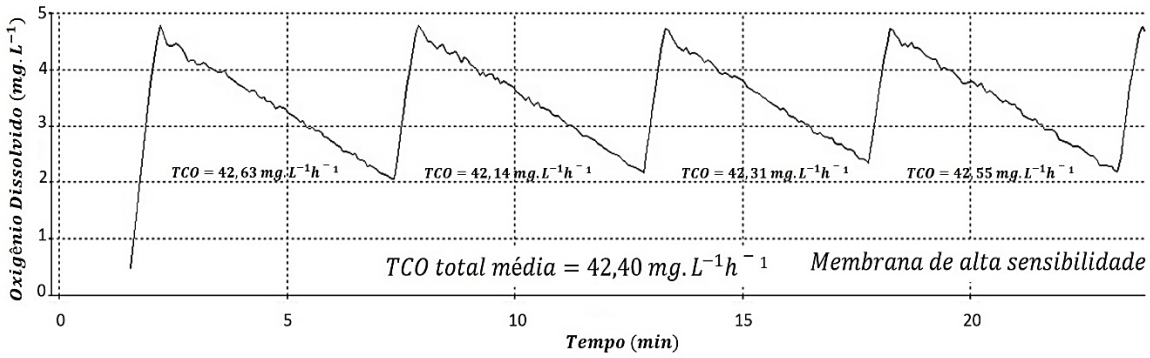
FONTE: próprio autor.

Figura V.2 – (a) Curvas de ajuste para determinação de K_{rel} da membrana de alta sensibilidade em OD_r = saturação e (b) ruído dos dois métodos utilizados e somatório do ruído



FONTE: próprio autor.

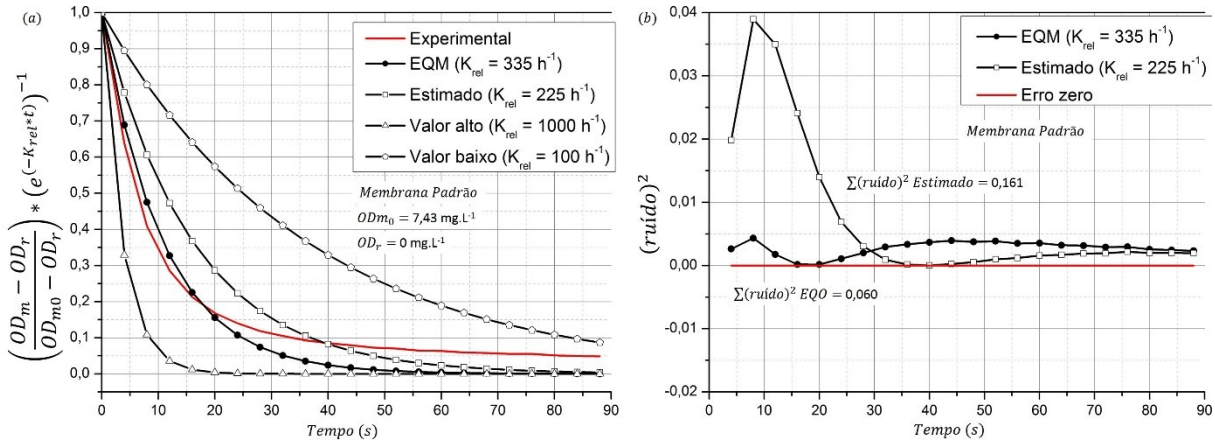
Figura V.3 – Perfil do OD na determinação da influência de K_{rel} na estimativa da TCO (membrana de alta sensibilidade). (λ = 4s)



FONTE: próprio autor

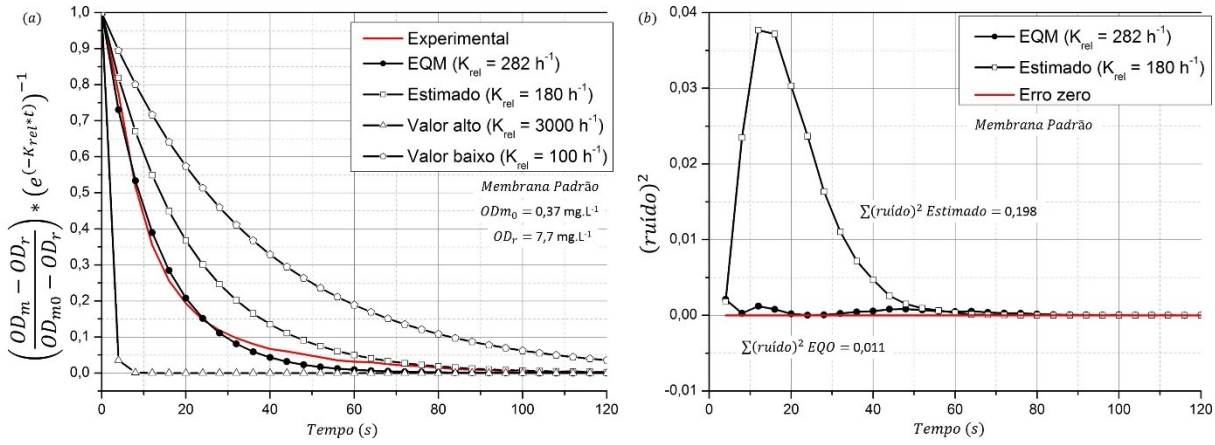
Nas **Figuras V.4** e **V.5** apresentam-se os resultados referentes a membrana padrão. Para esse tipo de membrana foi obtido que, em uma faixa de 90 a 120 segundos (1 a 2 minutos), estabelece-se o equilíbrio de $OD_r = OD_m$ e é então vencido o efeito da relaxação. Comparando os dois métodos, observa-se que os erros continuaram bastante pequenos, mantendo o destaque para o método do erro quadrático médio, com somatório de 0,06 e 0,011 contra um somatório de 0,161 e 0,198 para o método estimativo, indicando que o melhor ajuste de curvas foi obtido para o K_{rel} de 335 h^{-1} para OD_r = zero e 282 h^{-1} para OD_r = saturação, com base no método do ajuste dos erros quadráticos.

Figura V.4 – (a) Curvas de ajuste para determinação de K_{rel} da membrana padrão em ODr = zero e (b) ruído dos dois métodos utilizados e somatório do ruído.



FONTE: próprio autor

Figura V.5 – (a) Curvas de ajuste para determinação de K_{rel} da membrana padrão em OD_r = saturação e (b) ruído dos dois métodos utilizados e somatório do ruído

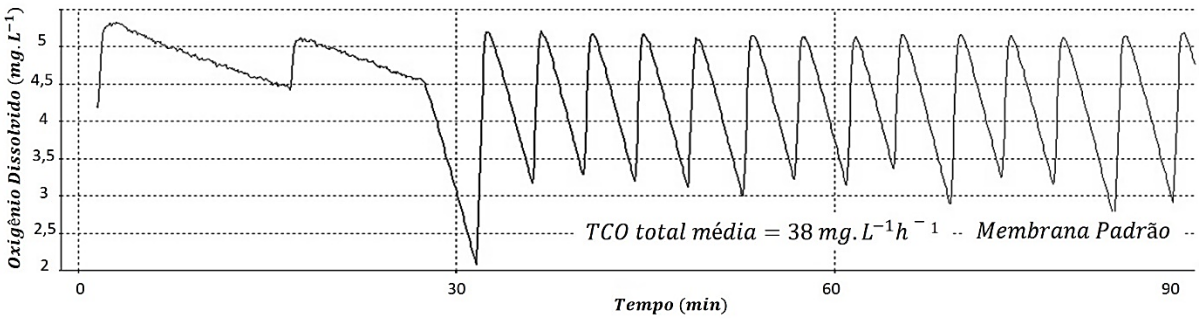


FONTE: próprio autor.

Na **Figura IV.6** é apresentado o perfil de oxigênio dissolvido obtido no teste com lodo ativado, onde é possível notar que em um curto espaço de tempo (~5min) é registrado uma depleção de 2 a 3 $mg.L^{-1}$ de oxigênio, perfazendo uma TCO média de 38 $mg.L^{-1}.h^{-1}$ ou 0,63 $mg.L^{-1}.min^{-1}$. Comparando esse valor de TCO com o que foi obtido na membrana de alta sensibilidade, é coerente admitir que não se observa diferenças grosseiras na medição (0,66 $mg.L^{-1}.s^{-1}$ na membrana de alta sensibilidade e 0,63 $mg.L^{-1}.min^{-1}$ na membrana padrão), implicando na

afirmativa de qualquer uma das duas membranas são adequadas para experimentos respirométricos rápidos (medições entre 1 a 5 minutos).

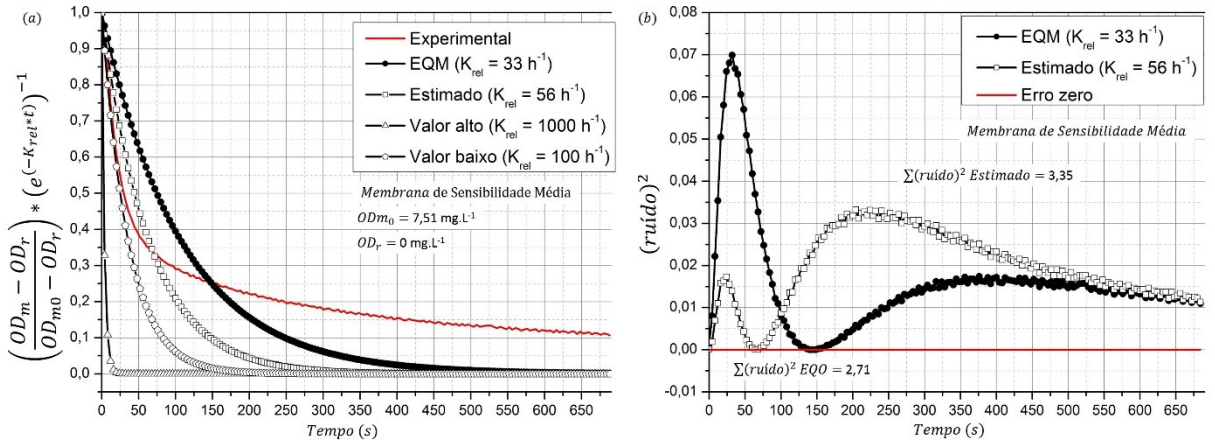
Figura V.6 - Perfil do OD na determinação da influência de K_{rel} na estimativa da TCO (membrana padrão). (λ = 4s)



FONTE: próprio autor

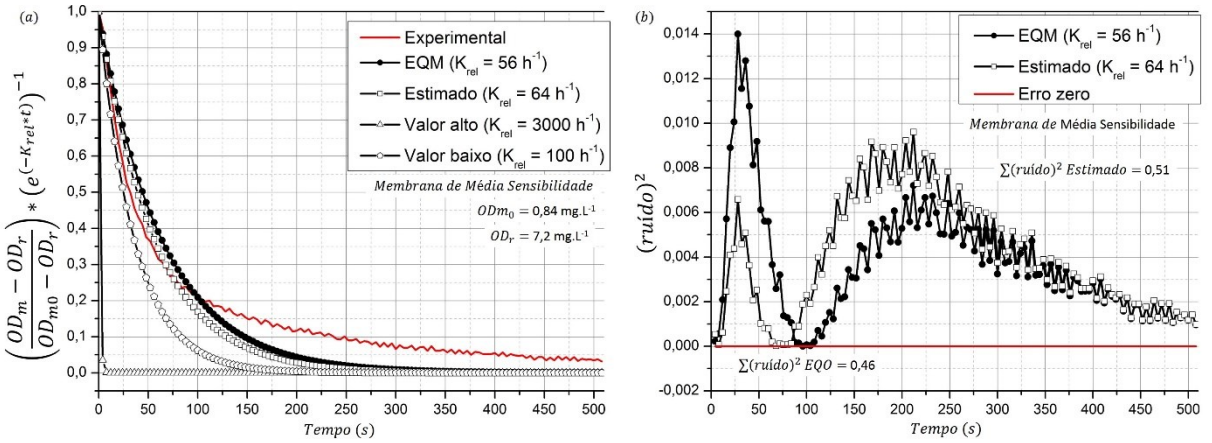
Nas **Figuras V.7** e **V.8** apresentam-se os resultados referentes a membrana de sensibilidade média. Para esse tipo de membrana foi obtido que, apenas para uma faixa de 500 a 650 segundos (8 a 10 minutos), é que se estabelece o equilíbrio de $OD_r = OD_m$ e é então vencido o efeito da relaxação. Comparando os dois métodos, observa-se que os erros foram mais acentuados no início do teste (entre o instante 0 e 400s), onde para esse tipo de membrana também manteve-se a predileção ao método do EQM, com somatório de 2,71 e 0,46 contra um somatório de 3,35 e 0,51 para o método estimativo, indicando que o melhor ajuste de curvas foi obtido para o K_{rel} de 33 h^{-1} para OD_r = zero e 56 h^{-1} para OD_r = saturação.

Figura V.7 - (a) Curvas de ajuste para determinação de K_{rel} da membrana de sensibilidade média em OD_r = zero e (b) ruído dos dois métodos utilizados e somatório do ruído



FONTE: próprio autor.

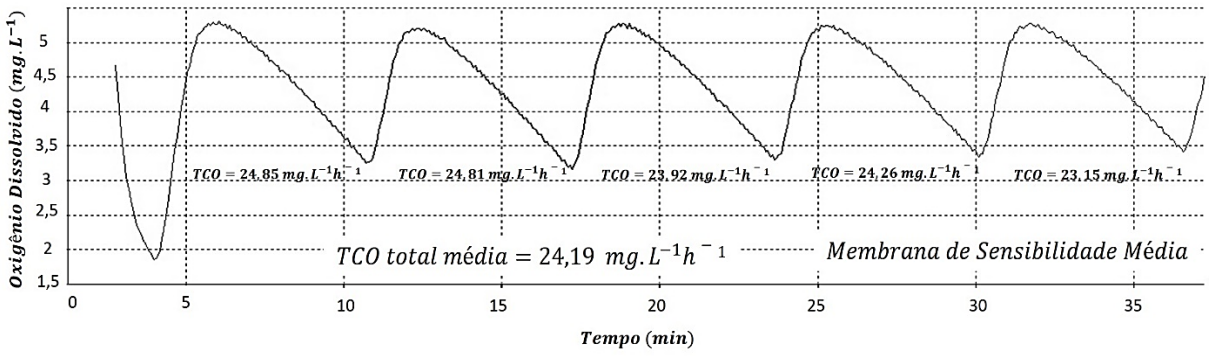
Figura V.8 – (a) Curvas de ajuste para determinação de K_{rel} da membrana de média sensibilidade em ODr = saturação e (b) ruído dos dois métodos utilizados e somatório do ruído



FONTE: próprio autor.

Quando avaliamos os dados de TCO obtidos para à membrana de sensibilidade média (**Figura V.9**), percebe-se uma queda considerável no valor obtido (TCO média de 24,2 $mg.L^{-1}.h^{-1}$ ou 0,4 $mg.L^{-1}.s^{-1}$) comparado ao valor de referência (TCO média de 42 $mg.L^{-1}.h^{-1}$ ou 0,66 $mg.L^{-1}.min^{-1}$). Essa queda da TCO de aproximadamente 45% do valor original, conduz ao comprometimento da qualidade dos dados respirométricos, inferindo na refutação do uso desse tipo de membrana para essa aplicação.

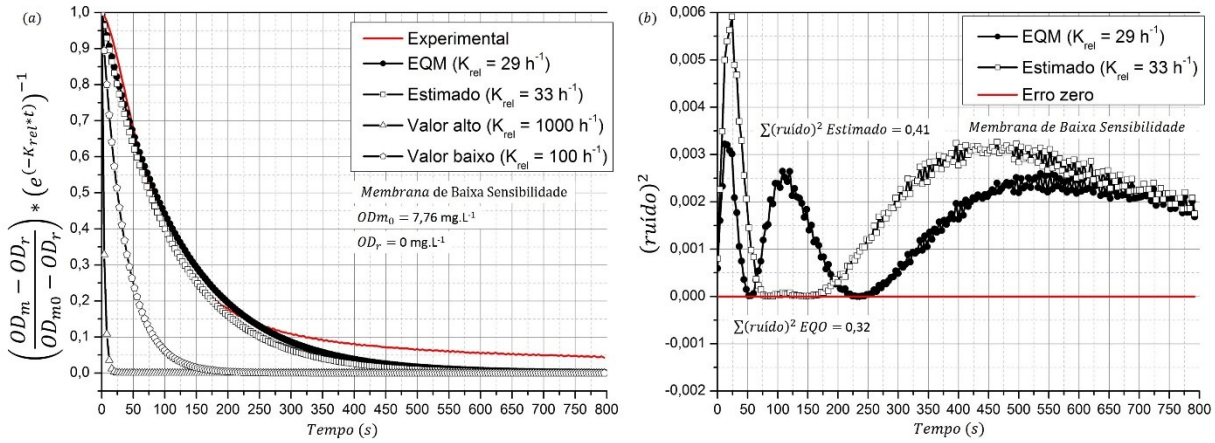
Figura V.9 - Perfil do OD na determinação da influência de K_{rel} na estimativa da TCO (membrana de sensibilidade média). (λ = 4s)



FONTE: próprio autor.

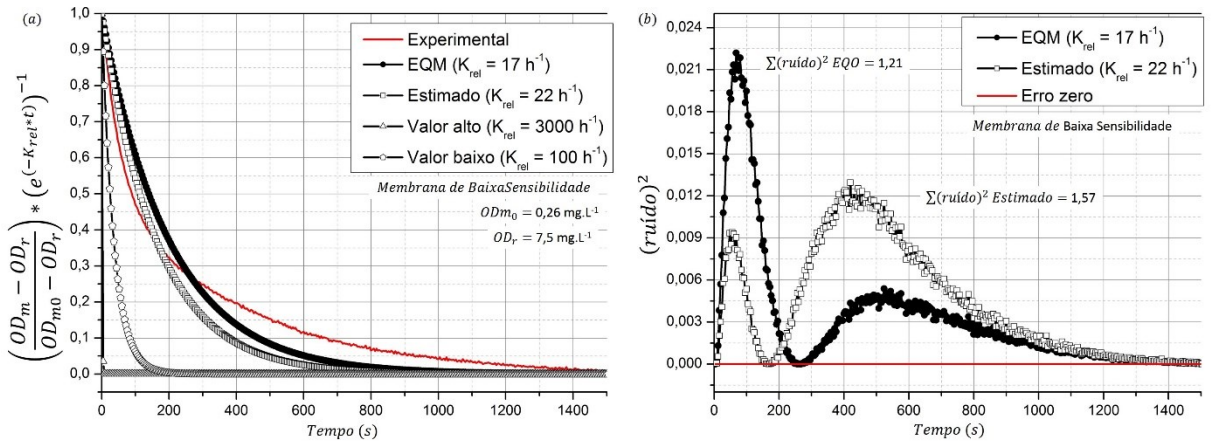
Nas **Figuras V.10** e **V.11** apresentam-se os resultados referentes a membrana baixa sensibilidade. Para esse tipo de membrana foi obtido que, apenas para uma faixa de 800 a 1500 segundos (13 a 25 minutos), é que se estabelece o equilíbrio de $OD_r = OD_m$ e é então vencido o efeito da relaxação. Comparando os dois métodos, observa-se que os erros foram mais acentuados no início do teste (entre o instante 0 e 400s), onde para esse tipo de membrana também manteve-se a predileção ao método do EQM, com somatório de 0,32 e 1,31 contra um somatório de 0,41 e 1,57 para o método estimativo, indicando que o melhor ajuste de curvas foi obtido para o K_{rel} de 29 h^{-1} para OD_r = zero e 17 h^{-1} para OD_r = saturação.

Figura V.10 - (a) Curvas de ajuste para determinação de K_{rel} da membrana de baixa sensibilidade em ODr = zero e (b) ruído dos dois métodos utilizados e somatório do ruído



FONTE: próprio autor.

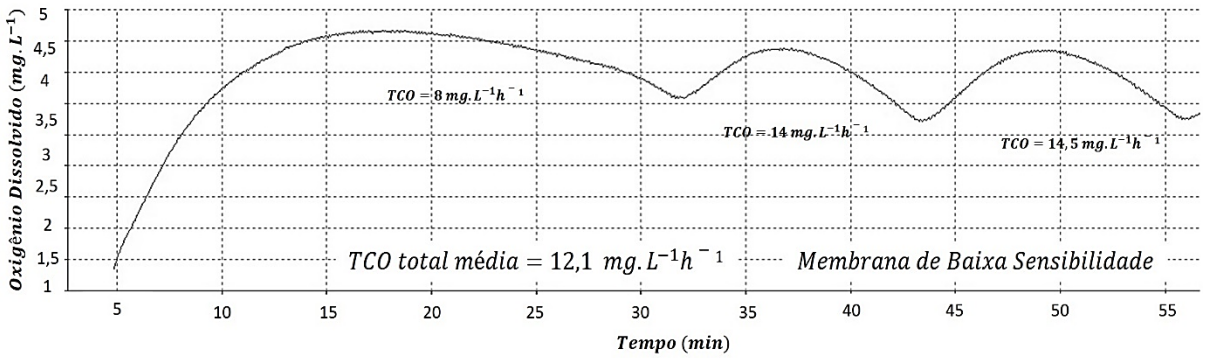
Figura V.11 - (a) Curvas de ajuste para determinação de K_{rel} da membrana de baixa sensibilidade em ODr = saturação e (b) ruído dos dois métodos utilizados e somatório do ruído



FONTE: próprio autor.

Na avaliação do efeito da membrana de baixa sensibilidade na mensuração da TCO (**Figura V.12**), observa-se que a queda que antes era de 45% na membrana de sensibilidade média, acentua-se para um valor ainda maior (aproximadamente 70% menor que o valor original) para a membrana de baixa sensibilidade. Nesse tipo de membrana, obteve-se uma TCO de TCO média de 12,1 $mg.L^{-1}.h^{-1}$ ou 0,2 $mg.L^{-1}.min^{-1}$. Da mesma forma que para a membrana de sensibilidade média, essa magnitude de queda ou erro também conduz ao comprometimento da qualidade dos dados respirométricos, inferindo na refutação do uso desse tipo de membrana para essa aplicação.

Figura V.12 - Perfil do OD na determinação da influência de K_{rel} na estimativa da TCO (membrana de baixa sensibilidade). (λ = 4s)



FONTE: próprio autor.

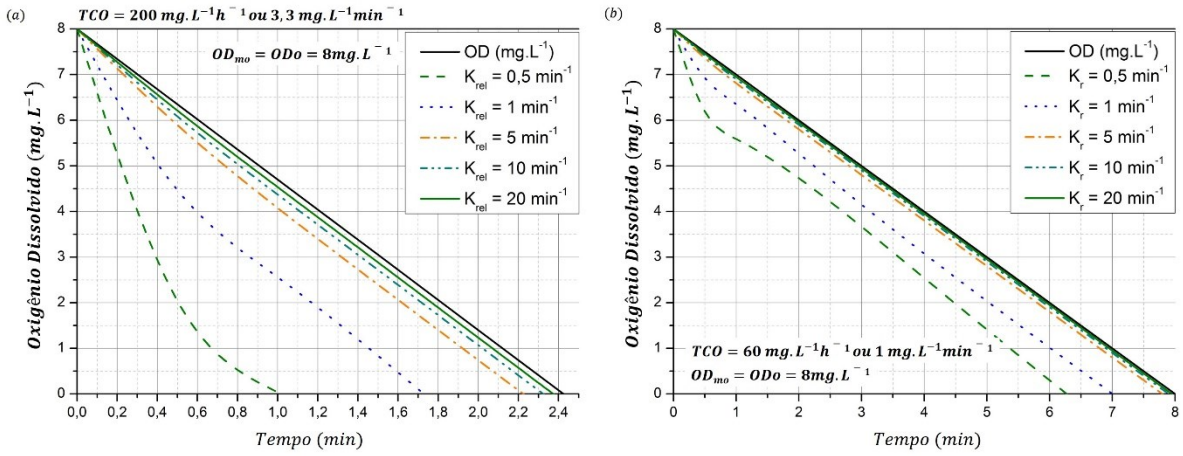
Ressalta-se em todos os casos foi utilizado uma frequência de obtenção dos dados de 4 segundos (λ = 4s), e que na variação dessa frequência é possível que esses resultados sejam diferentes dos obtidos nessa pesquisa. Contudo, ao considerar valores diferentes de TCO, especialmente valores superiores a 1 $mg.L^{-1}.min^{-1}$, fixa-se que o tempo máximo ou frequência máxima na qual podemos admitir seja o de igual magnitude da saturação do OD. Ao admitir uma TCO de 1 $mg.L^{-1}.min^{-1}$ (60 $mg.L^{-1}.h^{-1}$), em apenas 7 minutos seriam consumidos 7 $mgOD.L^{-1}$, tempo este inferior ao menor tempo obtido de estabilização de $OD_r = OD_m$ para as membranas de média e baixa sensibilidade.

Uma forma clara de observar esse efeito é através da **Equação V.1** (solução integral da **Equação IV.1**):

$$OD_m - OD_t = \left(\frac{TCO}{K_r}\right) * \left(1 - e^{(-K_{rel} * t)}\right) + (OD_{m0} - OD_0) * e^{(-K_{rel} * t)} \quad \textbf{(V.1)}$$

Ao realizar simulações das taxas de consumo de oxigênio teóricas com base em diferentes valores de K_{rel} (**Equação V.1**), percebe-se que quanto maior for o valor de K_r, melhor será a aproximação do valor estimado com o valor real. A **Figura V.13** apresenta duas simulações da taxa de consumo de oxigênio com diferentes valores de K_{rel} (0,5, 1, 5, 10 e 20 min^{-1}). Mesmo que seja considerado valores iguais e oxigênio dissolvido (OD_{m0} = OD_o), é notório o distanciamento do valor real para os valores de K_{rel} menores que 5 min^{-1}, e por sua vez, valores superiores a 5 min^{-1} irão respectivamente se aproximar da estimativa assertiva da variação do oxigênio dissolvido. Esse resultado indica que, para os ensaios respirométricos semi contínuos, deve-se optar por membranas que apresentem K_{rel} superior a 5 min^{-1}, sendo valores entre 8 a 15 min^{-1} suficientes para uma ótima estimativa sem comprometimento de leitura devido ao relaxamento da membrana (resultados estimados corroborados com os experimentais apresentados nas **Figuras V.3, V.6, V.9 e V.12**.

Figura V.13 – Efeito da relaxação na estimativa da taxa de consumo de oxigênio: (a) TCO real = 200 $mg.L^{-1}.h^{-1}$ e (b) TCO = 60 $mg.L^{-1}.h^{-1}$.



FONTE: próprio autor

A **Tabela V.1** apresenta um resumo dos valores de K_{rel} obtidos com as 4 membranas avaliadas. Com base nos resultados apresentados na **Tabela V.1**, é possível inferir uma possível aplicabilidade para cada grupo de membrana estudado. Para as membranas de alta sensibilidade (K_{rel} entre 10 a 20 min^{-1}), devido a sua alta velocidade de resposta na leitura do OD, aplica-se satisfatoriamente para testes respirométricos em geral, tendo como limitação a qualidade ao

longo prazo da membrana, requisitando de substituições mais precocemente. Para as membranas padrões (K_{rel} entre 4 a 8 min^{-1}), sugere-se o mesmo nível de aplicação dado para as membranas de alta sensibilidade, tanto pelo nível de medição (velocidade de resposta apropriada) como em função da menor necessidade de reposição (membranas mais espessas). Ao tratar-se das membranas de sensibilidade média e baixa, as aplicações limitam-se a medições de campo ou em soluções com compostos agressivos (valores extremos de pH, ácidos, bases, etc.), ou mesmo para o controle de longo prazo de sistemas de lodo ativado, haja vista que sua durabilidade é superior as demais membranas (membranas mais espessas que a padrão e a de alta sensibilidade).

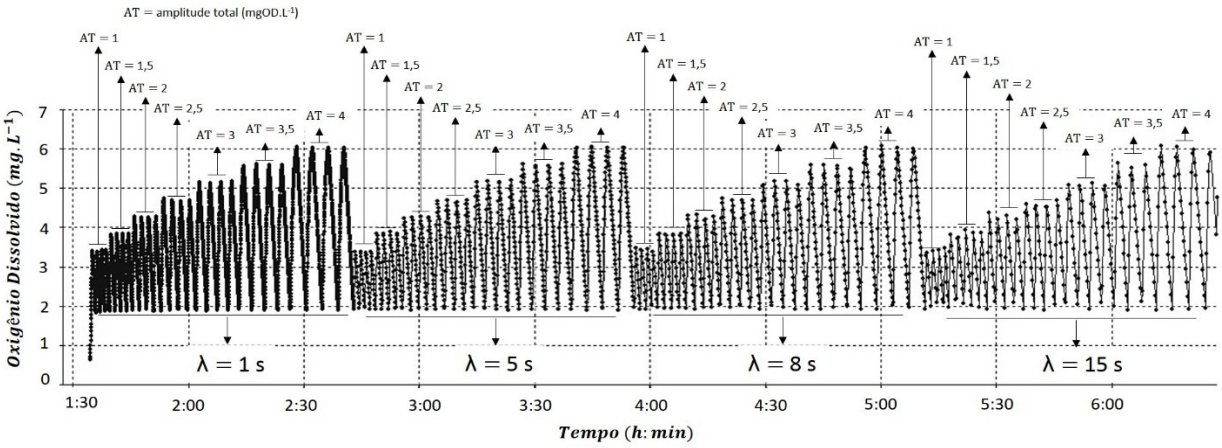
Tabela V.1 – Resumo dos valores de K_r obtidos com as 4 membranas avaliadas tanto para o equilíbrio na saturação de OD quanto na referência de zero de oxigênio dissolvido.

Membrana →	**Alta Sensibilidade**		**Padrão**		**Sensibilidade Média**		**Sensibilidade baixa**	
Método ↓	**K_{rel} com OD_r = zero**							
	Horas	**Minutos**	**Horas**	**Minutos**	**Horas**	**Minutos**	**Horas**	**Minutos**
EQM	664	11	335	5,5	33	0,5	29	0,4
Estimativa	225	3,7	225	3,7	56	0,9	33	0,5
Método ↓	**K_{rel} com OD_r = saturação**							
	Horas	**Minutos**	**Horas**	**Minutos**	**Horas**	**Minutos**	**Horas**	**Minutos**
EQM	999	16,6	282	4,7	56	0,9	17	0,2
Estimativa	450	7,5	180	3	64	1,0	22	0,3

V.1.1.2. Frequência da Leitura do OD e Amplitude da Faixa de OD.

Os resultados sobre os efeitos da frequência de leitura de OD (λ , em segundos) e sua amplitude indicaram que existe uma diferença na qualidade da medida de OD bem como um efeito na medida da TCO. **A Figura IV.14** apresenta um perfil do OD com variação da λ e da amplitude.

Figura V.14 – Perfil do oxigênio dissolvido obtido durante os testes de variação da frequência e amplitude de coleta de dados pelo respirômetro, em que AT = amplitude total (mg $O_2.L^{-1}$)

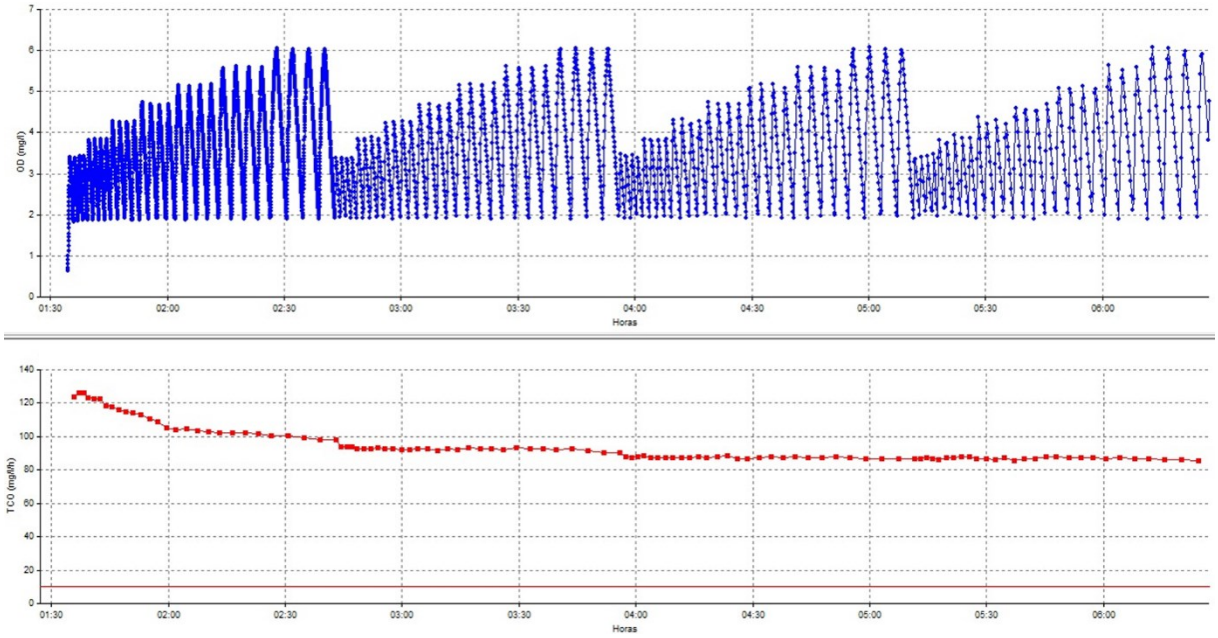


FONTE: próprio autor

Da **Figura V.14**, percebe-se que, ao diminuir o valor de λ, mais valores de OD serão registrados ao longo do tempo, o que pode ser positivo caso tenha-se em mãos um eletrodo confiável. Contudo, o efeito que essa redução de λ exerce na TCO somente é perceptível na **Figura IV.15**, onde para cada conjunto de pares λ X Amplitude de OD (ver **Figura V.14**), determinou-se a TCO. É possível notar na **Figura IV.15** que com λ = 1s, existe uma grande variação no valor da TCO, não sendo possível estabelecer qual o valor verdadeiro (TCO variando de 100 a 120 $mg.L^{-1}.h^{-1}$). Com valores de λ superiores a 5 segundos, em especial λ ≥ 8s, é possível notar uma harmonização dos valores de modo a possibilitar a inferência com confiança de qual o valor real da TCO. Esse efeito é semelhante quando mudamos a concentração de lodo, e por sua vez, a TCO, como apresentado nas **Figuras V.16** (a, b, c e d).

Ao Avaliar a **Figura V.16**, é possível observar que mesmo com diferentes concentrações de sólidos (e por sua vez, diferentes valores de TCOs), existe uma tendência de que a TCO mensurada na frequência de 1 s seja superestimada e bastante variável. Essa característica tende a diminuir a medida que se aumenta o valor de λ, não apresentado variações acentuadas para os valores de 8 e 15 s para todas as amplitudes testadas e concentrações de lodo.

Figura V.15 – Respirograma obtido com a variação da amplitude de OD e da sua frequência de coleta de dados para um lodo com 3,4 $gSST.L^{-1}$ (adição de ATU e DQO em excesso, 2150 $mgDQO.L^{-1}$)

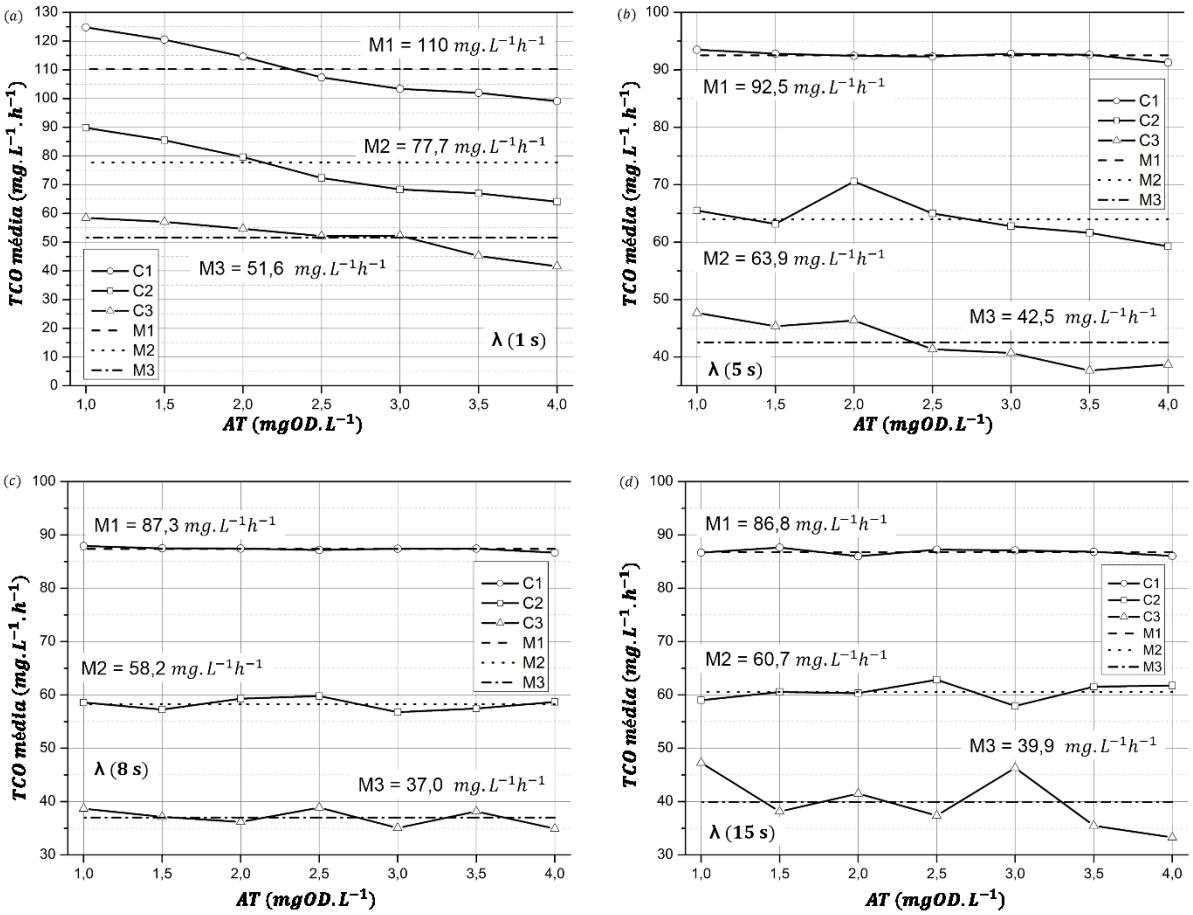


FONTE: próprio autor.

Uma possível argumentação para esse fenômeno pode ser encontrada na qualidade da medição eletrométrica de oxigênio dissolvido, que mesmo considerando valores nulo de relaxação do eletrodo, ainda assim, existe uma variação da leitura. A **Figura IV.17** apresenta um perfil de leitura de oxigênio dissolvido ao longo do tempo com variações de λ e manutenção de OD constante (saturação). Na **Figura IV.17**, é possível observar que, mesmo com um valor OD constante, mantido mediante saturação de oxigênio, não se estabelece uma "reta" com os dados obtidos pelo eletrodo, independente da frequência de leitura que se atribuía.

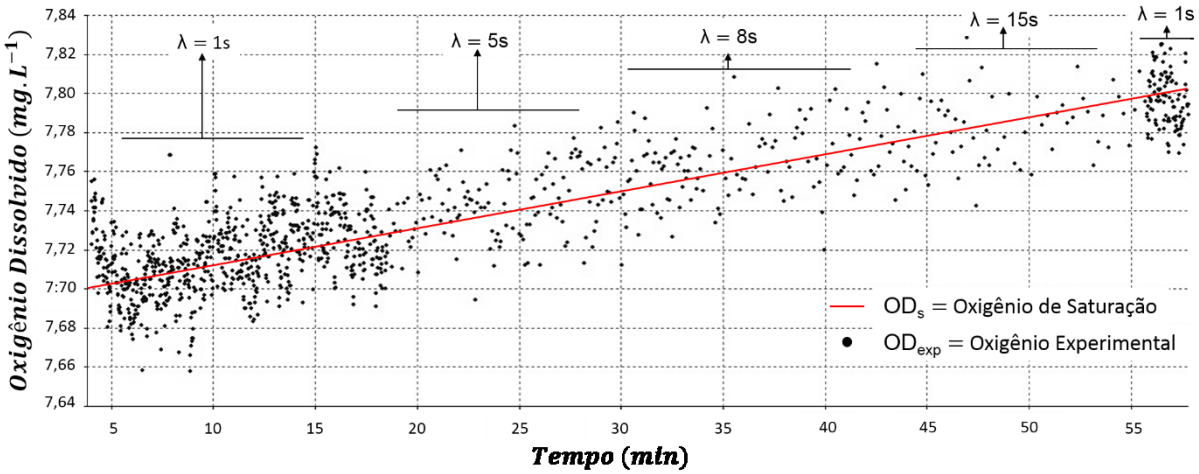
Da mesma maneira, na **Figura V.18**, encontra-se dispersão semelhante na leitura de OD quando temos uma mudança constante e relativamente rápida e conhecida de seu valor (TCO constante de aproximadamente 2,2 $mg.L^{-1}.h^{-1}$)

Figura V.16 – Taxas médias de consumo obtidas em diferentes concentrações de lodo com variações da amplitude de coleta de dados de OD (AT) e da frequência de aquisição desses dados (λ): (a) λ = 1 s, (b) λ =5 s, (c) λ = 8 s e (d) λ = 15 s, em que C1 = 3,4 $gSST.L^{-1}$, C2 = 2,2 $gSST\ L^{-1}$, C3 = 1,4 $gSST.L^{-1}$.



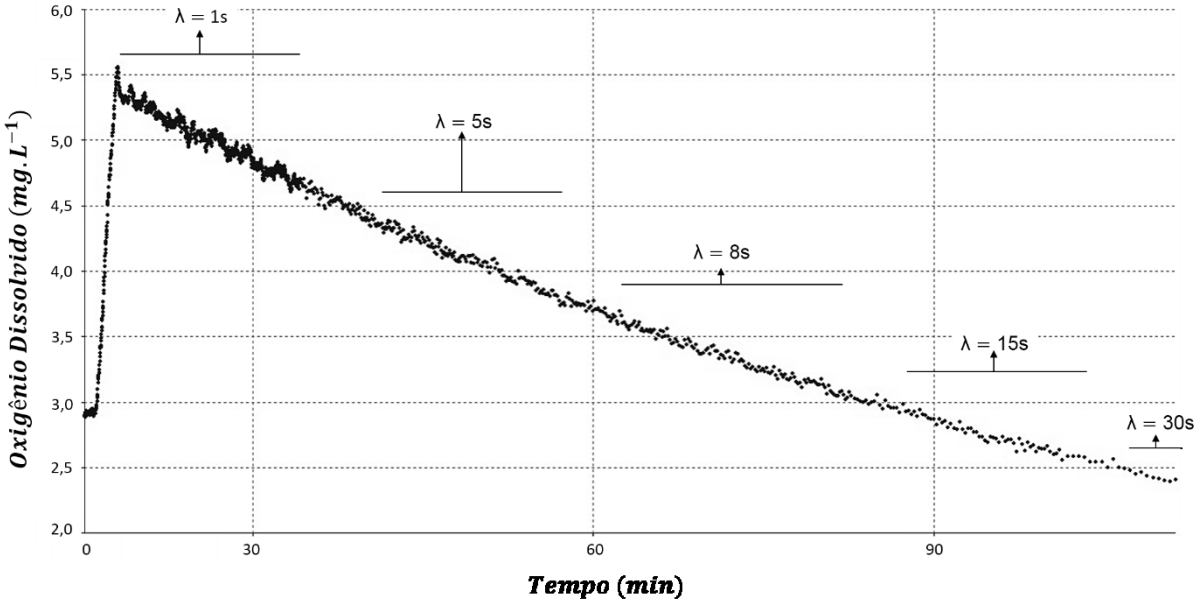
FONTE: próprio autor.

Figura V.17 – Perfil da leitura de oxigênio dissolvido com membrana de alta sensibilidade e variações na frequência de coleta de dados – oxigênio constante (Saturação). (OD_s estimado em função da temperatura e da altitude local).



FONTE: próprio autor.

Figura V.18 – Perfil de OD com variação da frequência de coleta de dados e manutenção de uma TCO baixa de 1,9 $mg.L^{-1}.h^{-1}$.



FONTE: próprio autor

V.1.1.3. Concentração de SSLM ideal para o teste respirométrico

O efeito da concentração de sólidos sobre a transferência de oxigênio e sobre a concentração de saturação do oxigênio dissolvido, de acordo com as concentrações testadas, encontra-se na **Tabela 13**.

Tabela V.2 - Valores de K_{la} e OD_s obtidos em função da variação da concentração de SST inativos (sem TCO_b)

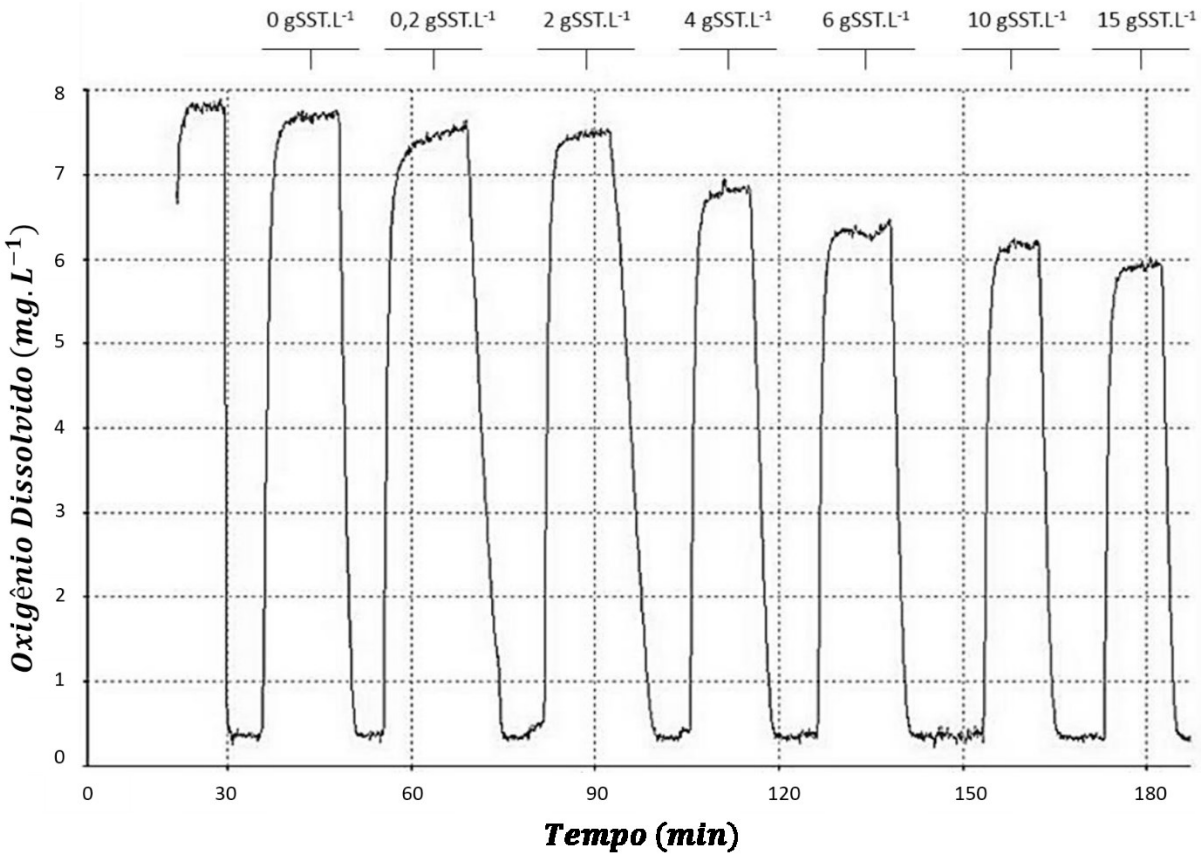
Concentrações de Sólidos ($gSST.L^{-1}$)	K_{la} (min^{-1})	ODs obtido
Água destilada	1,48	7,7
0,2	1,39	7,7
2	1,27	7,7
4	1,00	6,9
6	0,93	6,7
10	0,85	6,7
15	0,62	6,55

Com a concentração de sólidos totais até 4 $g.L^{-1}$, a redução da constante de transferência de oxigênio (e consequentemente da capacidade de aeração) é de 6% do valor original para SST = 0,2 $g.L^{-1}$, 14% para SST = 2 $g.L^{-1}$ e 32 % para SST = 4 $g.L^{-1}$. Já para o valor da concentração

de saturação o de oxigênio dissolvido, a redução do valor original só é observada quando aplicados uma concentração de 4 $g.L^{-1}$ (efeito sem TCO), caindo 10,3% do seu valor original. Para concentrações de sólidos totais acima de 4 $g.L^{-1}$, encontrou-se uma redução no K_{la} de 37,6% para SST = 6 $g.L^{-1}$, 42,5 % com SST = 10 $g.L^{-1}$ e 58,1% para SST = 15 $g.L^{-1}$. Na concentração de saturação de OD, o efeito de redução foi menor, chegando apenas a 12% para SST = 6 e 10 $g.L^{-1}$ e 15% para SST = 15 $g.L^{-1}$.

A **Figura V.19** apresenta o perfil obtido das curvas de incremento de OD e saturação em cada teste variando as concentrações de sólidos com efeito nulo da TCO, ilustrando com maiores detalhes os resultados apresentados da **Tabela V.2**. Para evitar o efeito da redução de K_{la} com o aumento de SST, aplicou-se um valor considerado elevado de K_{la} garantindo assim a saturação de OD em todos os casos da **Figura V.19**.

Figura V.19 – Efeito da concentração de sólidos suspensos totais na concentração de saturação do oxigênio dissolvido (ODs) sem taxa de consumo de oxigênio.

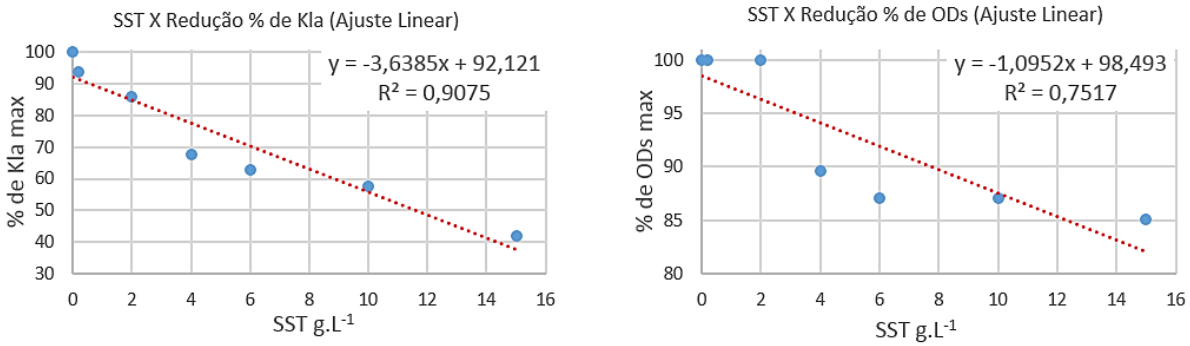


FONTE: próprio autor.

Na busca de verificar qual a relação entre o efeito observado em K_{la} e ODs e a concentração de sólidos, plotou-se gráficos de dispersão XY e realizou-se o ajuste de curvas, verificando a aderência em modelos lineares, exponenciais ou polinomiais, comparando os coeficientes de correlação em todos os casos. As **Figuras V.20, 21 e 22 (esquerda)** representam esse ajuste em relação a concentração de sólidos e a redução de K_{la} (em %) e do lado direito representam os ajustes de curvas em relação a concentração de sólidos e a redução de ODs (%).

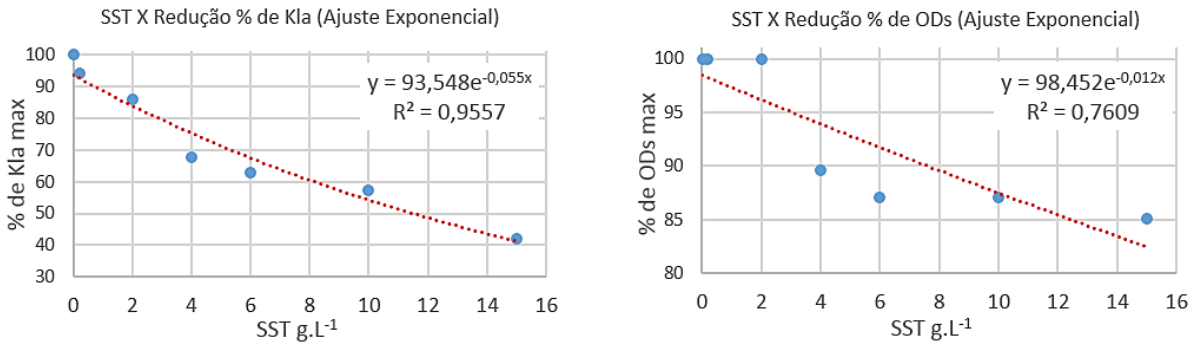
Em todos os casos, o ajuste foi melhor para a relação entre SST x Redução de K_{la}, com coeficientes de correlação superiores a 0,9 (90%). Para o efeito da redução de ODs em função de SST, obteve-se uma correlação de 75% dos dados experimentais para o modelo linear, 76% de aderência para o modelo exponencial e 89% para o polinomial de 2 ordem. Esses resultados para OD_s indicam que possivelmente existem outros fatores que regem o fenômeno saturação de OD, que não foram considerados no experimento em questão.

Figura V.20 - Ajuste exponencial da relação SST x Redução de K_{la} (esquerda) e SST x Redução de OD_s (direita)



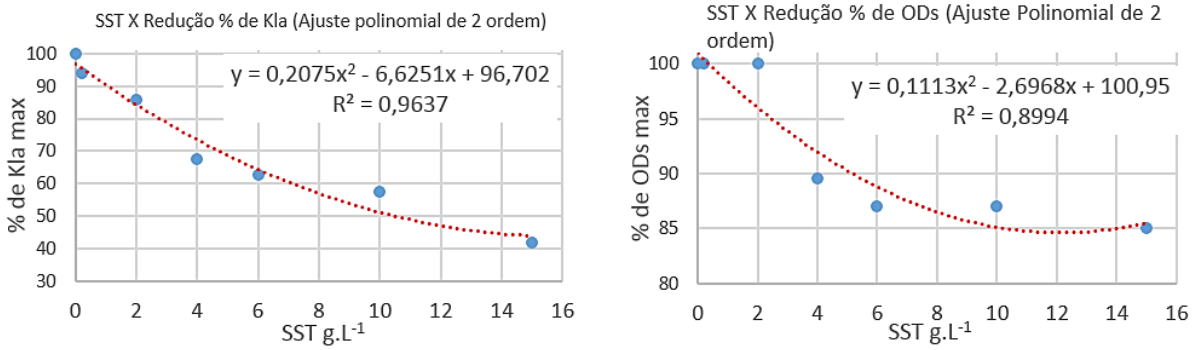
FONTE: próprio autor.

Figura V.21 - Ajuste exponencial da relação SST x Redução de K_{la} (esquerda) e SST x Redução de OD_s (direita)



FONTE: próprio autor.

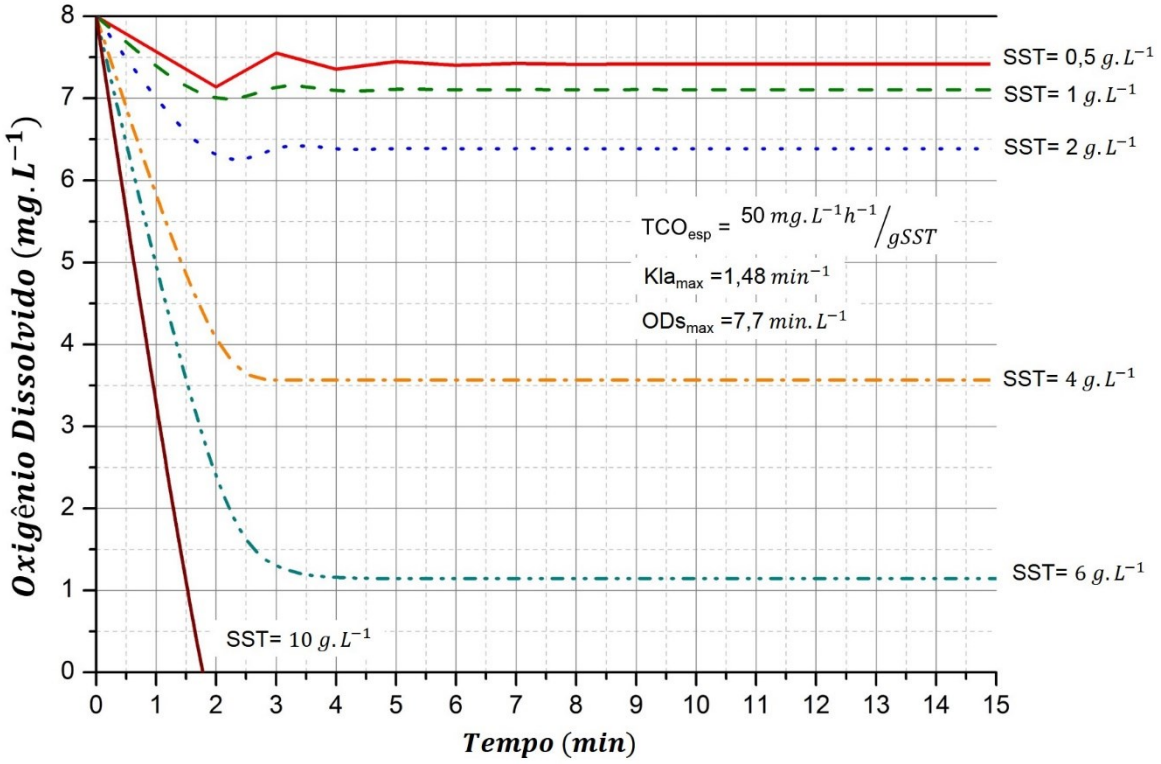
Figura V.22 – Ajuste polinomial de 2ª ordem da relação SST x Redução de Kla (esquerda) e SST x Redução de ODs (direita)



FONTE: próprio autor.

Apesar de pequena, a redução da concentração de saturação do oxigênio dissolvido em função da concentração de SST pode ser considerada negativa para os testes respirométricos. Com auxílio da **Equação III.48** $\left[\left(\frac{dOD_l}{dt}\right) = K_a * (OD_s - OD_l) - TCO_b\right]$, é possível estimar a concentração de equilíbrio do oxigênio dissolvido considerando a variação de sólidos, de OD_s e incluindo o efeito da TCO. Assim, considerando diferentes testes respirométricos nos quais cada teste tivesse um valor diferente de SST, utilizando um valor de TCO específica de 50 $mg.L^{-1}.h^{-1}/gSST$, e os dados de variação de K_{la} e OD_s obtidos e apresentados anteriormente, é possível plotar as curvas expressas na **Figura V.23**.

Figura V.23 – Efeito simultâneo da redução de K_{la} e OD_s em função da concentração de SST e da Taxa de Consumo de Oxigênio



FONTE: próprio autor.

Dessa forma, avaliando os dados de equilíbrio de OD da **Figura V.23**, é possível observar que para valores de 0,5 a aproximadamente 2 $g.L^{-1}$ de SST, é factível supor que não existam grandes problemas nos testes respirométricos pois o equilíbrio de OD se estabelece em patamares elevados (entre 6 e 7 $mgOD.L^{-1}$), implicando em boa capacidade de oxigenação. Contudo, ao conduzir ensaios com valores de SST iguais ou superiores a 4 $g.L^{-1}$, percebe-se a necessidade de ampliar a capacidade de oxigenação para que seja estabelecido valores elevados de oxigênio dissolvido, tornando comprometedores testes com valores de SST superiores a 6 $g.L^{-1}$ pois mesmo que se possa estabelecer um OD final de 1 $mg.L^{-1}$, a amplitude de variação do oxigênio seria muito pequena (máxima de 1) e em concentrações de OD limitantes ao metabolismo (entre 0 e 1 $mg.L^{-1}$), em especial para as bactérias nitrificantes.

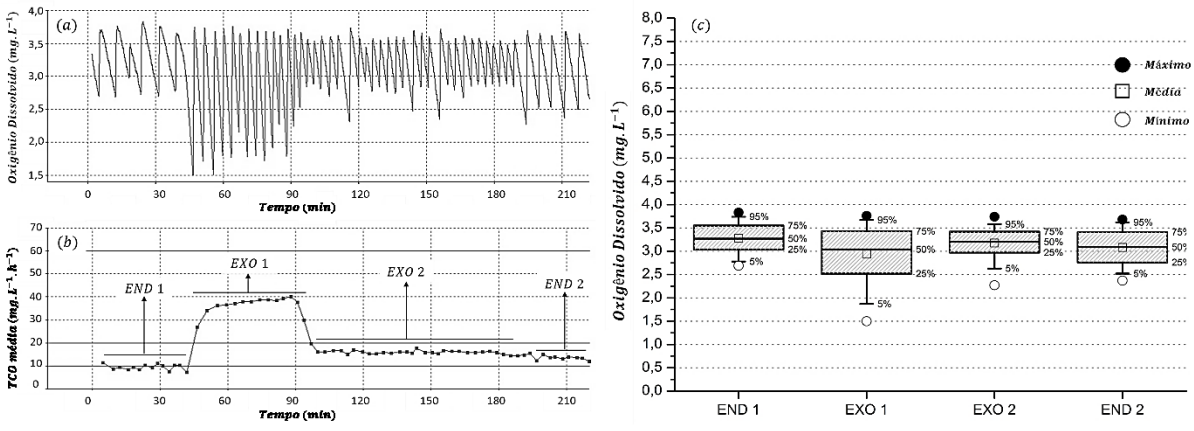
Ademais, essa condição tende a mudar, especialmente em função da TCO específica e da capacidade de aeração instalada para o teste respirométrico. Valores de K_{la} superiores a 2 min^{-1} nas condições experimentais avaliadas, implicariam na utilização de 3 ou mais sopradores pequenos com capacidade total de injetar 1,5 $m^3.h^{-1}$, ocasionando excesso de turbilhonamento e prejudicando o teste. Já valores de TCO especifica menores do que a utilizada na simulação, representariam lodo de baixa qualidade biológica, o que geralmente não é o comum de ocorrer.

V.1.1.4. Sobre os Ruídos da medição de OD

A compreensão do ruído de medição necessita do entendimento dado anteriormente sobre as oscilações de leitura obtidas na medição do OD em uma concentração constante ou com variações. As observações apresentadas nas **Figuras V.17 e V.18** retratam uma propriedade inerente a qualidade do eletrodo e do conjunto membrana + equipamento de processamento de dados, podendo ser interpretado como ruído, contudo, constante e permanente em todas as medidas que foram realizadas, reduzindo assim sua interferência. Já o ruído de maior intensidade, retratado nessa seção, significa interferências grosseiras na medida de OD e induzida por fontes geralmente desconhecidas e de forma aleatória (difícil de simular ou induzir). Em geral são variações na tensão, campos magnéticos ao redor do eletrodo, aumento da condutividade elétrica, instalação elétrica sem aterramento e outras características imensuráveis.

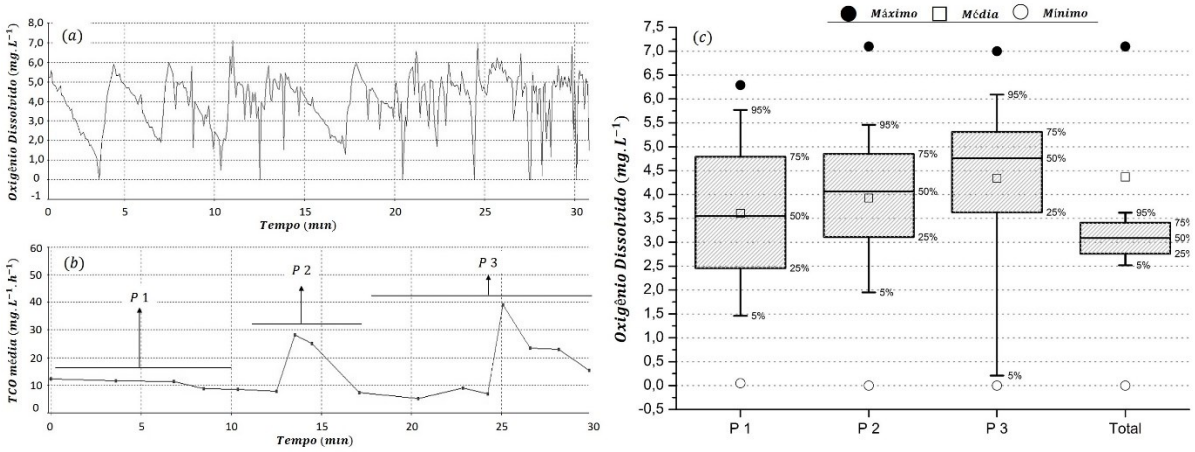
Respirogramas típicos foram obtidos com a finalidade de apresentar o contraste em medidas de OD e TCO com e sem ruído intenso. As **Figuras V.24 (a)** e **(b)** apresentam os dados de um teste no qual não se apresentou nenhum tipo evidente de ruído, a não ser o habitual (descrito na sub seção V.1.1.2). A **Figura V.24 (c)** apresenta o gráfico em caixa nos quais os percentis (5, 25, 50, 75 e 95 %), a média, o valor máximo e o valor mínimo das medidas de OD são determinados. Já as **Figuras V.25 (a), (b) e (c)** são semelhantes ao teste das **Figuras V.24**, porém, com ruído extremo evidente.

Figura V.24 - (a) e (b) Medida de OD e de TCO em um teste respirométrico sem ruído extremo ou aparente e (c) percentis, máximo, mínimo e média das medidas de OD.



FONTE: próprio autor.

Figura V.25 - (a) e (b) Medida de OD e de TCO em um teste respirométrico com ruído extremo ou aparente e (c) percentis, máximo, mínimo e média das medidas de OD.



FONTE: próprio autor.

Nota-se que, nas **Figuras V.24 (a) e (b)**, é evidente 4 instantes distintos de TCO, bem caracterizadas e possíveis de se visualizar, delineando um perfil típico de TCO, iniciando em uma taxa de consumo endógeno (com baixo consumo de OD) END 1, seguido de um segundo instante caracterizado pelo incremento da TCO (EXO 1). É visível também uma segunda TCO, menor que a primeira (EXO 2) e por fim, o restabelecimento da TCO endógena (END 2). Independente de qual instante se observe, evidencia-se que a variação da qualidade da medida de OD (**Figura V.24 (c)**) é pequena, mesmo quando tem-se o maior valor de TCO (EXO 1). De maneira contrária, nas **Figuras V.25 (a)** percebe-se oscilação diferente da comum, sem padrão aparente. Por conta dessa variação desordenada do sinal de OD em alguns instantes, o cálculo da TCO fica comprometido e o que antes era possível de visualizar de forma clara e compreensível (**Figura V.24**), nesse novo caso (na presença de ruído extremo) é impraticável a determinação assertiva de um valor de TCO (**Figura V.25 (b)**).

Esse efeito é evidente quando avaliamos e comparamos os gráficos das **Figuras V.24 (c)** e **V.25.(c)**. Nas figuras em questão, tem-se que existe uma maior dispersão dos dados no caso do teste com presença de ruído do que com o teste sem ruído, corroborado pelo desvio padrão da medida de OD e coeficiente de variação (superior para os valores de OD obtidos no teste com ruído), apresentado na **Tabela V.3**.

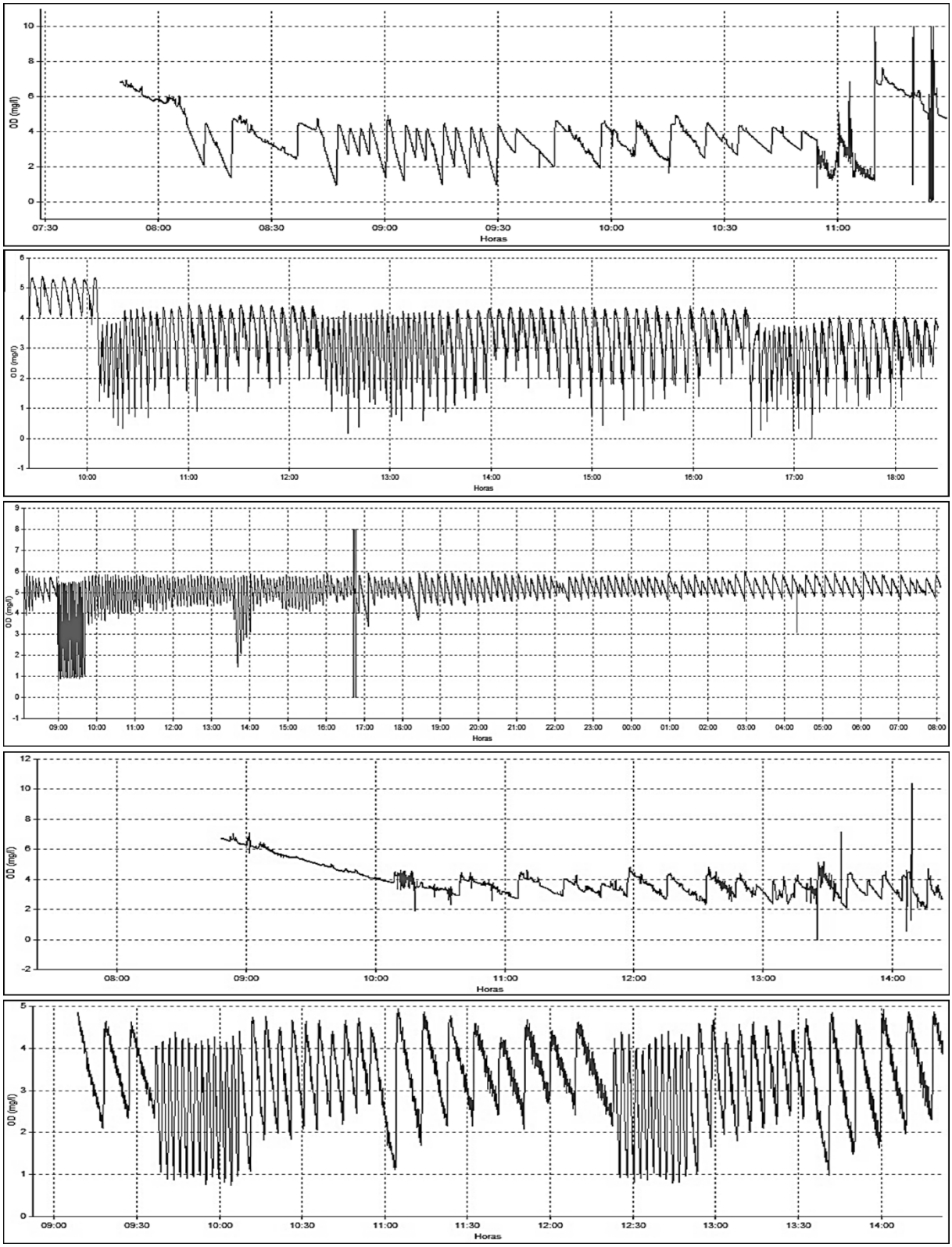
Tabela V.3 – Estatística descritiva básica dos testes apresentados nas **Figuras V.24 (a) e V.25 (a)** sobre o efeito do ruído na determinação da TCO e na qualidade da medição de OD.

Teste com ruído acentuado – Figura V.25							
Intervalos de OD usado	**N total**	**Média**	**Desvio Padrão**	**Mínimo**	**Mediana**	**Máximo**	**CV(%)**
P 1	119	3,6	1,38	0,05	3,55	6,29	38
P 2	114	3,9	1,16	0	4,065	7,1	30
P 3	131	4,3	1,51	0	4,76	7	35
Total	2208	4,3	1,28	0	4,85	7,1	30
Tese sem ruído evidente - Figura V.24							
Intervalos de OD usado	**N total**	**Média**	**Desvio Padrão**	**Mínimo**	**Mediana**	**Máximo**	**CV (%)**
END 1	1658	3,2	0,30	2,69	3,27	3,83	9
EXO 1	4128	3	0,57	1,5	3,04	3,76	19
EXO 2	5986	3,1	0,29	2,27	3,2	3,74	9
END 2	1392	3	0,36	2,37	3,09	3,68	12

Contudo, esse comportamento pode ser diferente em formato, frequência e forma de ocorrência, o que não nos permite estabelecer um padrão de medida. A **Figura V.26** apresenta diferentes perfis de medidas de OD em testes respirométricos distintos nos quais houve a ocorrência de ruídos extremos, prejudicando a medida de TCO.

Assim, recomenda-se que ao reconhecer esse padrão ruidoso de leitura de OD, busque-se medidas que conduzam na melhoria da medida do oxigênio dissolvido, especialmente se for um sinal constante e ininterrupto.

Figura V.26 – Diferentes tipos de comportamentos de sinais ruidosos na leitura de oxigênio dissolvido por eletrodo de membrana.



FONTE: próprio autor.

V.1.1.5. Sobre os Efeitos da Absorção Atmosférica de Oxigênio Dissolvido e da Mistura da Amostra no Balanço de Oxigênio Dissolvido e na Determinação da TCO.

Com base na revisão bibliográfica realizada, foi possível observar diferentes abordagens para estabelecer o conceito do coeficiente global de transferência de oxigênio. Em alguns casos, considera-se que K_{la} seja uma propriedade inerente do aerador, isolado do sistema de aeração, e já em outros relaciona-se K_{la} como sendo a constante global de transferência, perfazendo assim o somatório de todas as fontes de ar do sistema de aeração.

Como uma das propostas dessa pesquisa é criar um protocolo padrão para estimativa dessa constante, é preciso antes definir como se considera esses fatores. Assim, para efeito desse protocolo, é conveniente estabelecer que existem dois valores de K_{la}, um especificamente definido pela capacidade do soprador (K_{la} do soprador, definido nessa pesquisa como K_a) e um segundo que irá englobar todas as fontes de aeração presentes dentro do sistema de aeração (absorção atmosférica e agitação), podendo ser definido aqui como $\widehat{K_{la}}$ ou K_{la}' (relativo ao sistema de aeração, e não tão somente ao soprador, sendo portanto um coeficiente global).

Logo, para efeito do protocolo de determinação da capacidade de oxigenação desse trabalho, sumariza-se na **Tabela V.4** as fontes de oxigênio e os sumidouros considerados.

Tabela V.4 – Considerações iniciais necessárias para o uso do protocolo padrão para determinação das constantes de aeração.

Fontes de OD	Constante (s^{-1})	Sumidouros de OD	Legenda ($mg.L^{-1}.h^{-1}$)
Aeração artificial	K_a	Consumo pelo metabolismo microbiano	TCO_b
Absorção atmosférica	K_{abs}	Perda de oxigênio devido ao efeito hidrodinâmico (nulo em reatores em batelada)	TCO_h
Mistura mecânica	K_{mix}	-	-

Considerando os aspectos relatados para o uso do protocolo, definiu-se: (**Equação V.2**)

$$\widehat{K_{la\,f}} = K_{a\,f} + \left(\pm K_{abs\,f}\right) + \left(\pm K_{mix\,f}\right) \qquad \textbf{(V.2)}$$

Em que:

*o item subscrito "*f*" denota teste em condições de processo e sistema instalado. Caso o teste seja feito em condições ideais, suprimisse esse índice e mantem a equação;

$\widehat{K_{la\,f}}$ = coeficiente global de transferência de oxigênio em condições de campo (s^{-1});

$K_{a\,f}$ = coeficiente de transferência de oxigênio em função da aeração nas condições de campo (s^{-1});

$K_{abs\,f}$ = coeficiente de absorção atmosférica nas condições de campo (s^{-1});

$K_{mix\,f}$ = coeficiente transferência de oxigênio em função da mistura nas condições de campo (s^{-1}).

Assim, uma forma prática de determinar $\widehat{K_{la\,f}}$ em condições de campo seria, deixar todos o sistema "on" (mistura e aeração ligados) e calcular a constante. Dessa forma, o valor obtido já seria a integração de todos os efeitos concomitantemente. Contudo, caso seja necessário a individualização desses efeitos, é preciso ter noção de que $K_{a\,f}$ irá incorporar e/ou anular $K_{abs\,f}$, haja vista que quando o sistema estiver injetando ar, não é possível saber se a direção de equilíbrio entre os gases ainda é no sentido ar – água ou se inverteu para água – ar, devido ao grande fluxo de ar que foi injetado e ao revolvimento da água. A mesma consideração aplica-se para $K_{mix\,f}$. Porém, é possível determinar $K_{abs\,f}$ deixando os outros itens desligados (agitação e aeração), possibilitando assim a determinação individual dos efeitos.

Então, para uma completa caracterização das constantes de transferência de oxigênio, aplica-se 3 distintos protocolos:

- com o aerador e misturador (caso exista) desligados → determinando assim $K_{abs\,f}$;
- com apenas o misturador ligado → através da diferença do valor obtido por $K_{abs\,f}$, obtém-se $K_{mix\,f}$;
- com apenas o soprador ligado→ obtém-se $K_{a\,f}$, sabendo que o valor de $K_{abs\,f}$ encontra-se embutido (seja positivo ou negativo);
- com a aeração e a mistura ligados, teremos $\widehat{K_{la\,f}}$.

Para o primeiro caso, determinação de K_{abs} e $K_{abs\,f}$, elaborou-se um protocolo (**Quadro V.I**) com base nos procedimentos relatados inicialmente nos materiais e métodos (seção IV) descrito no.

Quadro V.1 - Procedimento elaborado para determinação das constantes de absorção atmosférica em condições de campo e condições ideias – Protocolo 1.

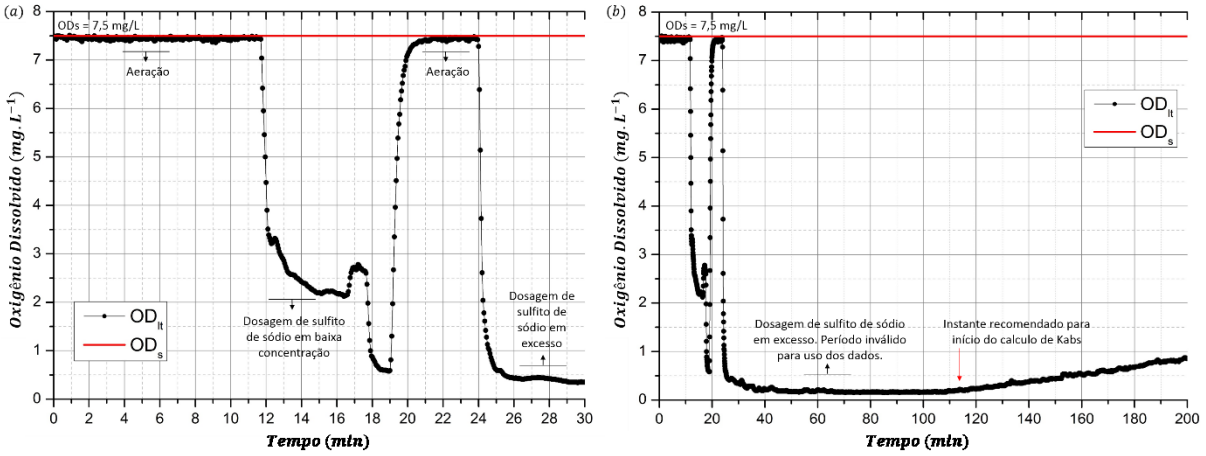
Protocolo 1 – Determinação Experimental de $K_{abs\,f}$ e K_{abs}	
I.	Conferir se o sistema encontra-se em condições de campo e operacional (checar sistema de aeração, linhas de ar, sistema hidráulico, etc.);
II.	Eliminar as fontes de consumo de oxigênio e colocar apenas água residuária para $K_{abs\,f}$ ou água destilada/limpa para K_{abs}. Em ambos os casos, encher o reator até o volume útil e retirar o lodo (influência dos sólidos não definida nesse protocolo);
III.	Determinar a concentração de saturação de oxigênio ligando os sopradores. Após obtido $OD_{s\,f}$, desligar aeradores;
IV.	Aplicar uma solução de sulfito de sódio (100 $mg.L^{-1}$) catalisado com cloreto de cobalto na relação estequiométrica excedida de 30% para garantir disponibilidade do sulfito para a reação. (a demanda estequiométrica de 9 $mgO_2.L^{-1}$ é de 71 $mg.L^{-1}$ de Na_2SO_3). Com isso, a tendência é uma queda brusca de oxigênio dissolvido. Nesse caso, o zero é possível mas é importante atentar que valores marginalmente acima de zero são preferíveis pois assim garante-se que todo sulfito de sódio foi consumido na reação, não deixando déficit de OD;
V.	Com a concentração zero de oxigênio (ou próxima), determina-se o valor de OD continuamente ou com leituras frequentes. Para cada leitura de oxigênio dissolvido, fazer um registro do tempo necessário para atingir esse valor, sendo o tempo cumulativo. Essa medição e registro do acréscimo do oxigênio dissolvido em função do tempo deve se desenvolver até que o valor de OD atinja a saturação ou próximo dela;
VI.	Plota-se o logaritmo natural da diferença entre a concentração de saturação de O_2 e a concentração atual em função do tempo e determina-se o valor de $K_{abs\,f}$ e K_{abs} como a declividade a reta (**Equação III.40**);

Seguindo o procedimento relatado no **Quadro V.1**, foram realizados testes com água destilada para ilustrar a determinação de K_{abs} e avaliar seu efeito nas medidas respirometricas.

Seguindo as etapas I, II e III, obteve-se o comportamento ilustrado nas **Figura V.27 (a)** e **(b)**. Na figura é possível observar o efeito de subdosagens e superdosagens do sulfito de sódio e, em ambos os casos, somos induzidos ao erro. No caso de subdosagens, a concentração de oxigênio obtida é distante de zero, garantindo baixa amplitude em relação a OD_s e assim,

determinando poucos pontos experimentais para calcular as constantes. Já no caso de superdosagens, o sulfito de sódio rapidamente reage com o oxigênio dissolvido e deixa um residual que irá ser consumido a medida que é introduzido oxigênio e assim, subestimando a capacidade de aeração até que todo o sulfito seja eliminado e perceba-se uma inflexão na reta conduzindo ao acréscimo de OD (**Figura V.27 (b)**).

Figura V.27 - (a) Experimento conforme protocolo 1 nas etapas I, II e III variando as dosagens de sulfito de sódio (subdosagem e superdosagem). (b) Efeito da superdosagem de sulfito de sódio na determinação de K_{abs}. Destaque para o instante recomendado para uso dos dados no cálculo da constante.



FONTE: próprio autor.

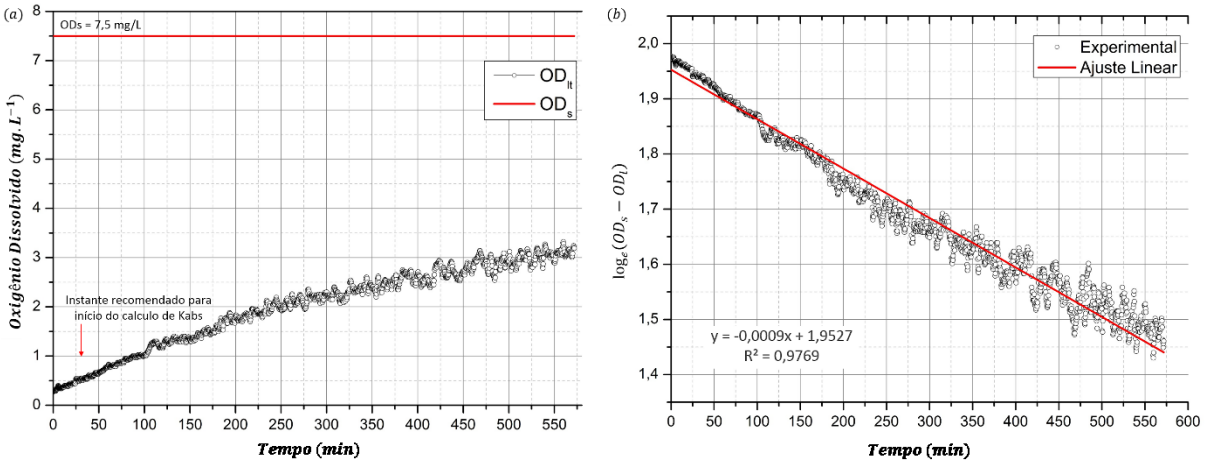
Entre os dois efeitos (subdosagem ou superdosagem de sulfito de sódio), a superdosagem implica no maior comprometimento na qualidade da medida das constantes, em especial de K_{abs}. A **Figura V.27 (b)** mostra a continuidade do experimento com superdosagem ilustrado na **Figura V.27 (a)**. Nessa figura, é possível observar um longo período sem incremento significativo na concentração de OD devido ao excesso de sulfito de sódio e assim, o rápido consumo do OD que por hora era introduzido pela absorção atmosférica. Após um determinado tempo, percebe-se o aumento da concentração de OD de forma mais acelerada, sendo coerente afirmar que deste instante então o sulfito de sódio foi eliminado do sistema e caracteriza-se assim a real absorção atmosférica de OD.

Como forma de eliminar essa influência, sugere-se que em casos de superdosagem de sulfito de sódio, selecionar o intervalo de dados apenas a partir do instante que se observe variação

significativa da concentração momentânea de OD (**Figura 15**). Apesar de mais evidente no cálculo de K_{abs}, o efeito da superdosagem pode ocorrer na determinação das outras constantes. Assim, recomenda-se testes para ajustar as concentrações adequadas em cada experimento.

A **Figura V.28 (a)** apresenta apenas o intervalo de dados recomendados para o cálculo que foi utilizado e a **Figura V.28 (b)** expressa o logaritmo natural do déficit de OD conforme a **Equação III.40**.

Figura V.28 – (a) Intervalo de dados selecionados para determinação de K_{abs} e (b) determinação de $Ln(OD_s-OD_l)$ em função do tempo para calcular K_{abs}



FONTE: próprio autor.

De acordo com a **Figura V.28 (b)**, temos que o valor de K_{abs} para o experimento é de 0,0009 min^{-1}. Dessa forma, a capacidade de oxigenação da absorção atmosférica (CO_{abs}, em $mg.L^{-1}.h^{-1}$) seria de $K_{abs} * OD_s = 0,0009 * 7,5 = 0,00675$ $mg.L^{-1}.min^{-1}$ ou 0,4 $mg.L^{-1}.h^{-1}$. Esse valor é extremamente pequeno quando consideramos os sistemas em escala plena e suas demandas, que podem variar entre 40 a 100 $mg.L^{-1}.h^{-1}$ (TCO_b). Assim, é coerente afirmar que o efeito da absorção atmosférica, especialmente em sistemas compactos e com pequenas áreas superficiais expostas às trocas gasosas, pode ser considerado desprezível no balanço de fontes e sumidouros de OD.

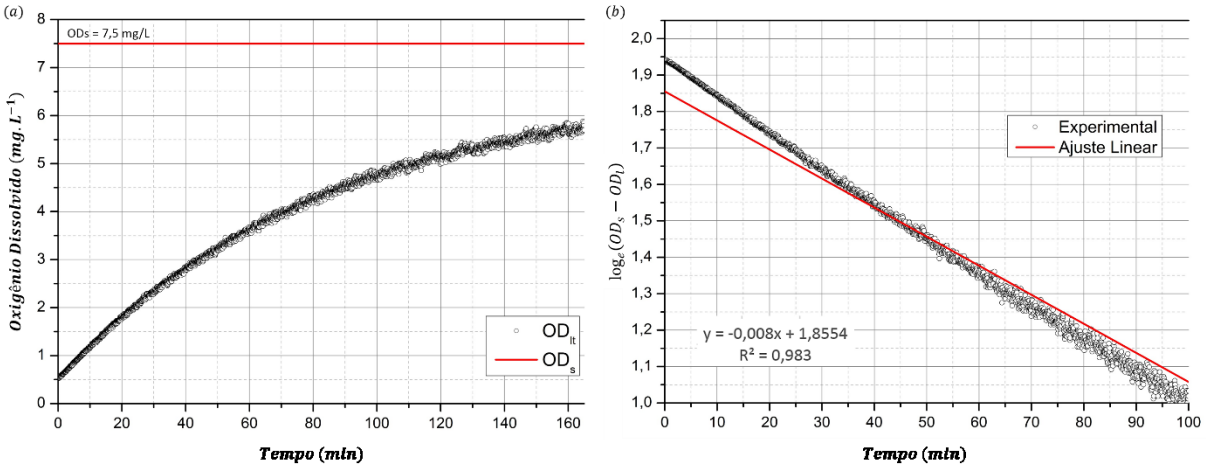
De posse do dado de K_{abs}, define-se agora o valor de K_{mix} (caso exista) e K_a. No experimento realizado foi atribuída uma pequena agitação e portanto, elaborado um protocolo 2 para a determinação de sua respectiva constante de aeração K_{mix}. (**Quadro V.2**)

Quadro V.2 - Procedimento elaborado para determinação das constantes transferência de ar em função da mistura em condições de campo e condições ideias - Protocolo 2.

Protocolo 2 – Determinação Experimental de $K_{mix\ f}$ e K_{mix}	
I.	Conferir se o sistema encontra-se em condições de campo e operacional (checar sistema de aeração, linhas de ar, sistema hidráulico, etc.);
II.	Eliminar as fontes de consumo de oxigênio e colocar apenas água residuária para $K_{mix\ f}$ ou água destilada/limpa para K_{mix}. Em ambos os casos, encher o reator até o volume útil e retirar o lodo (influência dos sólidos não definida nesse protocolo);
III.	Determinar a concentração de saturação de oxigênio ligando os sopradores. Após obtido $OD_{s\ f}$, desligar aeradores;
IV.	Aplicar uma solução de sulfito de sódio (100 $mg.L^{-1}$) catalisado com cloreto de cobalto na relação estequiométrica excedida de 30% para garantir disponibilidade do sulfito para a reação. (a demanda estequiométrica de 9 $mgO_2.L^{-1}$ é de 71 $mg.L^{-1}$ de Na_2SO_3). Com isso, a tendência é uma queda brusca de oxigênio dissolvido. Nesse caso, o zero é possível mas é importante atentar que valores marginalmente acima de zero são preferíveis pois assim garante-se que todo sulfito de sódio foi consumido na reação, não deixando déficit de OD;
V.	Com a concentração zero de oxigênio (ou próxima), liga-se apenas o sistema de mistura e determina-se o valor de OD continuamente ou com leituras frequentes. Para cada leitura de oxigênio dissolvido, fazer um registro do tempo necessário para atingir esse valor, sendo o tempo cumulativo. Essa medição e registro do acréscimo do oxigênio dissolvido em função do tempo deve se desenvolver até que o valor de OD atinja a saturação ou próximo dela;
VI.	Plota-se o logaritmo natural da diferença entre a concentração de saturação de O_2 e a concentração atual em função do tempo e determina-se o valor de $K_{mixs\ f}$ e K_{mix} como a declividade a reta (**Equação III.40**).

Com os dados de $OD_{l\ f}$ em função do tempo sob uma agitação de 28 rpm e uma palheta de 5cm de largura por e 3cm de altura, procedeu-se conforme definido no **Quadro V.2**, de maneira similar aos procedimentos de cálculo para K_{abs}. Contudo ressalta-se que, como o sistema não foi isolado de trocas gasosas, a absorção atmosférica encontrava-se embutida no resultado de K_{mix}. Sendo portanto $K_{mix} = K_{mix\ f} \pm K_{abs\ f}$. A **Figura V.29 (a)** apresenta o comportamento do OD_l ao longo do tempo e a **Figura V.29 (b)** representa esse comportamento em escala monolog. Como o efeito da absorção atmosférica pode ser tanto positivo quanto negativo, é incerto afirmar se $K_{abs\ f}$ atuou aumentando ou reduzindo o OD.

Figura V.29 – (a) Intervalo de dados selecionados para determinação de K_{mix}. (b) determinação de $L_n(OD_s\text{-}OD_l)$ em função do tempo para calcular K_{mix}



FONTE: próprio autor.

Seguindo o mesmo raciocínio usado para K_{abs} e CO_{abs}, temos que o valor de K_{mix} para uma rotação de 28 rpm no experimento foi de 0,008 min^{-1}. Dessa forma, a capacidade de oxigenação da absorção atmosférica (CO_{mix}, em $mg.L^{-1}.h^{-1}$) foi de $K_{mix\ f} * OD_s = 0,008 * 7,5 = 0,06\ mg.L^{-1}.min^{-1}$ ou 3,6 $mg.L^{-1}.h^{-1}$.

Diferente do valor encontrado de CO_{abs} (0,4 $mg.L^{-1}.h^{-1}$), CO_{mix} (3,6 $mg.L^{-1}.h^{-}1$) mostrou-se superior e significativo quando levado em conta sistemas de baixa demanda de oxigênio ou mesmo sistemas hídricos naturais como rios e lagos que possuam corredeiras que promovam turbilhonamento e a mistura da água, reinserindo oxigênio. Contudo, ainda assim, o valor de CO_{mix} é inferior aos valores encontrados na prática de TCO_b, o que justifica a plena necessidade e injeção de ar artificialmente para responder às demandas do sistema.

A relação entre a velocidade de rotação e K_{mix} não se comporta de forma linear, logo, não é possível traçar uma equação empírica que traduza de forma global essa variação. Entende-se que a configuração do sistema de mistura, dimensões do misturador, potência aplicada, profundidade de aplicação, dentre outros fatores, impedem que se faça essa relação, pois esses fatores vêm a ser diferentes em cada situação. Assim, para os nossos experimentos foi mantida a mesma rotação (28 rpm) e recomenda-se que ne prática, utiliza-se um valor fixo de rpm (tentar usar o que será aplicado quando na operação) para evitar aumentos ou reduções de K_{mix} entre um experimento e outro.

Por fim, de posse dos dados de K_{abs} e K_{mix}, foi determinado também o valor de K_a conforme protoloco 3 definido no **Quadro V3**.

Quadro V.3 - Procedimento elaborado para determinação das constantes de transferência de ar do sistema de aeração em condições de campo e condições ideias – Protocolo 3.

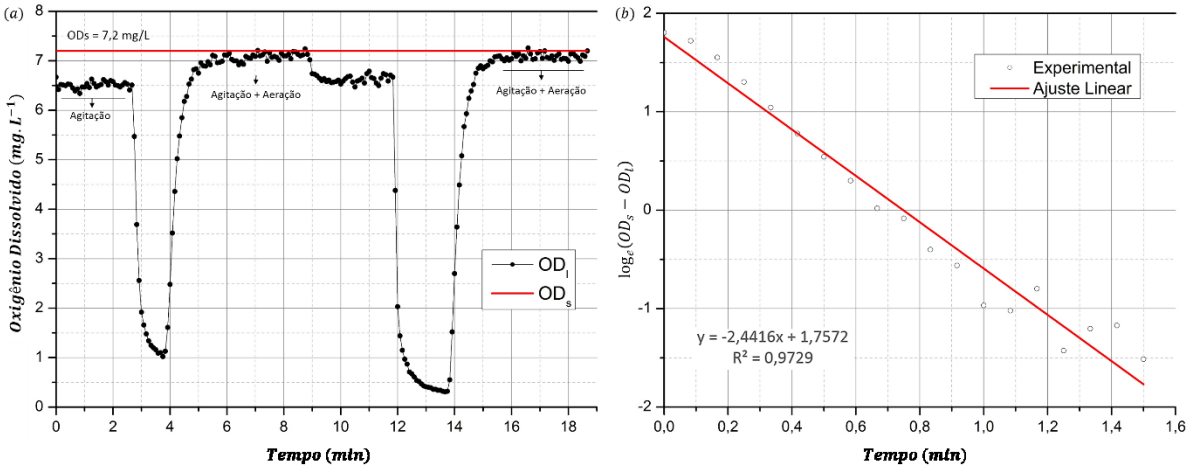
Protocolo 3- Determinação Experimental de $K_{a\,f}$ e K_a	
I.	Conferir se o sistema encontra-se em condições de campo e operacional (checar sistema de aeração, linhas de ar, sistema hidráulico, etc.);
II.	Eliminar as fontes de consumo de oxigênio e colocar apenas água residuária para $K_{a\,f}$ ou água destilada/limpa para K_a. Em ambos os casos, encher o reator até o volume útil e retirar o lodo (influência dos sólidos não definida nesse protocolo);
III.	Determinar a concentração de saturação de oxigênio ligando os sopradores e deixando o sistema de mistura (caso possua) desligado. Após obtido $OD_{s\,f}$, desligar aeradores;
IV.	Aplicar uma solução de sulfito de sódio (100 $mg.L^{-1}$) catalisado com cloreto de cobalto na relação estequiométrica excedida de 30% para garantir disponibilidade do sulfito para a reação. (a demanda estequiométrica de 9 $mgO_2.L^{-1}$ é de 71 $mg.L^{-1}$ de Na_2SO_3). Com isso, a tendência é uma queda brusca de oxigênio dissolvido. Nesse caso, o zero é possível mas é importante atentar que valores marginalmente acima de zero são preferíveis pois assim garante-se que todo sulfito de sódio foi consumido na reação, não deixando déficit de OD;
V.	Com a concentração zero de oxigênio (ou próxima), liga-se apenas os sopradores e determina-se o valor de OD continuamente ou com leituras frequentes. Para cada leitura de oxigênio dissolvido, fazer um registro do tempo necessário para atingir esse valor, sendo o tempo cumulativo. Essa medição e registro do acréscimo do oxigênio dissolvido em função do tempo deve se desenvolver até que o valor de OD atinja a saturação ou próximo dela;
VI.	Plota-se o logaritmo natural da diferença entre a concentração de saturação de O_2 e a concentração atual em função do tempo e determina-se o valor de $K_{a\,f}$ e K_a como a declividade a reta (**Equação III.40**)

É importante atentar que, o valor de K_a é uma função do sistema de aeração, e não exatamente uma propriedade apenas inerente aos sopradores. Assim, a qualidade de eficiência da difusão do ar (devido aos difusores e tamanho das bolhas), bem como altura do reator, tamanho da linha de distribuição de ar, e outros fatores são todos somados para compor o valor final de K_a. Esse comentário ganha mais força quando comparamos os valores de capacidade de oxigenação nominal (geralmente informado pelos fabricantes dos sopradores) e a capacidade de campo,

que provavelmente será menor. Com consciência dessa variação, é imprescindível projetar os sistemas de aeração com critérios na capacidade de oxigenação de campo.

Assim, a **Figura V.30 (a)** apresenta a evolução do valor de oxigênio após acionamento do sistema de aeração do experimento e a **Figura V.30 (b)** apresenta o logaritmo natural do déficit de OD ao longo do tempo. Com o intuito de ilustrar o efeito da agitação no valor de K_a, a mesma foi mantida ligada e com 28 rpm (diferente do descrito no item III do protocolo 3, **Quadro 3**).

Figura V.30 – (a) Curvas experimentais de incremento de OD para determinação de K_a. (b) Determinação de $L_n(OD_s\text{-}OD_l)$ em função do tempo para cálculo de K_a.



FONTE: próprio autor.

Um detalhe característico dos testes de determinação de K_a é a menor quantidade de pontos obtidos da curva de incremento de OD quando comparado com a quantidade de pontos obtidos nos testes para K_{abs} e K_{mix}. Esse fato deve-se pela diferença da capacidade de oxigenação, sendo muito superior no caso da aeração artificial.

Da **Figura V.30 (b)** é possível observar que o valor de $K_{a\,f}$ foi de 2,44 min^{-1}. Dessa forma, a capacidade de oxigenação da aeração (CO_a, em $mg.L^{-1}.h^{-1}$) foi de $K_{a\,f}$ * OD_s = 2,44 * 7,2 = 17,56 $mg.L^{-1}.min^{-1}$ ou 1054 $mg.L^{-1}.h^{-1}$. A **Tabela V.5** sumariza os resultados pertinentes aos 3 protocolos e apresenta a proporção percentual da contribuição de cada constante na capacidade total de aeração do sistema estudado.

Tabela V.5 - Resultados obtidos na determinação das constantes de transferência de oxigênio no reator experimental e suas respectivas capacidades de oxigenação.

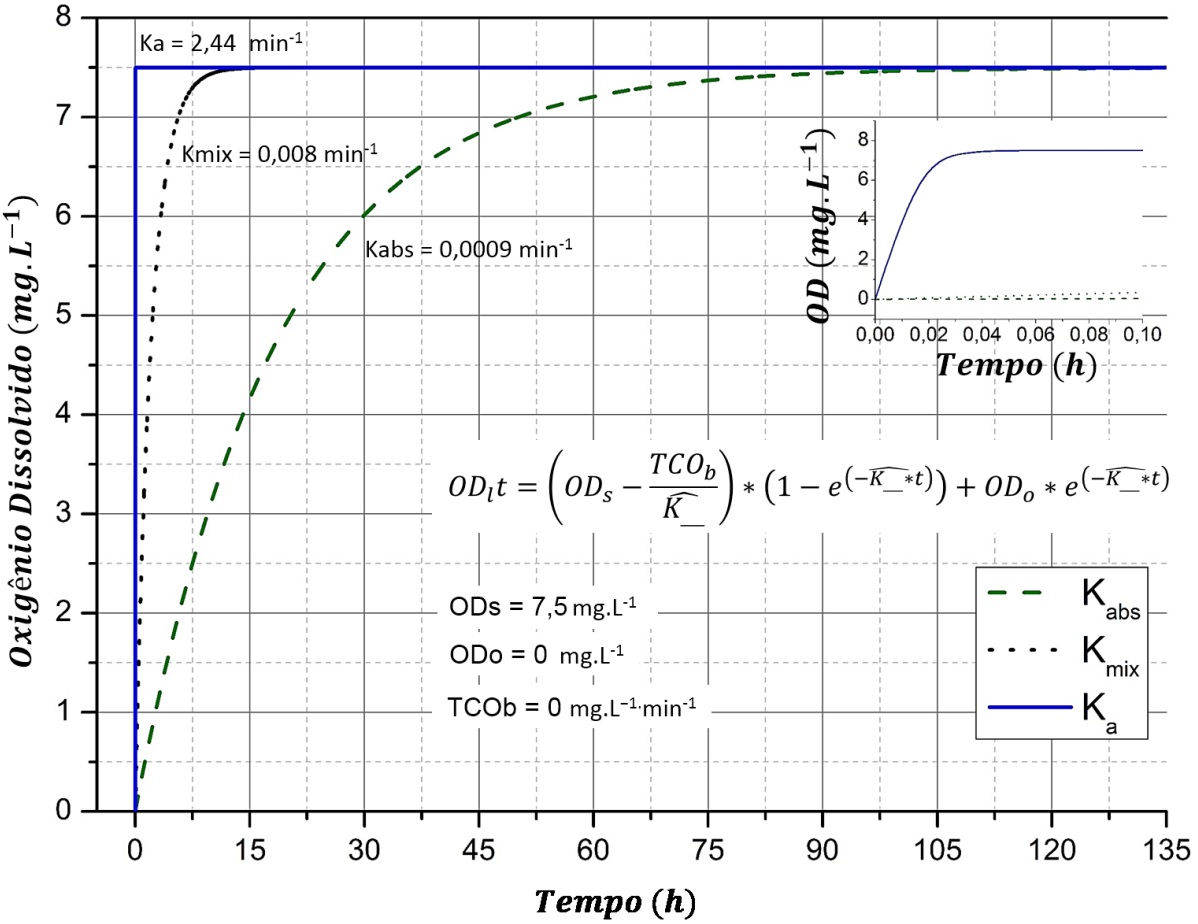
Constantes	min^{-1}	h^{-1}	ODs ($mg.L^{-1}$)	Capacidade de Oxigenação	$mg.L^{-1}.min^{-1}$	$mg.L^{-1}.h.^{-1}$	% em função da Capacidade total
K_{abs}	0,0009	0,054	7,5	CO_{abs}	0,00675	0,405	0,038
K_{mix}	0,008	0,48	7,5	CO_{mix}	0,06	3,6	0,34
K_a	2,44	146,4	7,2	CO_a	17,568	1054,08	100

É notório que, apesar de existirem três fontes de oxigenação dentro do sistema de aeração, apenas a aeração artificial é responsável pelo suprimento efetivo de oxigênio (mais de 99% da capacidade de oxigenação global). Contudo, entende-se que esse é um "espelho" das condições iniciais e do sistema em questão. Assim, essas frações da capacidade de oxigenação podem variar conforme se diminua a vazão de ar injetada, aumente a rotação dos misturadores, isolem-se as trocas gasosas do liquido com a atmosfera, altere-se a concentração de saturação do oxigênio dissolvido, dentre outros fatores. Para efeito prático, em situações onde não existem condições adequadas para a realização pormenorizada dos 3 protocolos experimentais detalhados nesse trabalho, é aceitável a consideração da nulidade dos efeitos da absorção atmosférica e da mistura (caso a rotação seja aplicada apenas para esse fim, haja vista que existe a aeração mecânica).

Por outro lado, quando não for necessário o detalhamento de todas as capacidades de aeração, pode-se então proceder o protocolo 3 com uma simples modificação no procedimento ''V'', deixando funcionando ou ligado os sopradores e o misturador, e com isso, teremos a determinação integrada de $K_{abs\ f}$, $K_{mix\ f}$ e $K_{a\ f}$, resultando diretamente em, $\widehat{K_{la\ f}}$.

Com auxílio da **Equação III.50** é possível simular a contribuição de cada fonte de oxigênio, deixando evidente a grande diferença existente. Considerando uma amostra de água limpa com zero de oxigênio dissolvido e de TCOb, observa-se na **Figura V.31** que são necessários aproximadamente 5,62 dias (135 h) para que se atinja a saturação (7,5 $mgOD.L^{-1}$) através da absorção de oxigênio atmosférico, 0,6 dias (15 h) para a saturação através da mistura da amostra nas condições do teste e apenas 3 min para a saturação através da aeração artificial, ilustrando a baixa influência dos outros fatores.

Figura V.31 – Tempo necessário para saturação de uma amostra de água limpa considerando as 3 possíveis fontes de aeração (aeração artificial, mistura ou absorção atmosférica)



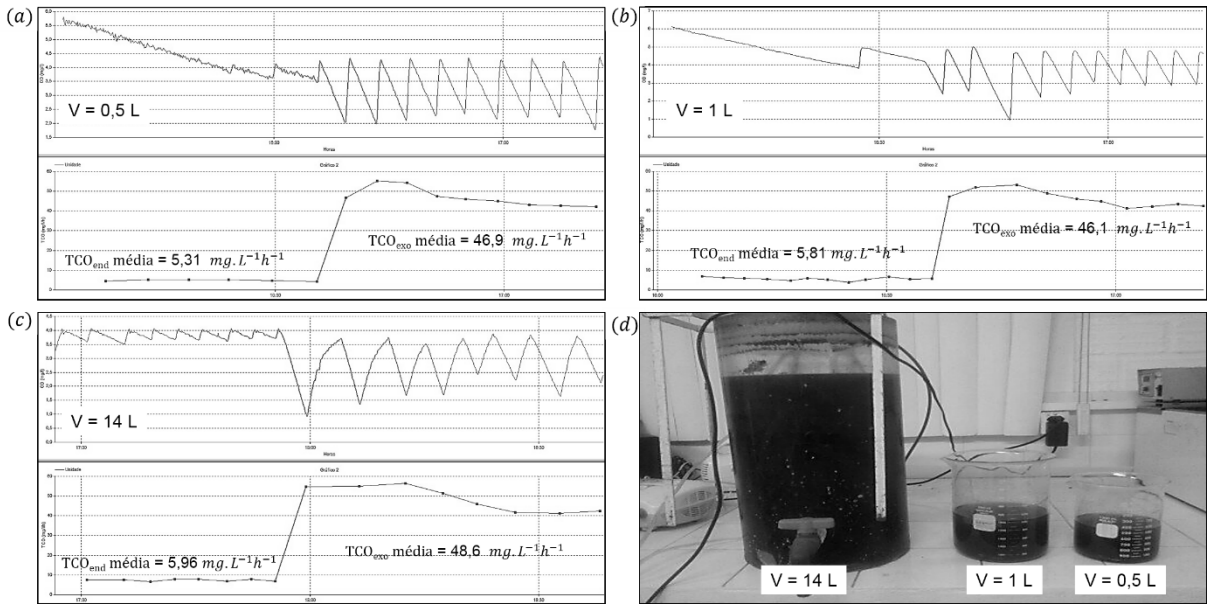
FONTE: próprio autor.

V.1.1.6. Efeito do Volume do Teste Respirométrico

O efeito do volume dos testes respirométricos foi avaliado considerando a necessidade de extrapolações de escalas, garantindo assim volumes de testes nos quais fosse possível a manutenção dos resultados obtidos em escalas menores.

Os resultados obtidos com os testes com os três volumes avaliados são apresentados na **Figura V.32 (a), (b)** e **(c)**, e na **Figura V.32 (d)** apresenta-se os cilindros utilizados para cada volume de teste. Para cada teste manteve-se os mesmos aparatos instrumentais (2 aeradores, agitação com 28 rpm) na tentativa de verificar qual volume apresentaria diferenças na medição e determinação da TCO.

Figura V.32 – Perfis respirométricos obtidos com 3 testes diferentes variando o volume de licor misto utilizado (a) 0,5 litros, (b) 1 litro e (c) 14 litros. (d) aparatos utilizados.



FONTE: próprio autor.

Da **Figura V.32 (a), (b) e (c),** é possível observar que mesmo variando o volume do teste, obtêm-se valores médios aproximados tanto de TCO endógena quanto de TCO exógena, para todos os casos, com um valor marginalmente maior para o volume de 14 litros. Contudo, esse pequeno aumento obtido nos valores de TCO com o volume de 14 litros não são significativos estatisticamente (**Tabela V.6**), garantindo assim que não há influência na TCO com os volumes testados (0,5 a 14 litros).

Tabela V.6 – Teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade para os valores de TCO endógena e TCO exógena com variação de volume do teste.

TCO endógena				TCO exógena			
Tratamento	**Médias TCOend**		**nr**	**Tratamento**	**Médias TCOexo**		**nr**
0,5 L	5,31	a	6	0,5 L	46,99	a	6
1 L	5,81	a	12	1 L	46,18	a	10
14 L	5,96	a	8	14 L	48,66	a	8

Legenda: **nr**: número de repetições do tratamento.

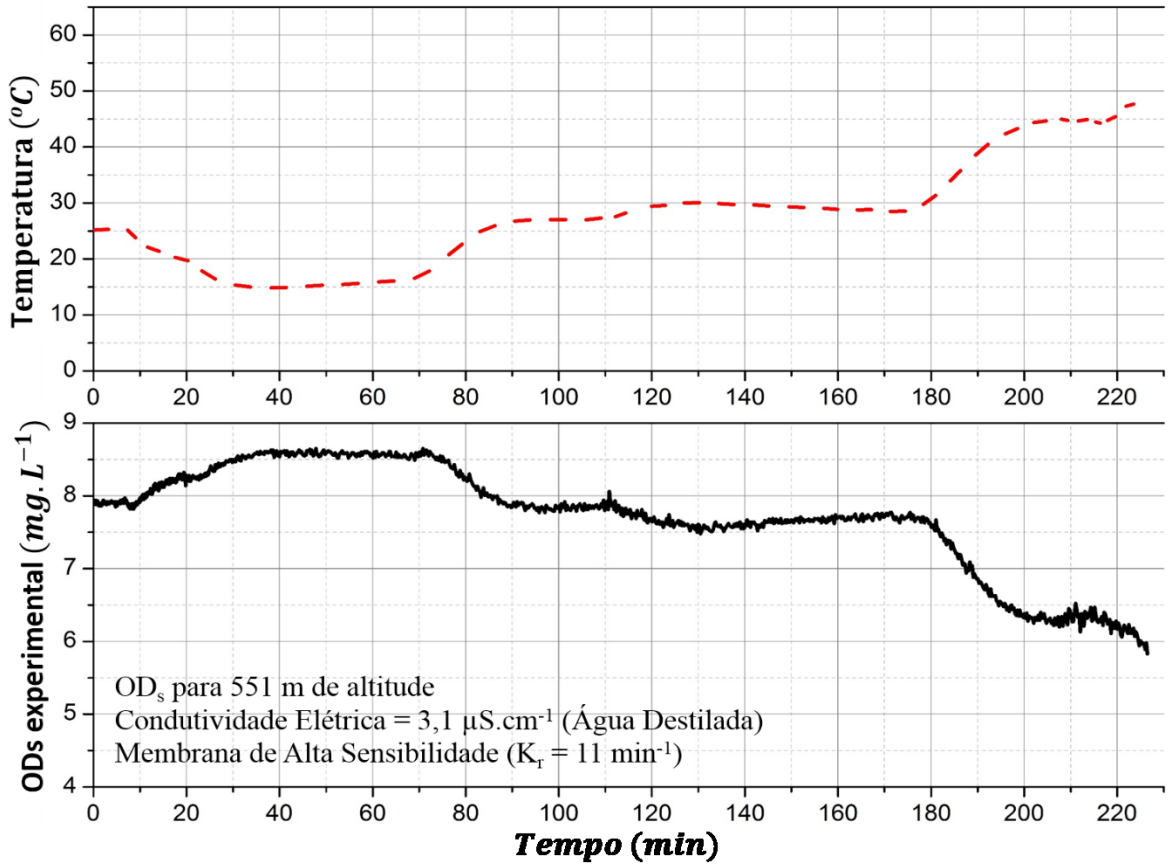
Ressalta-se contudo que, para o teste de 14 litros, foi necessário aumentar o valor da capacidade de aeração (incremento de 1 aerador aos dois utilizados) para que fosse mantida as condições semelhantes de teste e capacidade de aeração. Com isso entende-se que, apesar de não existir

diferença visível entre os testes com diferentes volumes (entre 0,5 a 14 litros), testes com volumes de licor misto elevados implicam na necessidade de maiores capacidades de aeração, o que pode tornar o experimento oneroso desnecessariamente, além das concentrações dos próprios substratos que devem também ser aumentadas em volumes maiores de testes para garantir a mesma resposta. Dessa forma pode-se assumir que volume entre 0,5 a 2 litros sejam suficientes.

V.1.1.7. Efeito da Temperatura sobre a Concentração de Saturação do Oxigênio Dissolvido

Os resultados pertinentes ao teste de variação de temperatura e seu efeito na concentração de saturação de oxigênio dissolvido encontram-se ilustrados na **Figura V.33**. Utilizou-se uma capacidade de oxigenação de CO = 1054 $mg.L^{-1}.h^{-1}$) e variou-se a temperatura entre 15 e 56 ºC.

Figura V.33 - Perfil da saturação de oxigênio dissolvido em água limpa com diferentes temperaturas

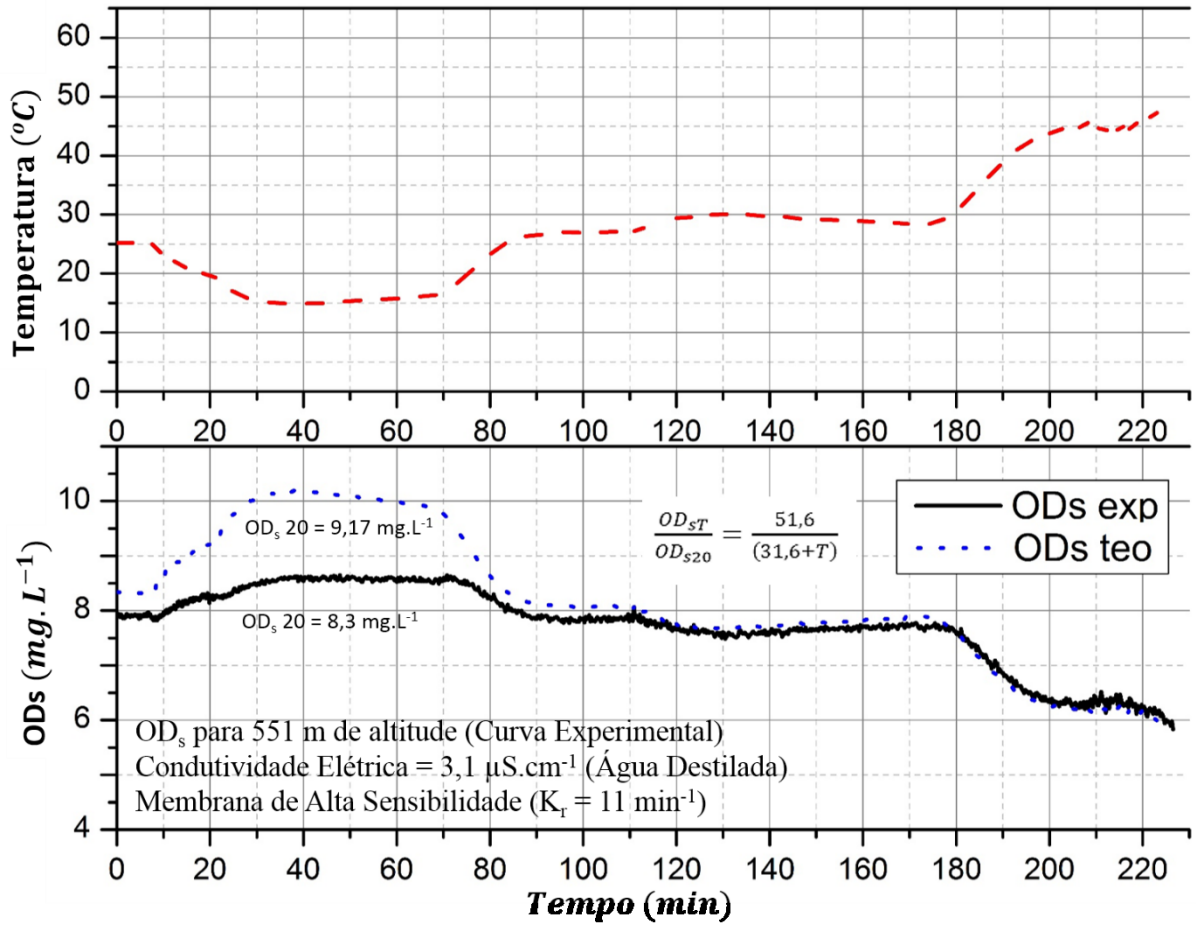


FONTE: próprio autor.

De acordo com a **Figura V.33**, é possível observar um aumento da saturação de OD à medida que se reduz a temperatura e por sua vez uma redução de OD_s em altas temperaturas. Esse fenômeno já é conhecido da química e devidamente estudado, contudo as leis de predição dos valores de OD_s em função da temperatura ainda são empíricas e carentes de novos estudos.

Com o auxílio da **Equação III.29**, foi estimada uma curva teórica de qual seria a concentração de OD_s em função da temperatura, apresentada na **Figura V.34**.

Figura V.34 - Perfil da saturação de oxigênio dissolvido experimental e teórica (**Equação III.29** e **III.12**) em água limpa com diferentes temperaturas ($OD_{s\ 20}$ referência de 9,17 mg/L para a curva teórica)



FONTE: próprio autor.

É perceptível na **Figura V.34** que, a curva experimental se distanciou da curva teórica, principalmente em baixas temperaturas. Como forma de mensurar esse erro, aplicou-se o

método do somatório dos erros quadráticos (SQ erro ou SQE). Esse método consiste em definir como erro a estimativa da diferença entre o valor experimental e o valor teórico (usando a expressão de predição do parâmetro), e então, eleva-se ao quadrado para evitar valores negativos. Por fim, soma-se todos os erros obtidos em cada ponto estudado e esse valor dever ser o menor possível para garantir bom ajuste entre os dados experimentais e o modelo de predição do parâmetro estudado.

No modelo perfeito, esse somatório dos erros é zero ou próximo de zero. Assim, com os dados utilizados para a construção da **Figura V.34**, o SQE obtido foi de 712, valor este bastante elevado. Essa diferença da **Equação III.29** e seus dados simulados dos valores experimentais pode dar-se por dois fatores:

(a) a expressão é empírica e não leva em conta as diferenças de altitudes, sendo realizada em nível do mar (1 atm.) o que por sua vez modifica os valores de $OD_{s\,20}$.
(b) A quantidade de pontos na época da elaboração da equação não garantiu graus de liberdade suficiente para sua ampla utilização e/ou a instrumentação usada atualmente agrega maior recuperação dos dados de OD.

Campina Grande (cidade do experimento), na Paraíba, encontra-se a 551 m de altitude, o que pode ter acarretado na modificação do valor de OD_s 20, já que o valor encontrado foi de 8,3 mg/L, diferente do de referência 9,13 mg/L.

Sobre o item "b" ressalta-se que o equipamento utilizado no teste dessa pesquisa estava programado para registar leituras de OD e temperatura a cada 10 segundos. Como o tempo total do experimento foi de 250 min (250*60 = 15.000 segundos), temos que foram registrados 1500 pontos de OD e 1500 pontos de temperatura.

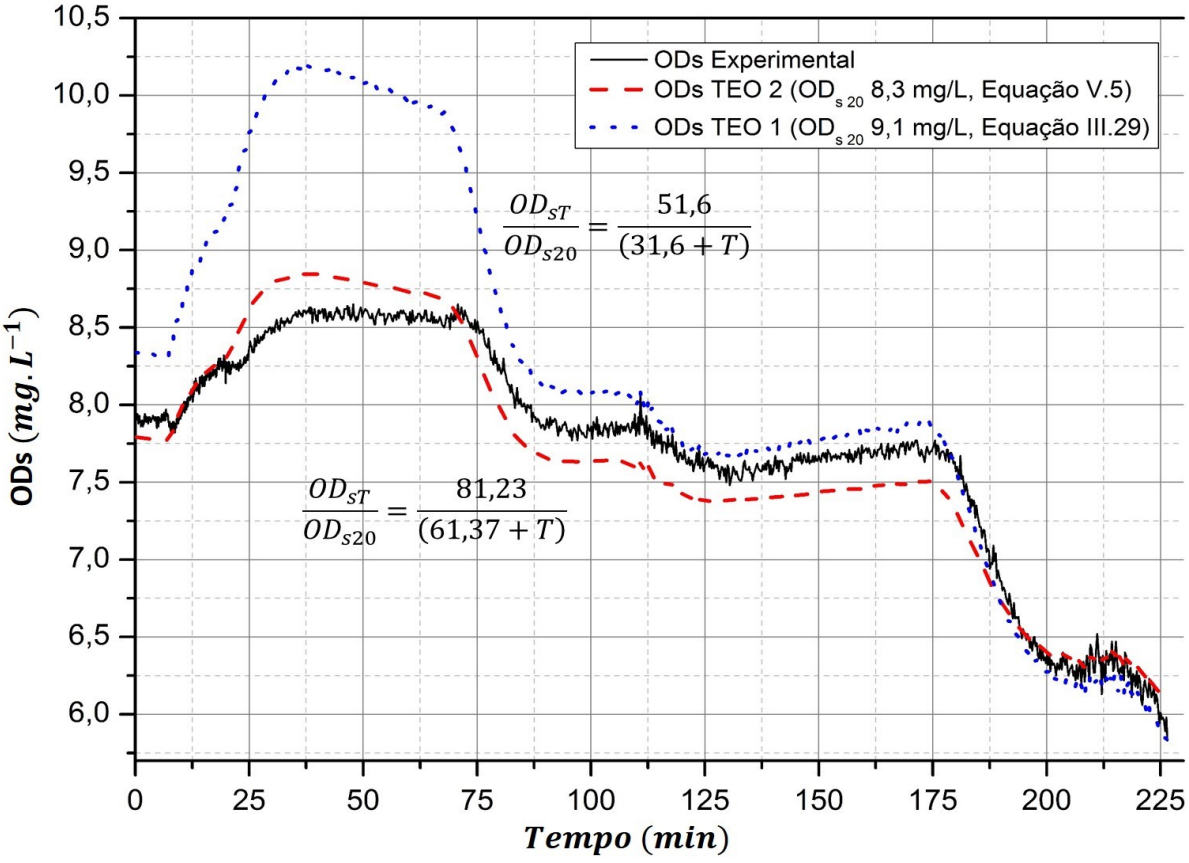
Dessa forma, como solução para essa diferença (SQE = 712), modificou-se os valores dos parâmetros de entrada na **Equação 12** (OD_s, e os valores fixos 51,6 e 31,6) de modo a obter o menor SQE possível. A solução ótima foi obtida em planilha eletrônica aplicando a ferramenta SOLVER, fixando o valor de $OD_{s\,20}$ em 8,3 (valor este encontrado no experimento) e deixando livres os valores 51,6 e 31,6 (permitindo assim que a inteligência do algoritmo da ferramenta SOLVER pudesse atribuir novos valores) até que o menor valor de SQE fosse obtido.

Após a primeira interação, o SQE encontrado foi de 71,4. Contudo, esse valor ainda pode ser considerado elevado e portanto, novo procedimento foi realizado, dessa vez, diminuindo o intervalo de dados para até 50ºC. Essa decisão foi embasada na avaliação de que os menores erros encontravam-se acima de 50ºC, podendo ser esta uma limitação inerente ao eletrodo. Nova interação do SOLVER foi realizada e o valor obtido de SQE foi de 40. A **Figura V.35** apresenta as três curvas de ODS em função da temperatura (experimental, teórica 1 e teórica 2).

Assim, a **Equação 12** foi ajustada para a situação especifica da cidade de Campina Grande (551 m de altitude) em uma variação de 15 a 50 ºC com $OD_{s\,20}$ = 8,3 mg.L^{-1}. (**Equação V.3**)

$$\frac{OD_{sT}}{OD_{s20}} = \frac{81{,}23}{(61{,}37+T)} \qquad \textbf{(V.3)}$$

Figura V.35 - Perfil da saturação de oxigênio dissolvido experimental e curvas teóricas definidas pelas equações 12 e 37



FONTE: próprio autor.

Com o auxílio da **Equação V.3**, foi elaborada a **Tabela V.7** contendo a faixa de aplicação da referida equação bem como as concentrações de ODs para cada temperatura, considerando a altitude de 551m.

Tabela V.7 - valores da concentração de saturação do oxigênio dissolvido em água limpa em função da temperatura para uma altitude de 551 m de altitude (**Equação V.3**)

T(ºC)	ODs	T(ºC)	ODs	T(ºC)	ODs	T(ºC)	ODs
15	8,83	26	7,72	37	6,85	48	6,16
16	8,71	27	7,63	38	6,78	49	6,11
17	8,60	28	7,54	39	6,72	50	6,05
18	8,49	29	7,46	40	6,65		
19	8,39	30	7,38	41	6,59		
20	**8,29**	31	7,30	42	6,52		
21	8,19	32	7,22	43	6,46		
22	8,09	33	7,14	44	6,40		
23	7,99	34	7,07	45	6,34		
24	7,90	35	7,00	46	6,28		
25	7,81	36	6,92	47	6,22		

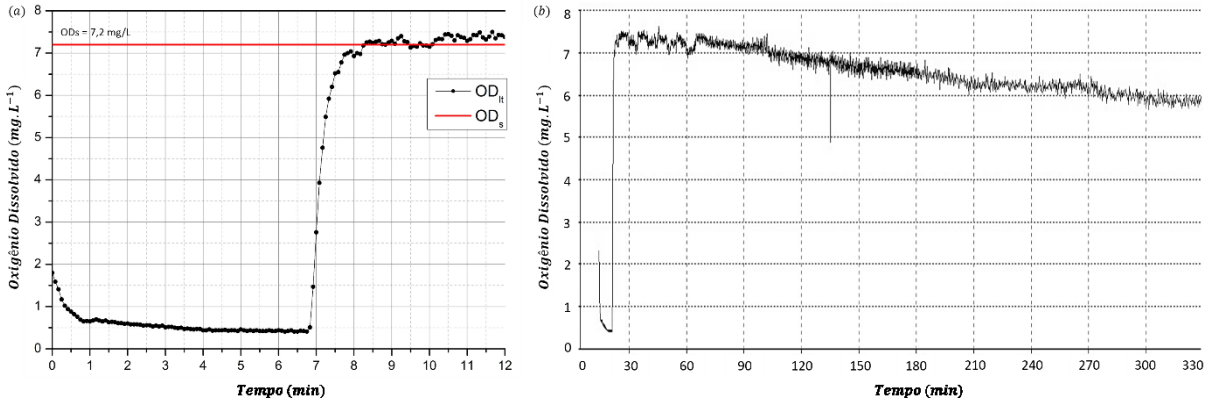
V.1.1.8. Efeito da Salinidade na Concentração de Saturação do Oxigênio Dissolvido

Aplicando o protocolo 3 (**Quadro V.3**), buscou-se avaliar as condições iniciais de aeração antes de inserir as dosagens de sal (NaCl). A **Figura V.36 (a)** apresenta o perfil de incremento de OD em função do tempo na condição de água limpa (zero de sal adicionado) e condutividade elétrica de 417 $\mu S/cm^2$, contudo, a condutividade elétrica da água destilada utilizada antes da dosagem do sulfito de sódio (ver protocolo 3) foi de 11 $\mu S/cm^2$. Assim, a **Figura V.36 (b)** apresenta o respirogramas obtido com a variação das concentrações de sal

Como esse sistema já foi caracterizado anteriormente na fase de definição dos protocolos padrões dos testes de K_{la}, a capacidade de oxigenação obtida encontra-se na **Tabela V5**.

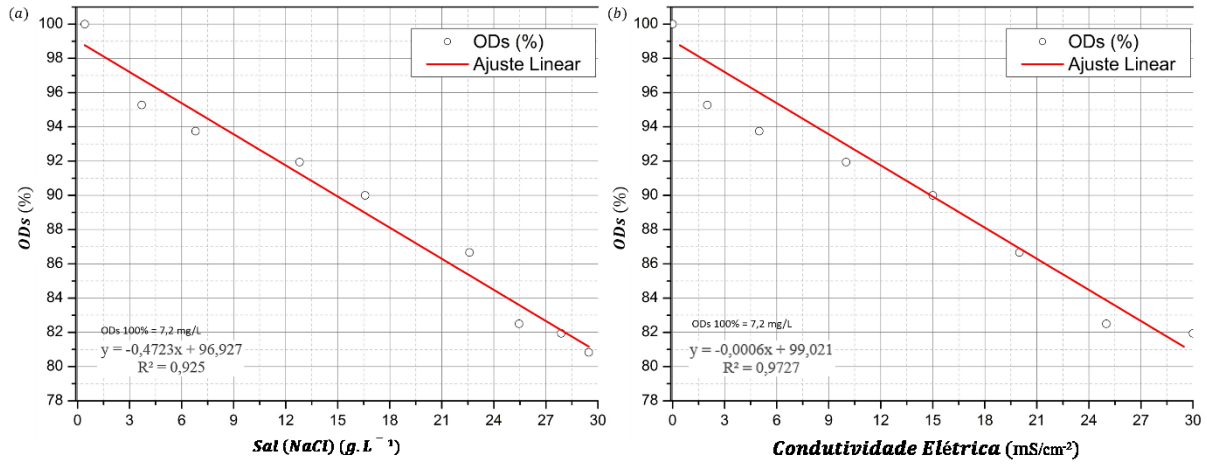
Avaliando a **Figura V.36 (a)** e considerando que esse valor obtido de ODs (7,2 $mg.L^{-1}$) como 100% de saturação, plotou-se na **Figura V.37 (a)** o efeito de redução da saturação de ODs (%) em função da concentração de sal aplicada e na **Figura V.37 (b)** em função da condutividade elétrica obtida.

Figura V.36 – (a) Perfil típico obtido na caracterização da capacidade de oxigenação do sistema de aeração nos testes de influência da concentração de sal e (b) perfil de OD ao variar as dosagens de sal.



FONTE: próprio autor.

Figura V.37 – (a) Efeito da concentração de sal na saturação do oxigênio dissolvido em água limpa e (b) Efeito da condutividade elétrica na saturação do oxigênio dissolvido em água limpa



FONTE: próprio autor.

Percebe-se dois aspectos importantes nas **Figuras V.37 (a) e (b)**. O primeiro ponto a se observar é que ambos os parâmetros, concentração de sal e condutividade elétrica, apresentam uma relação linear com a concentração de oxigênio dissolvido de saturação. O segundo aspecto é que, apesar de ser efetiva a influência da concentração de sal no ODs, temos que as concentrações necessárias para que a redução seja de 10% é em torno de 15g.L^{-1} de sal ou entre

12 e 15 mS/cm^2 de condutividade elétrica. Esses valores são considerados elevados e de difícil ocorrência em águas residuárias domésticas.

Através do experimento realizado, não é possível inferir diretamente a influência do sal na constante global de transferência de oxigênio, pois a capacidade de oxigenação apenas do soprador não foi alterada, contudo, as características do sistema de aeração foram modificadas, sendo necessário portanto a repetição do protocolo 3 para cada concentração de sal.

Com os valores e ODs em cada concentração de sal e mantendo fixo o valor de K_{la}, é possível traçar uma estimativa das novas capacidades de oxigenação (**Tabela V.8**). Porém, é provável que o valor de K_{la} seja também dinâmico com as mudanças da concentração de sal, sendo necessário portanto considerar essa influência (fator não avaliado no experimento).

Tabela V.8 - Capacidades de oxigenação do sistema de aeração experimental em função da concentração de sal e da condutividade elétrica.

Concentração de sal (g.L^{-1})	CE (mS/cm^2)	OD$_s$ (mg.L^{-1})	Capacidade de Oxigenação	mg.L^{-1}.min^{-1}	mg.L^{-1}.h.$^{-1}$
0	0,417	7,20	CO_g (global)	17,21	1032,5
2	3,7	6,86		16,40	983,7
5	6,8	6,75		16,13	968,0
10	12,8	6,62		15,82	949,3
15	16,58	6,48		15,49	929,2
20	22,59	6,24		14,91	894,8
25	25,45	5,94		14,20	851,8
30	27,88	5,90		14,10	846,1
40	29,47	5,82		13,91	834,6

(Valor de ODs variável em cada concentração de sal e valor de K_{la} fixo em 2,39 min^{-1})

Dessa forma, pode-se assumir que o efeito da concentração de sal e da condutividade elétrica influencia a concentração de saturação de OD_s, e pode ainda modificar o valor de K_{la}, haja vista que o sistema de aeração foi modificado.

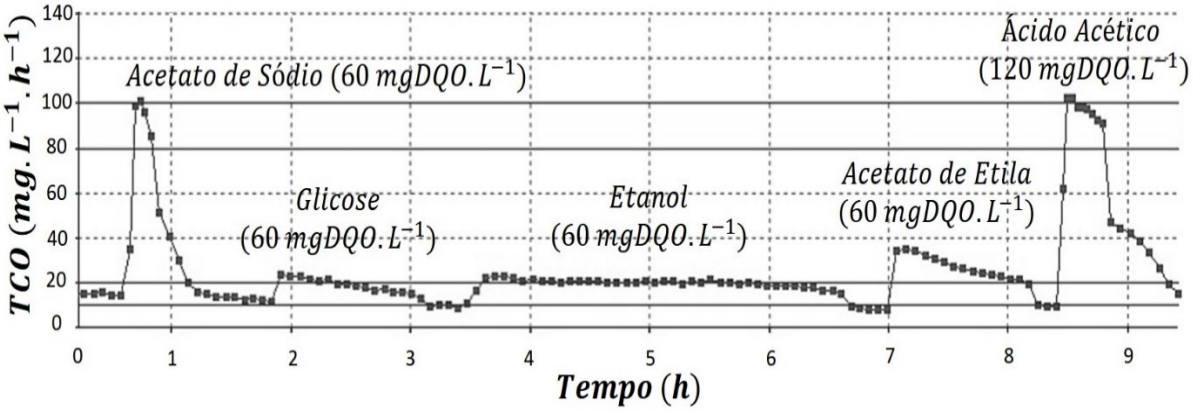
V.1.2. *Sobre os procedimentos para a determinação de propriedades cinéticas e estequiométricas de SSLM.*

V.1.2.1. Seleção do substrato padrão para os testes respirométricos

Para os organismos heterotróficos

Mediante os testes respirométricos desenvolvidos, foi possível obter diversos respirogramas semelhantes ao exposto na **Figura V.38**, em que o perfil típico de TCO para cada substrato é apresentado.

Figura V.38 - Perfil típico de TCO obtido em um teste com pulsos seguidos de substratos com vários substratos para o sistema UCT.



FONTE: próprio autor.

Um aspecto recorrente nos testes com substratos para organismos heterotróficos foi a baixa recuperação da matéria orgânica adicionada. Essa recuperação foi determinada através do cálculo da área dos gráficos (sabendo que 33% da DQO adicionada vai para o catabolismo, segundo (GUJER et al., 1999) e (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Exceto os substratos acetato de sódio, ácido acético e etanol, que exerceram recuperação média de 99% do que foi adicionado, os demais substratos não ultrapassaram o limite médio de 50% de recuperação, o que denota possível dificuldade na assimilação do mesmo. Na **Tabela V.9** apresenta-se as médias de recuperações encontradas em todos os testes.

Tabela V.9 - Avaliação dos percentuais de recuperação da DQO adicionada nos testes de substratos padrões de matéria orgânica.

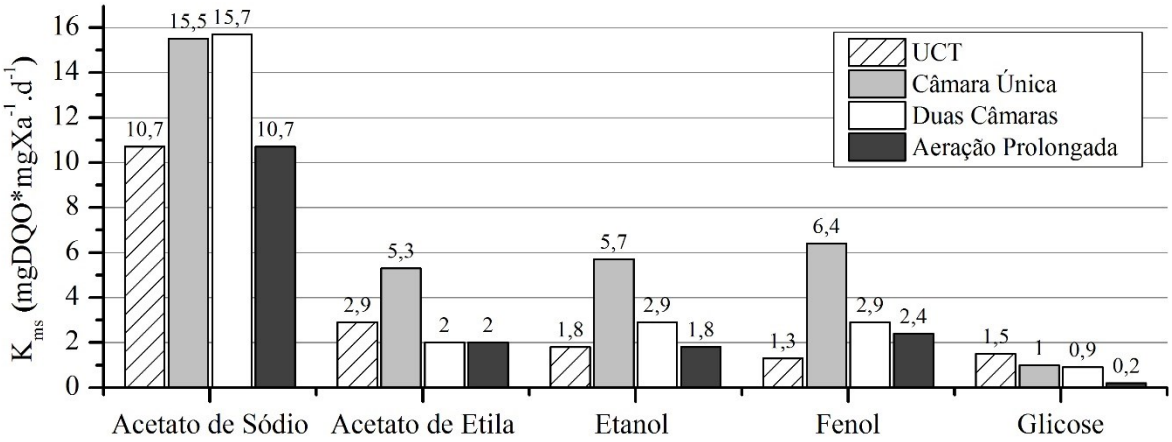
Substratos ↓	UCT	Câmara Única	Aeração Prolongada	Duas Câmaras	Média
Acetato de Sódio	99%	95%	100%	100%	98%
Acetato de Etila	63%	71%	30%	55%	54%
Etanol	98%	105%	103%	97%	100%
Fenol	14%	69%	20,%	75%	44%
Glicose	32%	26%	5%	46%	27%

Outra justificativa para a baixa oxidação dos substratos Fenol e Acetato de Etila é o seu potencial tóxico, o que pode ter inibido ou inativado os organismos presentes no teste (BEN-YOUSSEF; VÁZQUEZ-RODRÍGUEZ, 2011; LOVANH; ALVAREZ, 2004). Esse fato pôde ser observado a partir de novas adições de substratos com alta afinidade, como o acetato de sódio, que resultaram em uma redução de até 30% da sua taxa máxima de utilização de substrato quando adicionados após a adição de Fenol ou Acetato de Etila. A Glicose apresentou o menor percentual médio de recuperação (27,41%), evidenciando que apenas uma pequena parcela da DQO adicionada foi oxidada. Com os testes realizados não é possível inferir se a parcela que não foi oxidada (além dos 66% já esperados) também seguiu a rota do anabolismo ou se ficou inalterado no sistema.

Gebremariam et al.; (2012) estudaram o efeito da glicose na performance da remoção de fósforo em diferentes sistemas de lodo ativado em batelada enriquecidos com acetato. Segundo os autores, a glicose aumentou significativamente a atividade biológica do lodo (K_{ms}) quando na proporção de 50/50% entre glicose e acetato e observou-se uma redução drástica nessa mesma atividade quando a proporção foi de 75/25% de glicose e acetato, sendo praticamente nula quando da substituição do reator controle contendo 100% de acetato para 100% de glicose. Esse fato é corroborado com o estudo de (HANAKI; WANTAWIN; OHGAKI, 1990) onde apresenta a glicose como um metabolito secundário, não sendo utilizado como principal fonte de carbono.

Na **Figura V.39** apresentam-se as taxas específicas de consumo de DQO (K_{ms}) obtidas para cada sistema avaliado mediante a adição dos diferentes substratos. É possível observar que em todos os sistemas o destaque foi para o acetato de sódio. O etanol, mesmo possuindo recuperação média de 100% da DQO adicionada, apresentou baixas taxas de consumo e de crescimento.

Figura V.39 - Constante específica de utilização do substrato observada com os diferentes substratos para organismo heterotróficos. (Referência em 29ºC)

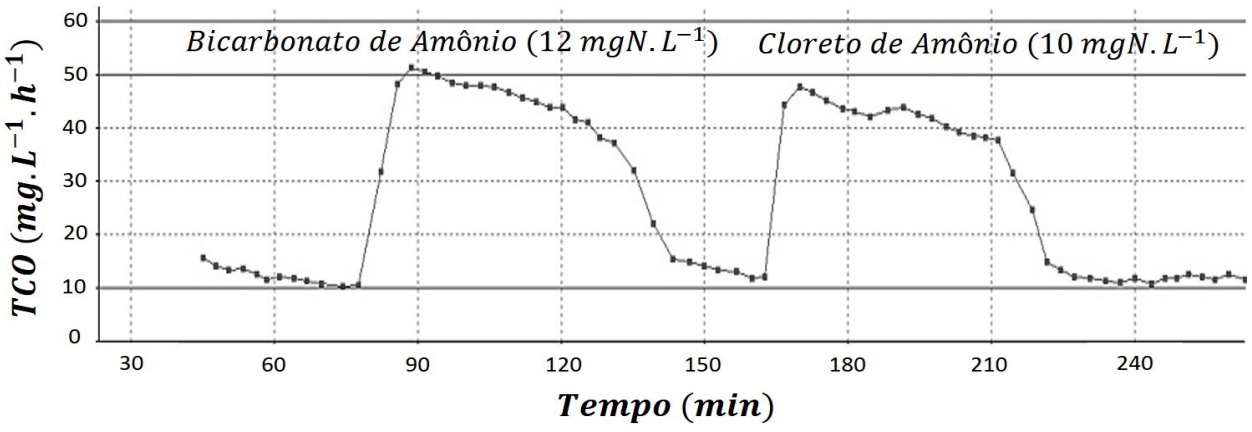


FONTE: próprio autor.

Para os organismos autotróficos nitrificantes

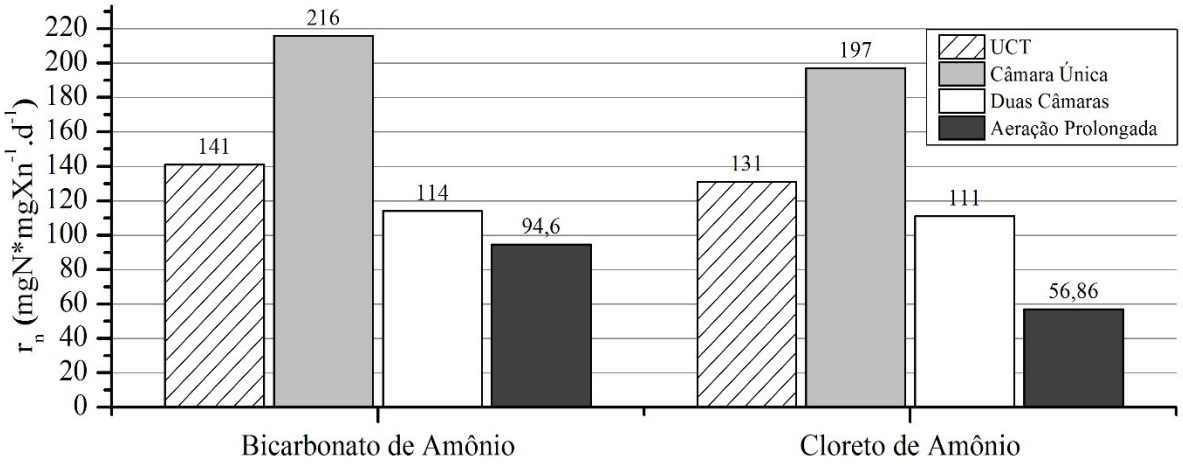
Diferente, dos resultados para os substratos como fonte de carbono, para os grupos autotróficos nitrificantes foi observada uma recuperação média superior a 88% para todos os substratos. A **Figura V.40** retrata um perfil típico obtido para o grupo autotrófico nitrificante mediante adição de bicarbonato de amônio e cloreto de amônio quando era estabelecida a TCO endógena. Na **Figura V.41** é apresentado os valores de r_n.

Figura V.40 - Perfil típico de TCO e Oxigênio obtido em um teste com pulsos seguidos de substratos com fonte de Nitrogênio para o sistema RBS Câmara Única.



FONTE: próprio autor.

Figura V.41 - Constante específica de utilização do substrato observada com para organismos autotróficos. (Referência em 29ºC)



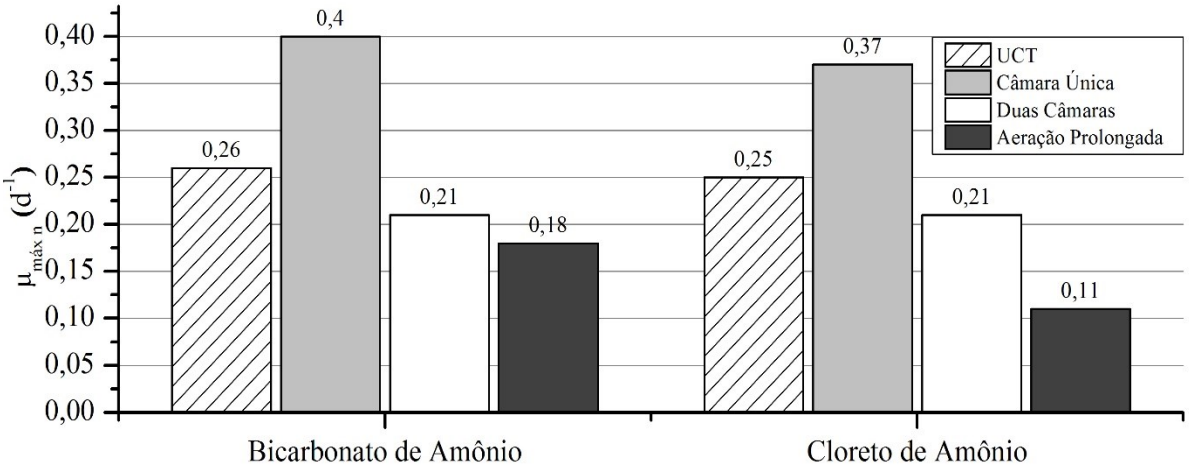
FONTE: próprio autor.

É possível perceber que independente do sistema, o comportamento foi similar para os dois substratos (exceto para o sistema RBS aeração prolongada, onde a diferença superou 40%). Contudo, o bicarbonato de amônio apresentou-se marginalmente superior ao cloreto de amônio. Conforme (SILVA FILHO, 2009), esse fato é positivamente agregado ao valor que o bicarbonato de amônio possa ter na reposição da alcalinidade do sistema, visto que, durante o metabolismo nitrificante existe redução do pH, e em testes muito longos (com adição elevada de amônia), essa variação de pH pode ser brusca o suficiente para inviabilizar o experimento.

Assim, apesar de não haver significativa diferença entre os valores de r_n na maioria dos sistemas, é aceitável assumir que o bicarbonato de amônio seja mais recomendado em ensaios respirométricos.

Esse mesmo perfil é confirmado nos valores obtidos das taxas especificas de crescimento para as nitrificantes, apresentadas na **Figura V.42**, onde o destaque é também para o bicarbonato de amônio (maiores valores de $\mu_{m\ n}$).

Figura V.42 - Constante específica de crescimento máximo para organismos autotróficos. (Referência em 29ºC)



FONTE: próprio autor.

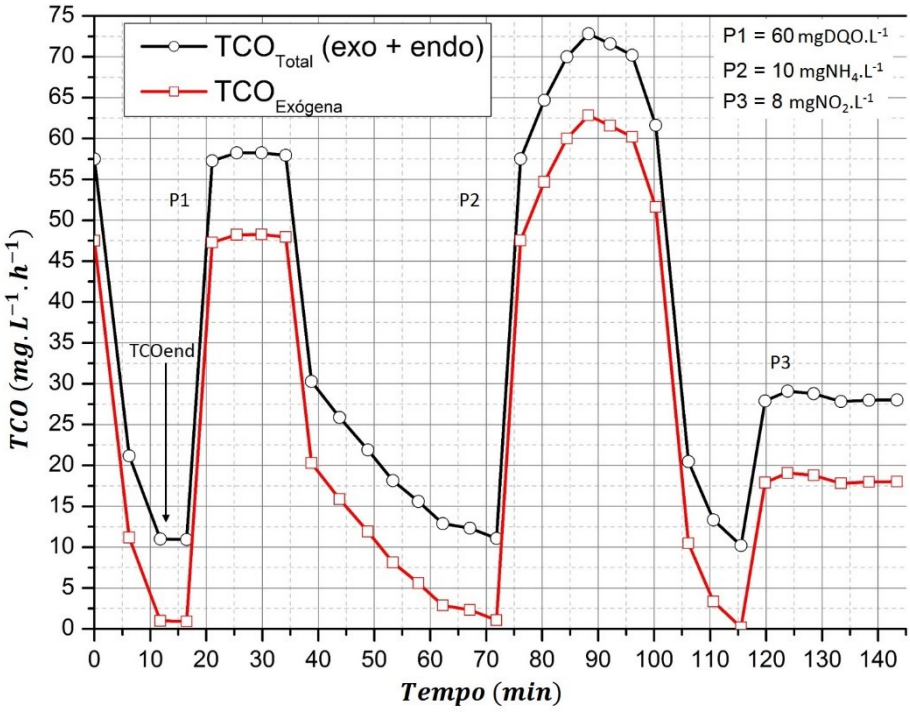
Acerca do nitrito de sódio, o mesmo mostrou-se constante em todos os testes e com recuperação superior a 98%. Esse resultado é corroborado com diversos trabalhos que mostraram a boa associação do nitrito de sódio como substrato modelo (DERKS, 2007; SANTOS, 2009; SILVA FILHO, 2009). Além disso, a dissociação no nitrito é extremamente rápida, o que o torna disponível sem muitos problemas.

V.1.2.2. Toxicidade da Azida de Sódio (NaN_3) e do ATU (1-Allyl-2-thiourea) sobre a Nitrificação e a Oxidação Aeróbia da Matéria Orgânica

Uma investigação experimental foi conduzida no âmbito da pesquisa acerca dos efeitos de inibição da azida sódica e do ATU aos processos da nitrificação, considerando a necessidade de caracterização individual da cinética da nitrificação (ver subseção IV.2.3.3). Através da respirometria, forma obtidos respirogramas correspondentes a cada faixa de concentração dos elementos inibidores. A **Figura V.43** apresenta o respirograma obtido com condições normais (sem adição de azida), gerando referência das taxas de consumo de oxigênio sem inibição, em que o primeiro pulso (P1) foi obtido com a adição de 60 $mg.L^{-1}$ DQO na forma de acetato de sódio, o segundo pulso (P2) obtido com adição de 10 $mgNH_4.L^{-1}$ na forma de cloreto de amônia e o terceiro pulso (P3) obtido com a adição de 8 $mgNO_2.L^{-1}$ na forma de nitrito de sódio. Para os testes relacionados aos organismos nitrificantes nitritadores, foi necessário a conclusão dos experimentos sobre a inibição seletiva, para só então dar início aos testes com amônia (aplicando a dosagem de inibição total das nitratadoras).

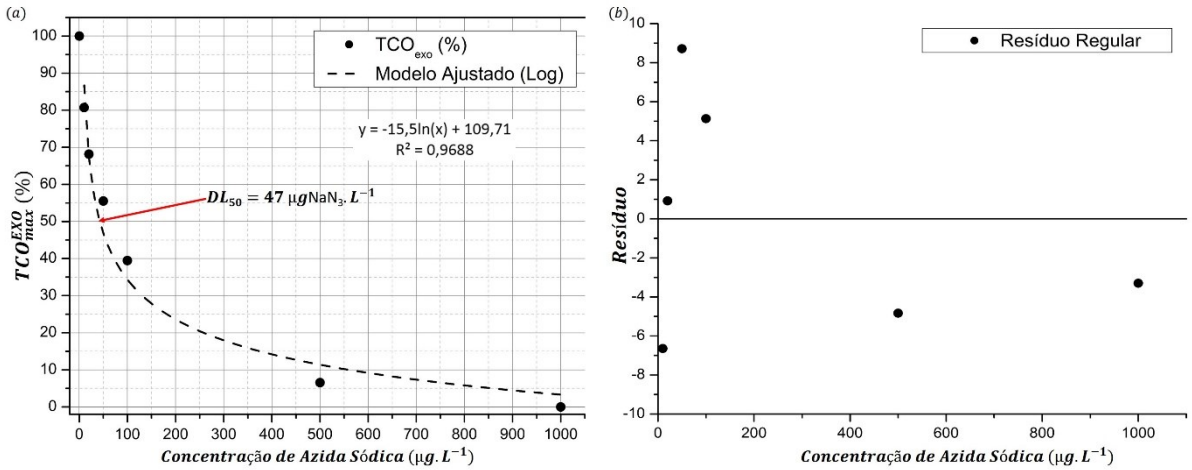
As **Figuras V.44** e **V.45** apresentam os resultados das taxas de consumo de oxigênio dissolvido para os testes de toxicidade aguda da azida em baixas concentrações (0 a 1000µg.L^{-1}) e altas concentrações (1 a 100 mg.L^{-1}). Na faixa de baixas concentrações, não foi observado efeito de toxicidade aguda para os organismos heterotróficos e para os organismos autotróficos nitritadores. Contudo, para os organismos autotróficos nitratadores (oxidadoras do nitrito), foi determinado um alto grau de sensibilidade à azida sódica, em que a dose letal 50 (DL_{50}) foi calculada como sendo com apenas 47 µgN_aN_3.L^{-1}, concentração esta que não ocasionou nenhum efeito para as demais comunidades avaliadas. A concentração de azida na qual promove a seletividade completa entre os metabolismos nitritadores dos nitratadores foi determinada como sendo de 1178 µgN_aN_3.L^{-1} ou 1,2 mgN_aN_3.L^{-1}.

Figura V.43 – Respirograma referência dos testes de toxicidade da azida no metabolismo heterotrófico e nitrificante (nitritação e nitratação)



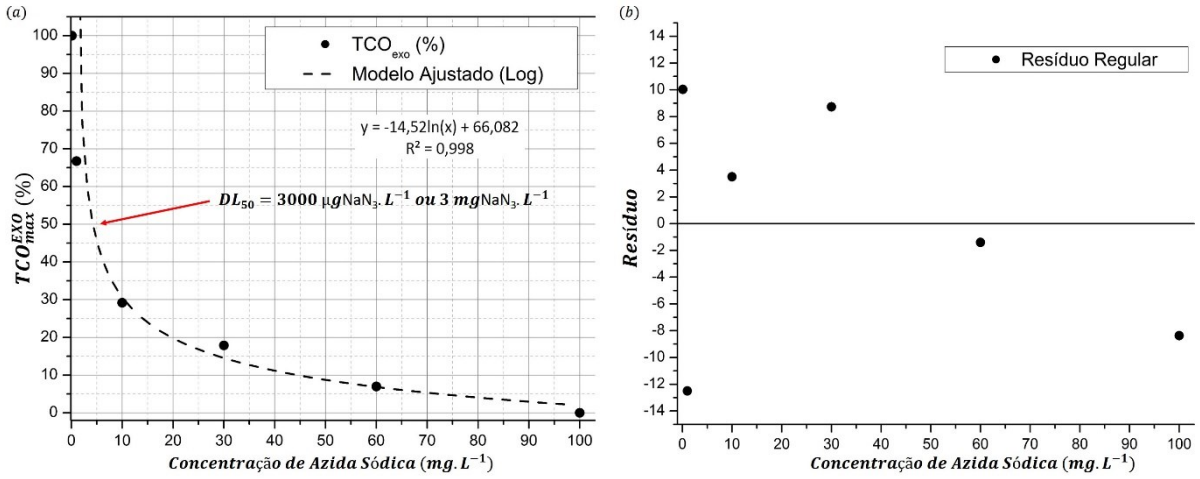
FONTE: próprio autor.

Figura V.44 – **(a)** Taxa de consumo de Oxigênio Exógena Máxima para os organismos autotróficos nitratadores em função da concentração de azida sódica nos testes de toxicidade aguda e **(b)** resíduo do modelo ajustado.



FONTE: próprio autor.

Figura V.45 - (a) Taxa de consumo de Oxigênio Exógena Máxima para os organismos autotróficos nitritadores em função da concentração de azida sódica nos testes de toxicidade aguda e (b) resíduo do modelo ajustado



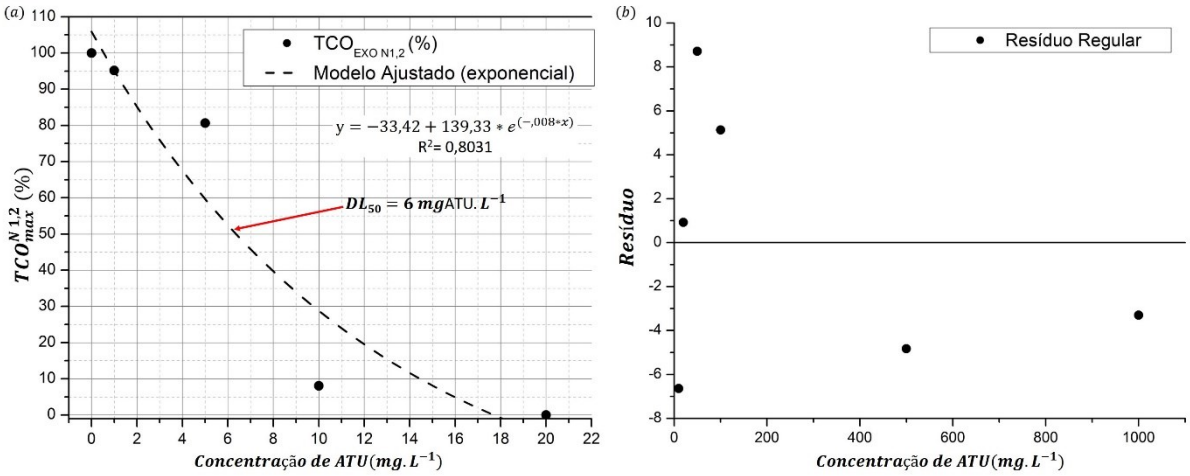
FONTE: próprio autor.

Em todos os testes, os lotes de lodo foram deixados em repouso por 24 horas e reverificadas sua capacidade metabólica após esse período (toxicidade crônica). Os resultados mostraram que não ocorre recuperação do metabolismo nesse período de exposição, ou seja, é possível indicar que o mecanismo de inibição conduza a uma permanente inativação dos organismos.

Sobre os testes de ATU, diferente do que ocorreu com o uso da ázida sódica, não foi observado seletividade dos grupos alvo dentro dos organismos nitritificantes, ou seja, a inibição do metabolismo é total em tratando-se dos organismos nitritifcantes. Nenhum efeito foi observado

para os organismos heterotróficos. O respirograma de referência desses testes é apresentado na **Figura V.43** e na **Figuras V.46** é apresenta os resultados desses testes. De acordo com a **Figura V.46**, a dose letal 50 (DL_{50}) foi calculada como sendo de 6,2 mgATU.L^{-1}, em que a dose letal para 100% de inativação foi encontrada em 18 mgATU.L^{-1}. Para os organismos heterotróficos, essas concentrações não ocasionaram nenhum efeito. Os lotes de lodos nos quais foram expostos ao ATU foram reservados por 24 horas e após esse período, houve parcial recuperação do metabolismo nitrificante.

Figura V.46 - (a) Taxa de consumo de Oxigênio Exógena Máxima para os organismos autotróficos nitrificantes em função da concentração de ATU nos testes de toxicidade aguda (b) resíduo do modelo ajustado



FONTE: próprio autor.

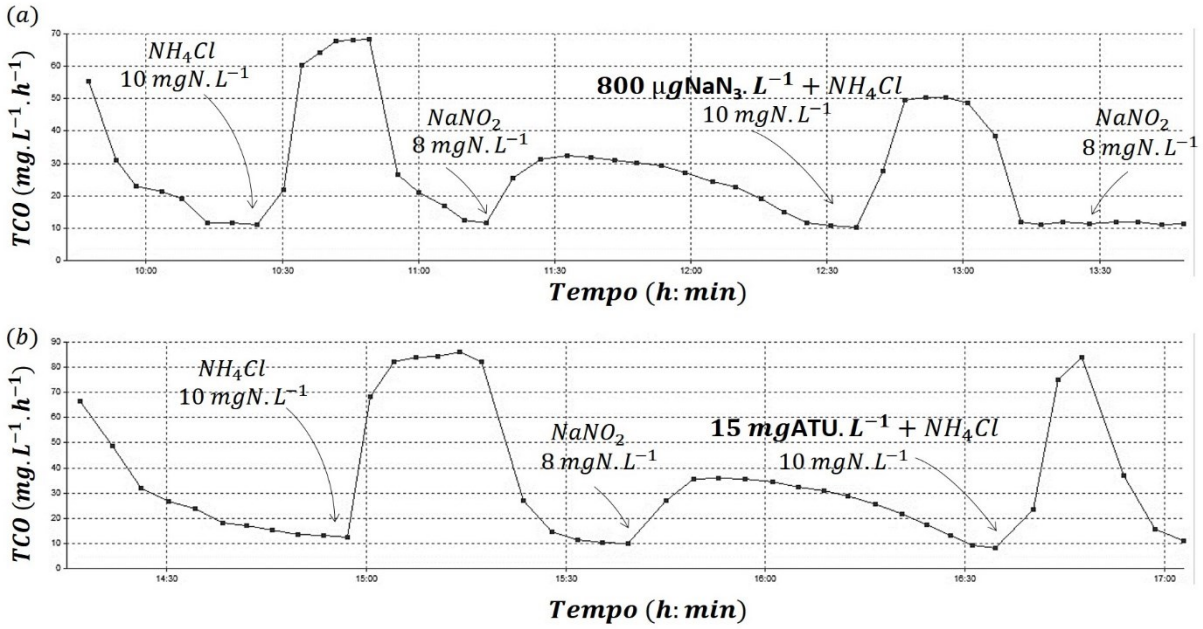
Ressalta-se que, devido a possibilidade de variações nos valores dos SSLM, entende-se que sempre que for utilizar compostos tóxicos em testes respirométricos com a finalidade de inibir o metabolismo microbiano, recomenda-se que as concentrações de DL_{50} sejam apenas utilizados como referência. Assim, um novo teste sempre é recomendado (KONG et al., 1996). Ademais, várias pesquisas já foram desenvolvidas nesse contexto, especialmente com o uso do ATU, em que é possível estabelecer uma faixa de orientação (entre 10 a 30 mgATU.L^{-1}) para os ensaios preliminares, com valor médio de 17,8 mgATU.L^{-1} (**Tabela V.10**), próximo ao que encontrado nessa pesquisa (18 mgATU.L^{-1}).

Tabela V.10: Diferentes concentrações utilizadas de ATU em outras pesquisas para inibição de 100% da atividade nitrificante.

Concentração de ATU para Inibição da Nitrificação em 100% (mgATU.L^{-1})	Referências
23	(DIMOCK; MORGENROTH, 2006)
10	(GINESTET et al., 1998)
20	(XIE et al., 2012)
10	(STROTMANN et al., 1999)
10	(DAEBEL; MANSER; GUJER, 2007)
30	(FAN et al., 2012)
30	(SIN et al., 2005)
10	(DA NOBREGA, 2010)
Média = 17,8 mgATU.L^{-1} / **Máximo**: 30 mgATU.L^{-1} / **Mínimo** 10 mgATU.L^{-1}	

Dessa forma, é possível assumir que ambos tóxicos (ázida sódica e ATU) apresentam interesse e utilidade na inibição da nitrificação em testes respirométricos. Porém, sobressai-se à ázida de sódio devido sua característica seletiva de inibição dos organismos nitratadores, garantindo assim condições para a caracterização da nitrificação em duas etapas. Essa característica seletiva da ázida de sódio é perceptível no respirograma apresentado na **Figura V.47**, em que após a adição de uma concentração de 800 µgNaN3.L-1, rapidamente sessa-se a atividade nitratadora.

Figura V.47: Respirogramas típicos com o uso da ázida sódica (a) e do ATU (b) para inibição do metabolismo nitrificante.



FONTE: próprio autor.

Outros fatores que endossam a necessidade de se realizar testes específicos sobre às concentrações necessárias de azida sódica e ATU para inibição da nitrificação faz referência a questões como: tempo de contato, concentração de sólidos, reações secundárias que podem

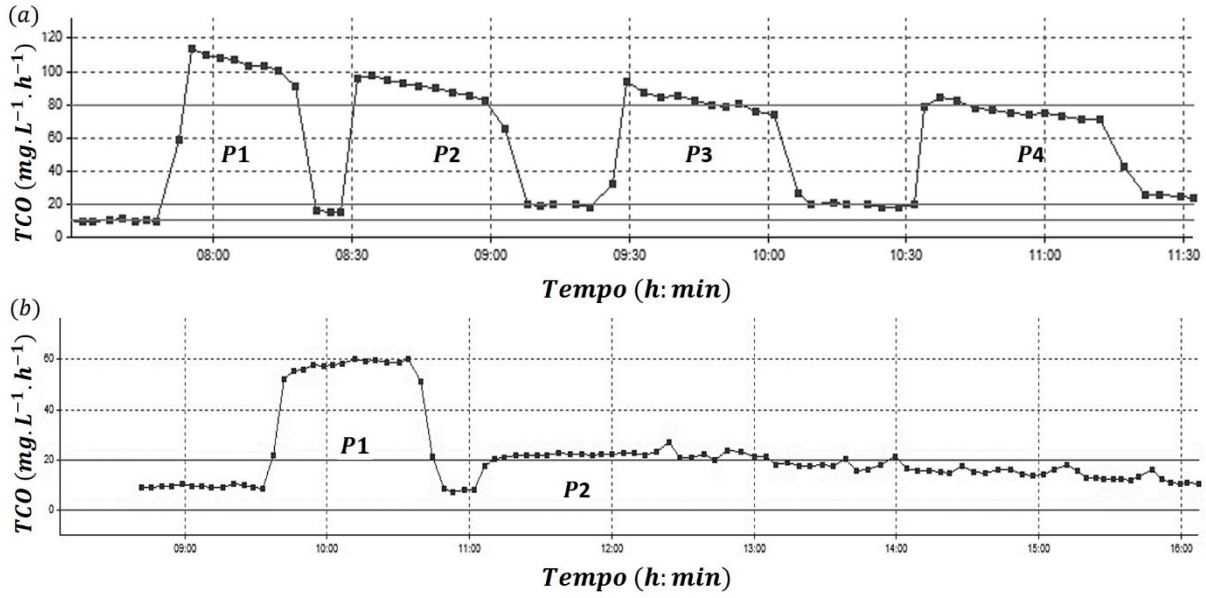
consumir ou inibir os tóxicos, adaptação ao tóxico, etc. (RODRIGUES, 2005) ressalta que, apesar de inibir com eficiência o processo de nitrificação, o ATU pode vir a ser metabolizado por organismos heterotróficos e assim, prejudicando testes em que o espaço de tempo seja longo. (SIDRANSKY; WALTER; HOLLOCHER, 1978) relataram que a ázida sódica pode ser destruída na presença de excesso de nitrito, além de reportarem também uma inibição da desnitrificação devido ao ataque da ázida à atividade da enzima óxido nitrosa redutase. (BAYOUMI HAMUDA et al., 1996) apontam a possibilidade de tolerância adaptativa ao uso de azida de sódio em cepas de culturas nitrificantes, especialmente cepas de *Rhizobium leguminosarum*.

V.1.2.3. Sobre o procedimento para determinação das constantes de utilização do substrato solúvel: $\boldsymbol{K_{ms}^{HET}}$, $\boldsymbol{K_{ms}^{N1}}$, $\boldsymbol{K_{ms}^{N2}}$ *e* $\boldsymbol{K_{ms}^{N1,2}}$

No procedimento de determinação das constantes de utilização dos substratos, dois aspectos são fundamentais: (1) o reconhecimento do respirograma e sua correspondência com a comunidade microbiológica avaliada e (2) garantia de suprimento de condições ideais na ocasião do teste (temperatura, oxigênio dissolvido, pH, etc).

Nesse contexto, sobre os organismos heterotróficos, foram identificadas duas tipologias recorrentes de respirogramas nas quais implicam em particularidades de interpretações do procedimento de cálculo de $\boldsymbol{K_{ms}^{HET}}$. O primeiro tipo de respirograma, foi denominado de tradicional ou ordinário, caracteriza-se por apresentar bem definidos os instantes de TCO_{end} e $TCO_{exo,max}^{HET}$. Sua principal característica é o rápido retorno a TCO_{end} após consumido o substrato adicionado. Na **Figura V.48** é apresentado dois respirogramas que ilustram essa tipologia tradicional de curvas e, nesses casos, a determinação da constante de consumo de DQO pode ser feita de acordo com a **equação IV.18** utilizando a média aritmética simples da $TCO_{exo,max}^{HET}$.

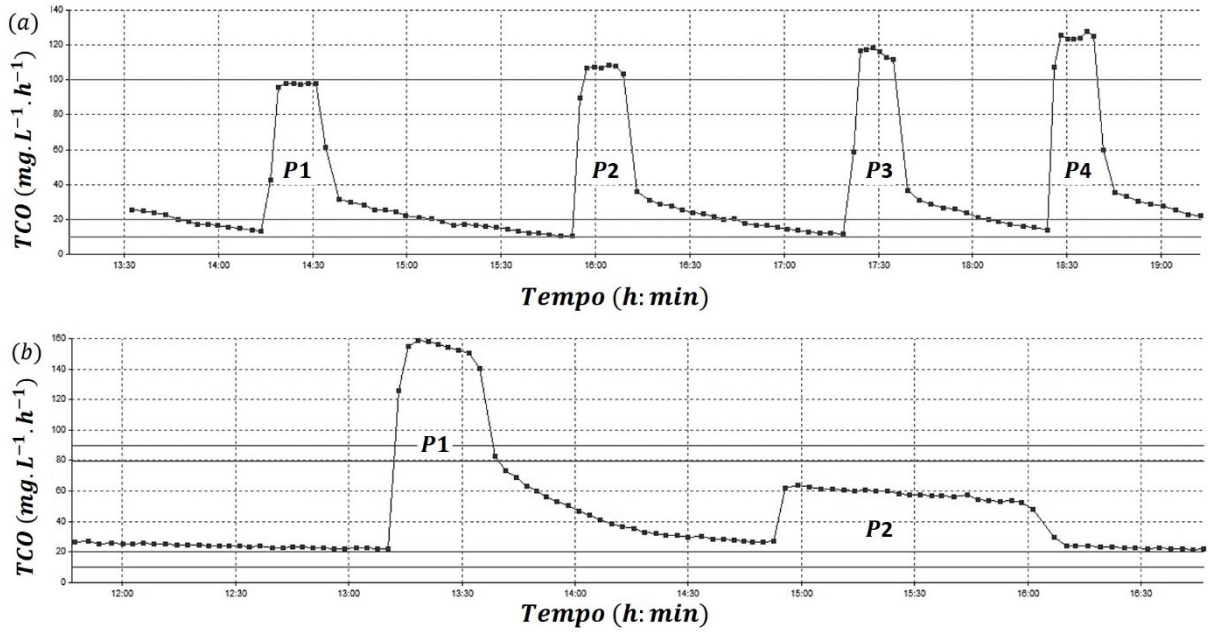
Figura V.48: (a) pulsos seguidos de acetato de sódio contendo 120 mgDQO.L^{-1} (P1, P2, P3 e P4) e (b) pulsos de acetato de sódio e de cloreto de amônia, respectivamente (P1 com 80 mgDQO.L^{-1} e P2 com 8 mgN.L^{-1} na forma de cloreto de amônia).



FONTE: próprio autor.

Ainda sobre os organismos heterotróficos, foi obtido um segundo tipo de respirograma na qual se diferencia do primeiro em um pequeno aspecto: o retorno a TCO_{end}. Enquanto que no primeiro caso esse retorno era rápido, quase instantâneo, agora nessa tipologia de respirograma observamos um longo período até o restabelecimento da TCO_{end} inicial, além de uma redução na taxa de consumo de oxigênio para um valor inferior a $TCO_{exo,max}^{HET}$ porém superior a TCO_{end}. Na **Figura V.49** são apresentados 2 respirogramas que ilustram essa tipologia de comportamento do metabolismo heterotrófico (na adição de acetato de sódio). Nesse caso, mantem-se a recomendação de se utilizar a média aritmética simples da $TCO_{exo,max}^{HET}$ para determinação de $\boldsymbol{K_{ms}^{HET}}$, mas sem incluir nos cálculos os valores da TCO correspondente aos instantes finais em que $TCO_{exo,max}^{HET} > TCO_{exo}^{HET} > TCO_{end}^{HET}$, por atribui-se essa TCO ao metabolismo de outros substratos que não o adicionado.

Figura V.49: (a) pulsos seguidos de acetato de sódio contendo 120 mgDQO.L^{-1} (P1, P2, P3 e P4) e (b) pulsos de acetato de sódio e de cloreto de amônia, respectivamente (P1 com 240 mgDQO.L^{-1} e P2 com 12 mgN.L^{-1} na forma de cloreto de amônia).

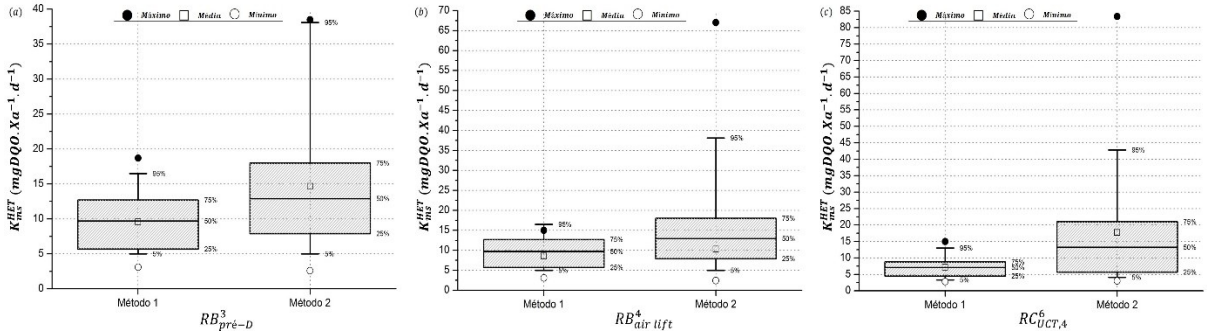


FONTE: próprio autor.

O primeiro tipo de respirograma (**Figura V.48**) trata-se de um perfil necessariamente obtido em sistemas nos quais a presença de organismos acumuladores de biopolímeros, seja na forma de polihidroxialcanoatos (PHA) ou glicogênio, é baixa ou quase nula. O segundo tipo de respirograma (**Figura V.49**) é obtido, por consequência, em sistemas com considerável presença de organismos acumuladores de biopolímeros. Esse fato já foi relatado em outras pesquisas e trata-se do fenômeno do estoque ou reserva de PHA ou glicogênio em ambientes anaeróbios (DA NOBREGA, 2010; DIONISI et al., 2004; HENRIQUE, 2010) e aeróbios (CIGGIN et al., 2013; DIRCKS et al., 2001).

Com os testes realizados e os tipos respirogramas identificados, é possível a aplicação de dois métodos para a determinação de $\boldsymbol{K_{ms}^{HET}}$: (1) método respirométrico e (2) método respirométrico com dados do sistema. Dessa forma, selecionou-se os resultados dos sistemas $RB_{pré-D}^{3}$, $RB_{ait\ lift}^{4}$ e $RC_{UCT,4}^{6}$ obtidos com a determinação dessa constante através dos dois métodos. A seleção apenas desses sistemas fez-se devido à quantidade de dados superior aos sistemas restantes, haja vista que foram operados por um período maior de tempo e durante 3 fases, compondo 30 determinações para efeito dessa avaliação. Assim, na **Figura V.50** são apresentados os dados em questão. Na **Tabela V.11** apresenta a estatística descritiva básica desses valores.

Figura V.50: gráficos comparativos dos valores determinados de $\boldsymbol{K_{ms}^{HET}}$ através do método 1 e método 2 (Tabela IV.4) dos sistemas (a) $\boldsymbol{RB_{pré-D}^{3}}$, (b) $\boldsymbol{RB_{ait\ lift}^{4}}$ e (c) $\boldsymbol{RC_{UCT,4}^{6}}$.



FONTE: próprio autor.

Tabela V.11: estatística descritiva das determinações de $\boldsymbol{K_{ms}^{HET}}$ na comparação entre seus métodos de cálculo.

Sistemas →	$\boldsymbol{RB_{pré-D}^{3}}$		$\boldsymbol{RB_{ait\ lift}^{4}}$		$\boldsymbol{RC_{UCT,4}^{6}}$	
$(\boldsymbol{mgDQO.Xa^{-1}.d^{-1}})$	**Método 1**	**Método 2**	**Método 1**	**Método 2**	**Método 1**	**Método 2**
Média	9,6	14,7	8,5	10,3	7,1	17,4
Máximo	18,7	38,5	15,0	67,0	15,0	83,4
Mínimo	3,1	2,6	3,1	2,4	2,8	3,0
DV	3,6	6,5	3,5	5,6	2,5	11,9
CV (-)	0,38	0,44	0,41	0,54	0,36	0,68

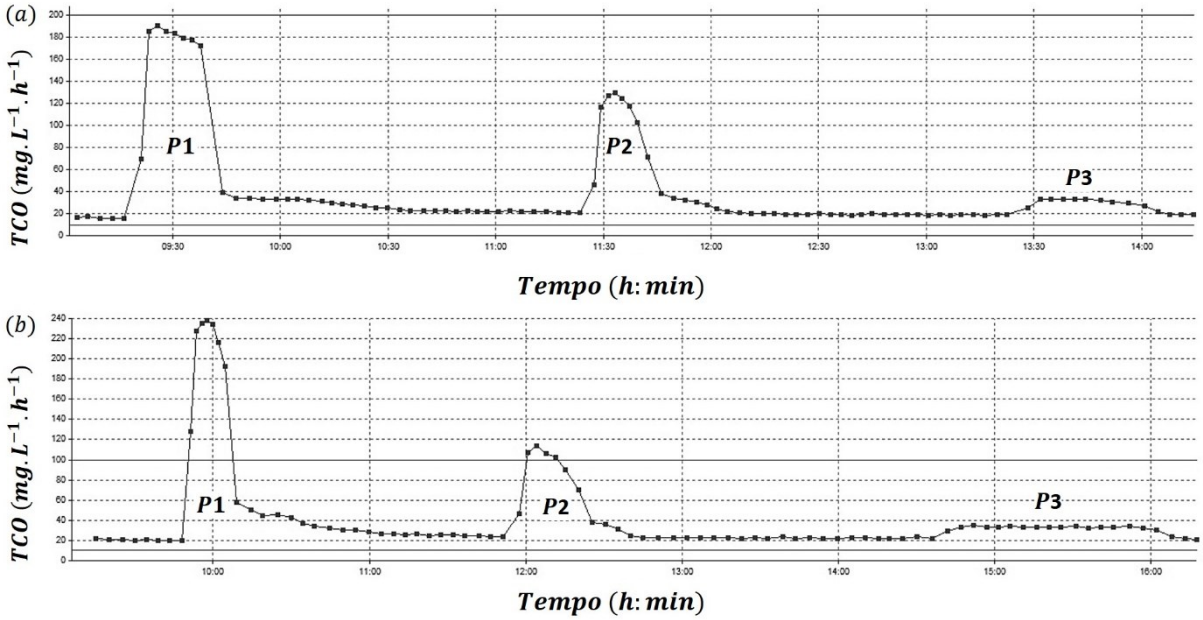
Número de determinações = 30

Dos resultados expostos é possível estabelecer que, em todos os casos, o método 1 apresentou-se como o de menor variação dos dados devido ao seu baixo desvio padrão e coeficiente de variação quando comparado com o método 2. Assim, com base nesse critério, pode-se afirmar que esse método é mais recomendado para a determinação de K_{ms}^{HET}. A grande flutuação de valores observadas no método 2 pode ser atribuída, especialmente, pela quantidade de componentes determináveis que precisam ser encontrados para o seu cálculo, explicitando aqui os mais críticos como R_s, R_h, f_{us} e f_{up}. Caso os valores desses componentes não sejam representativos ou próximos da realidade do dia do teste, a sua influência é significativa no resultado final

Para os organismos autotróficos nitrificantes, o perfil respirométrico obtido também apresentou particularidades nas quais obrigam o usuário a aumentar a atenção no teste. A questão refere-

se ao perfil apresentado na Figura IV.9 e que constatou-se na prática, como apresentado na **Figura V.51**.

Figura V.51: (a) pulsos de acetato de sódio, cloreto de amônia e nitrito de sódio, respectivamente (P1 com 240 mgDQO.L^{-1}, P2 com 12 mgN.L^{-1} e P3 com 4 mgN.L^{-1}) e (b) pulsos de acetato de sódio, cloreto de amônia e nitrito de sódio, respectivamente (P1 com 240 mgDQO.L^{-1}, P2 com 12 mgN.L^{-1} e P3 com 8 mgN.L^{-1})



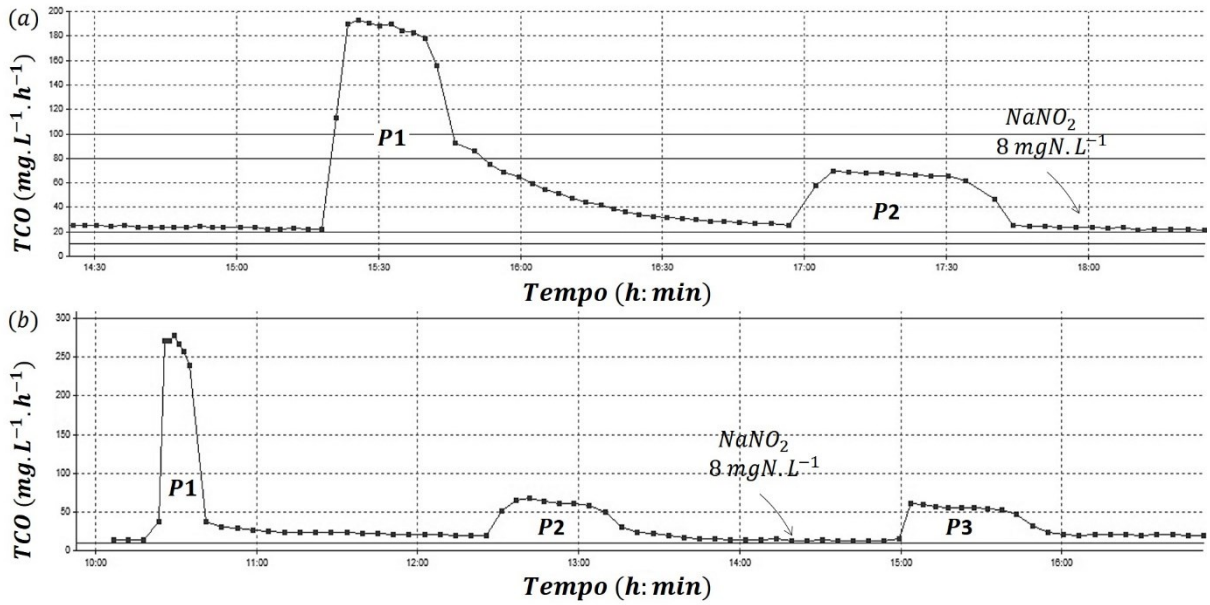
FONTE: próprio autor.

Da **Figura V.51** é possível perceber que, no pulso 2 (com cloreto de amônia), é visível um pico diferente de $TCO_{exo,max}$, distinto dos patamares obtidos nos pulsos 1 e 3. Por esta razão, a determinação da constante de utilização de nitrogênio na nitrificação em 1 etapa $K_{ms}^{N1,2}$ deve ser realizada utilizando apenas o valor máximo de TCO_{exo} obtido, sem aplicar média dos valores. Essa irregularidade de curva, deve-se provavelmente a produção de nitrito no meio do processo e sua limitação ao fim do pulso, o que reduz a TCO. Assim, esse procedimento somente é válido quando ocorrer reação ao nitrito de sódio, constatando a presença de organismos nitratadores.

Existem casos em que, na ausência dos organismos nitratadores, o perfil respirométrico dos pulsos com cloreto de amônia é diferente do que foi apresentado na Figura V.51, como exemplificado na **Figura V.52** e, nesses casos, percebe-se que o patamar obtido de TCO_{exo} corresponde apenas a oxidação da amônia. Dessa forma, seria incorreto afirmar que

essa nitrificação seria completa. Assim, o procedimento de cálculo na obtenção da constante de utilização de nitrogênio será definido apenas para determinar K_{ms}^{N1}, sendo possível utilizar a média dos valores de $TCO_{exo,max}^{N1}$ para efeito do cálculo. Por fim, a determinação de K_{ms}^{N2} fica limitada à presença ou não dos organismos nitratadores, mas sem nenhuma particularidade em seu respirograma.

Figura V.52: (a) pulsos de acetato de sódio e cloreto de amônia, respectivamente (P1 com 240 mgDQO.L^{-1}e P2 com 12 mgN.L^{-1}) e (b) pulsos de acetato de sódio e cloreto de amônia, respectivamente (P1 com 180 mgDQO.L^{-1}, P2 com 10 mgN.L^{-1} e P3 com 10 mgN.L^{-1}). Em ambos os testes não houve reação ao nitrito de sódio.



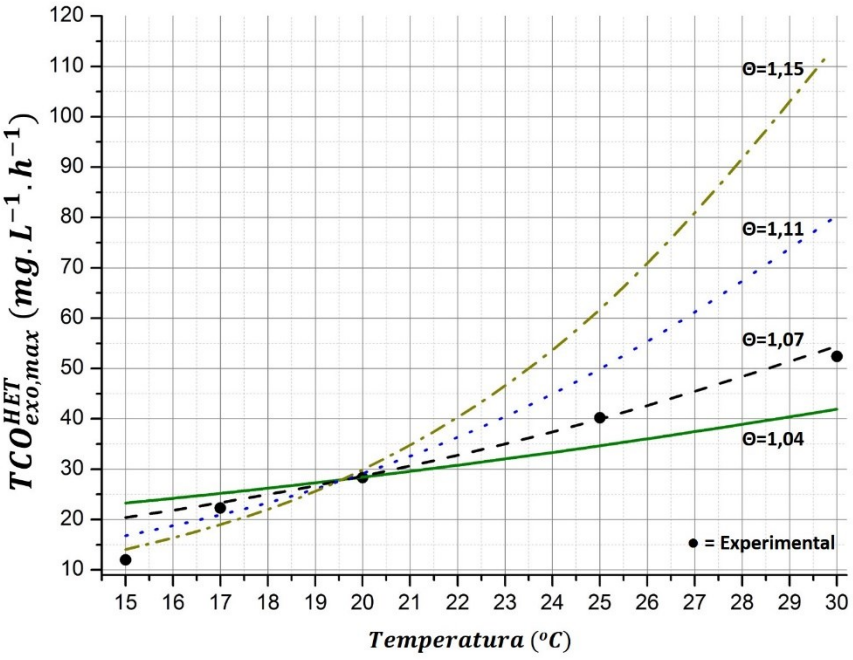
FONTE: próprio autor.

Uma outra forma experimental para determinação de K_{ms}^{N1} e K_{ms}^{N2}, independentemente do tipo de respirograma obtido, foi a utilização direta da ázida de sódio limitando a reação dos organismos nitratadores (**Figura IV.47a**). Com essa operação, foi possível aferir com maior certeza as taxas individuais da nitritação e da nitratação.

Na determinação de todas as constantes de utilização de substratos (K_{ms}^{HET}, K_{ms}^{N1} e K_{ms}^{N2}), é fundamental a manutenção de uma temperatura constante durante todo o teste, de modo a garantir também estabilidade nos resultados. Ademais, comparações entre valores obtidos dessas constantes só são válidas caso sejam realizadas em temperaturas de referência iguais ou marginalmente próximas.

Por esta razão, foram realizados testes para determinar a influência da temperatura e explicitar formas de correções dos valores das constantes de utilização dos substratos K_{ms}. Na **Figura V.53** é apresentado o perfil de TCO obtido mediante variação da temperatura e as curvas de ajuste com base na expressão simplifica de Arrhenius descrita na **equação IV.20** e adaptada para K_{ms} (substituindo onde houver b_h por K_{ms} ou qualquer constante cinética que expresse crescimento e sofra influência da temperatura). Da **Figura V.53**, é possível aferir que o valor do coeficiente de dependência de Arrhenius que melhor ajusta as curvas teóricas com a experimental é o de Θ = 1,07, ou seja, a cada acréscimo de 1 ºC na temperatura, é observado um incremento no valor de TCO de 7%, mantendo a mesma proporção para K_{ms}^{HET}. Assim, ao aplicar uma elevação de 14,2 ºC na temperatura do teste, esta conduzirá um aumento de 100% no valor da TCO. Ressalta-se que, o limite dessa expressão é válido nas faixas de 15 a 30 ºC.

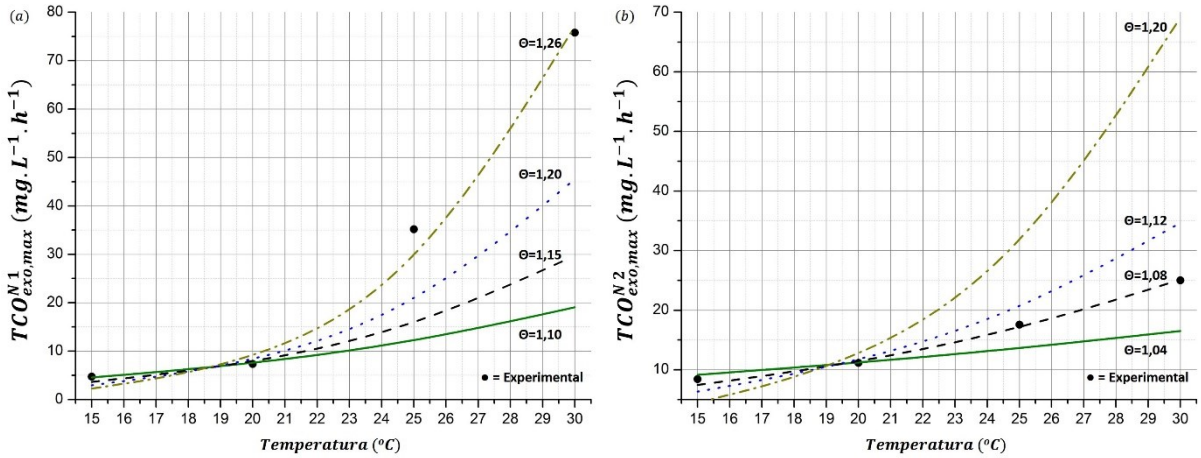
Figura V.53: Ajuste de curvas para determinação da influência da temperatura sobre a taxa de consumo de oxigênio heterotrófica (faixa de teste de 15 a 30 ºC)



FONTE: próprio autor.

Da mesma forma, foram realizados testes para os grupos nitrificantes considerando a nitrificação em duas etapas (N_1 e N_2). Na **Figura V.54** é apresentado os resultados de TCO obtidos com a variação da temperatura, também na faixa de 15 a 30 ºC.

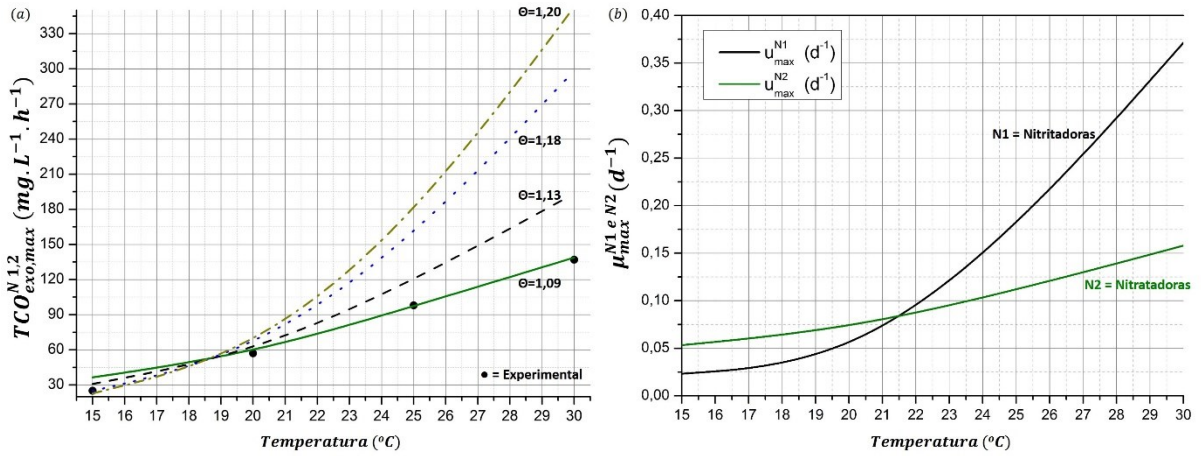
Figura V.54: Ajuste de curvas para determinação da influência da temperatura sobre a taxa de consumo de oxigênio (a) sobre a nitritação e (b) sobre a nitratação. Faixa de teste de 15 a 30 ^{o}C.



FONTE: próprio autor.

Da **Figura V.54**, é possível aferir que o valor do coeficiente de dependência de Arrhenius que melhor ajusta as curvas teóricas com a experimental é o de Θ = 1,26 para nitritação e Θ = 1,08 para nitratação. Assim, a cada acréscimo de 1 ^{o}C na temperatura, é observado um incremento no valor de TCO de 26% na nitritação e de 8% na nitratação. A **Figura V.55** apresenta um ajuste de curvas realizados para a nitrificação em 1 etapa (N1,2) e seu efeito na taxa de crescimento específico.

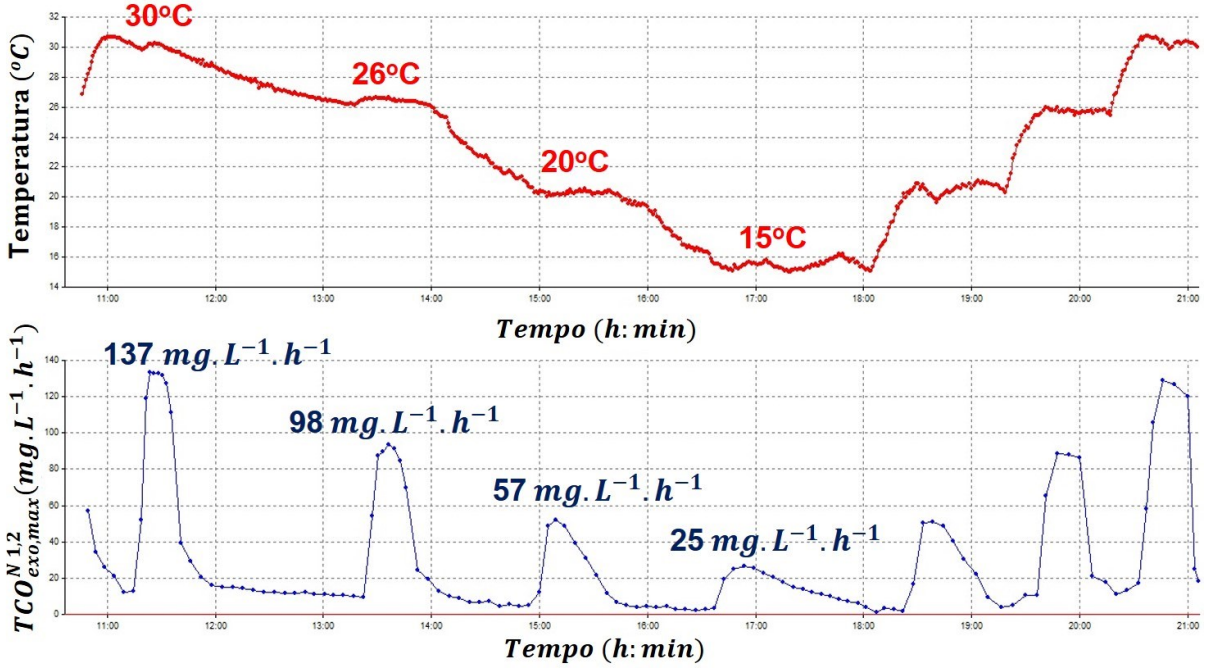
Figura V.55: (a) curvas de ajustes da influência da temperatura sobre a taxa de consumo de oxigênio na nitrificação em 1 etapa (N1,2) e (b) taxas específicas de crescimento em função da temperatura dos organismos nitritadores e nitratadores.



FONTE: próprio autor.

Como pode se perceber, o efeito da temperatura é bastante significativo em todos os casos, contudo, bastante superior quando observamos apenas a nitritação. Dessa forma, torna-se imprescindível o ajuste de temperatura na ocasião de comparação ou uso das constantes cinéticas de consumo e/ou crescimento desses organismos. A **Figura V.56** apresenta um respirograma ilustrando a taxa de consumo de oxigênio em função da temperatura para a nitrificação em 1 etapa, em que, é visível o contraste que pode ocorrer nas taxas máximas de consumo de oxigênio em função da temperatura.

Figura V.56: Respirograma do teste de influência da temperatura sobre a taxa de consumo de oxigênio na nitrificaçaõ em 1 etapa.



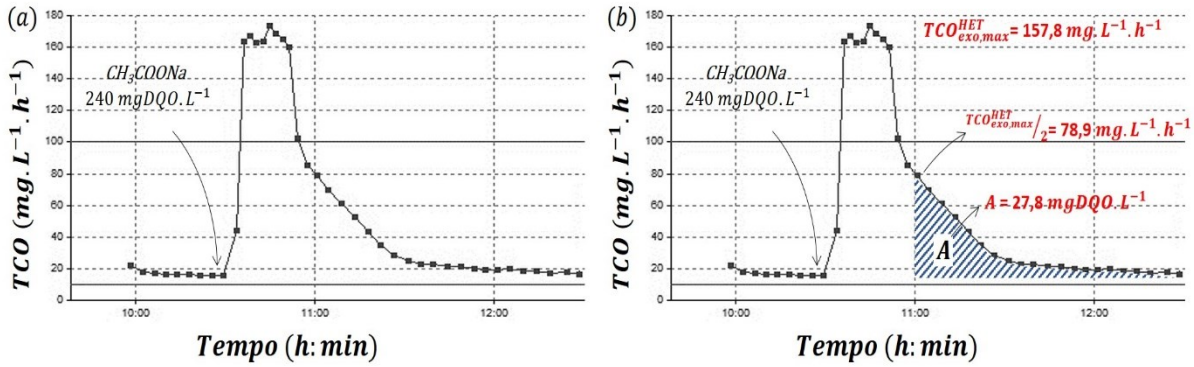
FONTE: próprio autor.

V.1.2.4. Sobre o procedimento para determinação das constantes de meia saturação de Monod para o substrato solúvel: K_{ss}^{HET}, K_{ss}^{N1}, K_{ss}^{N2} *e* $K_{ss}^{N1,2}$

Foram avaliados dois métodos de determinação das constantes de meia saturação de Monod. O primeiro método considerava o artificio matemático proposto por (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999), contudo, a validade desse método é limitada quando consideramos que não contempla os casos em que o perfil respirométrico apresente a particularidade dos organismos

acumuladores de biopolímeros e glicogênio, como também não contempla situações em que a TCO_{exo} possua um valor absoluto muito baixo, à exemplo dos organismos nitratadores. No primeiro caso (respirogramas típicos aos da **Figura V.51**), ao aplicar o procedimento de integração da área abaixo do gráfico a partir do ponto em que $\frac{TCO_{max}^{EXO}}{2}$, recaímos no erro de acrescentar nessa área o consumo do material reservado, não sendo portanto válido o princípio de constante de meia saturação de Monod. Na **Figura V.57** é apresentado um respirograma em que ocorre a demora para o estabelecimento da TCO_{end} e que no cálculo de determinação da constante $\mathbf{K_{ss}^{HET}}$**,** utilizou-se o método 1 (integração da área abaixo do gráfico).

Figura V.57: determinação de $\boldsymbol{K_{ss}^{HET}}$ pelo método 1 em um teste no qual o perfil respirométrico é atípico (não recomendado para o método 1) (a) respirograma original e (b) detalhes do método de cálculo. Temperatura de 25ºC.



FONTE: próprio autor.

Utilizando o método 1 para determinar $\boldsymbol{K_{ss}^{HET}}$ no teste da **Figura V.57**, obtém-se que a $TCO_{exo,max}^{HET}$ = 157,8 $mg.L^{-1}.h^{-1}$, e por consequência, $TCO_{exo,max}^{HET}/2$ será igual a 78,9 $mg.L^{-1}.h^{-1}$. Dessa forma, com os dados do teste interpolou-se um ponto que representa $TCO_{exo,max}^{HET}/2$ e assim determinou-se a área abaixo do gráfico, que teoricamente, representaria o valor de DQO que limitaria o metabolismo máximo pela metade, traduzido na constante de meia saturação de Monod. A área "A" foi determinada como sendo 27,8 mg.DQO.L^{-1}, porém, como essa área é apenas referente ao quanto de DQO foi para a oxidação (sendo o restante conduzido ao anabolismo), é necessário converter esse valor para DQO aplicada, conforme apresentado na **Equação IV.22**, substituindo $\boldsymbol{S_{bs}^{RESP}}$ por $\boldsymbol{K_{ss}^{HET}}$. Logo, sabendo que $f_{oxi} = 0{,}33$, temos que $\boldsymbol{K_{ss}^{HET}}$ = 84,2 $mgDQO.L^{-1}$, ou seja, ao aplicar uma dose de 84,2 $mgDQO.L^{-1}$, teríamos uma expressão de consumo da DQO reduzida pela metade.

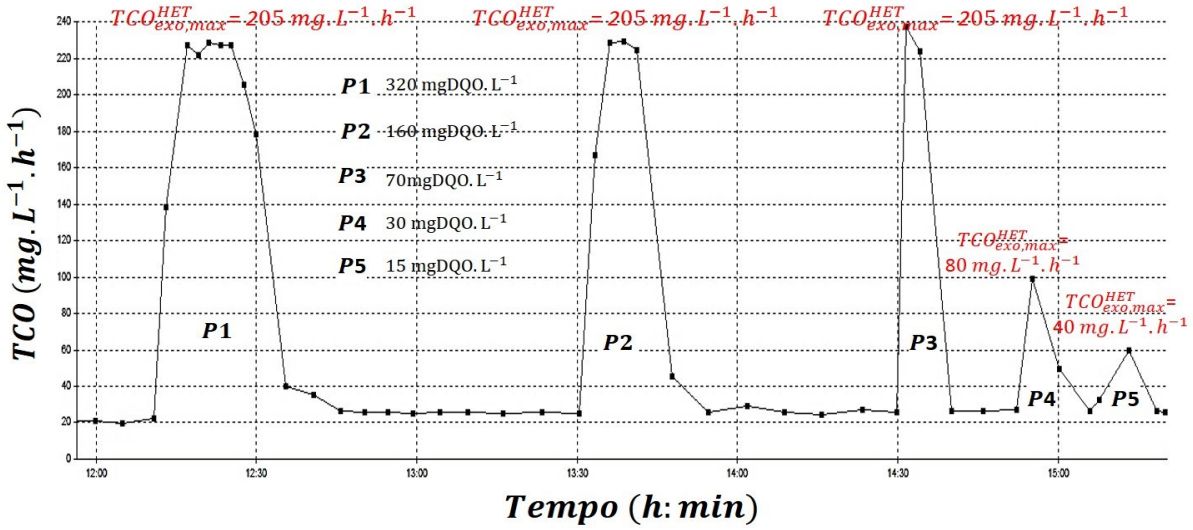
Esse valor não pode ser verdadeiro pois trata-se de uma quantidade muito elevada para uma constante de meia saturação de Monod. Considera-se ainda que, o valor de 84,2 $mgDQO.L^{-1}$ refere-se apenas à uma redução de 50% da TCO_{max}. Logo, o valor necessário para a expressão máxima do metabolismo deveria ser muito superior a 84,2 $mgDQO.L^{-1}$. A experiência mostra que os valores usuais de $\boldsymbol{K_{ss}^{HET}}$ são geralmente inferiores a 20 $mgDQO.L^{-1}$. Na **Tabela V.12** são apresentados alguns valores de $\boldsymbol{K_{ss}^{HET}}$ em que a média encontrada é de 9,3 mgDQO.L^{-1}, e mesmo os valores máximos não ultrapassam 20 mgDQO.L^{-1}, corroborando com a afirmativa de que a premissa do método 1 só tem validade quando o respirograma não apresentar a especificidade ilustrada na **Figura V.49** e **V.57**.

Tabela V.12: Diferentes valores encontrados de $\boldsymbol{K_{ss}^{HET}}$ em outras pesquisas.

Valores de $\boldsymbol{K_{ss}^{HET}}$ para 20 ºC	Referências
1 - 5	(METCALF & EDDY, 2003)
5	(DOLD; EKAMA; MARAIS, 1980)
10 – 20	(HOLMBERG, 1982)
20	(ABASAEED, 1997)
2	(SUSCHKA; FERREIRA, 1986)
20	(HENZE et al., 1987)
5	(KOCH et al., 2000)
5	(ÇOKGÖR et al., 1998)
Média = 9,3 mgDQO.L^{-1} / **Máximo**: 20 mgDQO.L^{-1} / **Mínimo** 1 mgDQO.L^{-1}	

O segundo método para determinação das constantes de meia saturação baseava-se em dosagens sucessivas do substrato avaliado em concentrações decrescentes até que a $TCO_{exo,max}^{HET}/2$ fosse observada ou obteve-se um valor próximo. Na **Figura V.58** é apresentado um respirograma no qual é possível perceber o comportamento da $TCO_{exo,max}^{HET}$ após dosagens seguidas de acetato de sódio nas concentrações de 320, 160, 70, 30 e 15 mgDQO.L^{-1}. Da **Figura V.58** percebe-se que, da concentração 320 até 70 mgDQO.L^{-1}, não existe diferença entre a $TCO_{exo,max}^{HET}$ exercida, garantindo-se sempre taxa máxima. Apenas após reduzir a concentração para 30 mgDQO.L^{-1} é que percebemos uma redução na TCO para um valor inferior ao valor de $TCO_{exo,max}^{HET}/2$. Assim, é coerente assumir que o valor de $\boldsymbol{K_{ss}^{HET}}$ no teste em questão encontra-se entre 30 e 70 mgDQO.L^{-1}. Ressalta-se que, apesar de sugerir que seja um valor elevado, o teste foi realizado com em temperatura em 30ºC.

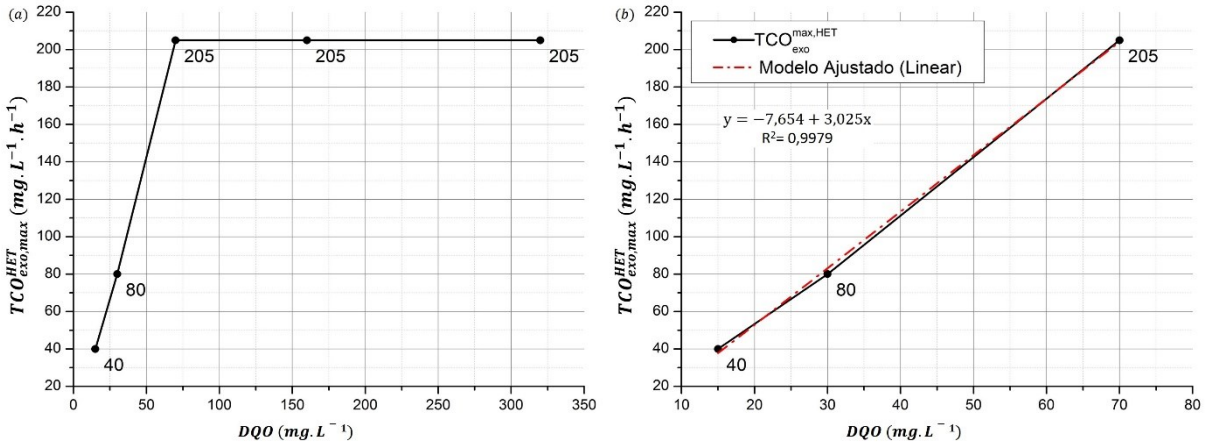
Figura V.58: determinação de K_{ss}^{HET} pelo método 2 com 5 pulsos seguidos de acetato de sódio



FONTE: próprio autor.

Com os dados do teste apresentado na **Figura V.58**, foi possível traçar uma relação entre concentração de DQO e $TCO_{exo,max}^{HET}$ e através de sua curva, ajustou-se um modelo linear que representa-se essa relação (**Figura V.59**). Com a equação da reta, foi possível determinar com maior exatidão qual o valor de K_{ss}^{HET}. Através da equação da reta apresentada na **Figura V.59**, determinou-se o valor de K_{ss}^{HET} = 36,4 mgDQO.L^{-1}, para 30ºC. Utilizando a correção de temperatura exposta na determinação da constante de utilização dos substratos (K_{ms}^{HET}), corrigiu-se o valor de K_{ss}^{HET} para 20ºC, finalizando em 16,86 mgDQO.L^{-1}.

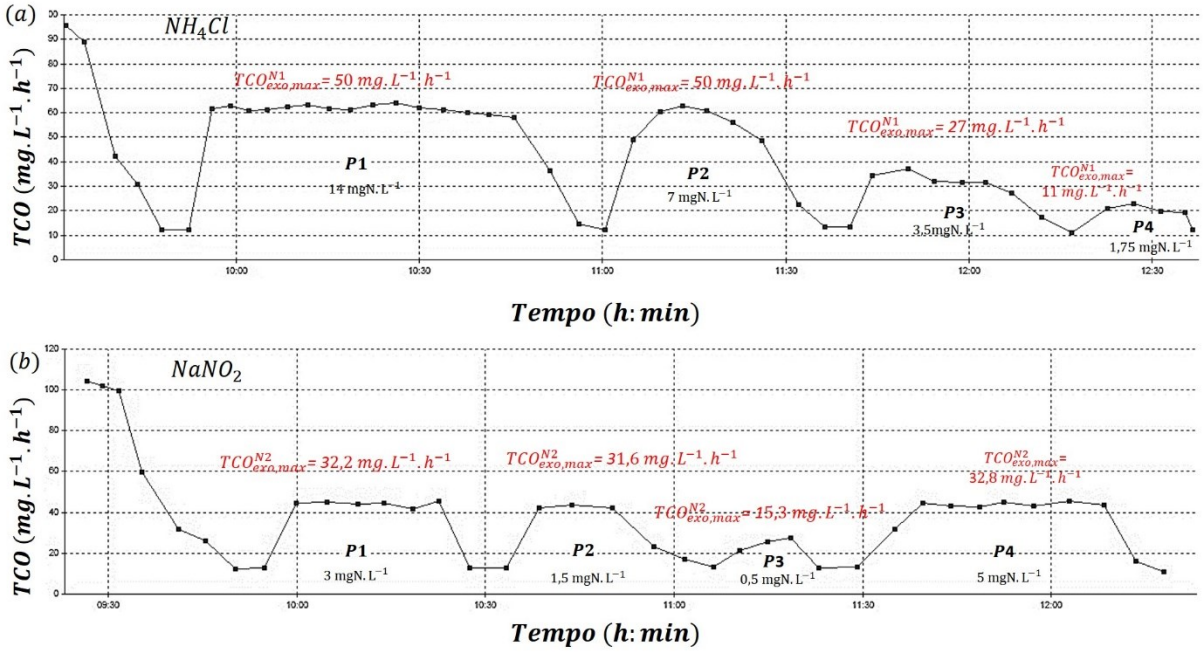
Figura V.59: (a) Relação entre TCO_{exo} e a concentração de DQO adicionada e (b) ajuste de curva para determinação de K_{ss}^{HET} através do método 2.



FONTE: próprio autor.

Para as bactérias autotróficas nitrificantes, foi realizado experimento similar ao que foi apresentado para as bactérias heterotróficas, entretanto, a particularidade encontrada no perfil respirométrico heterotrófico (elevado tempo para estabelecimento da TCO_{end}) também é visível na nitrificação em 1 etapa, porém, com menor severidade, conforme explicado na subseção V1.2.2. Assim, o método 2 ganha destaque pois independente da forma do respirograma, é aplicável tanto para organismos heterotróficos quanto autotróficos nitrificantes. Na **Figura V.60** é apresentado o resultado de um teste relacionado com a determinação de $\boldsymbol{K_{SS}^{N1}}$ e $\boldsymbol{K_{SS}^{N2}}$ através do método 2. Da **Figura V.60**, é possível aferir que 3,5 $mgN.L^{-1} > K_{SS}^{N1} > 1,75\ mgN.L^{-1}$ e que $K_{SS}^{N2} = 0,5\ mgN.L^{-1}$.

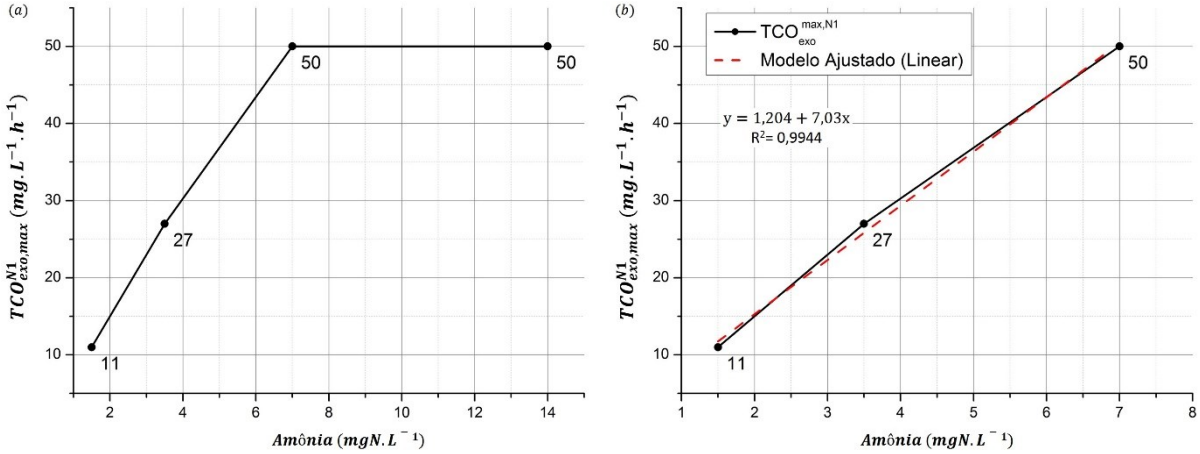
Figura V.60: (a) determinação de $\boldsymbol{K_{SS}^{N1}}$ através método 2 com 4 pulsos seguidos de cloreto de amônia e presença de ázida sódica para inibição da nitratação e (b) determinação de $\boldsymbol{K_{SS}^{N2}}$ pelo método 2 com 4 pulsos seguidos de nitrito de sódio.



FONTE: próprio autor.

Como só foi possível encontrar de forma direta o valor de K_{SS}^{N2}, foi necessário realizar o mesmo procedimento de ajuste de curva e definição da equação da reta para o K_{SS}^{N1}. Na **Figura V.61** é apresentado esse resultado.

Figura V.61: (a) Relação entre TCO_{exo} e a concentração de Amônia adicionada e (b) ajuste de curva para determinação $\boldsymbol{K_{ss}^{N1}}$ de através do método 2.



FONTE: próprio autor.

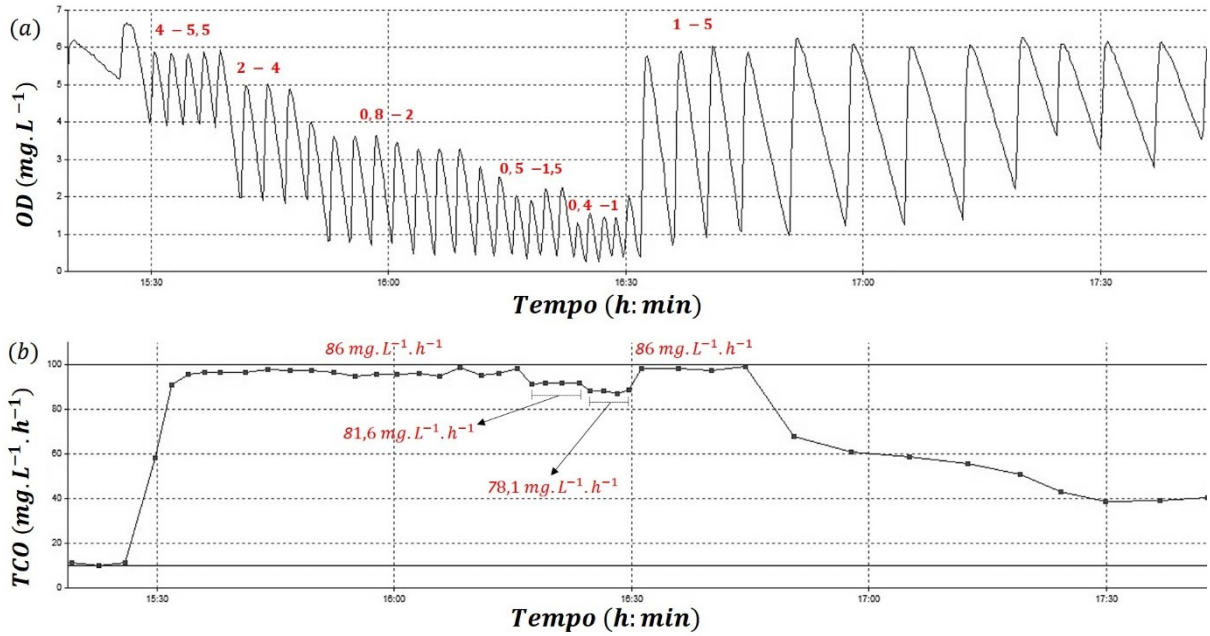
Utilizando a expressão da reta obtida na **Figura V.61**, foi obtido o valor de K_{ss}^{N1} = 3,38 mgN.L^{-1}, compatível com a faixa apresentada anteriormente de 3,5 mgN.L^{-1} > K_{ss}^{N1} > 1,75 mgN.L^{-1}. Corrigindo esse valor para a temperatura de 20ºC, temos que K_{ss}^{N1}= 0,33 mgN.L^{-1} (com Θ = 1,28). Da mesma forma, corrigindo o valor de K_{ss}^{N2}para 20oC temos que K_{ss}^{N2}= 0,2 mgN.L^{-1} (com Θ = 1,08).

Assim, recomenda-se que, por prudência, o método 2 seja adotado em detrimento do primeiro por tratar-se de um método mais compatível com as adversidades que por ventura possa surgir, especialmente de tipologias distintas de respirogramas.

V.1.2.5. Sobre o procedimento para determinação das constantes de meia saturação de oxigênio: $\boldsymbol{K_o^{HET}, K_o^{N1} e\ K_o^{N2}}$

Acerca da determinação das constantes de meia saturação de oxigênio dissolvido, avaliou-se dois métodos para essa finalidade. O primeiro método consistiu em aplicar faixas de oxigênio dissolvido distintas, variando assim a concentração média de exposição. Na **Figura V.62** é apresentado um respirograma no qual é possível observar a variação da TCO em função da variação das faixas de oxigênio dissolvido aplicado.

Figura V.62: Respirograma da determinação de K_o^{HET} através do método 1 (aplicação de faixas de oxigênio dissolvido no método respirométrico semi contínuo) (a) oxigênio dissolvido e (b) taxa de consumo de oxigênio dissolvido.

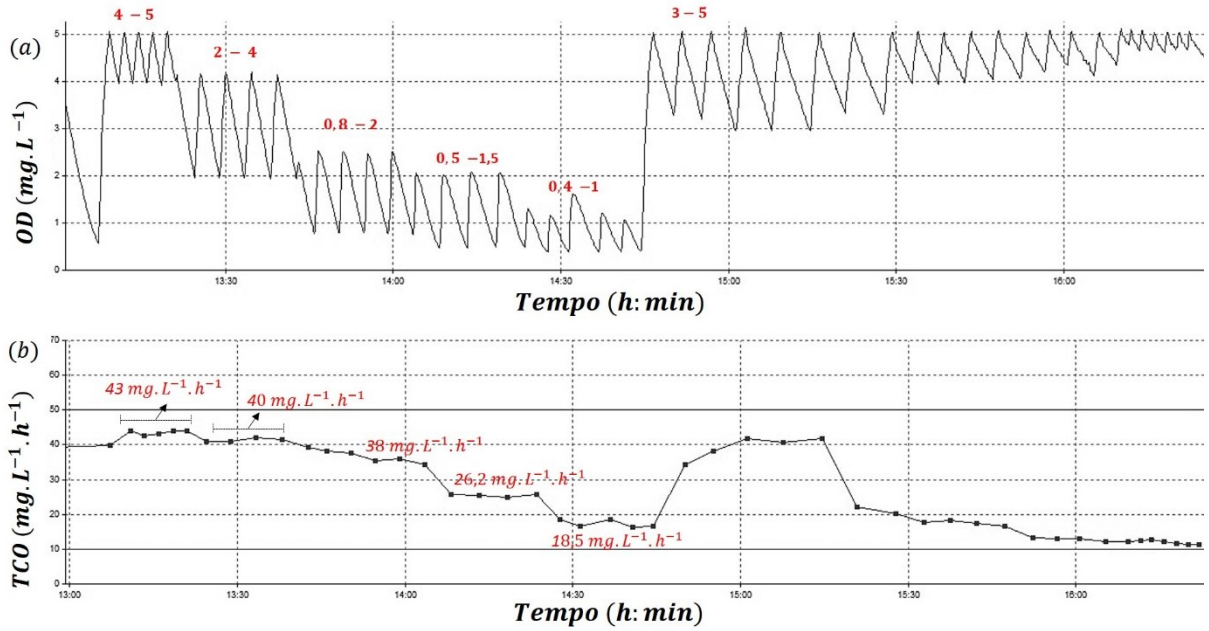


FONTE: próprio autor.

Da **Figura V.62** é possível afirmar que, nas faixas médias de oxigênio de 4,75 mg.L^{-1} (4 a 5,5 mg.L^{-1}), 3 mg.L^{-1} (2 a 4 mg.L^{-1}) e 1,5 mg.L^{-1} (0,8 a 2 mg.L^{-1}), a $TCO_{exo,max}^{HET}$ praticamente não apresentou redução de sua taxa máxima, indicando portanto que não existe nenhuma influência negativa para os grupos heterotróficos a adoção de concentrações de oxigênio médio de 1,5 mg.L^{-1}. Ainda de acordo com a **Figura V.62** é possível observar que, apenas com as concentrações médias de oxigênio de 1 mg.L^{-1} (0,5 a 1,5 mg.L^{-1}) e 0,7 mg.L^{-1} (0,4 a 1 mg.L^{-1}) é que visualiza-se uma queda do valor da $TCO_{exo,max}^{HET}$. Outro aspecto importante que deve ser observado ao analisar o teste apresentado na **Figura V.62** é a rápida resposta metabólica à variação brusca de oxigênio.

De mesma natureza, é apresentado na **Figura V.63** o respirograma do teste realizado para os organismos autotróficos na determinação da constante de meia saturação de oxigênio.

Figura V.63: Respirograma da determinação de $K_o^{N1.2}$ através do método 1 (aplicação de faixas de oxigênio dissolvido no método respirométrico semi contínuo) (a) oxigênio dissolvido e (b) taxa de consumo de oxigênio dissolvido.

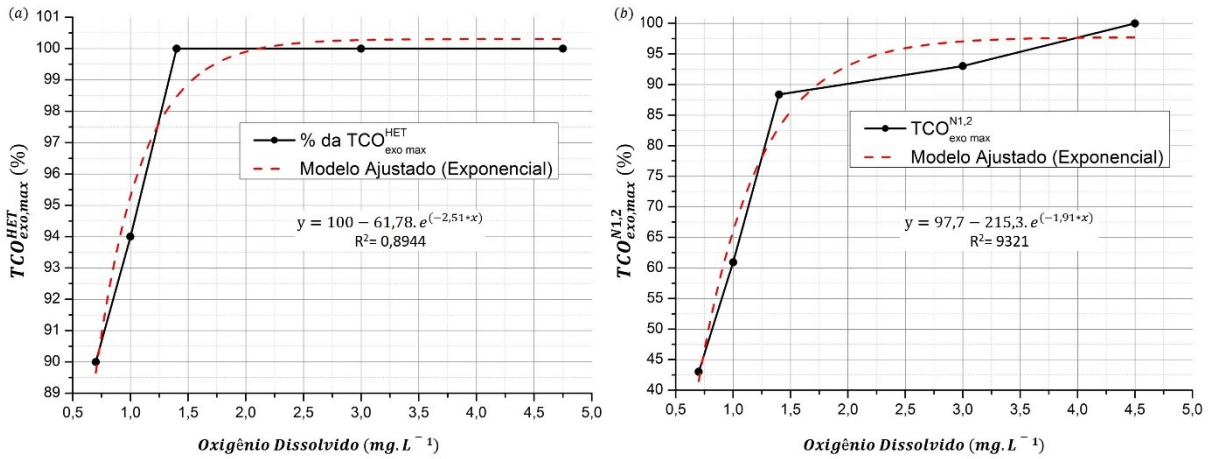


FONTE: próprio autor.

Ao observar a **Figura V.63** é possível afirmar que houve variação do valor de $TCO_{exo,max}^{N1,2}$ em todas as faixas de oxigênio avaliadas, com significativa redução de seu valor máximo. Semelhante ao teste para os organismos heterotróficos, é visível também uma rápida resposta metabólica à variação brusca da concentração de oxigênio dissolvido, fator esse positivo para o método em questão.

Com a finalidade de definir com maior precisão o valor de K_o para ambos os grupos (heterotróficos e autotróficos nitrificantes), ajustou-se modelos exponenciais para representar a relação entre OD x $TCO_{exo\ max}$. Na **Figura V.64** é apresentado o perfil obtido com esses ajustes. Com base nas equações obtidas foi possível determinar que K_o^{HET}= 0,08 mg.L^{-1} e $K_o^{N1,2}$=0,79 mg.L^{-1}. Assim, é possível afirmar que para os organismos heterotróficos é risível a influência da concentração de oxigênio. Por outro lado, para a nitrificação, a concentração de 1 mg.L^{-1} de oxigênio dissolvido promove uma redução de 40% da capacidade máxima. Com isso, é possível afirmar que o método 1 apresenta um procedimento factível em execução e realístico na prática.

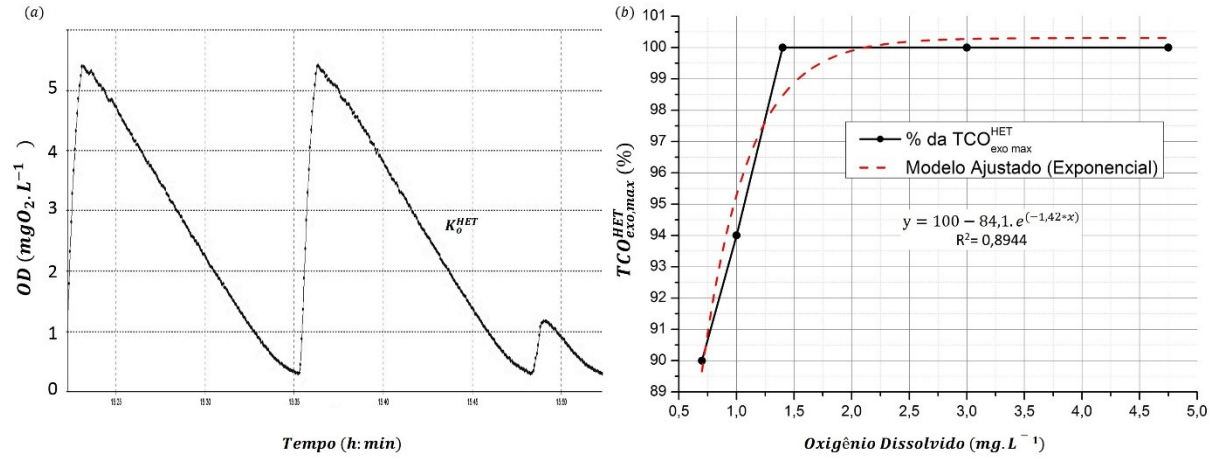
Figura V.64: Ajuste de curvas para determinação da constante de meia saturação de oxigênio para organismos (a) heterotróficos e (b) autotróficos nitrificantes.



FONTE: próprio autor.

O método 2 consistia em aplicar uma alta concentração de oxigênio (≥ 5 mg.L^{-1}) e, durante a depleção do mesmo mediante o metabolismo, calcular a TCO nos intervalos desejados correspondentes as faixas de concentrações de OD estudas. Na **Figura V.65** é possível observar o perfil do oxigênio dissolvido e da TCO em função das faixas selecionadas na determinação de $\boldsymbol{K_o^{HET}}$.

Figura V.65: determinação da constante de meia saturação de oxigênio $\boldsymbol{K_o^{HET}}$ através do método 2: (a) perfil do oxigênio dissolvido e (b) modelo ajustado.

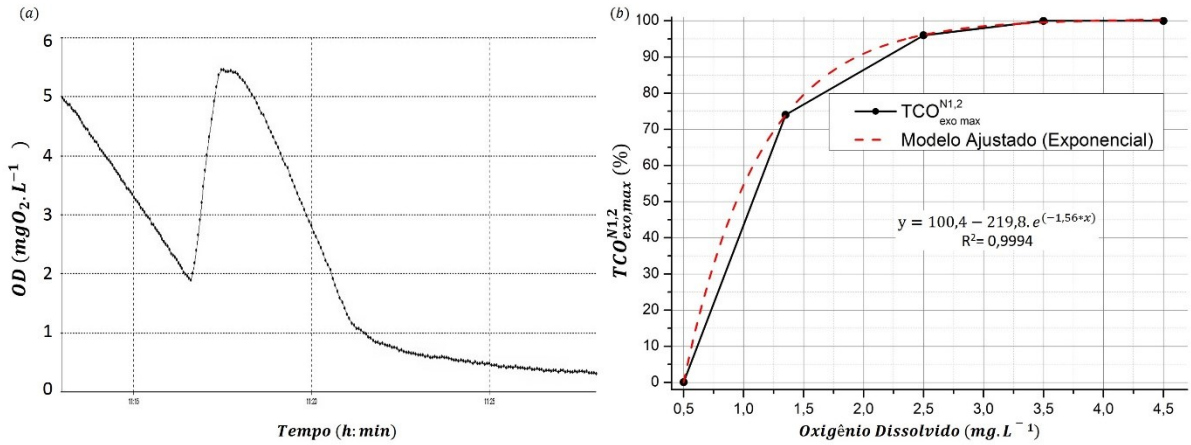


FONTE: próprio autor.

De acordo com a **Figura V.65**, foi possível determinar que K_o^{HET}= 0,36 mg.L^{-1}. Esse valor é marginalmente superior ao encontrado através do método 1 (0,08 mg.L^{-1}), porém, em ambos os casos, a constante não exerce significativa influência em valores inferiores a 0,5 mg.L^{-1} de OD.

Para os organismos autotróficos nitrificantes, foi realizado procedimento semelhante ao relatado para os organismos heterotróficos, utilizando o método 2 para determinação de $K_o^{N1,2}$. Na **Figura V.66** é apresentado o conjunto desses resultados em que é possível perceber uma inflexão acentuada na curva de oxigênio dissolvido próximo a concentração de 1 mg.L^{-1}, reafirmando a influência dos organismos autotróficos à concentração de OD.

Figura V.66: determinação da constante de meia saturação de oxigênio $K_o^{N1,2}$ através do método 2: (a) perfil do oxigênio dissolvido e (b) modelo ajustado



FONTE: próprio autor.

No uso do método 2 para a determinação de $K_o^{N1,2}$, obteve-se um valor de 0,90 mg.L^{-1}. Em comparação ao método 1 (0,79 mg.L^{-1}), os valores não distanciaram muito, evidenciando que concentrações abaixo de 1 mg.L^{-1} exerce grande influência nos valores de TCO para a nitrificação.

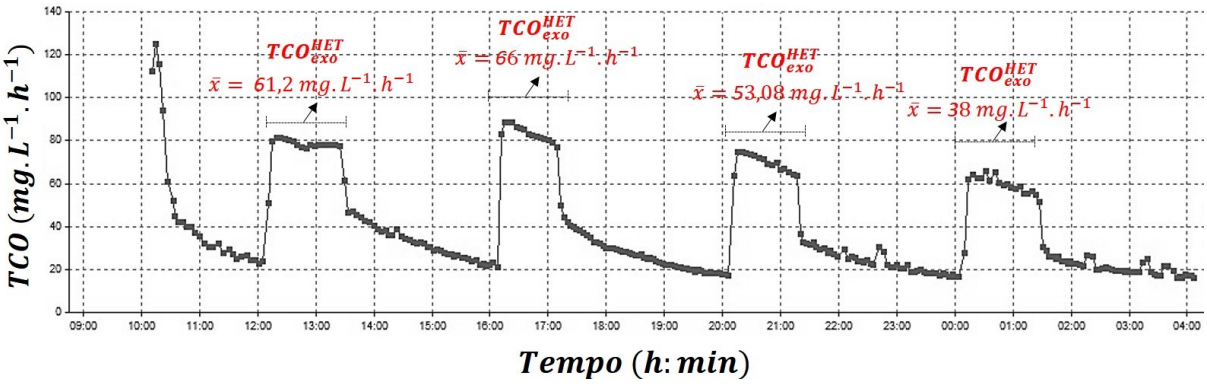
Em termos dos métodos avaliados, é aceitável o nível de diferença dos resultados encontrados em cada um dos procedimentos, especialmente quando consideramos que ambos trabalham com faixas de oxigênio, devido às dificuldades técnicas de manter um valor constante de OD na ocasião dos testes.

V.1.2.6. Sobre os métodos respirométricos de determinação da TCO continua e semi contínua

Foi realizada uma comparação entre os dois métodos de determinação da TCO, com o intuito de acentuar as particularidades e potenciais de cada método, observados no contexto da aplicabilidade como ferramenta para a determinação das propriedades bioquímicas de SSLM. Assim, um mesmo lote de lodo foi dividido em duas alíquotas e submetido aos dois métodos.

Sobre o método semi contínuo, é apresentado na **Figura V.67** o perfil respirométrico da $TCO_{exo\,max}^{HET}$ após adições sucessivas de pulsos de acetato de sódio. Percebe-se da figura que, o perfil obtido trata-se do perfil atípico, apresentado anteriormente na ocasião da determinação de K_{ms}.

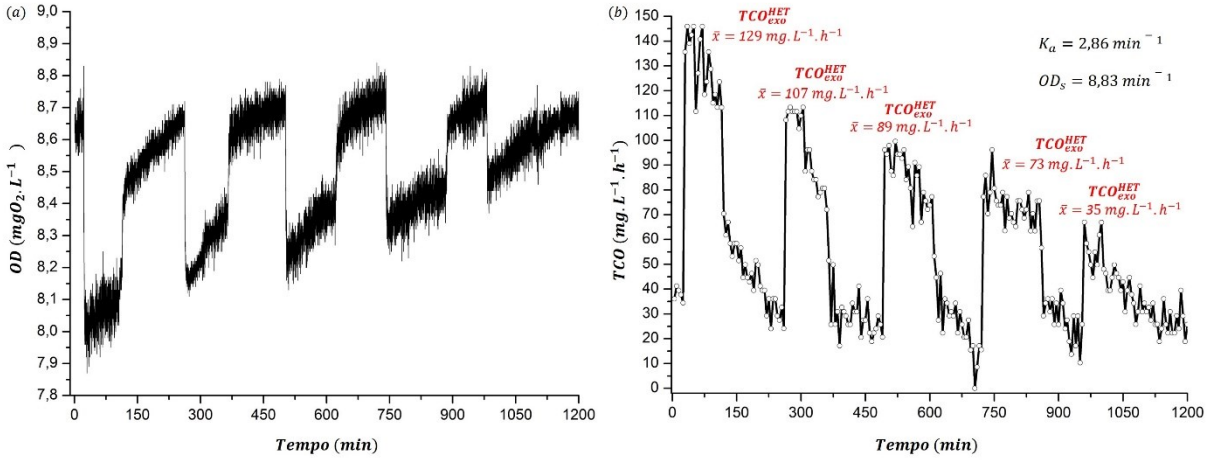
Figura V.67: Perfil da $\boldsymbol{TCO_{exo,max}^{HET}}$ obtido após pulsos seguidos de acetato de sódio.



FONTE: próprio autor.

Os mesmos pulsos de acetato de sódio foram aplicados à segunda alíquota de lodo, porém, agora sobre o método contínuo de determinação da TCO. No uso do método respirométrico continuo, é necessária a determinação anterior da constante de transferência de ar (K_a). Assim, para esse teste, obteve-se um valor de K_a = 2,86 min^{-1}. Com isso, foi possível calcular a $TCO_{exo\,max}^{HET}$, utilizando a **Equação III.49,** para promover a comparação com o teste apresentado na **Figura V.67**. Dessa forma, na **Figura V.68** é apresentado o perfil do oxigênio dissolvido obtido durante o teste respirométrico contínuo e o perfil de TCO após o cálculo da mesma.

Figura V.68: (a) perfil do oxigênio dissolvido durante o teste continuo de TCO e (b) TCO calculada com base na equação III.49, com K_a = 2,86 min^{-1}.



FONTE: próprio autor.

É possível observar, quando comparamos os valores médios da TCO_{exo}^{HET}, que os valores obtidos pelo método contínuo são muito superiores aos que foram obtidos no método semi contínuo, gerando portanto, diferença entre os métodos, nas condições avaliadas. Esse fato pode ser explicado quando atentamos para a forma de cálculo dos dois métodos.

A determinação da TCO através do método contínuo passa pelo uso da expressão apresentada na **Equação III.49** $\left[TCO_b = K_a * (OD_s - OD_l) - \frac{(OD_{sup} - OD_{inf})}{\Delta t}\right]$. Observando a expressão da **Equação III.49**, é concreto afirmar que a TCO é dependente direta de 3 fatores (1) do valor de K_a, (2) do valor de OD_s e (3) da faixa de variação de OD selecionada para o cálculo. Assim, por esta observação percebe-se também a fragilidade do método pois foi apresentado em seções anteriores as influências nas quais K_a e OD_s podem sofrer variações. Essa fragilidade fica mais visível quando, assumindo como fato a grande flutuação de valores que podem ocorrer para K_a e OD_s ao longo do teste, somos obrigados por questões técnicas a adotar valores fixos para essas constantes. Essa limitação técnica se caracteriza na impossibilidade de determinar Ka e OD_s ao lodo do teste, sendo portanto, negligenciada as possíveis variações que ocorrem ao longo do experimento e por conseguinte, influenciando no valor final da TCO.

Ainda sobre o método respirométrico contínuo, soma-se ao apresentado, o fato de que, a variação ΔOD deve assumir valores suficiente elevados para superar as condições de relaxação do eletrodo, de modo que não se selecione faixas pequenas tais que comprometam a determinação. Nos estudos de (SANTOS, 2013), observou-se similaridade aos problemas relatados nessa pesquisa, de modo que a autora afirma que um valor ideal para ΔOD situe-se entre 1 a 2 $mg.L^{-1}$ mas que a $TCO_{máxima}$ não supere um fator de 7 vezes a $TCO_{mínima}$, ou seja, que $OD_{min} = 1 < OD_l < OD_{max} = OD_s - 1$. Essa condição, por si mesma, implica na necessidade de maior atenção do usuário na ocasião da realização do teste respirométrico contínuo, haja vista que a obediência a esse critério não seja necessariamente um fator condicionável forçadamente, mas sim, circunstancial e portanto dependente da qualidade metabólica do lodo avaliado.

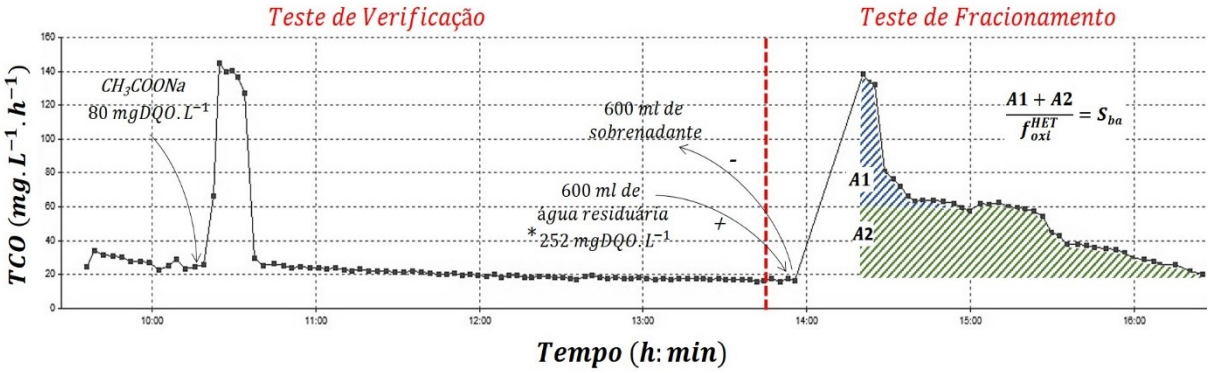
Por outro lado, o método semi contínuo baseia-se na **Equação III.46** e na premissa de que, nas condições do teste em que o pulso de aeração é desligado, as taxas de aeração, absorção atmosférica e efeito hidráulico são todos nulos ($r_a = r_{abs} = r_h = 0$), de modo que resta apenas o efeito do consumo biológico do oxigênio agindo no balanço de OD_l. Por esta característica é que pode-se assumir a superioridade do teste respirométrico semi contínuo quando comparado ao contínuo, haja vista que os principais fatores de influência ao método contínuo (K_a e OD_s) não aparecem diretamente no semi contínuo e em sua expressão de cálculo. Além disso, o efeito (3) que possui seu mecanismo de ação atribuído especialmente ao fenômeno da relaxação da leitura do OD, possui menor severidade no método semi contínuo do que no método contínuo pois neste é necessária uma leitura constante e frequente de OD, geralmente em intervalos pequenos.

Quando comparados no contexto do objetivo de determinar as constantes cinéticas, especialmente K_{ms} e K_o, o método semi contínuo supera novamente o método contínuo pois para o sucesso do método contínuo é imprescindível à assertividade dos valores de K_a e OD_s e sua constante atualização na planilha de cálculos. Caso esses valores estejam descalibrados, toda a interpretação respirometrica fica comprometida. Essa premissa não é válida para o método semi contínuo haja vista que é desnecessária a determinação de K_a e que para OD_s a determinação consiste apenas em um procedimento de calibração do eletrodo de OD, mas não interfere diretamente nos cálculos. Santos (2013) mostrou que, em condições controladas, não existe diferença estatística na qualidade da medida da TCO.

V.1.2.7. Sobre o procedimento para determinação do fracionamento da matéria orgânica

Na determinação do fracionamento da matéria orgânica, foi possível observar duas particularidades que podem induzir ao comprometimento da qualidade do teste, não previstas nos procedimentos iniciais descritos em (WENTZEL; MBEWE; EKAMA, 1995). O primeiro aspecto refere-se ao perfil de curva que se apresenta na ocasião do teste, de modo que, quando o perfil é semelhante ao apresentado nas **Figuras 57** e **67**, é impraticável a determinação do fracionamento da matéria orgânica com esse lote de lodo. Esse juízo é devido a impossibilidade de se distinguir se a área abaixo da curva é correspondente ao material extra celular ou se é correspondente ao metabolismo do material reservado. Assim, para o procedimento em questão, adiciona-se a necessidade de um teste de verificação, apenas para averiguar se o perfil respirométrico será adequado para o teste. Na **Figura 69** é apresentado o respirograma de um teste respirométrico de fracionamento da matéria orgânica utilizando água residuária.

Figura V.69: perfil respirométrico de um teste de fracionamento da matéria orgânica em que aplicou-se o teste de verificação.



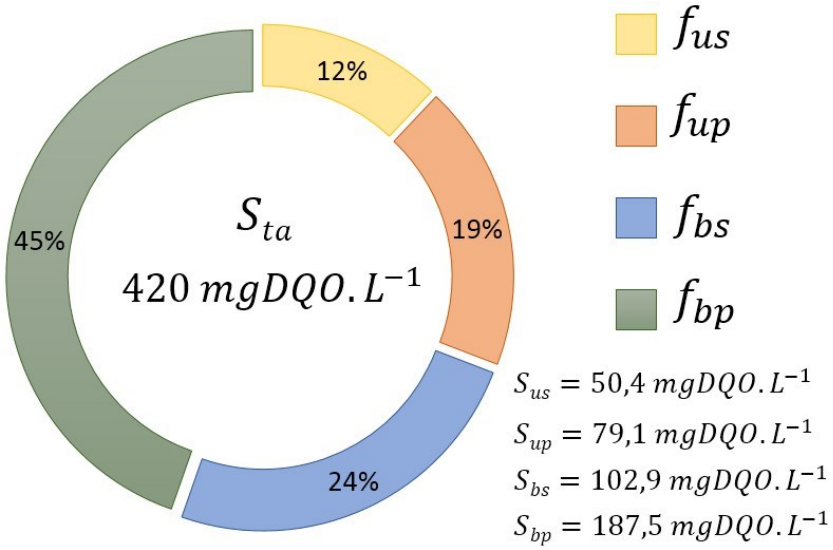
*: valor de DQO final, considerado após a troca de volume, assim, DQO inicial = 420 mgDQO.L^{-1}

FONTE: próprio autor.

Com os dados do teste apresentado na **Figura V.69**, foi possível determinar o fracionamento da matéria orgânica com base no esquema proposto no **Quadro IV.10**. No teste em questão, selecionou-se duas áreas correspondentes ao material biodegradável presente na água residuária, A1 proporcional a S_{bs} e A2 proporcional a S_{bp}. Consoante ao apresentado no **Quadro**

IV.10, obteve-se um valor de S_{us} = 50,4 mgDQO.L^{-1}, definindo assim $f_{us} = S_{us}/S_{ta}$ = 0,12. Na **Figura V.70** é apresentado o resultado final desses cálculos.

Figura V.70: Fracionamento da matéria orgânica referente ao teste apresentado na Figura V.69.



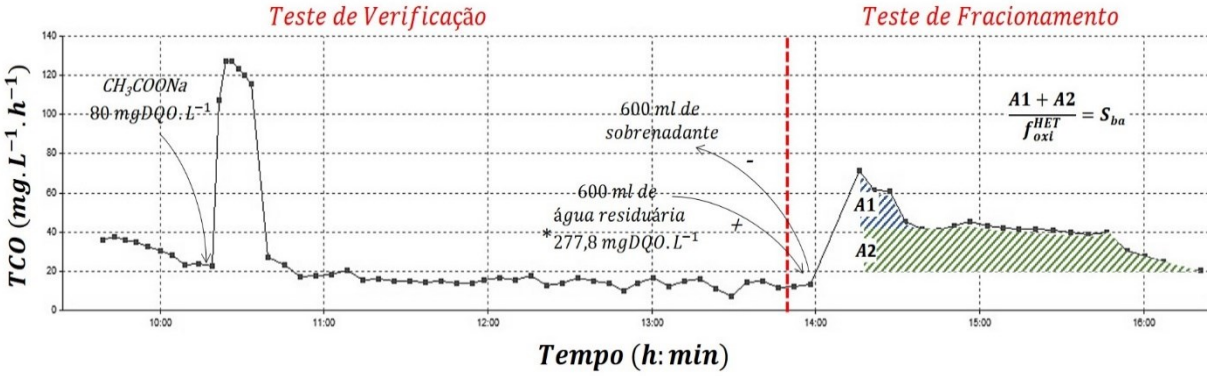
FONTE: próprio autor.

A segunda particularidade a ser destacada trata-se da seleção das áreas A1 e A2, em que, conforme o critério de escolha, os valores de S_{bs} e S_{bp} podem ser bem distintos. Dessa forma, é importante considerar que, apesar dessa possível flutuação de valores, o valor de S_{ba} (DQO biodegradável total) não irá se diferenciar. Um detalhe importante que pode guiar o usuário na seleção adequada das áreas A1 e A2 configura-se em observar o valor da $TCO_{exo,max}^{HET}$ exercida no teste de verificação. Dessa forma, se esse valor de $TCO_{exo,max}^{HET}$ não for recorrente no teste de fracionamento, significaria que a fração solúvel biodegradável é inexistente ou muito pequena ($S_{bs} < K_{ss}^{HET}$).

Na **Figura V.71** é ilustrado um respirograma no qual a área correspondente a A1 (S_{bs}) exerce uma $TCO_{exo,max}^{HET}$ inferior ao que foi obtido no teste de verificação. Dessa forma, é coerente assumir a proposição de que existe material solúvel, mas $S_{bs} < K_{ss}^{HET}$, o que limitaria a TCO máxima. De fato, no teste em questão, o valor correspondente a A1 foi de 39 mgDQO.L^{-1}, bastante próximo ao valor obtido de K_{ss}^{HET}= 36,4 mgDQO.L^{-1}, para 30ºC, como apresentado na **Figura V.59,** fortificando o juízo de que existe S_{bs}, mas em baixa concentração. Assim, finalizando os cálculos do fracionamento, obteve-se um valor de S_{us} = 50,9 mgDQO.L^{-1},

definindo um valor de $f_{us} = S_{us}/S_{ta} = 0{,}11$. Na **Figura V.72** é apresentado o resultado final desses cálculos.

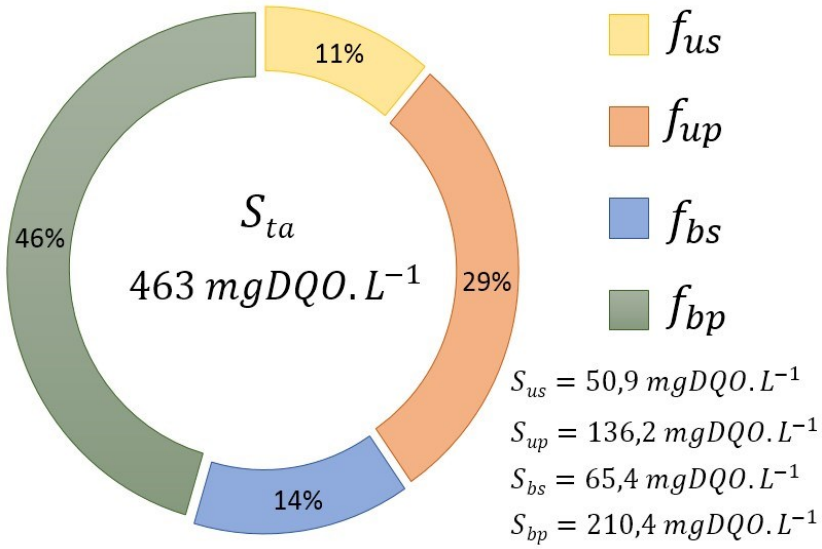
Figura V.71: perfil respirômetro de um teste de fracionamento da matéria orgânica com baixa DQO solúvel biodegradável.



*: valor de DQO final, considerado após a troca de volume, assim, DQO inicial = 463 mgDQO.L^{-1}

FONTE: próprio autor.

Figura V.72: Fracionamento da matéria orgânica referente ao teste apresentado na Figura V.71



FONTE: próprio autor.

V.1.3. *Sobre os procedimentos para a determinação de propriedades mecânicas de SSLM.*

Foi realizada uma comparação entre os dois métodos de obtenção das constantes cinéticas de sedimentabilidade. Ambos os métodos tem como base teórica a cinética de Vesilind

(VESILIND, 1968), e no aspecto metodológico foi realizada uma pequena modificação nos procedimentos aplicados por (PAULA, 2014).

Nos experimentos de (PAULA, 2014), o lodo utilizado nos ensaios era coletado dos sistemas experimentais e diretamente conduzido aos testes. Além disso, a comparação foi realizada com dados não pareados, ou seja, com um espaço de tempo longo entre os pontos de coleta. Dessa forma, é coerente assumir que essa ordenação utilizada não garante uma qualidade confiável dos dados por dois motivos: (1) a utilização direta dos lodos, sem nenhuma alteração previa, pode incorrer em variações das caracterizas do lodo em função dos processos que podem ocorrer no momento do teste (a exemplo da desnitrificação) e (2) um período de tempo longo entre um teste e outro não é recomendado pois o sistema é biológico, e assim o sendo, é passível de mudanças mais bruscas ao longo do tempo.

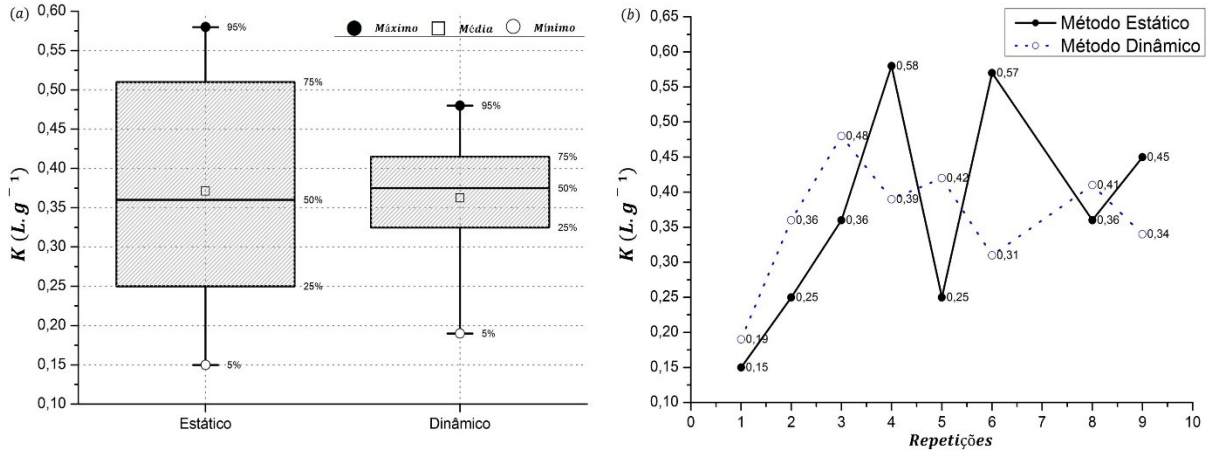
Dessa forma, para efeito de comparação, foi retirado um lote elevado de lodo do sistema $RC^{6}_{UCT,4}$, em que foi realizada a inativação por via de redução do pH e adição de ázida de sódio. Os testes foram realizados em um período máximo de 7 dias assim como suas repetições.

Na **Figura V.73** é apresentado os resultados obtidos em relação a constante de compressibilidade (K) durante as 9 repetições realizadas. Dos dados obtidos, as médias foram praticamente iguais, sendo de 0,37 $L.g^{-1}$ para o estático e 0,36 $L.g^{-1}$ para o dinâmico. Contudo, percebe-se que a flutuação de valores é superior no método estático. Outro enfoque importante é que, mesmo utilizando um lodo inerte, a flutuação de valores foi significativa, gerando um desvio padrão mais elevado no método estático (desvio padrão = 0,12 $L.g^{-1}$ e coeficiente de variação de 32%) quando comparado com o método dinâmico (desvio padrão = 0,06 $L.g^{-1}$ e coeficiente de variação de 12%). Esse resultado impele a afirmar que não existe diferenças entre os métodos, porém, que o método dinâmico é mais acurado.

Compreensão semelhante é vista quando comparamos os dados obtidos da velocidade de sedimentação (V_o), apresentados na **Figura V.74**. De maneira análoga, o método dinâmico apresentou menor variação quando comparado com o método estático, com desvio padrão = 1,5 $m.h^{-1}$ e coeficiente de variação = 12% para o primeiro e desvio padrão = 3,2 $m.h^{-1}$ e coeficiente

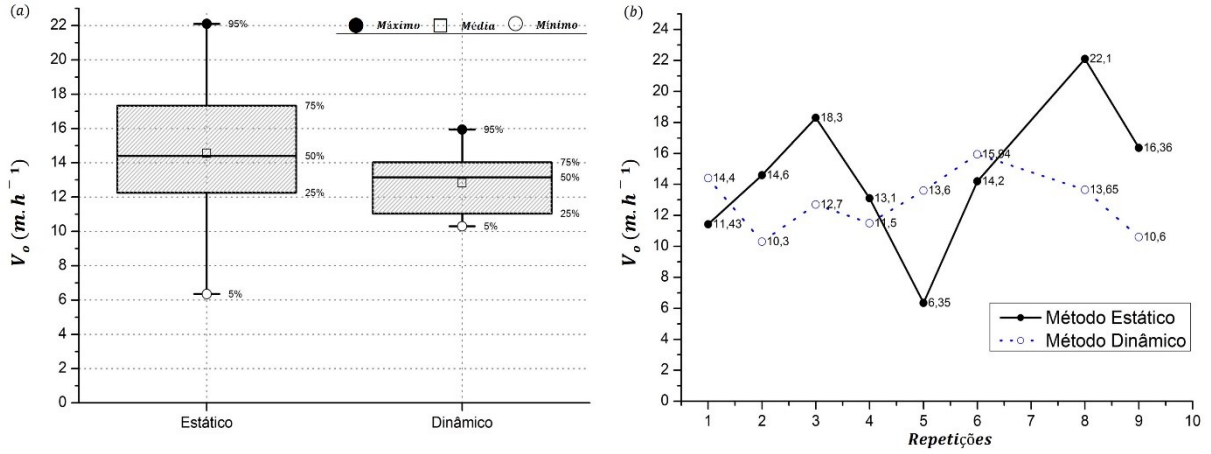
de variação de 22% para o segundo. Esses resultados reafirmam a qualificação positiva do método dinâmico.

Figura V.73: (a) dispersão dos dados obtidos de K e (b) pareamento dos dados conforme suas repetições.



FONTE: próprio autor.

Figura V.74: (a) dispersão dos dados obtidos de V_o e (b) pareamento dos dados conforme suas repetições.



FONTE: próprio autor.

V.2. Sobre os sistemas experimentais e o "Activated Sludge Model – Haandel 1" - (ASM-HA1)

O âmbito final da pesquisa foi direcionado para a construção de um procedimento metodológico no qual articulasse sistemas de lodo ativado em bateladas sequenciais otimizados e/ou racionais em quesito de projeto, com base em critérios seguros e de fácil verificação.

Dessa forma, os resultados que foram obtidos concernentes aos 5 sistemas operados, forneceram substância para a organização e construção do modelo geral e sua aplicação individualizada em cada situação (diferentes objetivos). Assim, segue-se ordenado o conjunto de dados experimentais dos 5 sistemas, a inteligência do modelo ASM-HA1 e sua aplicação nos diferentes objetivos propostos, respectivamente.

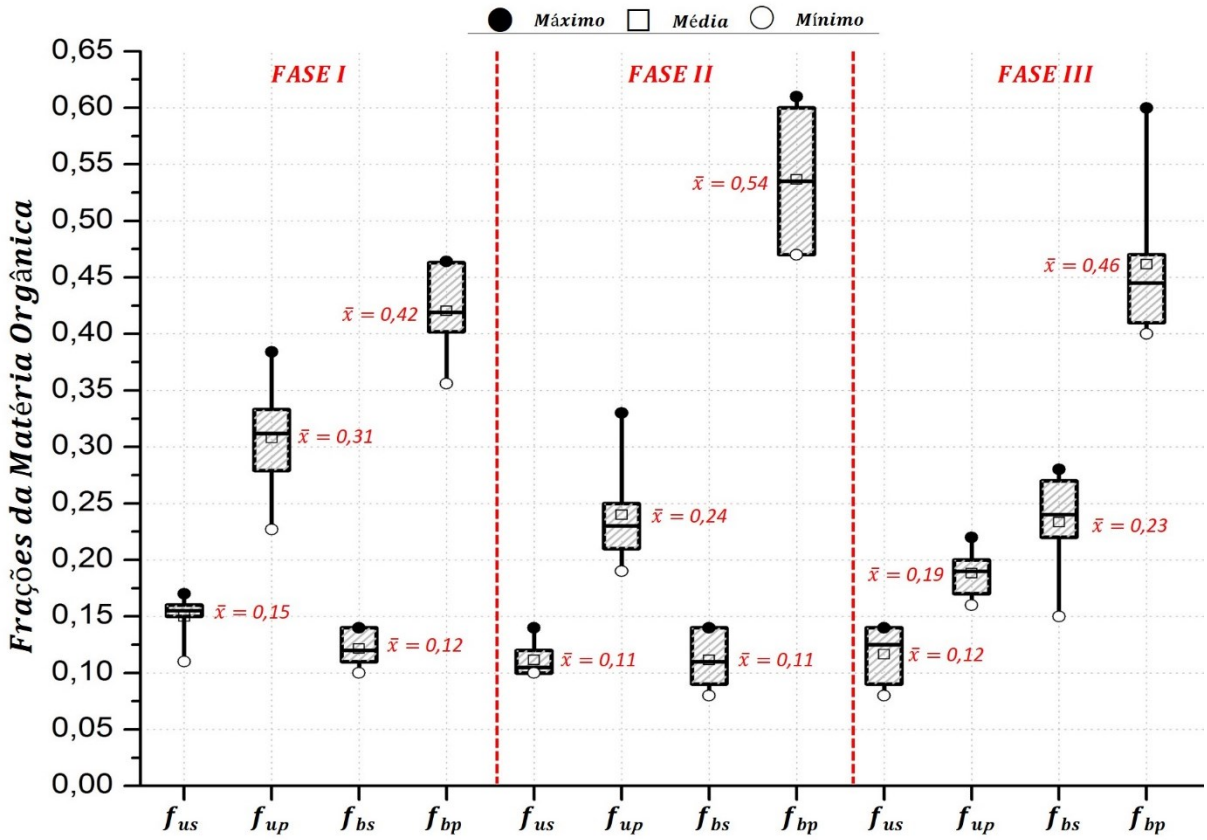
V.2.1. *Sistemas experimentais – Desempenho*

A primeira perspectiva observada em relação aos sistemas experimentais foi a do desempenho obtido, considerando seus objetivos. Assim, nas **Figuras V.75** a **V.84** são apresentados os resultados em relação a remoção de DQO, NTK, Amônia, Nitrato e Ortofosfato. A FASE I integra 15 dados ou campanhas de coletas (n =15), a FASE II integra 13 amostragens (n = 13) e a FASE III possui 17 dados (n = 17).

Na **Tabela V.13** é possível observar a estatística descritiva básica composta de média, desvio padrão e coeficiente de variação dos dados de remoção de DQO referentes aos sistemas $\boldsymbol{RB^{3}_{pré-D}}$, $\boldsymbol{RB^{4}_{air\ lift}}$ e $\boldsymbol{RC^{6}_{UCT,4}}$ durante a FASE 1 (esgoto municipal sem suplementação, ver **Quadro IV.14**).

Nessa fase, ressalta-se que o fracionamento médio da matéria orgânica aponta para uma baixa fração biodegradável (f_b médio = 0,54), característica comum ao esgoto municipal de Campina Grande, conforme citado em diversos trabalhos (DERKS, 2007; MENDES, 2014; SANTOS, 2009; SILVA FILHO, 2009). Na **Figura V.75** é possível observar os valores obtidos das frações da matéria orgânica ao longo das fases experimentais.

Figura V.75: Fracionamento da matéria orgânica ao longo das três fases experimentais: FASE I - Esgoto Municipal; FASE II - Esgoto Municipal + Suplemento de S_{bp} e FASE III – Esgoto Municipal + Suplemento de S_{bs}.



FONTE: próprio autor

Tabela V.13: Estatística descritiva básica dos resultados de DQO na FASE 1,2 e 3 relacionados ao desempenho dos sistemas $RB^{3}_{pré-D}$, $RB^{4}_{air\ lift}$ e $RC^{6}_{UCT,4}$

DQO – FASE 1	Afluente	$RB^{3}_{pré-D}$	$RB^{4}_{air\ lift}$	$RC^{6}_{UCT,4}$
Média (mg.L^{-1})	369,3	112,0	100,9	64,5
Média (E%)	-	71,6	72,5	81,6
DV (mg.L^{-1})	75,9	64,7	35,4	28,6
CV (-)	0,20	0,57	0,35	0,44
DQO – FASE 2	**Afluente**	$RB^{3}_{pré-D}$	$RB^{4}_{air\ lift}$	$RC^{6}_{UCT,4}$
Média (mg.L^{-1})	773,7	95,9	84,7	55,5
Média (E%)	-	87,7	87,9	91,7
DV (mg.L^{-1})	190,9	71,3	31,5	21,8
CV (-)	0,24	0,74	0,37	0,39
DQO – FASE 3	**Afluente**	$RB^{3}_{pré-D}$	$RB^{4}_{air\ lift}$	$RC^{6}_{UCT,4}$
Média (mg.L^{-1})	809,4	52,2	111,7	59,5
Média (E%)	-	92,9	84,6	91,3

DV (mg.L^{-1})	193,9	24,6	57,8	31,5
CV (-)	0,23	0,47	0,51	0,52

Legenda: DV: desvio padrão médio**; CV:** coeficiente de variação absoluto**, E%:** eficiência ou percentual de remoção.

Com base nos dados da **Tabela V.13**, é possível afirmar que os três sistemas estudados obtiveram seus melhores percentuais médios de remoção de DQO nas fases em que houve adição de suplementação de matéria orgânica, especialmente na Fase III em que a remoção foi superior a 90% em alguns casos. À vista disso, é coerente assumir que a Fase III apresentou os melhores resultados de remoção de DQO para os sistemas em questão. Na **Figura V.76** é apresentado o comportamento da DQO desses três sistemas durante as 3 fases.

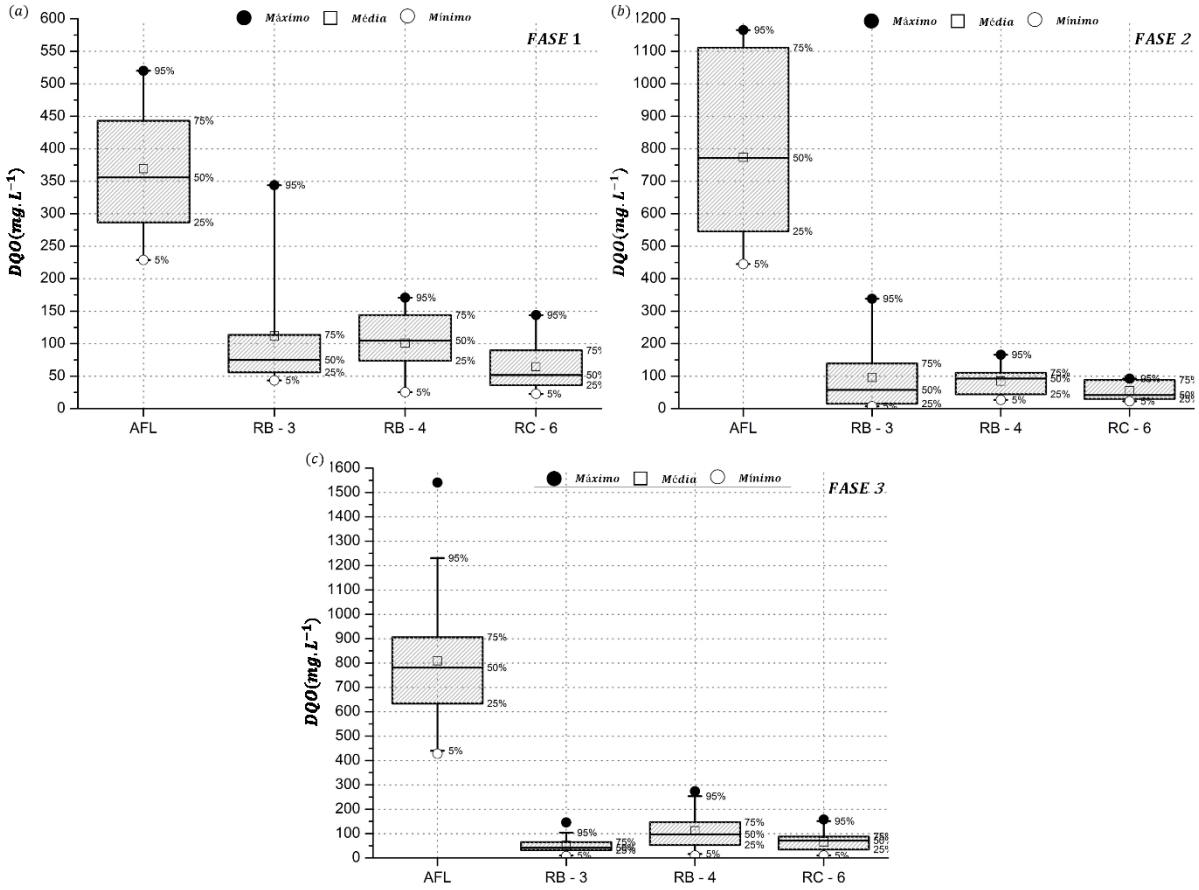
Os sistemas RC^1 **,** RB^2 **e** $RB^5_{granular}$ tiveram características especiais de operação, devido a sua natureza de objetivo, de modo que na **Tabela V.14** é apresentado os resultados médios de remoção de DQO nesses sistemas e na **Figura V.77** a dispersão desses dados em diagramas de caixa.

Observando os resultados médios de remoção de DQO (**Tabela V13** e **V14**), é possível afirmar que todos os sistemas tiveram desempenho satisfatório na remoção desse parâmetro, com eficiências de remoção superiores a 90% na maioria dos casos. Ressalta-se também que, quando considera-se a prática do fracionamento da matéria orgânica, a fração correspondente a f_{us} (fração não biodegradável solúvel) sempre estará presente no efluente, impedindo que percentuais de 100% de remoção sejam obtidos nesse tipo de sistema.

Segundo a resolução Nº 430 do CONAMA (CONAMA, 2011), o valor máximo permitido de $DBO_{5,20}$ para o lançamento de efluentes oriundos de esgotos sanitários tratados é de 120 mg.L^{-1} com eficiência mínima de remoção de 60%. Caso o efluente seja oriundo de qualquer outro tipo de fonte poluidora, dispensa-se o requisito de concentração máxima permitida e mantem-se apenas a necessidade de remoção mínima de 60%. Assim, todos sistemas (exceto o RC^1) atenderam a essa demanda normativa com êxito.

O caso do sistema RC^1 é particular pois, considerando a concentração de DQO afluente muito elevada (DQO média de 7,2 g.L^{-1}), não deve ser tratado como esgoto sanitário convencional e portando, valeria apenas a regra dos 60% mínimos de remoção. Desta forma, a afirmativa de que todos os sistemas atenderam com êxito aos requisitos normativos para remoção de matéria orgânica se estenderia também para o sistema RC^1 .

Figura V.76 – DQO afluente e efluente dos sistemas $\boldsymbol{RB^3_{pré-D}}$, $\boldsymbol{RB^4_{air\ lift}}$ e $\boldsymbol{RC^6_{UCT,4}}$ nas fases 1, 2 e 3



FONTE: próprio autor

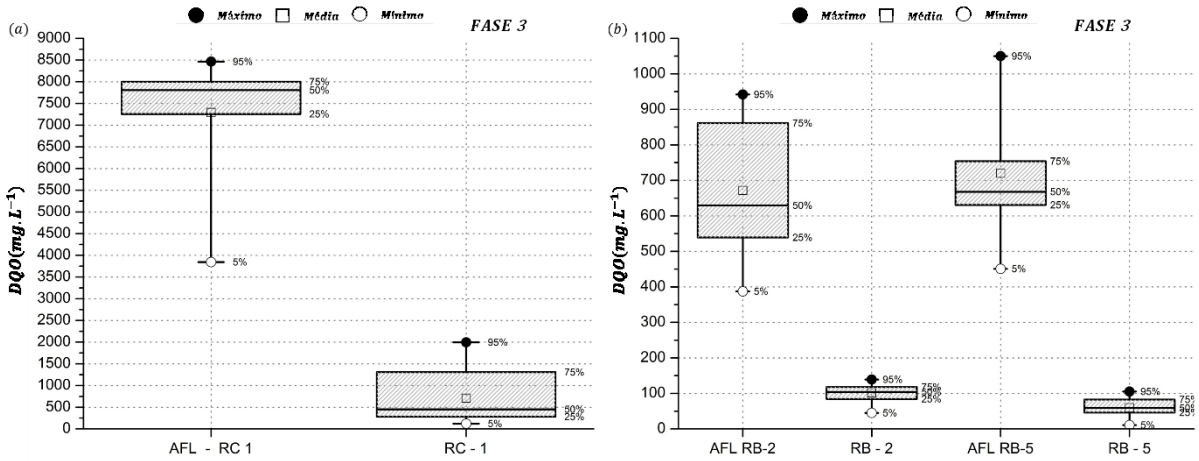
Tabela V.14: Estatística descritiva básica dos resultados de DQO na FASE 3 relacionados ao desempenho dos sistemas $\boldsymbol{RC^1}$, $\boldsymbol{RB^2}$ e $\boldsymbol{RB^5_{granular}}$

DQO – FASE 3	Afluente RC^1	RC^1	Afluente RB^2	RB^2	Afluente $RB^5_{granular}$	$RB^5_{granular}$
Média (mg.L^{-1})	7293,1	713,1	671,8	101,7	720,3	59,7
Média (E%)	-	90,2	-	84,1	-	91,0

DV (mg.L^{-1})	864,9	442,2	157,9	22,0	132,0	23,1
CV (-)	0,12	0,62	0,24	0,22	0,18	0,39

Legenda: DV: desvio padrão médio**; CV:** coeficiente de variação absoluto**, E%:** eficiência ou percentual de remoção.

Figura V.77 – DQO afluente e efluente dos sistemas $\boldsymbol{RC^1}$, $\boldsymbol{RB^2}$ e $\boldsymbol{RB^5_{granular}}$ na fase 3



FONTE: próprio autor

A remoção de nitrogênio via nitrificação não foi objetivada para o sistema RC^1 , em que desejava-se somente a remoção de matéria orgânica, enquanto que aos demais sistemas, a nitrificação era pretendida. Na **Tabela V.15** é apresentado os resultados pertinentes ao desempenho médio de remoção de NTK dos sistemas $\boldsymbol{RB^3_{pré-D}}$, $\boldsymbol{RB^4_{air\ lift}}$ e $\boldsymbol{RC^6_{UCT,4}}$ nas três fases de estudo e na **FiguraV.78** a dispersão desses dados.

Tabela V.15: Estatística descritiva básica dos resultados de NTK nas FASES 1, 2 e 3 relacionados ao desempenho dos sistemas $\boldsymbol{RB^3_{pré-D}}$, $\boldsymbol{RB^4_{air\ lift}}$ e $\boldsymbol{RC^6_{UCT,4}}$

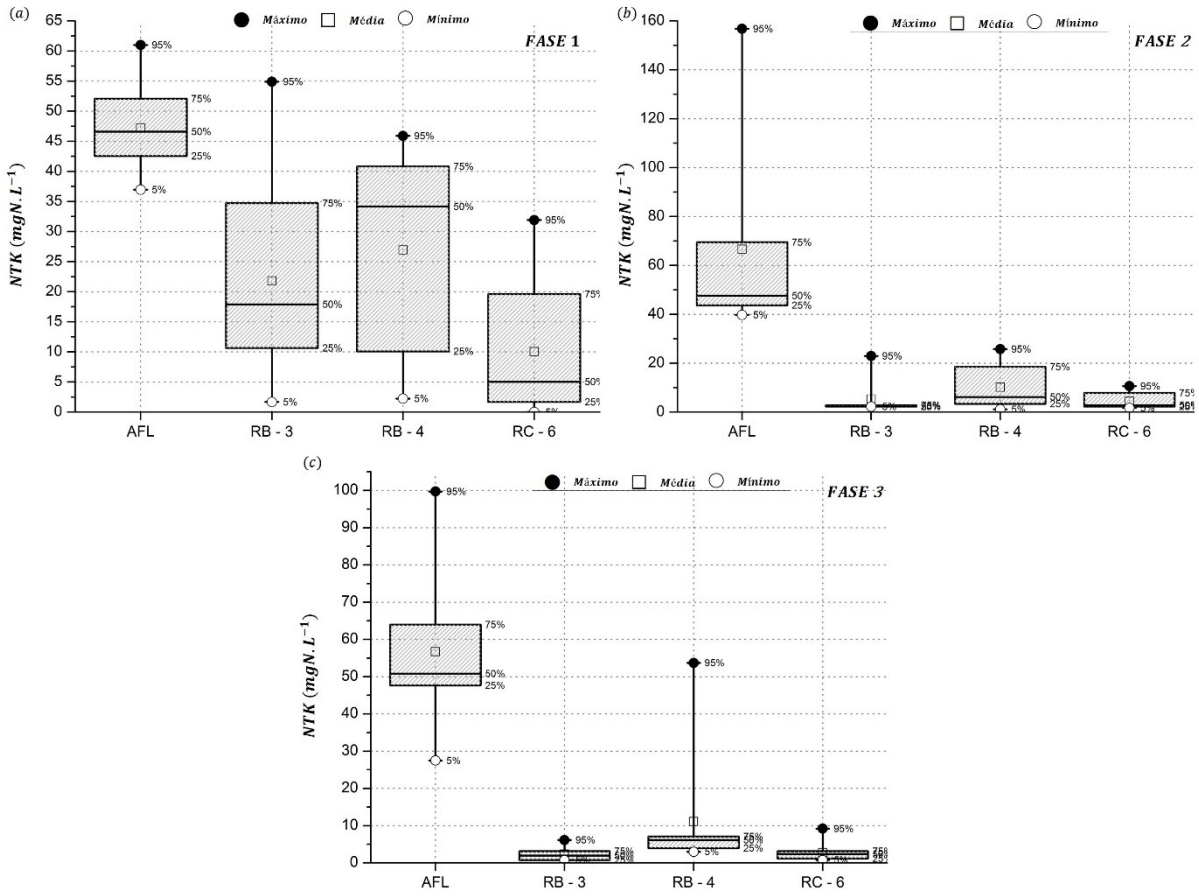
NTK – FASE 1	**Afluente**	$\boldsymbol{RB^3_{pré-D}}$	$\boldsymbol{RB^4_{air\ lift}}$	$\boldsymbol{RC^6_{UCT,4}}$
Média (mgN.L^{-1})	47,2	21,8	26,9	10,0
Média (E%)	-	52,5	43,0	81,3
DV (mgN.L^{-1})	5,5	12,2	13,9	9,7
CV (-)	0,11	0,56	0,51	0,96
NTK – FASE 2	**Afluente**	$\boldsymbol{RB^3_{pré-D}}$	$\boldsymbol{RB^4_{air\ lift}}$	$\boldsymbol{RC^6_{UCT,4}}$
Média (mgN.L^{-1})	66,6	5,4	9,0	4,4
Média (E%)	-	88,1	83,4	91,6
DV (mgN.L^{-1})	26,6	5,0	7,5	2,8

CV (-)	0,40	0,94	0,83	0,63
NTK – FASE 3	**Afluente**	$RB^{3}_{pré-D}$	$RB^{4}_{air\ lift}$	$RC^{6}_{UCT,4}$
Média (mgN.L^{-1})	52,6	2,4	7,6	2,8
Média (E%)	-	95,2	83,8	94,4
DV (mgN.L^{-1})	8,5	1,4	4,4	1,5
CV (-)	0,16	0,57	0,58	0,55

Legenda: DV: desvio padrão médio**; CV:** coeficiente de variação absoluto**, E%:** eficiência ou percentual de remoção.

Na **Tabela V.15** é possível observar que na FASE 1 as remoções médias de NTK foram baixas, exceto no sistema $RC^{6}_{UCT,4}$, no qual apresentou percentual médio de 81,3% de remoção. Nas demais fases, o desempenho foi incrementado e chegando a valores superiores a 80% em todos os casos. Esses resultados indicam que, provavelmente, na FASE 1 havia um estabelecimento da comunidade nitrificante, justificando as baixas remoções nesse período. Esse argumento é melhor visualizado na **Figura V.78**, em que é possível observar com maior clareza a dispersão (desvio padrão) dos dados na FASE 1 quando comparados com os demais.

Figura V.78 - NTK afluente e efluente dos sistemas $RB^{3}_{pré-D}$, $RB^{4}_{air\ lift}$ e $RC^{6}_{UCT,4}$ nas fases 1, 2 e 3



FONTE: próprio autor

Na **Tabela V.16** é apresentado os resultados de desempenho da remoção de NTK nos sistemas RC^1 , RB^2 e $RB^5_{granular}$ durante a FASE III e na **Figura V.79** a dispersão dos dados em diagrama de caixa.

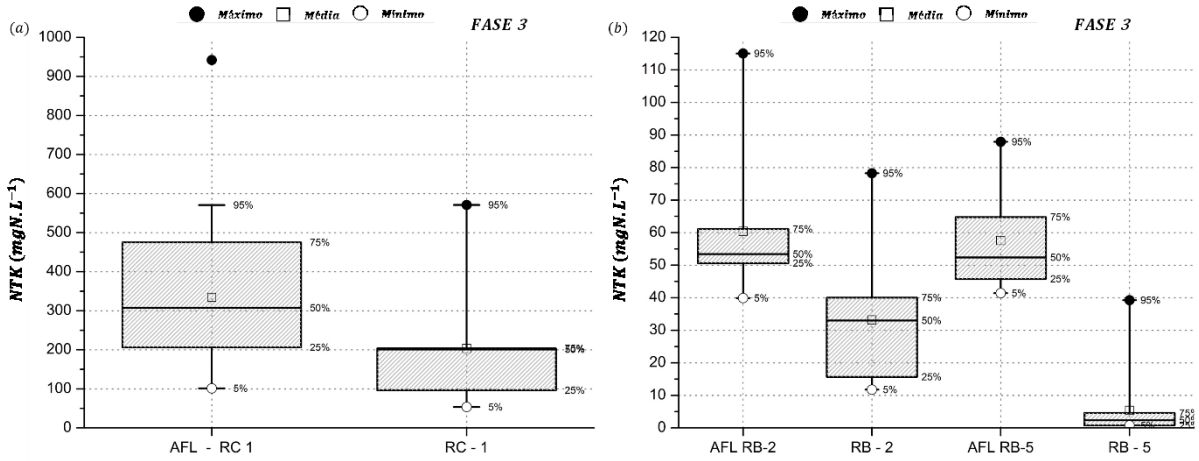
Com base nos dados apresentados na **Tabela V.16** e na **Figura V.79**, é possível aferir que apenas o sistema $RB^5_{granular}$ logrou bom desempenho na remoção de NTK, com eficiências superiores a 90%. Esse fato é coerente com a proposta de que os sistemas RC^1 e RB^2 não tinham o objetivo de remoção de nitrogênio, primado para o $RB^5_{granular}$. Os objetivos dos sistemas RC^1 e RB^2 primavam especialmente remoção de matéria orgânica (RC^1) e de fósforo e matéria orgânica (RB^2), além da operação com idade de lodo de 5 dias, desfavorável para a nitrificação. A resolução Nº 430 do CONAMA (CONAMA, 2011) não estabelece padrão de lançamento para NTK, fazendo referência apenas para nitrogênio amoniacal (excluindo, portando, nitrato e nitrito do padrão de lançamento).

Tabela V.16: Estatística descritiva básica do dados de NTK na FASE 3 relacionados ao desempenho dos sistemas $\boldsymbol{RC^1}$, $\boldsymbol{RB^2}$ e $\boldsymbol{RB^5_{granular}}$

NTK – FASE 3	Afluente RC^1	RC^1	Afluente RB^2	RB^2	Afluente $RB^5_{granular}$	$RB^5_{granular}$
Média (mg.L^{-1})	334,5	203,3	60,4	33,2	57,6	2,3
Média (E%)	-	35,9		46,7		96,4
DV (mg.L^{-1})	193,3	92,1	14,1	15,2	11,9	1,2
CV (-)	0,58	0,45	0,23	0,46	0,21	0,51

Legenda: DV: desvio padrão médio**; CV:** coeficiente de variação absoluto**, E%:** eficiência ou percentual de remoção.

Figura V.79 - NTK afluente e efluente dos sistemas $\boldsymbol{RC^1}$, $\boldsymbol{RB^2}$ e $\boldsymbol{RB^5_{granular}}$ na FASE 3



FONTE: próprio autor

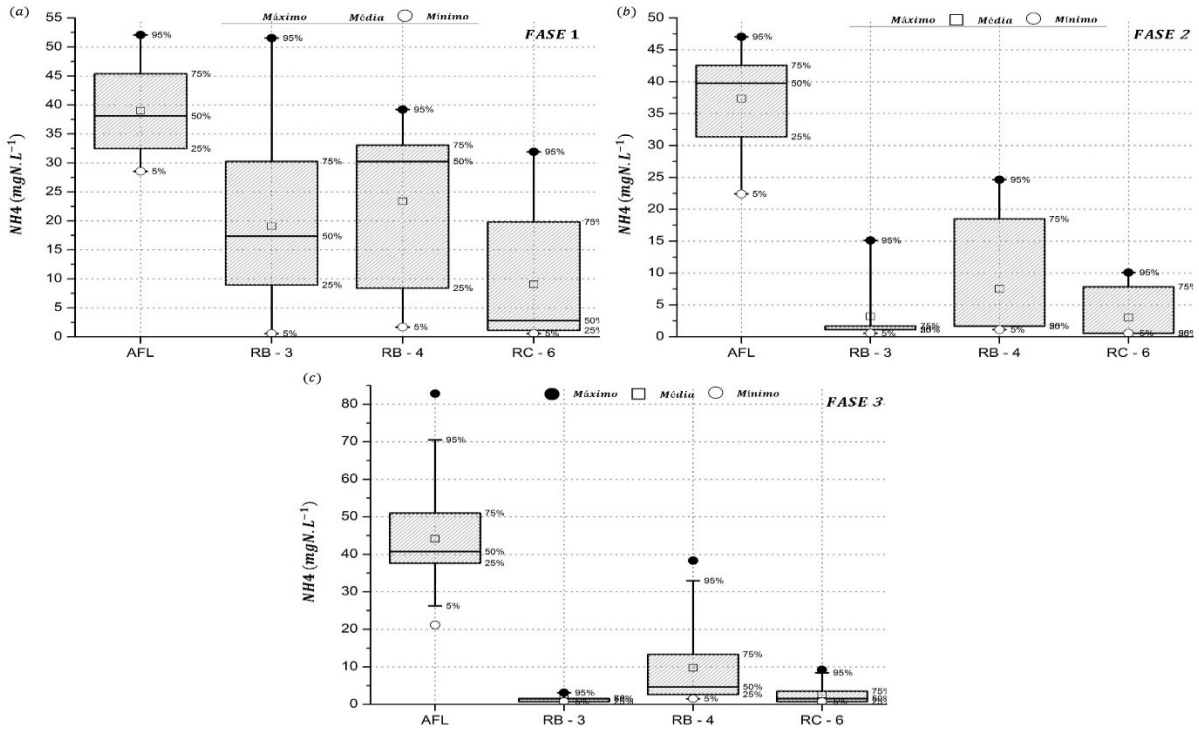
A remoção de Amônia nos sistemas $\boldsymbol{RB^3_{pré-D}}$, $\boldsymbol{RB^4_{air\ lift}}$ e $\boldsymbol{RC^6_{UCT,4}}$ é retratada na **Tabela V.17** e na **Figura V.80**, nas FASES 1, 2 e 3. Em geral, os resultados de amônia seguem a mesma tendência observada para o comportamento da remoção de NTK, em que, nas FASES 1 e 2 é visível uma instabilidade dos sistemas (com baixas eficiências) e que na FASE 3 é exercido os melhores desempenhos de remoção, superiores a 80%. É possível observar também que, para o sistema $\boldsymbol{RB^4_{air\ lift}}$, tem-se o mais baixo dos desempenhos médios, com 80% de remoção de amônia nas FASE 2 e 3, algo compatível com os 83 % de remoção de NTK nas mesmas fases.

Tabela V.17: Estatística descritiva básica dos dados de Amônia nas FASE 1, 2 e 3 relacionados ao desempenho dos sistemas $RB^{3}_{pré-D}$, $RB^{4}_{air\ lift}$ e $RC^{6}_{UCT,4}$

NH_4^+ – FASE 1	Afluente	$RB^{3}_{pré-D}$	$RB^{4}_{air\ lift}$	$RC^{6}_{UCT,4}$
Média (mgN.L^{-1})	39,0	19,1	23,4	9,0
Média (E%)	-	53,4	42,9	78,6
DV (mgN.L^{-1})	5,6	10,9	12,3	9,1
CV (-)	0,14	0,57	0,53	1,00
NH_4^+ – FASE 2	**Afluente**	$RB^{3}_{pré-D}$	$RB^{4}_{air\ lift}$	$RC^{6}_{UCT,4}$
Média (mgN.L^{-1})	37,4	3,2	7,5	3,0
Média (E%)	-	90,3	81,0	92,5
DV (mgN.L^{-1})	6,3	3,4	8,0	3,4
CV (-)	0,17	1,06	1,07	1,11
NH_4^+ – FASE 3	**Afluente**	$RB^{3}_{pré-D}$	$RB^{4}_{air\ lift}$	$RC^{6}_{UCT,4}$
Média (mgN.L^{-1})	44,1	1,5	8,7	5,1
Média (E%)	-	96,5	80,2	90,6
DV (mgN.L^{-1})	9,2	0,6	7,2	5,6
CV (-)	0,21	0,38	0,84	1,10

Legenda: DV: desvio padrão médio**; CV:** coeficiente de variação absoluto**, E%:** eficiência ou percentual de remoção.

Figura V.80 – Amônia afluente e efluente dos sistemas $RB^{3}_{pré-D}$, $RB^{4}_{air\ lift}$ e $RC^{6}_{UCT,4}$ nas fases 1, 2 e 3



FONTE: próprio autor

Na **Tabela V.18** é apresentado os resultados médios de desempenho dos sistemas RC^1 , RB^2 e $RB^5_{granular}$ na FASE 3 relacionados a remoção de amônia e na **Figura V.81** a dispersão desses dados.

Para os sistemas RC^1 , RB^2 e $RB^5_{granular}$ sobre a remoção de amônia, vale-se a mesma razão aplicada para explicar a remoção de NTK, em que os melhores desempenhos só foram observados para o sistema $\boldsymbol{RB^5_{granular}}$, com média de remoção superior a 90%. O sistema RC^1 apresentou aumento de amônia no efluente, provavelmente decorrente da amonificação da ureia adicionada como fonte de nitrogênio. Essa amonificação explicaria portanto a remoção de 35,9% do NTK adicionado.

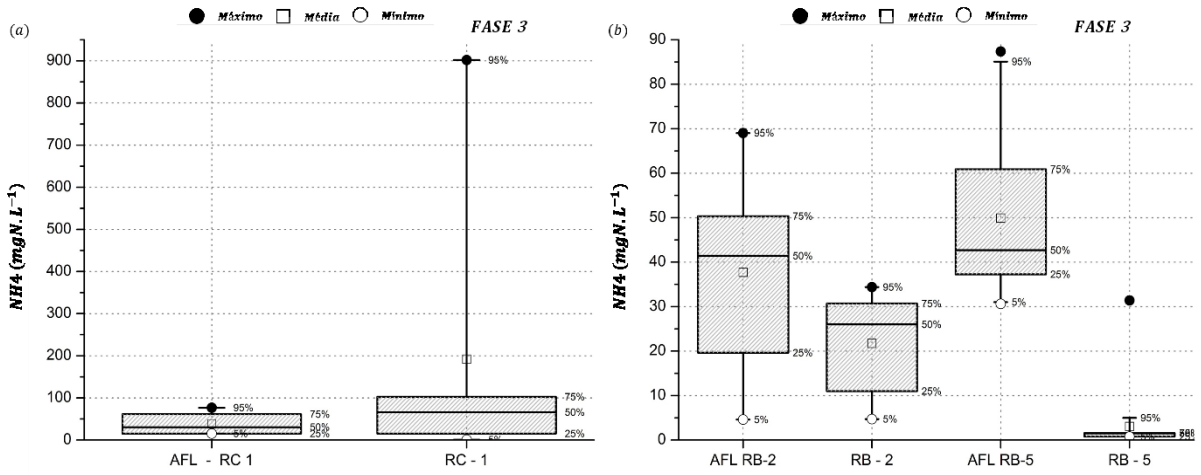
Tabela V.18: Estatística descritiva básica dos dados de Amônia na FASE 3 relacionados ao desempenho dos sistemas $\boldsymbol{RC^1}$, $\boldsymbol{RB^2}$ e $\boldsymbol{RB^5_{granular}}$

NH_4^+ – FASE 3	Afluente RC^1	RC^1	Afluente RB^2	RB^2	Afluente $RB^5_{granular}$	$RB^5_{granular}$
Média (mg.L^{-1})	38,4	192,3	37,7	21,7	49,1	1,6
Média (E%)	-	-	-	46,2	-	96,5
DV (mg.L^{-1})	23,0	236,9	16,0	9,7	14,1	0,7
CV (-)	0,60	1,23	0,42	0,45	0,29	0,41

Legenda: DV: desvio padrão médio**; CV:** coeficiente de variação absoluto**, E%:** eficiência ou percentual de remoção.

Em termos da resolução Nº 430 do CONAMA (CONAMA, 2011), tratando-se de esgoto sanitário tratado, é facultado ao órgão ambiental estadual ou municipal a cobrança de padrão de lançamento para amônia. No entanto, caso seja requerido, o padrão se fixa em 20 mgN.L^{-1}. Dessa forma, todos os sistemas em que a remoção de nitrogênio foi projetada obtiveram condições favoráveis ao lançamento de efluentes no quesito amônia.

Figura V.81 - Amônia afluente e efluente dos sistemas $\boldsymbol{RC^1}$, $\boldsymbol{RB^2}$ e $\boldsymbol{RB^5_{granular}}$ na FASE 3



FONTE: próprio autor

Nas **Tabelas V.19** e **V.20** são apresentados, respectivamente, os valores médios de nitrito e nitrato presentes nos efluentes dos sistemas estudados e na **Figura V.82** a dispersão desses dados na forma de diagrama de caixas. Ressalta-se que os sistemas RC^1, RB^2 e $RB^5_{granular}$ participaram apenas da FASE 3, e assim sendo, só apresentam resultados correspondentes a esse período.

Tabela V.19: Estatística descritiva básica do dados de nitrito nas FASES 1, 2 e 3 relacionados aos efluentes dos sistemas estudados

NO_2^- – FASE 1	$RB^3_{pré-D}$	$RB^4_{air\ lift}$	$RC^6_{UCT,4}$	RC^1	RB^2	$RB^5_{granular}$
Média (mgN.L^{-1})	5,3	0,6	2,0	-	-	-
DV (mgN.L^{-1})	5,9	0,6	1,4	-	-	-
CV (-)	1,13	0,96	0,67	-	-	-
NO_2^- – FASE 2	$RB^3_{pré-D}$	$RB^4_{air\ lift}$	$RC^6_{UCT,4}$	RC^1	RB^2	$RB^5_{granular}$
Média (mgN.L^{-1})	0,5	0,5	1,0	-	-	-
DV (mgN.L^{-1})	0,4	0,2	0,4	-	-	-
CV (-)	0,81	0,44	0,39	-	-	-
NO_2^- – FASE 3	$RB^3_{pré-D}$	$RB^4_{air\ lift}$	$RC^6_{UCT,4}$	RC^1	RB^2	$RB^5_{granular}$
Média (mgN.L^{-1})	0,5	1,0	0,3	5,6	0,8	0,7
DV (mgN.L^{-1})	0,5	0,9	0,3	5,1	1,2	1,0
CV (-)	0,99	0,86	1,03	0,91	1,54	1,40

Legenda: DV: desvio padrão médio**; CV:** coeficiente de variação absoluto**.**

Tabela V.20: Estatística descritiva básica do dados de nitrato nas FASES 1, 2 e 3 relacionados aos efluentes dos sistemas estudados

NO_3^- – FASE 1	$RB^3_{pré-D}$	$RB^4_{air\ lift}$	$RC^6_{UCT,4}$	RC^1	RB^2	$RB^5_{granular}$
Média (mgN.L^{-1})	6,5	4,5	6,8	-	-	-
DV (mgN.L^{-1})	4,6	3,6	3,3	-	-	-
CV (-)	0,70	0,79	0,48	-	-	-
NO_3^- – FASE 2	$RB^3_{pré-D}$	$RB^4_{air\ lift}$	$RC^6_{UCT,4}$	RC^1	RB^2	$RB^5_{granular}$
Média (mgN.L^{-1})	13,5	5,1	3,4	-	-	-
DV (mgN.L^{-1})	2,1	1,4	0,4	-	-	-
CV (-)	0,16	0,27	0,13	-	-	-
NO_3^- – FASE 3	$RB^3_{pré-D}$	$RB^4_{air\ lift}$	$RC^6_{UCT,4}$	RC^1	RB^2	$RB^5_{granular}$
Média (mgN.L^{-1})	15,5	3,3	1,8	36,6	21,7	10,8
DV (mgN.L^{-1})	4,7	1,9	1,1	21,7	9,7	4,4
CV (-)	0,30	0,57	0,59	0,59	0,45	0,41

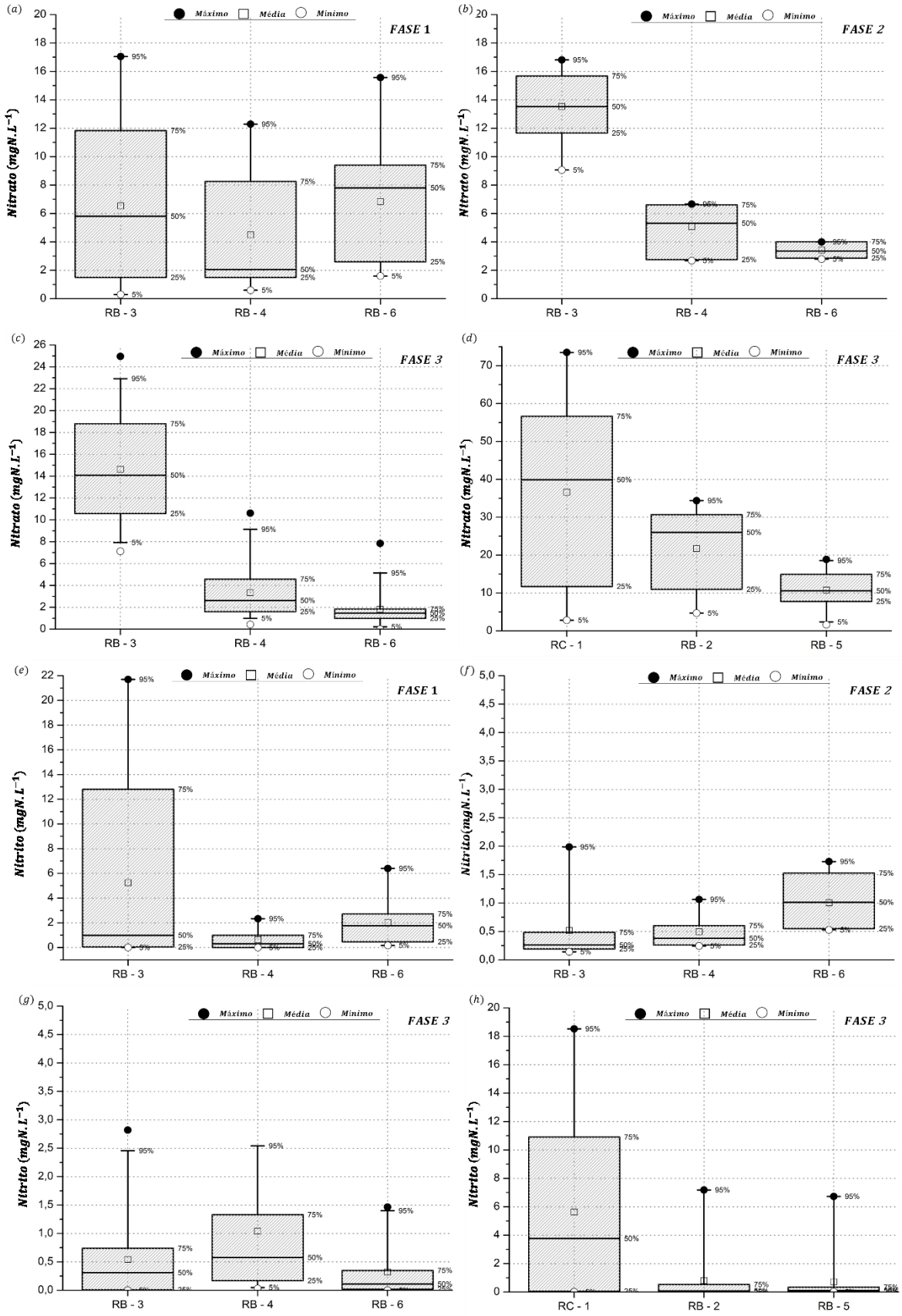
Legenda: DV: desvio padrão médio**; CV:** coeficiente de variação absoluto**.**

De acordo com os dados de nitrito dos sistemas, a presença desse composto nos efluentes não ultrapassou o limite de 1 mgN.L^{-1} na FASE 3, exceto para o sistema RC^1 em que a concentração média foi de 5,6 mgN.L^{-1} na mesma fase. Nas demais fases, as altas concentrações de nitrito eram esperadas a julgar pelas baixas eficiências de remoção de NTK e amônia, reafirmando a hipótese que havia ainda uma estabilização da nitrificação nesse período (FASE 1 e 2).

Sobre o nitrato, tendo como referência apenas a FASE 3, o sistema $RC^6_{UCT,4}$ destacou-se com concentração média de 1,8 mgN.L^{-1}, seguido do sistema $RB^4_{air\ lift}$ com média de 3,3 mgN.L^{-1}. Os demais sistemas ultrapassaram o limite de 10 mgN.L^{-1}. A presença de nitrito e nitrato no efluente do sistema RC^1 indica que, mesmo com baixa idade de lodo (R_s = 5 d^{-1}), ocorreu nitrificação.

Avaliando a proposta de nitrificação e desnitrificação simultânea, o sistema $RB^5_{granular}$ obteve uma média de 10,8 mgN.L^{-1} de nitrato em seu efluente, o que pode ser considerado satisfatório em nível de lançamento, tendo em conta que o padrão de 10 mg.L^{-1} é estabelecido pela resolução Nº 357 do CONAMA (CONAMA, 2005) e refere-se apenas ao enquadramento dos corpos de água, que por consequência, considerará sempre efeitos de diluições. Da mesma forma poderia se classificar o sistema $RB^3_{pré-D}$, que apesar de apresentar 15,5 mgN.L^{-1} de nitrato médio em seu efluente, havendo fator de diluição suficiente, seu resultado pode ser considerado satisfatório.

Figura V.82 – Nitrato e Nitrito efluente de todos os sistemas nas FASES 1, 2 e 3.



FONTE: próprio autor.

Na **Tabela V.21** e na **Figura V.83** apresenta-se os resultados pertinentes ao ortofosfato solúvel e sua remoção nos sistemas $\boldsymbol{RB^{3}_{pré-D}}$, $\boldsymbol{RB^{4}_{air\ lift}}$ e $\boldsymbol{RC^{6}_{UCT,4}}$. Tendo em vista esses resultados é possível perceber que, na FASE 1, a remoção de fósforo foi inferior a 55 % em todos os casos sendo este fato compatível com a baixa fração de material orgânico solúvel presente no afluente aos sistemas nesse período (f_{bs} = 12% e f_b = 54%). A medida que se aumentou a fração de material orgânico nas FASES 2 e 3, progressivamente ampliou-se a remoção de fósforo, chegando na FASE 3 a percentuais médios de 72% para o $RB^{3}_{pré-D}$, 85% para o $RB^{4}_{air\ lift}$ e 87% para o $\boldsymbol{RC^{6}_{UCT,4}}$ na presença de f_{bs} médio de 23% e f_b médio de 69% do conteúdo da DQO afluente.

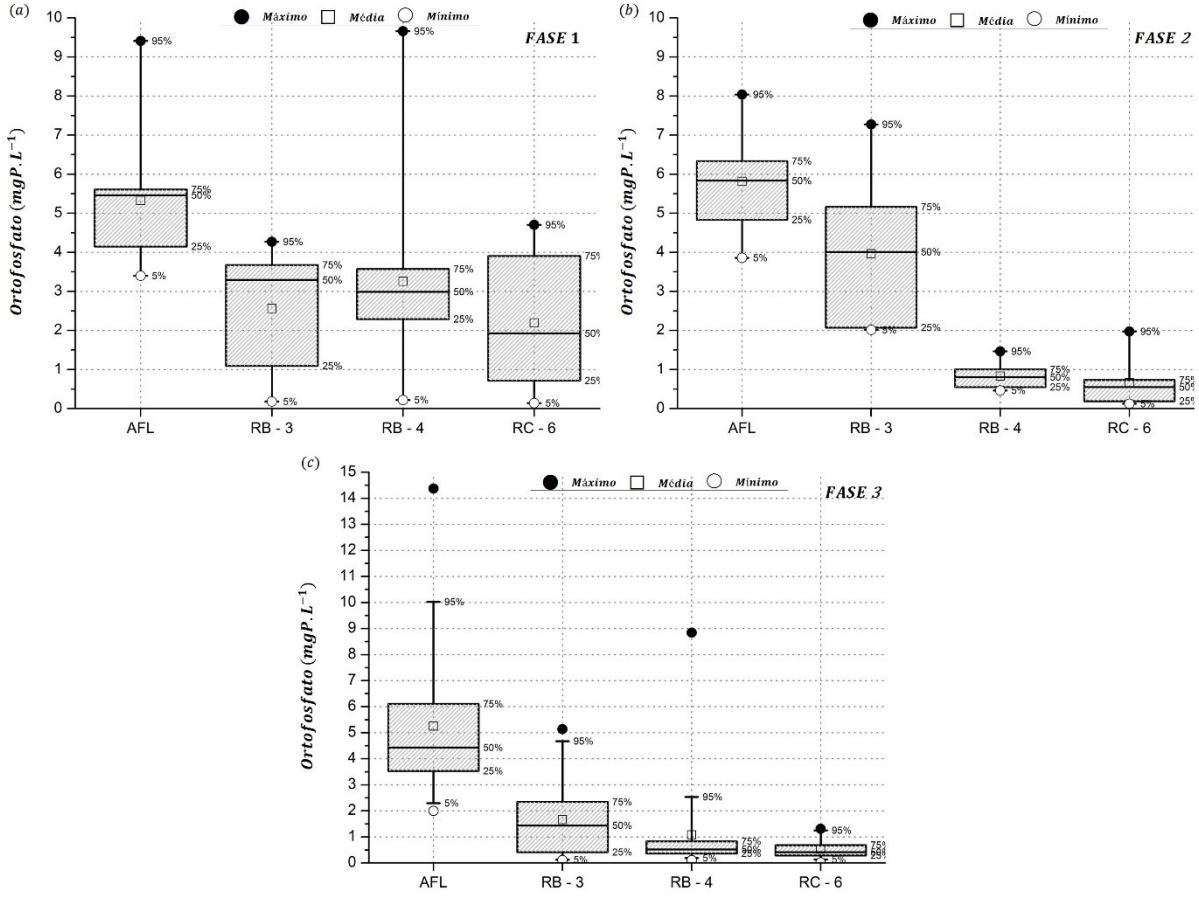
Atenta-se que na FASE 3 a concentração de nitrato no interior dos sistemas era superior do que quando comparado com as FASES 1 e 2, e assim sendo, apesar da melhoria da qualidade da DQO adicionada, a remoção de fósforo não mostrou-se superior.

Tabela V.21: Estatística descritiva básica dos dados de ortofosfato nas FASE 1, 2 e 3 relacionados ao desempenho dos sistemas $\boldsymbol{RB^{3}_{pré-D}}$, $\boldsymbol{RB^{4}_{air\ lift}}$ e $\boldsymbol{RC^{6}_{UCT,4}}$

Ortofosfato – FASE 1	**Afluente**	$\boldsymbol{RB^{3}_{pré-D}}$	$\boldsymbol{RB^{4}_{air\ lift}}$	$\boldsymbol{RC^{6}_{UCT,4}}$
Média (mgP.L^{-1})	5,3	2,6	3,3	2,2
Média (E%)	-	47,3	49,7	53,1
DV (mgP.L^{-1})	1,0	1,2	1,5	1,4
CV (-)	0,19	0,48	0,45	0,66
Ortofosfato – FASE 2	**Afluente**	$\boldsymbol{RB^{3}_{pré-D}}$	$\boldsymbol{RB^{4}_{air\ lift}}$	$\boldsymbol{RC^{6}_{UCT,4}}$
Média (mgP.L^{-1})	5,8	4,0	0,8	0,7
Média (E%)	-	42,7	85,2	88,8
DV (mgP.L^{-1})	0,9	1,4	0,3	0,4
CV (-)	0,15	0,36	0,31	0,59
Ortofosfato – FASE 3	**Afluente**	$\boldsymbol{RB^{3}_{pré-D}}$	$\boldsymbol{RB^{4}_{air\ lift}}$	$\boldsymbol{RC^{6}_{UCT,4}}$
Média (mgP.L^{-1})	5,3	1,7	1,1	0,5
Média (E%)	-	72,2	85,5	87,3
DV (mgP.L^{-1})	2,0	1,2	0,9	0,3
CV (-)	0,38	0,72	0,86	0,54

Legenda: DV: desvio padrão médio**; CV:** coeficiente de variação absoluto**, E%:** eficiência ou percentual de remoção.

Figura V.83 – Ortofosfato afluente e efluente dos sistemas $\boldsymbol{RB^{3}_{pré-D}}$, $\boldsymbol{RB^{4}_{air\ lift}}$ e $\boldsymbol{RC^{6}_{UCT,4}}$ nas FASES 1, 2 e 3



FONTE: próprio autor

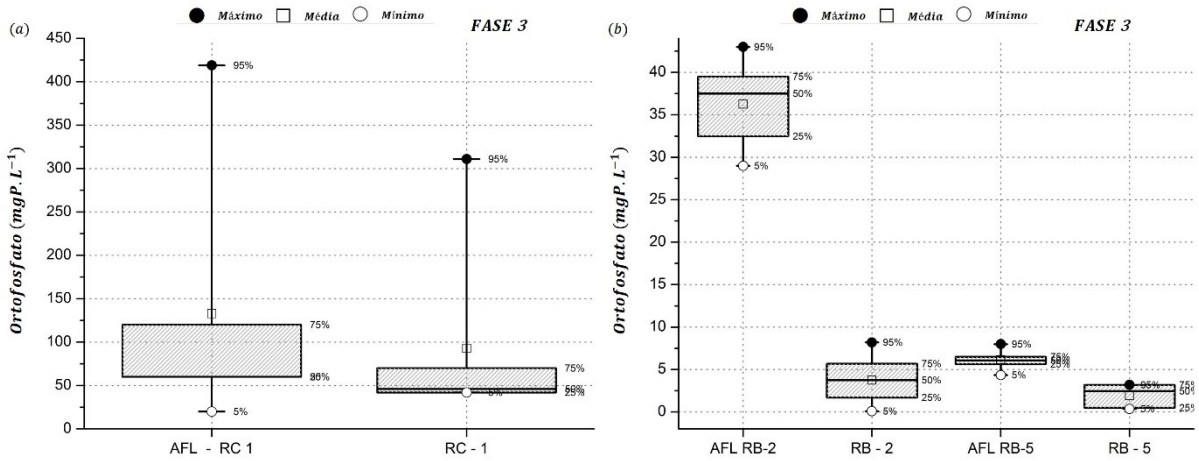
Na **Tabela V.22** e na **Figura V.84** estão apresentados os dados referentes ao ortofosfato e sua remoção nos sistemas RC^{1} **,** RB^{2} **e** $RB^{5}_{granular}$.

Tabela V.22: Estatística descritiva básica dos dados de ortofosfato FASE 3 relacionados ao desempenho dos sistemas $\boldsymbol{RC^{1}}$, $\boldsymbol{RB^{2}}$ e $\boldsymbol{RB^{5}_{granular}}$

Ortofosfato – FASE 3	**Afluente** RC^{1}	RC^{1}	**Afluente** RB^{2}	RB^{2}	**Afluente** $RB^{5}_{granular}$	$RB^{5}_{granular}$
Média (mg.L^{-1})	132,7	92,8	36,3	3,7	5,7	1,6
Média (E%)	-	30	-	89,9	-	71,9
DV (mg.L^{-1})	105,4	62,3	3,6	1,9	0,7	3,6
CV (-)	0,79	0,67	0,10	0,50	0,12	2,26

Legenda: DV: desvio padrão médio**; CV:** coeficiente de variação absoluto**, E%:** eficiência ou percentual de remoção.

Figura V.84 - Ortofosfato afluente e efluente dos sistemas $\boldsymbol{RC^1}$, $\boldsymbol{RB^2}$ e $\boldsymbol{RB^5_{granular}}$ na FASE 3



FONTE: próprio autor

Com base nos dados da **Tabela V.22**, é possível afirmar que o sistema que tinha como objetivo de remover apenas fósforo e matéria orgânica (RB^2) destacou-se dentre os demais pois, além da alta eficiência obtida, tinha a capacidade de remover em termos médios concentrações da ordem de 30 mgP.L^{-1}. Destaque também para o sistema $RB^5_{granular}$ que obteve uma média de 71% na remoção de fosforo, mostrando o potencial desse tipo de sistema.

V.2.2. *Inteligência do modelo ASM-Haandel-1*

Com base nos dados da FASE III, construiu-se modelos aplicados a cada objetivo de tratamento (**Quadro IV.13**), nos quais seguiram a teoria de sistemas de lodo ativado apresentada na seção IV.3. A inteligência do modelo significa, no contexto da pesquisa, duas coisas: (1) as premissas iniciais do modelo e (2) o roteiro orientado uso do modelo.

Sobre o aspecto (1), considera-se que nos sistemas RBS pode ocorrer cinco fases em série, sendo que a duração mínima do tratamento de uma batelada é dada pela soma da duração das fases. No **Quadro V.4** se observa as cinco fases que se distingue no tratamento sequencial de uma batelada de água residuária. Três fases têm um tempo fixo necessário: alimentação, descarga de lodo e descarga de efluente. A duração destas fases é determinada pela capacidade

da bomba ou a vazão (se a alimentação ou a descarga ocorre por gravidade). Para as outras fases (reação anaeróbia e aeração), o tempo necessário depende da cinética de utilização de substratos ou da sedimentabilidade do lodo (no caso da fase de sedimentação). Como estes tempos dependem da concentração de lodo, a duração é variável e justamente se determina a concentração ótima de lodo aquela que leva a menor duração das fases de reação anaeróbia, aeração e sedimentação juntas. No **Quadro V.4** se observa para cada sistema a ser modelada se o tempo da operação é fixa ou variável

Em todos os casos a duração da fase de aeração (que normalmente será o que leva mais tempo numa batelada) será determinada pela interpretação de um respirograma que determina (a) a natureza do substrato que é limitante da duração da aeração e (b) qual é o valor da constante cinética determinante da taxa de utilização do substrato. Uma das atribuições do modelamento é encontrar expressões que permitam o cálculo do tempo de aeração a partir do respirograma obtido no tratamento de uma batelada. Outras atribuições são o desenvolvimento de expressões que permitem calcular a duração do tempo de hidrólise e de sedimentação. Dessa forma, segue-se de forma individual o estudo de cada objetivo de tratamento, contemplando o aspecto (2) relacionado com a inteligência do modelo citado no início da seção.

Quadro V.4: Caracterização da natureza das diferentes fases no tratamento de uma batelada para os diferentes sistemas a serem modelados.

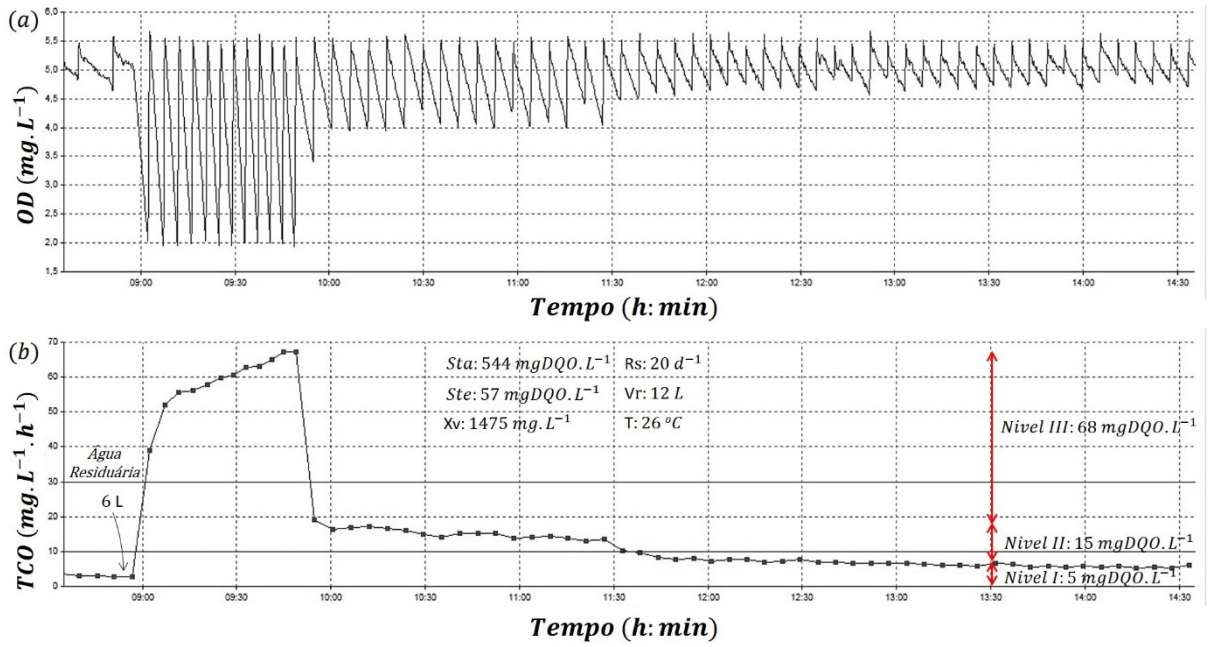
	Sistema RBS				
Fase do tratamento	RC^1 **(MO)**	RB^2 **(MOP)**	$RB^3_{pré-D}$ **(MOSNDP)**	$RB^4_{air\ lift}$ **(MONDP)**	$RB^5_{granular}$ **(GMOSNDP)**
(1) Alimentação	F	F	F	F	F
(2) Reação anaeróbia	0	V	V	V	V
(3) Aeração	V	V	V	V	V
(4) Descarga lodo de excesso	F	F	F	F	F
(5) Sedimentação de lodo	V	V	V	V	V
(6) Descarga do efluente.	F	F	F	F	F

Legenda: F: tempo fixo, **V:** tempo variável, a ser modelado. **MO:** matéria orgânica, **MOP:** matéria orgânica e fósforo, **MOSNDP**: matéria orgânica, fósforo e nitrificação e desnitrificação simultânea, **MONDP:** matéria orgânica, fósforo, nitrificação e desnitrificação (em câmaras separadas), **GMOSNDP:** matéria orgânica, fósforo, nitrificação e desnitrificação simultânea com lodo granular.

V.2.3. *Modelamento do sistema RBS para a remoção de material orgânico (MO) – Sistema RC^1*

A **Figura V.85** é um respirograma típico gerado durante o tratamento de uma batelada de esgoto em um sistema de lodo ativado RBS cujo objetivo é a remoção de material orgânico. Neste caso o sistema RBS remove tanto o material orgânico solúvel como o material particulado, mas como tem menos material orgânico solúvel e este é utilizado a uma taxa maior, a duração da fase de aeração será determinada pela cinética de utilização do material orgânico particulado. Esta duração pode ser calculada interpretando-se o respirograma. A taxa máxima de utilização de substrato particulado é dada por (**Equação V.4**):

Figura V.85: Respirograma gerado durante a aeração de uma batelada do sistema $\boldsymbol{RC^1}$ processada com controle do respirômetro.



FONTE: próprio autor

$$r_U^{Sbp} = \left(\frac{dS_{bpa}}{dt}\right) = K_{mp}^{HET} * X_a^{HET} = \frac{TCO_{exo\ max}^{HET,Sbp}}{(1-f_{cv}*Y_{obs}^{HET})} \qquad \textbf{(V.4)}$$

A concentração de lodo ativo se determina a partir da TCO endógena (**Equação IV.19**), assim, no caso do teste da **Figura V.85** (temperatura de 26 ºC, portanto b_h^t= 0,3 d^{-1}) temos:

TCO_{end}= 5*24 = 1,5*0,8* 0,3*X_a^{HET}

X_a^{HET} = 120/0,36 = 333 mg.L^{-1}

Temos também que: $K_{mp}^{HET} * X_a^{HET} = \frac{TCO_{exo\ max}^{HET,Sbp}}{(1-f_{cv}*Y_{obs}^{HET})}$

Para um valor extrapolado de $TCO_{exo\ max}^{HET,Sbp}$ máximo de 20 mg.L^{-1}.h^{-1}, tem-se:

$TCO_{exo\ max}^{HET,Sbp}$ = (20-5)*24 = (1-1,5*0,45)*K_{mp}^{HET}*333

K_{mp}^{HET} = 3,3 mgS_{bp}.mgX_a^{-1}.d^{-1}

A concentração inicial de S_{bp} no reator RBS é dada por (**Equação V.5**):

$$S_{bpi} = S_{bpa} * \frac{V_{bat}}{V_r} = (1 - f_{us} - f_{up}) * (1 - f_{bs}) * S_{ta} * \frac{V_{bat}}{V_r} \quad \textbf{(V.5)}$$

O tempo de aeração pode ser determinado como sendo (**Equação V.6**):

$$t_{ae} = \frac{S_{bpi}}{r_{up}} = (1 - f_{us} - f_{up}) * S_{ta} * (1 - f_{bs}) * \frac{\left(\frac{V_{bat}}{V_r}\right)}{(K_{mp}^{HET} * X_a^{HET})} \quad \textbf{(V.6)}$$

$t_{ae} = \frac{S_{bpi}}{r_{up}} = (1 - 0{,}1 - 0{,}1) * 544 * (1 - 0{,}25) * \frac{\left(\frac{7{,}5}{15}\right)}{(3{,}3*333)}$ = 0,15 d ou 3,6 h

Na verdade se vê na **Figura V.85** que TCO_{sbp} ainda não é zero depois de 3,6 h de aeração, mas a concentração de S_{bp} é baixa e já faz parte do lodo de modo que se pode interromper a aeração sem prejudicar a qualidade do efluente. Portanto, uma estimativa do tempo necessário para a remoção de material orgânico sob as condições que se apresentam é: t_{ae} = 0,15 d = 3,6 h.

Por outro lado, a duração da sedimentação pode ser determinada pela equação de Vesilind (**Equação III.58**) e o tempo necessário para o lodo sedimentar L metros (onde L é a altura do

sobrenadante que vai ser descarregada depois da sedimentação) com uma velocidade V, conforme a **EquaçãoV.7**:

$$t_{se} = \frac{L}{V} = H_r * \frac{\left(\frac{V_{bat}}{V_r}\right)}{\left(V_o * e^{(-k*X_t)}\right)} \quad \textbf{(V.7)}$$

Por exemplo:
Para V_o = 15 $m.h^{-1}$, k = 0,33 $L.g^{-1}$ e X_t = 3 $g.L^{-1}$ com uma altura de sedimentação de 2 m seria:

$$t_{se} = \frac{L}{V} = 2 * \frac{\left(\frac{7,5}{15}\right)}{\left(15 * e^{(-0,33*3)}\right)} = 0,18 \text{ h}$$

Tendo estabelecido expressões para calcular o tempo de aeração (**Equação V.6**) e de sedimentação (**Equação V.7**) e sabendo que nesta variante de lodo ativado não há necessidade de se aplicar hidrólise ou tempo para reação anaeróbia, e atribuindo-se valores constantes para os tempos de alimentação, descarga de lodo e descarga de efluente, se calcula o tempo total de uma batelada como (**Equação V.8**):

$$t_t = t_a + t_{ae} + t_l + t_{se} + t_{ef} \quad \textbf{(V.8)}$$

Em que:
t_t = tempo total de tratamento de uma batelada
t_a = tempo necessário para alimentação = 0,25 h (por exemplo)
t_{ae} = tempo necessário para aeração (**Equação V.6**)
t_l =tempo necessário para descarga de lodo = 0 h (por exemplo, descarga manual enquanto aera)
t_{se} = tempo necessário para sedimentação (**Equação V.7**)
t_{ef} = tempo necessário descarga do efluente = 0,25 h (por exemplo)

O modelamento é basicamente um procedimento de "tentativa e erro" em que utilizando planilhas eletrônicas é possível estabelecer e um procedimento de interação tendo como resultado a vazão máxima de tratamento possível, levando-se em conta aspectos qualitativos da cinética de consumo de substratos e de sedimentabilidade do lodo. Em princípio a planilha se compõe de três blocos:

Bloco 1: cálculos das frações de lodo por unidade de DQO aplicado por dia em função da idade de lodo com base na teoria de lodo ativado;

Bloco 2: cálculo do tempo de permanência (igual a razão entre o volume e a vazão de água residuária tratada) para manter uma determinada concentração de lodo (X_t e X_a) sob condições especificadas da DQO afluente e o volume do reator;

Bloco 3: cálculo do tempo de permanecia como a soma das fases do reator RBS para valores especificadas de t_a, t_l e t_{ef} e valores calculados de t_{ae} e t_{se}.

Por tentativa encontra-se o valor da vazão de esgoto que pode ser tratada da seguinte maneira:

(1) No bloco 2 se calcula em função da vazão o número de bateladas que são necessários para manter a concentração de lodo (X_t e X_a) que se calcula pela teoria de lodo ativado;

(2) No bloco 3 se calcula se é possível tratar a vazão calculada no bloco 2 para manter a concentração de lodo. Isto é possível se o nº de bateladas que podem ser processados é maior que o número de bateladas que é necessário para manter a concentração de lodo.

(3) Variando-se a vazão de esgoto tratado para qualquer idade de lodo especificada encontra-se aquele valor da vazão que tem como particularidade que o número de bateladas necessário para manter a concentração de lodo se iguala exatamente ao número máximo de bateladas que podem ser processados. Esta é a vazão máxima que pode ser tratada no reator e a concentração de lodo é a concentração ótima permite a vazão máxima.

Exemplo de determinação das fases:

Na **Tabela V.23** se deseja otimizar o sistema RBS para remoção de material orgânico, tendo-se os seguintes dados:

(1) Concentração e composição do material orgânico: $S_{ta} = 0{,}6\ g.L^{-1}$; $f_{us} = f_{up} = 0{,}1$ e $f_{sb} = 0{,}25$

(2) Especificações do projeto: Volume do reator = 15 L, volume da batelada (definido pela capacidade de troca volumétrica) é 7,5 L, altura do reator é 3 m;

(3) Especificações dos dados cinéticos e sedimentabilidade: $k_{mp} = 3\ gDQO.gX_a^{-1}.d^{-1}$, $V_0 = 10\ m.h^{-1}$ e $k = 0{,}4\ L.g^{-1}$

O método de tentativa e erro consiste em, lançado os dados de entrada de cada bloco (inclusive atribuindo valores iniciais de Q_a), variar os valores de Q_a no bloco 2 de modo que se obtenha a

menor diferença possível entre o número de bateladas do bloco 2 e o número de bateladas do bloco 3, nas respectivas idades de lodo.

Tabela V.23: Conjunto de dados para otimização de sistema para remoção de matéria orgânica (MO) com base no modelo ASM- Haandel - 1

Bloco 1: Teoria básica de lodo ativado					
Y	0,45	g/g	**f_{us}**	0,1	
Temp	26,0	oC	**f_{up}**	0,1	
b_h	0,30	d^{-1}	**f_{sb}**	0,25	
f_{cv}	1,50	g/g	**f_v**	0,75	Xv/Xt
f	0,20				

R_s	**C_r**	**mXa**	**mXe**	**mXi**	**mXv**	**mXt**	**mSe**	**mSo**	**mSx**
1,00	0,35	0,28	0,02	0,50	0,79	1,06	0,10	0,29	1,19
2,00	0,56	0,45	0,05	1,00	1,50	2,00	0,10	0,23	1,13
3,00	0,71	0,57	0,10	1,50	2,17	2,89	0,10	0,18	1,08
4,00	0,81	0,65	0,16	2,00	2,81	3,74	0,10	0,15	1,05
6,00	0,96	0,77	0,28	3,00	4,04	5,39	0,10	0,11	1,01
8,00	1,05	0,84	0,41	4,00	5,25	7,00	0,10	0,08	0,98
10,00	1,11	0,89	0,54	5,00	6,43	8,58	0,10	0,07	0,97
20,00	1,27	1,02	1,24	10,00	12,25	16,34	0,10	0,02	0,92

Bloco 2: dados específicos da planta para calcular Rh em função da concentração de lodo		
Sta	0,60	$g.L^{-1}$
Vr	15,0	L

Rs	**Qa**	**Msta**	**MXt**	**Xt**	**Xa**	**Rh**	**#Nº bateladas**	**TCOmed**	**Mso**	**Met**
1,00	58,0	34,81	36,80	2,45	0,64	6,21	7,73	27,98	10,07	36,80
2,00	67,6	40,58	81,28	5,42	1,21	5,32	9,02	25,56	9,20	40,64
3,00	57,4	34,46	99,62	6,64	1,30	6,27	7,66	17,62	6,34	33,21
4,00	49,4	29,62	110,90	7,39	1,28	7,29	6,58	12,59	4,53	27,73
6,00	38,8	23,27	125,46	8,36	1,19	9,28	5,17	7,18	2,58	20,91
8,00	32,2	19,30	135,04	9,00	1,08	11,19	4,29	4,50	1,62	16,88
10,00	27,7	16,59	142,33	9,49	0,99	13,02	3,69	3,00	1,08	14,23
20,00	16,8	10,06	164,44	10,96	0,68	21,46	2,24	0,53	0,19	8,22

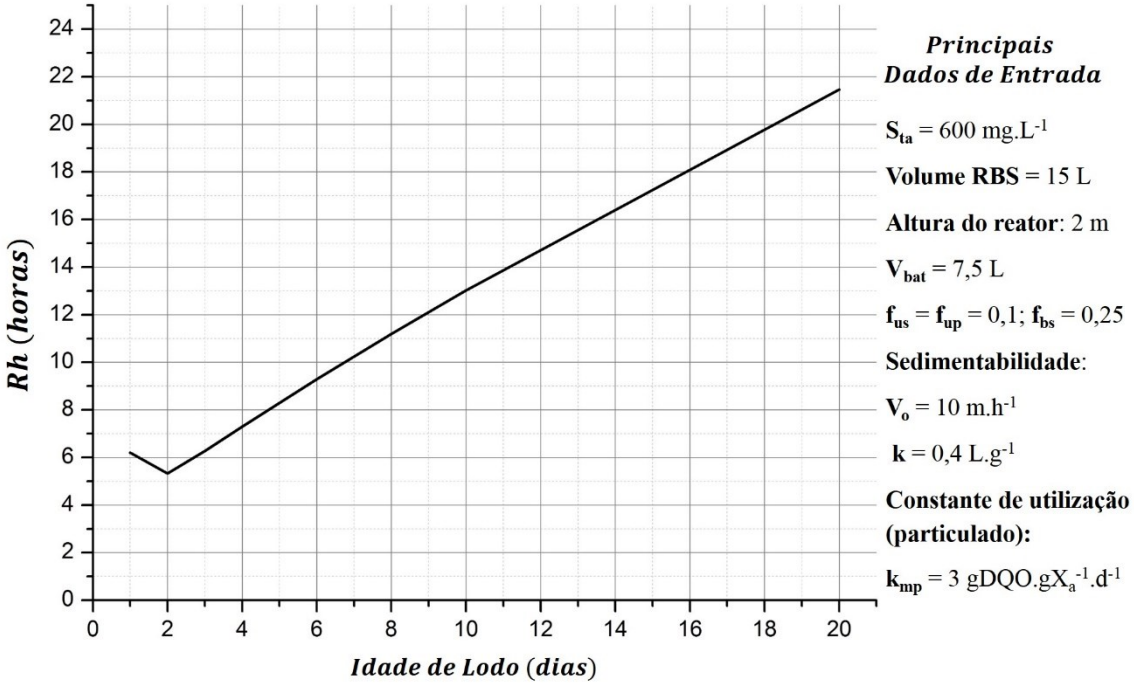
Bloco 3: Cálculo do tempo total e número de bateladas					
k_{mp}	3	$mg.mg^{-1}.d^{-1}$	**Vbat**	7,5	L
V_o	10	$m.h^{-1}$	**Vr**	15	L
K	0,4	$L.g^{-1}$	**Hr**	3	m

Rs	**ta**	**tl**	**tef**	**tae**	**tse**	**tt**	**#Nº bateladas**
1,00	0,25	0,1	0,25	2,25	0,27	3,11	7,71
2,00	0,25	0,1	0,25	1,19	0,87	2,66	9,02
3,00	0,25	0,1	0,25	1,11	1,42	3,13	7,66
4,00	0,25	0,1	0,25	1,12	1,92	3,65	6,58
6,00	0,25	0,1	0,25	1,21	2,84	4,65	5,16

8,00	0,25	0,1	0,25	1,33	3,66	5,60	4,29
10,00	0,25	0,1	0,25	1,46	4,45	6,51	3,69
20,00	0,25	0,1	0,25	2,11	8,02	10,73	2,24

Assim, após encontrada a vazão afluente correspondente à menor diferença entre os números de bateladas (uso da ferramenta SOLVER do EXCEL), é possível relacionar a idade de lodo com o tempo de permanência conforme ilustrado na **Figura V.86**. Da figura é exequível a avaliação de que o menor R_h situa-se em R_s = 2 dias de idade de lodo, e para essa idade de lodo, o número de bateladas que podemos aplicar considerando uma vazão por batelada de 7,5 litros é de 9,02 bateladas. Assim, temos que a vazão será de 9,02*7,5 = 67,6 $L.d^{-1}$. Da **Tabela V.23** percebe-se claramente a influência do tempo de sedimentação, especialmente quando optamos por idade de lodo elevada. Nesse caso, quanto maior a idade de lodo, maior será a produção de lodo (ao exemplo do caso de R_s = 20 em que temos Xt = 10,9 $g.L^{-1}$), o que implicará em redução da qualidade de sedimentação, requerendo consequentemente mais tempo para sedimentar.

Figura V.86: Tempo de permanência mínima em um RBS em funçao da idade de lodo com remoção apenas de MO – base de simulação obtida da Tabela V.23



FONTE: próprio autor

Dessa forma, foi possível elencar as informações mínimas necessárias para o uso do modelo ASM-Haandel 1 - MO, listadas no **Quadro V.5**. Na **Tabela V.24** encontram-se os valores médios obtidos experimentalmente das constantes K_{ms}, K_{mp}, K e V_o durante a operação do sistema RC^1 e que podem servir de referência (default) na falta de valores de campo.

Quadro V.5: Informação mínima necessária para simulação do modelo ASM-Haandel 1 - MO

Variável	Teste	Default
(1) Concentração/composição da MO f_{us}, f_{up}, f_{bs}, S_{ta}	DQO do efluente Teste da massa de lodo, Respirometria (**Equação V.5**) DQO do afluente	f_{us}, 0,1 f_{up}, 0,1 f_{bs}, 0,25 -
(2) Fração volátil: f_v	Xv/Xt	0,75 a 0,8
(3) Temperatura (constante decaimento)	Respirometria	$0,24*1,04^{(t-20)}$
(4) Altura RBS	Parâmetro livre	-
(5) Constante de utilização MO particulado	Respirometria	1,7 $gDQO.gX_a^{-1}.d^{-1}$
(6) Sedimentabilidade k, v_o.	Teste específico	k = 0,4 L/g v_o = 10 m/h

Tabela V.24: Estatística descritiva básica dos dados cinéticos necessários para o ASM-Haandel 1 – MO do sistema $\mathbf{RC^1}$ obtidos na FASE 3

$\mathbf{RC^1}$	K_{ms} (mgDQO.mgXa^{-1}.d^{-1})	K_{mp} (mgDQO.mgXa^{-1}.d^{-1})	K (L.g^{-1})	V_o (m.h^{-1})
Média (mg.L^{-1})	3,5	1,7	0,46	7,71
DV (mg.L^{-1})	0,63	0,51	0,06	0,41
CV (-)	0,17	0,30	0,14	0,05

V.2.4. *Modelamento do sistema RBS para a remoção de material orgânico e fósforo (MOP) – Sistema RB^2*

A diferença do sistema RBS com remoção de material orgânico para o com remoção de MOP é tão somente que se criam condições para se desenvolver uma população bacteriana que tem polifosfato na sua estrutura celular que funciona como uma espécie de fonte de energia que a bactéria pode utilizar (SIN et al., 2005). Por ter uma alta fração do seu peso como fósforo, a remoção se dá pela descarga de lodo de excesso. A inclusão da remoção de fósforo repercute

basicamente em dois aspectos: (1) tem que incluir um período anaeróbio o processo de biodesfosfatação e (2) crescimento de organismos acumuladores de polifosfato (PAOs), que tem uma cinética própria.

Para o t_{an}, é preciso levar em consideração que o fator limitante dessa etapa será à máxima liberação de fósforo que pode ser exercida frente ao montante de DQO que será aportado no reator. Contudo, definir uma expressão geral que possa estabelecer esse tempo é algo pretencioso e não caberia no escopo dessa pesquisa, pois os estudos acerca desses organismos são complexos e ainda estão em desenvolvimento, merecendo um foco maior e mais vertical. Uma expressão típica que poderia definir esse tempo trata-se da taxa de liberação de fósforo por DQO absorvida ($mgP_{liberado}.mgDQO_{sequestrado}^{-1}$), porém essa ferramenta carece de maiores confirmações, especialmente devido à presença de outras fontes de sumidouro de DQO, como exemplo dos organismos acumuladores de glicogênio (FILIPE; DAIGGER; GRADY, 2001; WINKLER et al., 2011) ou mesmo a desnitrificação.

Dessa forma, torna-se mais coerente assumir valores de segurança para t_{an} que não comprometam a qualidade do sistema. É comum reportarem que tempos entre 1 a 2 horas como sendo mais do que suficientes para a liberação total de fósforo no ambiente anaeróbio (BARBOSA, 2009; DA NOBREGA, 2010; METCALF & EDDY, 2003), de modo que foi adotado o valor de 1,5 h para t_{an}.

Quanto ao crescimento dos PAOs fazem-se as seguintes suposições:

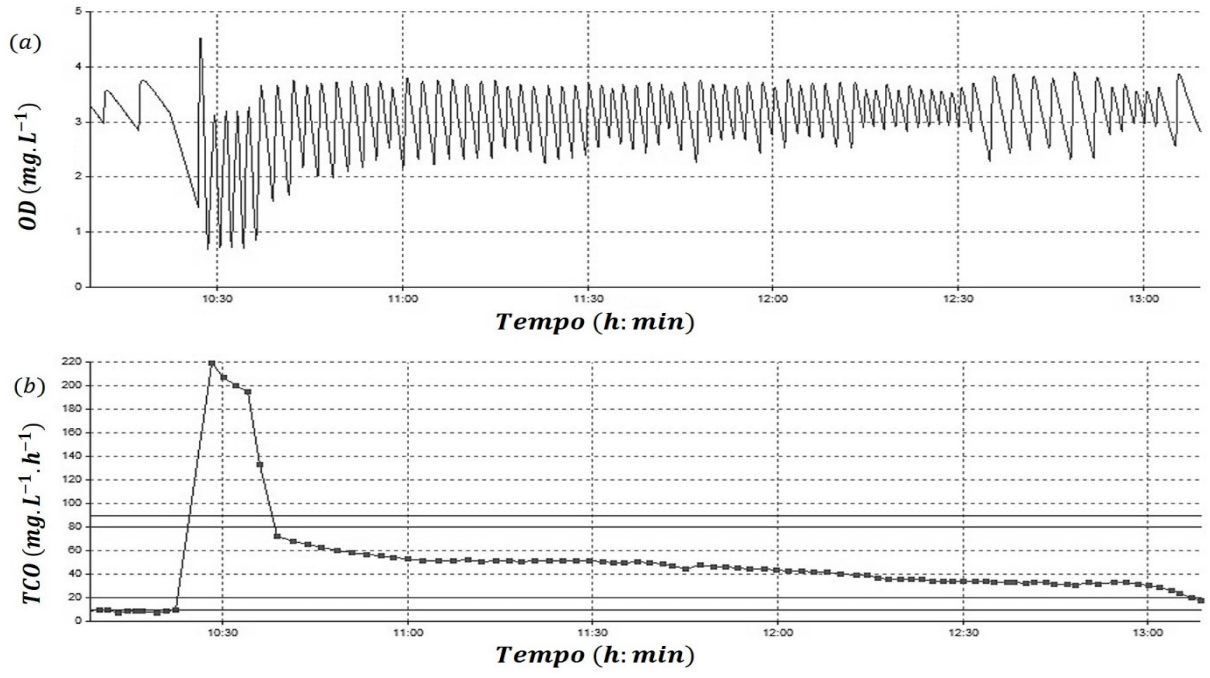
(1) A fração da DQO que será utilizada pelos PAOs será igualada a DQO solúvel do afluente;
(2) Supõe-se que o coeficiente de rendimento seja igual àquele dos organismos heterotróficos ordinários (OHOs), diferente do encontrado por (DIRCKS et al., 1999);
(3) A constante de decaimento dos PAOs é muito menor que a dos OHOs: adotou-se o valor proposto por (HENZE et al., 2000) de 0,01 d^{-1};
(4) A fração de material orgânico dos PAOs é muito menor que a dos OHOs: adotou-se o valor proposto por (HENZE et al., 2000) f_{vp} = 0,46 $gSVS.gSTS^{-1}$;
(5) Supõe-se que no ambiente aeróbio os PAOs irão metabolizar o material de reserva (PHB), enquanto os OHOs usam o material extracelular (predominantemente particulado);

(6) O tempo necessário para processar a batelada é determinado pela duração do metabolismo de remoção do material orgânico particulado pelos OHOs e se calcula com a **Equação V.6**. O tempo necessário para remoção do PHB é muito menor, a não ser que o material orgânico solúvel predomine no afluente como no caso da **Figura V.87**.

(7) Quando todo o substrato é metabolizado, a TCO se torna novamente igual à TCO endógena.

Comparado com o volume que pode ser tratado em um sistema sem remoção de P, o sistema RB^2 tem uma capacidade muito menor de tratamento porque (a) uma parte do tempo (durante o momento anaeróbio) não há remoção do substrato e (b) no modelo somente as OHOs removem material orgânico particulado mas a concentração de OHOs é menor porque parte do substrato é usado para fazer PAOs (que só usam o material solúvel transformado). Admite-se uma fração de f_p = 0,20 mgP.mgSSV^{-1}, enquanto que uma proporção f_v = 0,6 X_v.SST^{-1} nas PAOs. Nas OHOs estes valores são 0,025 mgP.mgSSV^{-1} e 0,75 mgSSV.mgSST^{-1}. Na **Tabela V.25** aplica-se o modelo em um exemplo para as mesmas condições usadas no sistema RC^1, acrescentando os aspectos pertinentes ao fósforo.

Figura V.87: Respirograma gerado durante a aeração de uma batelada do sistema $\boldsymbol{RB^2}$ processada com controle do respirômetro.



FONTE: próprio autor

Tabela V.25: Conjunto de dados para otimização de sistema com remoção de matéria orgânica e fósforo (MOP) com base no modelo ASM - Haandel -1

Bloco 1: Teoria básica de lodo ativado						
Y	0,45	g/g	f_{us}	0,1	f_{pp}	0,20
Temp	26,0	ºC	f_{up}	0,1	f_{pp}	0,03
b_h	0,30	d^{-1}	f_{sb}	0,25		
b_p	0,01	d^{-1}	f_v	0,75	Xv/Xt	
f_{cv}	1,50	g/g	f_{vp}	0,60	Xv/Xt	
f	0,20					

Rs	Cr	mXap	mXap	mXep	mXe	mXi	mXv	mXt	mSe	mSo	mSx	mPl
1,00	0,35	0,09	0,21	0,00	0,01	0,07	0,38	0,53	0,10	0,34	0,56	0,02
2,00	0,56	0,18	0,34	0,00	0,04	0,13	0,69	0,98	0,10	0,38	0,52	0,024032
3,00	0,71	0,26	0,42	0,00	0,08	0,20	0,96	1,37	0,10	0,42	0,48	0,023331
4,00	0,81	0,35	0,49	0,00	0,12	0,27	1,22	1,74	0,10	0,44	0,46	0,02278
6,00	0,96	0,51	0,57	0,01	0,21	0,40	1,70	2,43	0,10	0,48	0,42	0,021937
8,00	1,05	0,67	0,63	0,01	0,31	0,53	2,15	3,08	0,10	0,50	0,40	0,021291
10,00	1,11	0,82	0,67	0,02	0,41	0,67	2,58	3,71	0,10	0,51	0,39	0,020759
20,00	1,27	1,5	0,76	0,06	0,93	1,33	4,58	6,61	0,10	0,56	0,34	0,018855

Bloco 2: dados específicos da planta para calcular Rh em função da concentração de lodo		
Sta	0,60	$g.L^{-1}$
Vr	15,0	L

Rs	Qa	Msta	MXt	Xt	Xa	Rh	#Nº bateladas	TCOmed	Mso	Met
1,00	35,0	21,06	11,17	0,74	0,29	10,26	4,68	19,69	7,09	11,17
2,00	51,7	31,07	30,30	2,02	0,70	6,95	6,90	33,19	11,95	15,15
3,00	56,2	33,76	46,38	3,09	0,95	6,40	7,50	39,17	14,10	15,46
4,00	57,4	34,46	60,11	4,01	1,12	6,27	7,66	42,30	15,23	15,03
6,00	56,5	33,91	82,56	5,50	1,30	6,37	7,54	44,77	16,12	13,76
8,00	54,0	32,42	99,98	6,67	1,36	6,66	7,20	44,80	16,13	12,50
10,00	51,1	30,68	113,75	7,58	1,37	7,04	6,82	43,76	15,76	11,38
20,00	38,9	23,37	154,53	10,30	1,19	9,24	5,19	36,11	13,00	7,73

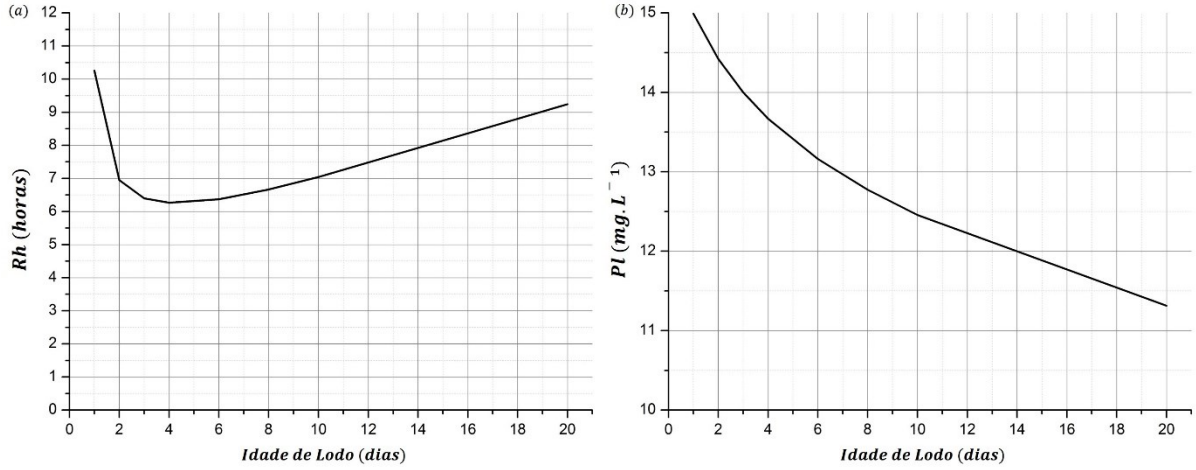
Bloco 3: Cálculo do tempo total e número de bateladas					
k_{mp}	5	$mg.mg^{-1}.d^{-1}$	**Vbat**	7,5	L
V_o	12	$m.h^{-1}$	**Vr**	15	L
K	0,3	$L.g^{-1}$	**Hr**	2	m

Rs	ta	tan	tl	tef	tae	tse	tt	#Nº bateladas
1,00	0,25	1,5	0,1	0,25	240,0	0,15	240,7	0,10
2,00	0,25	1,5	0,1	0,25	2,54	0,67	3,8	6,31
3,00	0,25	1,5	0,1	0,25	1,71	1,54	3,8	6,24
4,00	0,25	1,5	0,1	0,25	1,50	2,40	4,5	5,33
6,00	0,25	1,5	0,1	0,25	1,36	4,17	6,1	3,91
8,00	0,25	1,5	0,1	0,25	1,33	6,04	7,9	3,01
10,00	0,25	1,5	0,1	0,25	1,33	8,02	9,9	2,41

20,00	0,25	1,5	0,1	0,25	1,46	19,87	21,9	1,09

Após realizado o procedimento de interação no modelo, foi possível relacionar a idade de lodo com o tempo de permanência conforme ilustrado na **Figura V.88** bem como a relação da concentração de fósforo que é removida em função da idade de lodo.

Figura V.88: (a) Tempo de permanência mínima em um RBS em funçao da idade de lodo com remoção de MOP – base de simulação obtida da Tabela V.25 e (b) Estimativa de remoção de P ($mg.L^{-1}$) em função da idade de lodo.



FONTE: próprio autor

De maneira análoga ao sistema RC^1, foi possível elencar as informações mínimas necessárias para o uso do modelo ASM-Haandel 1 - MOP, listadas no **Quadro V.6**. Na **Tabela V.26** encontram-se os valores médios obtidos experimentalmente das constantes K_{ms}, K_{mp}, K e V_o durante a operação do sistema RB^2 e que podem servir de referência (default) na falta de valores de campo.

Quadro V.6: Informação mínima necessária para simulação do modelo ASM-Haandel 1 - MOP

Variável	Teste	Default
(1) Concentração/composição da MO f_{us}, f_{up}, f_{bs}, S_{ta}	DQO do efluente Teste da massa de lodo, Respirometria (**Equação V.5**) DQO do afluente	f_{us}, 0,1 f_{up}, 0,1 f_{bs}, 0,25 -

(2) Fração volátil: f_v f_{vp}	Xv/Xt	0,75 a 0,8 0,5 a 0,6
(3) Razão P/DQO	DQO e P Afluente	0,2 a 0,5
(4) Temperatura (constante decaimento) b_h b_{hp}	Respirometria	$0,24*1,04^{(t-20)}$ $0,01*1,04^{(t-20)4}$
(5) Altura RBS	Parâmetro livre	-
(6) Constante de utilização MO particulado PHB	Respirometria	1,7 $gDQO.gX_a^{-1}.d^{-1}$ 5 $gDQO.gX_a^{-1}.d^{-1}$
(7) Sedimentabilidade k, v_o.	Teste específico	$k = 0,3\ L.g^{-1}$ $v_o = 12\ m.h^{-1}$
(8) Fração de fósforo f_p nas OHOs f_{pp} nas PAOs	Fósforo no lodo	0,025 0,10 a 0,20

Tabela V.26: Estatística descritiva básica dos dados cinéticos necessários para o ASM-Haandel 1 – MOP do sistema $\mathbf{RB^2}$ obtidos na FASE 3

$\mathbf{RB^2}$	$\mathbf{K_{ms}}$ $\mathbf{(mgDQO.mgXa^{-1}.d^{-1})}$	$\mathbf{K_{mp}}$ $\mathbf{(mgDQO.mgXa^{-1}.d^{-1})}$	$\mathbf{K_m}$ **PHB** $\mathbf{(mgDQOseq.mgXap^{-1}.d^{-1})}$	**K** $\mathbf{(L.g^{-1})}$	$\mathbf{V_o}$ $\mathbf{(m.h^{-1})}$
Média $\mathbf{(mg.L^{-1})}$	11,5	1,6	5,6	0,37	10,5
DV $\mathbf{(mg.L^{-1})}$	1,29	0,25	1,66	0,05	1,23
CV (-)	0,11	0,16	0,29	0,16	0,11

V.2.5. *Modelamento do sistema RBS para a remoção de material orgânico, fósforo e nitrogênio com nitrificação e desnitrificação simultânea (MOSNDP) – Sistema* $RB^3_{pré-D}$

No sistema com nitrificação e desnitrificação simultânea as taxas de nitrificação e desnitrificação são iguais para que haja remoção do nitrato na medida em que se forma. Normalmente, a taxa de nitrificação é bem maior que a da desnitrificação e aplica-se uma redução da concentração de OD para que a taxa de nitrificação se reduza. Por outro lado, quanto menor a concentração de OD maior será a taxa de desnitrificação. Portanto, para algum valor (baixo) da concentração de OD a taxa de nitrificação (r_n) será igual à taxa de desnitrificação (r_d).

O valor da concentração de OD para que $r_n = r_d$ foi estabelecido empiricamente da seguinte maneira:

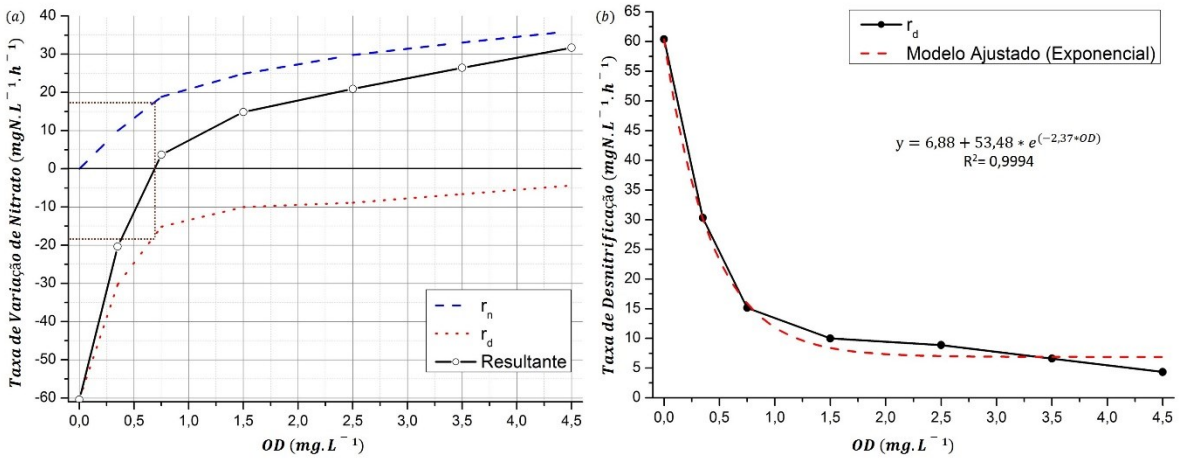
(1) Coletou-se um lote de SSLM do sistema $RB^{3}_{pré-D}$ e subdivido-o em 2 alíquotas;

(2) Uma alíquota serviu para avaliar a variação da nitrificação em função do oxigênio dissolvido;

(3) A segunda alíquota foi conduzida para um teste de desnitrificação em função da variação do oxigênio

(4) A **Figura V.89 (a)** mostra a relação experimental da taxa de variação de nitrato do teste em função do oxigênio dissolvido e a **Figura V.89 (b)** apresenta um modelo exponencial da taxa de desnitrificação obtido para o sistema $RB^{3}_{pré-D}$.

Figura V.89: (a) Taxa de variação de nitrato (linha cheia), taxa de nitrificação (interrompida positiva) e taxa de desnitrificação (interrompida negativa) em função da concentração o de OD (b) taxa de desnitrificação e ajuste de modelo exponencial.



FONTE: próprio autor

A taxa de nitrificação pode ser calculada pela expressão de Monod, reconhecendo que há limitação de oxigênio dissolvido (**Equação V.9**):

$$r_n = \mu_m * \frac{OD}{K_o^{N1,2}+OD} * \frac{X_a^{N1,2}}{Y_{obs}^{N1,2}} = \mu_m * \frac{R_S}{\left(1+b_n^{N1,2}*R_S\right)} * \frac{N_c}{R_h} \quad \textbf{(V.9)}$$

O parâmetro operacional mais importante para assegurar que a nitrificação funcione eficientemente é a idade de lodo. Seu valor pode ser calculado a partir da cinética de Monod (**Equação V.10**):

$$R_{sm} = \frac{1}{\mu_m - b_n^{N1,2}} = \frac{1}{\left(\mu_m * \frac{OD}{K_o^{N1,2} + OD} - b_n^{N1,2}\right)} \quad \textbf{(V.10)}$$

Por exemplo, para μ_m = 0,3 d^{-1}, K_o = 1 $mg.L^{-1}$, OD = 0,5 $mg.L^{-1}$ e b_n = 0,05d^{-1}, se calcula:

$$R_{sm} = \frac{1}{\left(0{,}3 * \frac{0{,}5}{1 + 0{,}5} - 0{,}05\right)} = \frac{1}{0{,}3 * 0{,}333 - 0{,}05} = 20\ d$$

Agora se calcula a taxa de nitrificação no reator (**Equação V.11**)

$$r_n = * \frac{\mu_m}{Y_{obs}^{N1,2} * X_a^{N1,2}} = \mu_m * \frac{OD}{(K_o + OD)} * \frac{R_s}{\left(1 + b_n^{N1,2} * R_s\right)} * \frac{N_c}{R_h} \quad \textbf{(V.11)}$$

Por outro lado, tendo-se a taxa de variação de nitrato e a taxa de nitrificação, pode-se determinar a taxa de desnitrificação como a diferença entre estas duas taxas (**Equação V.12**):

$$r_d = \frac{\Delta \mathrm{Nn}}{\Delta \mathrm{t}} - r_n \quad \textbf{(V.12)}$$

Usando-se os dados de **Figura V.89 (a)** para calcular os valores de r_d em função de OD, plotou-se na **Figura V.89 (b)** a relação entre r_d e OD. Para os dados da **Figura V.89 (a)** a taxa de desnitrificação é inversamente proporcional com o expoente da concentração de OD como mostra a **Figura V.89 (b)** e na **Equação V.13**:

$$r_d = 6{,}88 + 53{,}48 * e^{(-2{,}37 * OD)} \quad \textbf{(V.13)}$$

Assim, calcula-se a concentração de OD quando a taxa de desnitrificação é a metade da taxa máxima (OD = 0) como:

$$r_{d\ máximo} = 6{,}88 + 53{,}48 * e^{(-2{,}37 * 0)} = 60{,}3$$

$$\frac{60,3}{2} = 6,88 + 53,48 * e^{(-2,37*OD)}$$

$$OD = 0,35\ mg.L^{-1}$$

Por outro lado, desconsiderando a desnitrificação devido ao material orgânico solúvel e biodegradável (que terá uma influência pequena), a taxa de desnitrificação pode ser escrita como uma expressão genérica para um sistema SND como (**Equação V.14**):

$$r_d = k_2 * X_a^{HET}.k_{2p}X_{ap}^{HET} * e^{(-2,37*OD)} \quad \textbf{(V.14)}$$

onde

k_2 = constante de desnitrificação para lodo ativo dos OHO usando material particulado

k_{2p} = constante de desnitrificação para lodo ativo dos PAO usando material particulado

Logo, a condição SND em um sistema de câmara única e sem fonte de S_{bs} disponível (todo S_{bsa} é utilizado na etapa anaeróbia, seja em uma pré desnitrificação do nitrato residual ou na biodesfosfatação) seria ideal quando: $r_n = r_d$, conforme apresentado na **Equação V.15**.

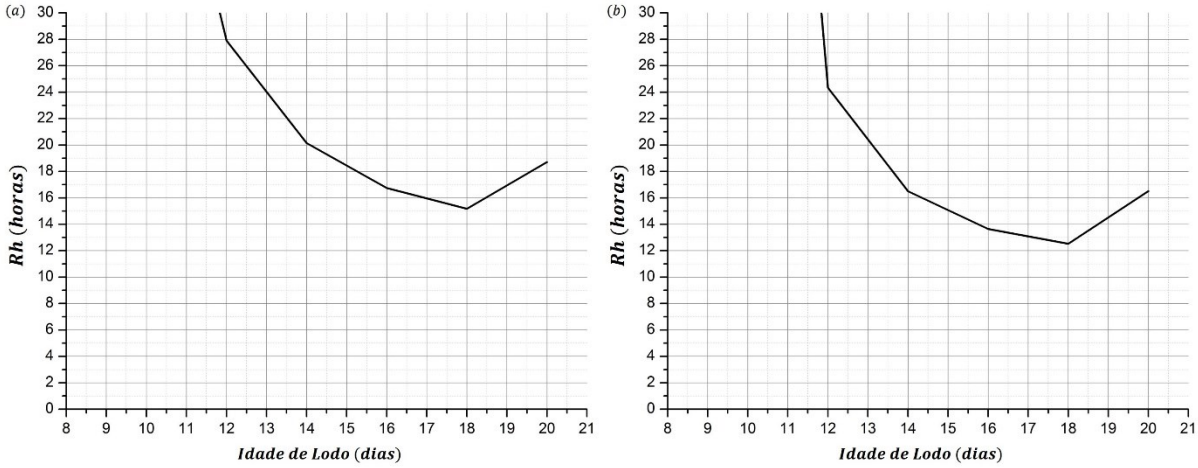
$$\mu_m * \frac{OD}{(K_o+OD)} * \frac{R_s}{\left(1+b_n^{N1,2}*R_s\right)} * \frac{N_c}{R_h} = k_2 * X_a^{HET}.k_{2p}X_{ap}^{HET} * e^{(-2,37*OD)} \quad \textbf{(V.15)}$$

Na **Figura V.90** apresenta-se a vazão que pode ser tratado em um sistema RBS de 15 L. Comparado com o volume que pode ser tratado em um sistema que remova apenas matéria orgânica e fósforo (apresentado na subseção anterior, V.2.4), observa-se uma redução de 57,4 $L.d^{-1}$ para 23 $L.d^{-1}$, o que é atribuível principalmente à necessidade de se manter uma idade de lodo longa (e portanto uma massa de lodo grande) para a remoção de nitrogênio. Ainda na **Figura V.90 (b)** é possível observar o tempo de permanência aplicável para cada idade de lodo em que $r_n = r_d$ em um sistema com nitrificação e desnitrificação em câmaras separadas ou com N e D.

Comparando as **Figuras V.90 (a)** e **(b)** é possível observar que, tendo como critério a carga hidráulica de tratamento, não é interessante fazer a nitrificação e desnitrificação simultânea porque o tempo de permanência mínima para N-D é bem menor que para SND, além de ser

difícil operacionalmente em sistemas RBS manter uma concentração de OD igual e 0,35 mg.L^{-1}.

Figura V.90: (a) Tempo de permanência mínimo num RBS com SND (DO = 0,35 mg/L) e (b) tempo de permanência mínimo num RBS com zonas dedicadas para N e D (f_{ae} = 0,37)



FONTE: próprio autor

No **Quadro V.7** elencou-se as informações mínimas necessárias para o uso do modelo ASM-Haandel 1 - MOSNDP e na **Tabela V.27** encontram-se os valores médios obtidos experimentalmente das constantes K_{ms}, K_{mp}, K e V_o durante a operação do sistema $RB^3_{pré-D}$ e que podem servir de referência (default) na falta de valores de campo.

Quadro V.7: Informação mínima necessária para simulação do modelo ASM-Haandel 1 - MOSNDP

Variável	Teste	Default
(1) Concentração/composição da MO f_{us}, f_{up}, f_{bs}, S_{ta}	DQO do efluente Teste da massa de lodo, Respirometria (**Equação V.5**) DQO do afluente	f_{us}, 0,1 f_{up}, 0,1 f_{bs}, 0,25 -
(2) Razão NTK/DQO	DQO e NTK no afl.	-
(3) Fração volátil: f_v f_{vp}	Xv/Xt	0,75 a 0,8 0,5 a 0,6
(4) Fração de N no lodo	NTK do lodo	0,1 gN.gSSV^{-1}
(5) Razão P/DQO	DQO e P Afluente	0,2 a 0,5
(6) Cinética de Nitrificação μ_m	Respirometria	0,3 a 0,5 /d 0,5-1,0 mg.L^{-1}

K_o b_n		$0,04*1,03^{(t-20)}$
(7) Cinética de Desnitrificação k2 nas OHO k2 nas PAOS fator de redução de rd = f(OD)	Testes específicos e respirométricos	0,1*1,08(t-20) 0,2*1,08(t-20) $rd = r_{do}\ e^{(-kOD)}$
(8) Temperatura (constante decaimento) b_h b_{hp}	Respirometria	$0,24*1,04^{(t-20)}$ $0,01*1,04^{(t-20)4}$
(9) Altura RBS	Parâmetro livre	-
(10) Sedimentabilidade k, v_o.	Teste específico	$k = 0,32\ L.g^{-1}$ $v_o = 15\ m.h^{-1}$
(11) Fração de fósforo f_p nas OHOs f_{pp} nas PAOs	Fósforo no lodo	0,025 0,10 a 0,20

Tabela V.27: Estatística descritiva básica dos dados cinéticos necessários para o ASM-Haandel 1 – MOSNSP do sistema $\mathbf{RB}^{\mathbf{3}}_{\boldsymbol{pr\acute{e}-D}}$obtidos na FASE 3

$\mathbf{RB}^{\mathbf{3}}_{\boldsymbol{pr\acute{e}-D}}$	$\mathbf{K_{ms}}$ **(mgDQO.mgXa^{-1}.d^{-1})**	$\mathbf{K_{mp}}$ **(mgDQO.mgXa^{-1}.d^{-1})**	$\mathbf{K_m}$ **PHB (mgDQOseq.mgXap^{-1}.d^{-1})**	**K (L.g^{-1})**	$\mathbf{V_o}$ **(m.h^{-1})**
Média (mg.L^{-1})	11,6	2,8	3,0	0,32	11,7
DV (mg.L^{-1})	1,10	0,45	0,17	0,05	1,92
CV (-)	0,09	0,16	0,05	0,15	0,16

V.2.6. *Modelamento do sistema RBS para a remoção de material orgânico, fósforo e nitrogênio com nitrificação e desnitrificação em câmaras dedicadas (MOSNDP) – Sistema* $RB^{4}_{air\ lift}$

No sistema RBS para remoção de material orgânico e nitrogênio através dos processos de nitrificação e desnitrificação em zonas separadas haverá no reator duas zonas separadas fisicamente com ambientes diferentes: (1) uma zona aeróbia para nitrificação e (2) uma zona anóxica para desnitrificação. O lodo circula constantemente entre os dois reatores. Esta circulação pode ser feita com uma bomba (que pode ter a forma de um air lift, já que existe a aeração na zona aeróbia), ou então simplesmente aproveitando do desnível entre as duas zonas, causada pela expansão do licor misto quando as bolhas de ar sobem. Dependendo da posição em que o licor misto entra na zona anóxica, o licor misto ira escoar na direção ascendente ou descendente: se entra no fundo da zona anóxica, o licor misto irá subir até a superfície da zona anóxica, de onde volta para a zona aeróbia. Neste caso haverá sedimentação do lodo na zona

anóxica até que a velocidade ascendente se torne igual à velocidade de sedimentação do lodo (Equação V.:

$$v = \frac{Q_r}{A} = v_o * e^{(-k*X_{ta})} \quad \textbf{(V.16)}$$

Em que:
v = velocidade ascendente do líquido velocidade de sedimentação dos sólidos
Q_r = vazão de circulação de lodo
A = área da zona anóxica
v_o, k = constante de sedimentabilidade
X_{tan} = concentração do lodo na zona anóxica

O resultado da sedimentação em contra corrente ao deslocamento ascendente do líquido é um aumento da concentração de lodo na zona anóxica que leva automaticamente a um aumento da taxa de desnitrificação nesta zona A concentração de lodo aumentará até que a velocidade de sedimentação se torne igual à velocidade ascendente do líquido. Essa pode ser determinada pela **Equação V.16** enquanto a massa de lodo no sistema com as duas zonas se calcula a partir da equação pertinente descrita nas **Equações V.17. V.18 e V.19**:

$$mX_t = \frac{(mX_i+mX_a+mX_e)}{f_v} = \left[\left(1 - f_{us} - f_{up}\right) * (1 + f * b_h * R_s) * C_r + \frac{f_{up}*R_s}{f_{cv}}\right] * \frac{1}{f_v} \quad \textbf{(V.17)}$$

e

$$MX_t = mX_v * MS_{ta} \quad \textbf{(V.18)}$$

Portanto:

$$X_t = \frac{S_{ta}}{f_v*R_h} * \left(1 - f_{us} - f_{up}\right) * (1 + f * b_h * R_s) * C_r + \frac{f_{up}*R_s}{f_{cv}} \quad \textbf{(V.19)}$$

Por exemplo, se k = 0,25 $L.g^{-1}$, v_o = 10 $m.h^{-1}$, Q_r/A = 1 $m.h^{-1}$ = 1 m^3m^2/h, a concentração na zona anóxica se estabelecerá em X_{tan} = 1/k*ln (v_o/ v) = 1/0,25*ln(10) = 4*2,3 = 9,2 $g.L^{-1}$. Por

outro lado, a massa de lodo que se estabelece no sistema de tratamento será dada pela teoria geral do sistema de lodo ativado. Na **Figura V.90 (b)** é apresentado o tempo de permanência mínimo possível a ser aplicado em um sistema RBS de 15 L com os mesmos dados de entrada dos exemplos anteriores e no **Quadro V.8** os principais elementos que são requeridos para o uso do modelo.

Quadro V.8: Informação mínima necessária para simulação do modelo ASM-Haandel 1 - MONDP

Variável	Teste	Default
(1) Concentração/composição da MO f_{us}, f_{up}, f_{bs}, S_{ta}	DQO do efluente Teste da massa de lodo, Respirometria (**Equação V.5**) DQO do afluente	f_{us}, 0,1 f_{up}, 0,1 f_{bs}, 0,25 -
(2) Razão NTK/DQO	DQO e NTK no afl.	-
(3) Fração volátil: f_v f_{vp}	Xv/Xt	0,75 a 0,8 0,5 a 0,6
(4) Fração de N no lodo	NTK do lodo	0,1 gN.gSSV^{-1}
(5) Razão P/DQO	DQO e P Afluente	0,2 a 0,5
(6) Cinética de Nitrificação μ_m K_o b_n	Respirometria	0,3 a 0,5 /d 0,5-1,0 mg.L^{-1} 0,04*1,03$^{(t-20)}$
(7) Cinética de Desnitrificação k2 nas OHO k2 nas PAOS fator de redução de rd = f(OD)	Testes específicos e respirométricos	0,1*1,08(t-20) 0,2*1,08(t-20) $rd = r_{do}\ e^{(-kOD)}$
(8) Temperatura (constante decaimento) b_h b_{hp}	Respirometria	0,24*1,04$^{(t-20)}$ 0,01*1,04$^{(t-20)4}$
(9) Altura RBS	Parâmetro livre	-
(10) Sedimentabilidade k, v_o.	Teste específico	k = 0,32 L.g^{-1} v_o = 15 m.h^{-1}
(11) Fração de fósforo f_p nas OHOs f_{pp} nas PAOs	Fósforo no lodo	0,025 0,10 a 0,20

Na **Tabela V.28** encontra-se as médias das constantes cinéticas do sistema $RB^{4}_{air\ lift}$ obtidas durante a FASE 3.

Tabela V.28: Estatística descritiva básica dos dados cinéticos necessários para o ASM-Haandel 1 – MOSNSP do sistema $\mathbf{RB^{4}_{air\ lift}}$ obtidos na FASE 3

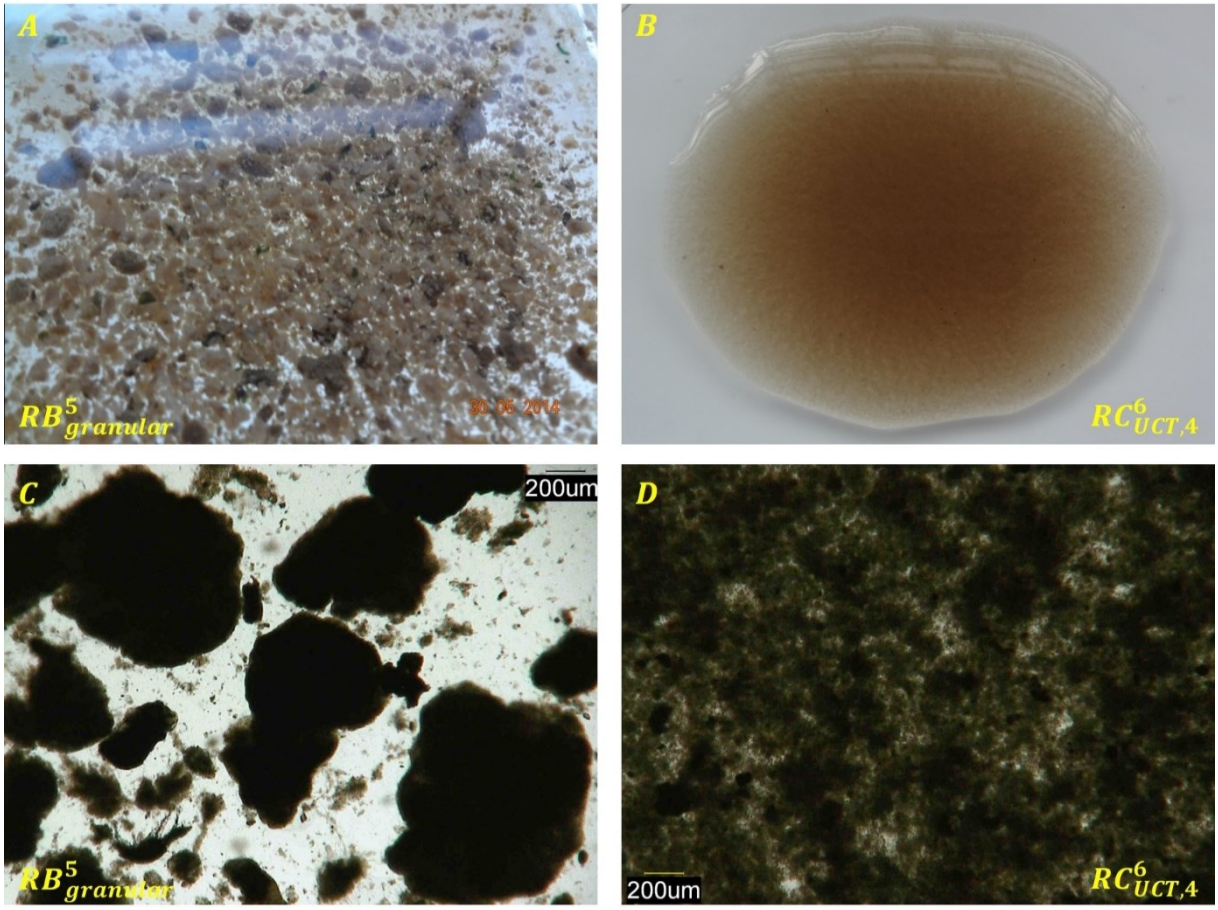
$RB^{4}_{air\ lift}$	K_{ms} (mgDQO.mgXa^{-1}.d^{-1})	K_{mp} (mgDQO.mgXa^{-1}.d^{-1})	$K_{m\ PHB}$ (mgDQOseq.mgXap^{-1}.d^{-1})	K (L.g^{-1})	V_o (m.h^{-1})
Média (mg.L^{-1})	12,4	4,1	6,8	0,39	15,0
DV (mg.L^{-1})	1,39	1,03	1,01	0,05	1,79
CV (-)	0,11	0,25	0,15	0,12	0,12

V.2.7. *Modelamento do sistema RBS para a remoção de material orgânico, fósforo e nitrogênio em câmara única com lodo granular (GMOSNDP) – Sistema* $RB^{5}_{granular}$

No modelamento de sistemas com lodo granular usa-se a mesma abordagem do modelo para sistemas com nitrificação e desnitrificação simultânea (SND), só que neste caso como são grânulos, afeta o sistema de três maneiras: (1) a sedimentabilidade do lodo granulado é bem superior ao lodo comum, (2) a redução da desnitrificação com aumento da concentração de OD no sistema SND é menor, isto é, se pode ter uma concentração de OD maior e ainda igualar as taxas de nitrificação e desnitrificação e (3) as constantes cinéticas de utilização dos substratos em geral são maiores no caso de lodo granulado. Na **Figura V.91** é apresentado um conjunto de imagens nas quais é possível comparar qualitativamente a morfologia de um lodo granular obtido do sistema $RB^{5}_{granular}$ (**Figura V.91 (a)** e **(c)**) com a morfologia de um lodo floculento ou tradicional obtido do sistema $RC^{6}_{UCT,4}$ (**Figura V.91 (b)** e **(d)**).

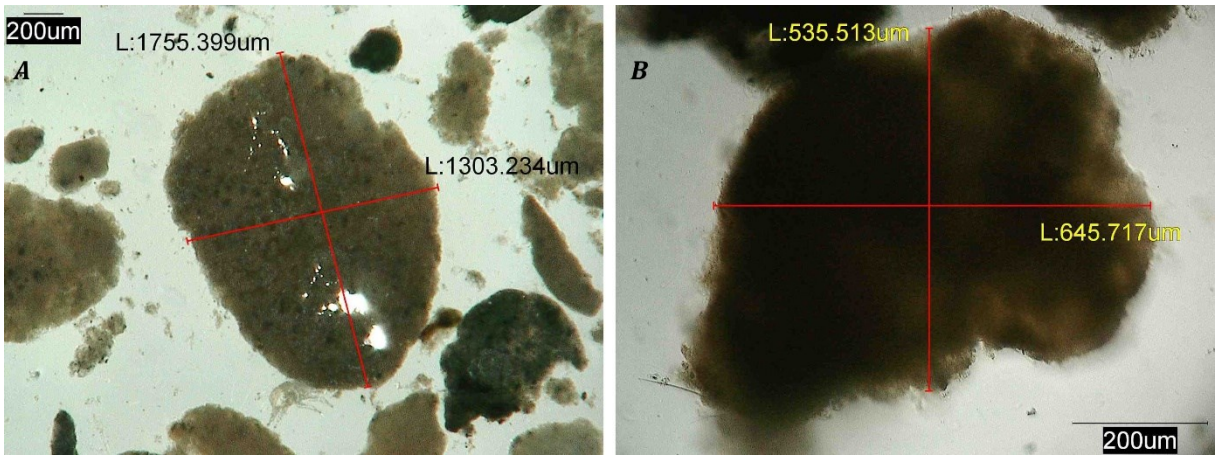
Além da pronunciada diferença morfológica observada na **Figura V.91**, outro aspecto importante sobre a morfologia e classificação de grânulos aeróbios é que, para se receber essa categorização, é fundamental observar o diâmetro médio mínimo necessário para ser considerado granular (diâmetro de Feret), sendo definindo como 0,2 mm ou 200 μm (DE KREUK; PRONK; VAN LOOSDRECHT, 2005; GAO et al., 2011). Na **Figura V.92** é possível observar uma imagem de microscopia ótica do lodo do sistema $RB^{5}_{granular}$ em que é feita a medição do comprimento maior e menor e que estes superam 200 μm.

Figura V.91: (a) e (b) Lodo granular e lodo floculento dos sistemas $\boldsymbol{RB^{5}_{granular}}$ e $\boldsymbol{RC^{6}_{UCT,4}}$, respectivamente, (c) e (d) microscópica ótica de transmissão com ampliação de 350x do lodo granular e lodo floculento dos sistemas $\boldsymbol{RB^{5}_{granular}}$ e $\boldsymbol{RC^{6}_{UCT,4}}$, respectivamente



FONTE: próprio autor

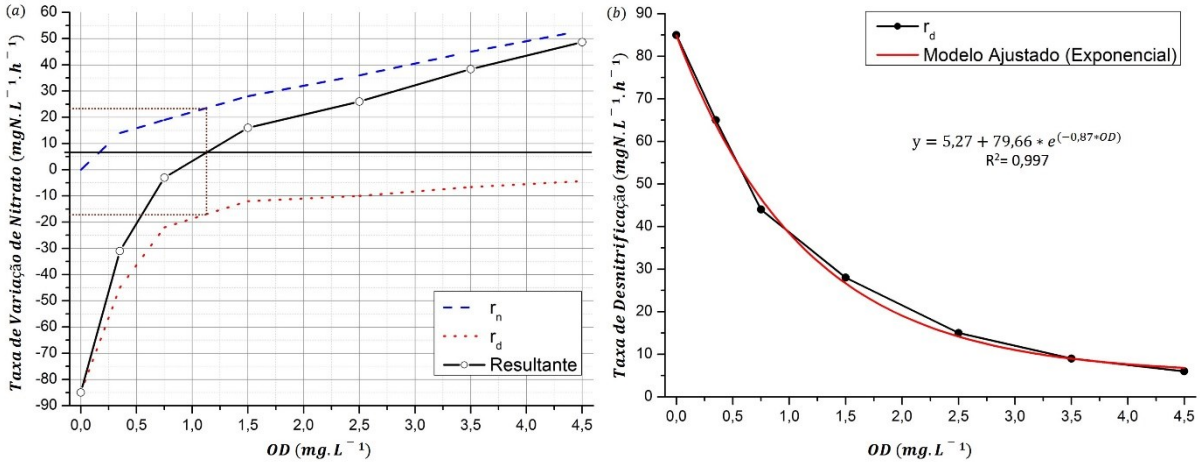
Figura V.92: (a) microscopia ótica de reflexão com ampliação de 100x do lodo granular e (b) microscopia ótica de transmissão com ampliação de 350x de outra amostra do mesmo lodo.



FONTE: próprio autor

Assim, nas **Figuras V. 93 (a)** e **(b)** apresenta-se a taxas de variação de nitrato para um sistema SND granular considerando à aplicação de um oxigênio dissolvido mais elevado (1 $mg.L^{-1}$).

Figura V.93: (a) Taxa de variação de nitrato (linha cheia), taxa de nitrificação (interrompida positiva) e taxa de desnitrificação (interrompida negativa) em função da concentração o de OD (b) taxa de desnitrificação e ajuste de modelo exponencial para o sistema granular.



FONTE: próprio autor

A nova expressão que determina a influência do oxigênio dissolvido na taxa máxima de desnitrificação foi recalculada com base nas taxas de desnitrificação da **Figura V.93 (a)** e apresentada na **Equação V.13**.

$$r_d = 5{,}27 + 79{,}66 * e^{(-0{,}87*OD)} \quad \textbf{(V.20)}$$

Assim, calcula-se a concentração de OD quando a taxa de desnitrificação é a metade da taxa máxima (OD = 0) como:

$$r_{d\ máximo} = 5{,}27 + 79{,}66 * e^{(-0{,}87*OD)} = 85$$

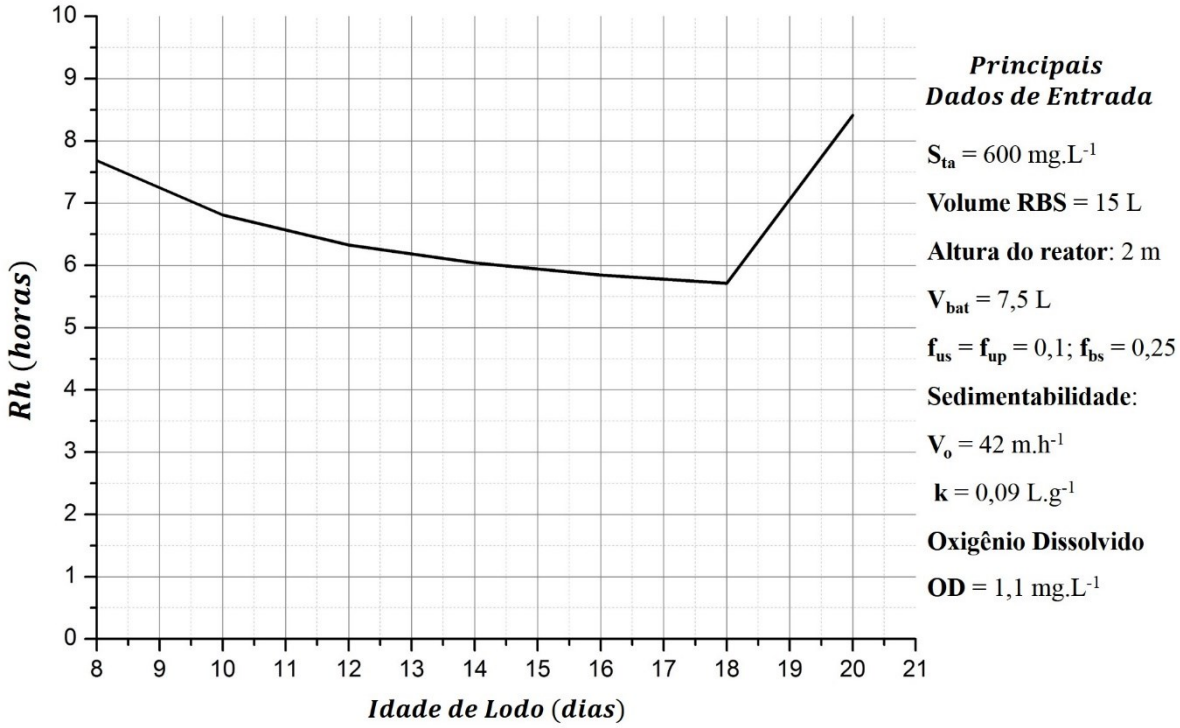
$$\frac{85}{2} = 5{,}27 + 79{,}66 * e^{(-0{,}87*OD)}$$

$$OD = 0{,}83\ mg.L^{-1}$$

Na **Figura V.94** apresenta-se a vazão que pode ser tratado em um sistema granular com as condições de entrada dos sistemas anteriores, modificando os parâmetros cinéticos dos SSLM. Percebe-se com o resultado da **Figura V.94** que a vazão que é possível de ser tratada é muito

superior à vazão tratável em condições similares em outros sistemas. Contudo, é importante destacar que, apesar de vantajoso, o sistema granular carece de muitos estudos que afirmem melhor suas condições operacionais de partida e de manutenção de sua estabilidade. No **Quadro V.9** é apresentado os parâmetros mínimos necessários para o uso do modelo aplicado ao lodo granular e na **Tabela V.29** a média dos dados cinéticos obtidos para o sistema $RB^{5}_{granular}$.

Figura V.94: tempo de permenancia em função da idade de lodo para sistema granular com nitrificação e desnitrificação simultânea.



FONTE: próprio autor

Quadro V.9: Informação mínima necessária para simulação do modelo ASM-Haandel 1 - GMOSNDP

Variável	Teste	Default
(1) Concentração/composição da MO f_{us}, f_{up}, f_{bs}, S_{ta}	DQO do efluente Teste da massa de lodo, Respirometria (**Equação V.5**) DQO do afluente	f_{us}, 0,1 f_{up}, 0,1 f_{bs}, 0,25 -
(2) Razão NTK/DQO	DQO e NTK no afl.	-
(3) Fração volátil: f_v f_{vp}	Xv/Xt	0,75 a 0,8 0,5 a 0,6

(4) Fração de N no lodo	NTK do lodo	0,1 gN.gSSV^{-1}
(5) Razão P/DQO	DQO e P Afluente	0,2 a 0,5
(6) Cinética de Nitrificação μ_m K_o b_n	Respirometria	0,3 a 0,5 /d 0,5-1,0 mg.L^{-1} 0,04*1,03$^{(t-20)}$
(7) Cinética de Desnitrificação k2 nas OHO k2 nas PAOS fator de redução de rd = f(OD)	Testes específicos e respirométricos	0,25*1,08(t-20) 0,30*1,08(t-20) $rd = r_{do}\ e^{(-0,87*kOD)}$
(8) Temperatura (constante decaimento) b_h b_{hp}	Respirometria	0,24*1,04$^{(t-20)}$ 0,01*1,04$^{(t-20)4}$
(9) Altura RBS	Parâmetro livre	-
(10) Sedimentabilidade k, v_o.	Teste específico	k = 0,09 L.g^{-1} v_o = 42 m.h^{-1}
(11) Fração de fósforo f_p nas OHOs f_{pp} nas PAOs	Fósforo no lodo	0,025 0,10 a 0,20

Tabela V.29: Estatística descritiva básica dos dados cinéticos necessários para o ASM-Haandel 1 – GMOSNSP do sistema $\mathbf{RB}^{\mathbf{5}}_{\boldsymbol{granular}}$ obtidos na FASE 3

$\mathbf{RB}^{\mathbf{4}}_{\boldsymbol{air\ lift}}$	K_{ms} (mgDQO.mgXa^{-1}.d^{-1})	K (L.g^{-1})	V_o (m.h^{-1})
Média (mg.L^{-1})	29,4	0,10	39,1
DV (mg.L^{-1})	1,81	0,01	5,75
CV (-)	0,06	0,14	0,15

É importante acentuar que, apesar de bastante promissores, os resultados obtidos para o lodo granular são dependentes da estabilidade do lodo e que, atualmente, esse tipo de sistema encontra-se em fase de alicerçamento, especialmente no que concerne à partida e manutenção dos grânulos no sistema, como relatado em diversas pesquisas (BASSIN et al., 2012; DE KREUK; PRONK; VAN LOOSDRECHT, 2005; LIU et al., 2011).

VI. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com base nos experimentos realizados, é possível afirmar que:

Sobre os experimentos de Qualidade da Medida de Oxigênio Dissolvido:

- A utilização de eletrodos de OD polarográficos traz consigo um conjunto de características que podem prejudicar as medidas de OD, e consequentemente, respirometricas. Os melhores resultados foram obtidos usando a membrana padrão ou de alta sensibilidade, em que a constante de relaxação do eletrodo foi superior a 6 min^{-1}, com uma frequência (λ) de obtenção dos dados de leitura entre 6 a 10 s.
- Em relação aos sólidos, é recomendável a manutenção de 2 a 4 $g.L^{-1}$ de biomassa, onde nesses casos a redução de K_{la} é entre 10 a 30%. Contudo, valores de sólidos acima de 4 $g.L^{-1}$ podem reduzir até 70% (15 $g.L^{-1}$) a capacidade de oxigenação, agregando maiores gastos nesse processo.

Sobre a Qualidade dos Testes Respirométricos

- O melhor substrato para a caracterização das propriedades biológicas de organismos heterotróficos em condição de máxima utilização foi o Acetato de Sódio;
- Não houve significativa diferença entre o Bicarbonato de Amônio e o Cloreto de Amônio na caracterização das propriedades biológicas de organismos autotróficos nitrificantes, contudo, torna-se mais vantajoso o uso do Bicarbonato de Amônio devido a reposição de alcalinidade no meio, evitando variações bruscas no pH;
- O Nitrito de Sódio obteve boa recuperação em todos os testes efetuados, mostrando viabilidade de sua utilização como substrato modelo à caracterização dos organismos nitratadores;
- Os resultados gerais levam a conclusão de que a plena biodisponibilidade de DQO na forma biodegradável e solúvel não necessariamente signifique que haja 100% de afinidade. Mesmo com o destaque do Acetato de Sódio para os 4 sistemas estudados, é recomendável que testes sejam realizados com outros sistemas em diferentes condições (especialmente de água residuária), haja vista que existe a possibilidade de aclimação de lodo e provavelmente

esses resultados sejam diferentes em cada caso. Contudo, na impossibilidade de ensaios preliminares, recomenda-se o uso do Acetato de Sódio para ensaios que visem a caracterização das condições ideais de comunidades heterotróficas;

- O Fenol e o Acetato de Etila apresentaram toxicidade ao sistema, sendo recomendado portanto testes preliminares caso seja essencial o uso desses substratos ou o lodo não esteja aclimatado;
- O Etanol apesar de não apresentar comportamento modelo para caracterização das condições ideais (máximas) do metabolismo heterotrófico, é provável que represente satisfatoriamente a simulação de material orgânico lentamente biodegradável, considerando que o uso do Etanol promoveu uma baixa taxa de utilização de DQO, mas respeitou a recuperação de 100% da fração oxidada;
- Apesar da significativa difusão do conceito de que a Glicose seja um modelo representativo de substrato para a fonte de carbono, esse resultado não foi confirmado nessa pesquisa (variando 4 sistemas de lodo ativado), evidenciando a necessidade da realização de testes antes da seleção do substrato que será usado;
- A azida de sódio mostrou-se um ótimo seletor de processos quando aplicada para à nitrificação em que, na concentração de 1mg.L^{-1}, inibe seletivamente apenas a nitratação. O uso do ATU também apresentou efeito inibitório ao processo da nitrificação, contudo, sem seletividade entre os processos internos;
- A determinação das constantes de utilização dos substratos (K_m e K_{mp}) e de meia saturação de substratos solúveis (K_{ss} e K_o) apresentaram particularidades em seus cálculos devido ao perfil respirométrico característico dos lodos com capacidade de biodesfosfatação;
- Foi encontrado um fator de influência da temperatura (Θ ou coeficiente de Arrhenius) de 7%. por ^oC para os organismos heterotróficos, 26% por ^oC para a nitritação, 8% por ^oC para a nitratação e 9 % por ^oC para a nitrificação em 1 etapa;
- A determinação da TCO pelo método contínuo mostrou-se comprometida em sua qualidade devido a necessidade de se corrigir o valor de K_{la} de forma dinâmica, estabelecendo portanto que o método semi contínuo é o indicado para ensaios de bancada.

Sobre os sistemas experimentais e o modelo ASM-Haandel 1.

A FASE 3 (f_{us} = 0,12, f_{up} = 0,19, f_{bs} = 0,23 e f_{bp} = 0,46) foi a que constituiu os melhores resultados de desempenho de remoção dos constituintes, em que foi possível obter:

- Eficiências de remoção de DQO superiores a 90% para os sistemas RC^1 , $RB^3_{pré-D}$, $RB^5_{granular}$ e $RC^6_{UCT,4}$. Os sistemas RB^2 e $RB^4_{air\ lift}$ obtiveram remoções médias de DQO de 84%;
- Eficiências de remoção de NTK e amônia superiores a 90% para os sistemas $RB^3_{pré-D}$, $RB^5_{granular}$ e $RC^6_{UCT,4}$. Os sistemas RC^1 e RB^2 não previam remoção de nitrogênio, e portanto, seus baixos percentuais de remoção de NTK e amônia se justificam nos projetos dos sistemas. O sistema $RB^4_{air\ lift}$ apresentou o menor percentual médio de remoção de NTK e amônia, determinado em 80 %.
- Concentração média efluente de nitrito inferior a 1 mgN.L^{-1} para todos os sistemas, exceto para o sistema RC^1 , que obteve uma média de 5,6 mgN.L^{-1}.
- Concentração média efluente de nitrato inferior a 5 mgN.L^{-1} para os sistemas $RB^4_{air\ lift}$ e $RC^6_{UCT,4}$. Para os demais sistemas, a concentração média efluente foi superior a 10 mgN.L^{-1} (36,6 mgN.L^{-1} para o RC^1 , 21,7 mgN.L^{-1} para o RB^2 , 15,5 mgN.L^{-1} para o $RB^3_{pré-D}$ e 10,8 mgN.L^{-1} para o $RB^5_{granular}$).
- Eficiências de remoção de fosforo superiores a 80% para os sistemas RB^2 . $RB^4_{air\ lift}$ e $RC^6_{UCT,4}$, com destaque para o sistema RB^2 que apresentou média de 89,9% de remoção. Os demais sistemas obtiveram remoções médias de 70% (exceto o sistema RC^1 que removeu em média 30% mas que não havia em seu projeto esse objetivo).

O uso do modelo ASM-Haandel-1 aplicado aos 5 objetivos propostos mostrou-se factível e bastante associável com as propriedades bioquímicas e mecânicas, tendo em conta a capacidade observada de prenunciar os tempos de permanência do tratamento usando como essas propriedades.

VII. BIBLIOGRAFIA

ABASAEED, A. E. Sensitivity analysis on a sequencing batch reactor model I. Effect of kinetic parameters. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 70, n. 4, p. 379–383, 1997.

ABNT. Projeto de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário. . 1992, p. 12.

ABNT. Elaboração de Projetos Hidráulico-Sanitários de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários. . 2009, p. 65.

AHN, Y.-H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. **Process Biochemistry**, v. 41, n. 8, p. 1709–1721, 2006.

ALEXANDER, W. V; EKAMA, G. A.; MARAIS, G. V R. The activated sludge process part 2. Application of the general kinetic model to the contact stabilization process. **Water Research**, v. 14, n. 12, p. 1737–1747, 1980.

ANDREADAKIS, A. D. Physical and Chemical Properties of Activated Sludge Floc. **Water Research**, v. 27, n. 12, p. 1707–1714, 1993.

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

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, D. C: American Public Health Association, 2012.

ARTAN, N. et al. The mechanism and design of sequencing batch reactor systems for nutrient removal - the state of the art. **Wat. Sci. Tech**, v. 43, n. 3, p. 53–60, 2001.

ARTAN, N.; ORHON, D.; CHOI, E. Appropriate design of activated sludge systems for nitrogen removal from high strength wastewaters. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 39, n. 7, p. 1913–1924, 2004.

ASCE. **Development of standard procedures for evaluating oxygen transfer devices**. [s.l.] American Society of Civil Engineers, 1983. p. 315

ASCE. **Aeration: A Wastewater Treatment Process**. 1. ed. [s.l.] American Society of Civil Engineers, 1988. p. 178

ASCE. **Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water (2-91)**. [s.l.] American Society of Civil Engineers, 1993. p. 54

BAKER, K. H.; HERSON, D. S. **Bioremediation**. 1. ed. Pennsylvania: McGraw-Hill, Inc, Environmental, 1994. p. 375

Bibliografia

BARBOSA, A. DE O. **Modelagem, Simulação e Automação de Sistemas Biológicos de Tratamento de Esgotos**. [s.l.] Universidade Federal de Campina Grande, 2009.

BARBOSA JÚNIOR, A. R. **Desenvolvimento de metodologia para a determinação do coeficiente de reaeração dos escoamentos naturais da água com o emprego de traçador gasoso**. [s.l.] Universidade de São Paulo, USP, 1989.

BASSIN, J. P. **Nitrificação de Efluentes Salinos em Reatores de Leito Móvel com Biofilme e Biorreatores Agitados**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2008.

BASSIN, J. P. et al. Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures. **Water Research**, v. 46, n. 12, p. 3805–3816, 2012.

BATSTONE, D. J. et al. **The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1**. 1. ed. London, UK: (IWA) Publishing, 2002.

BAYOUMI HAMUDA, H. E. A. F. et al. The influence of nitrapyrin and sodium azide on the growth and respiration of some Rhizobium strains. **Microbiological Research**, v. 151, n. 3, p. 247–251, ago. 1996.

BECK, M. C. **Biological nutrient removal in SRB technology: from floccular to granular sludge**. [s.l.] Universidade de Girona, 2011.

BEN-YOUSSEF, C.; VÁZQUEZ-RODRÍGUEZ, G. A. Model-based design of different fedbatch strategies for phenol degradation in acclimatized activated sludge cultures. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 4, p. 3740–3747, fev. 2011.

BERKTAY, A. Properties of Sludge Produced From the Pressurized Wastewater Treatment Process. **Tr. J. of Engineering and Environmental Science**, v. 22, p. 377–385, 1998.

BERNAT, K.; WOJNOWSKA-BARYŁA, I.; DOBRZYŃSKA, A. Denitrification with endogenous carbon source at low C/N and its effect on P(3HB) accumulation. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 7, p. 2410–2418, 2008.

BIDSTRUP, S. M.; GRADY, C. P. L. J. SSSP-Simulation of Single Sludge Processes. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, 1988.

BOURGEOIS, W.; BURGESS, J. E.; STUETZ, R. M. On-line monitoring of wastewater quality: a review. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 76, n. 4, p. 337–348, 2001.

BOYLE, W. C. **Proceedings: Workshop Toward an Oxygen Transfer Standard**. California: U.S. Environmental Protection Agency and the American Society of Civil Engineers, 1978. p. 256

BOYLE, W. C.; HELLSTROM, B. G.; EWING, L. Oxygen transfer efficiency measurements using off gas techniques. **Wat. Sei. Technol**, v. 21, p. 1295–1300, 1989.

Bibliografia

BRASIL. **CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL DE 1988**BrasilBrasil, , 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>

BUENO, R. DE F. **Nitrificação e Desnitrificação Simultânea em Reator com Biomassa em Suspensão e Fluxo Contínuo de Esgoto**. [s.l.] USP, 2011.

BYE, C. M.; DOLD, P. L. Sludge volume index settleability measures: Effect of solids characteristics and test parameters. **Water Environment Research**, v. 70, n. 1, p. 87–93, 1998.

CATUNDA, P.; VAN HAANDEL, A. C. Activated Sludge Settling Part I: Experimental Determination of Activated Sludge Settleability. **Water SA**, v. 18, n. 3, p. 165–172, 1992.

CERVANTES, F. J.; PAVLOSTATHIS, S. G.; VAN HAANDEL, A. C. **Advanced Biological Treatment Processes for Industrial Wastewaters, Principles & Applications**. [s.l.] IWA Publishing, 2006. p. 345

CHECCHI, N.; MARSILI LIBELLI, S. Reliability of Parameter Estimation In Respirometric Models. **Water Research**, v. 39, n. 15, p. 3686–3696, 2005.

CHERNICHARO, C. A. . **Princípios do tratamento anaeróbio de águas residuárias**. 5. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1997.

CHO, S. H. et al. Settling velocity model of activated sludge. **Water Research**, v. 27, n. 7, p. 1237–1242, 1993.

CIGGIN, A. S. et al. Aerobic metabolism of mixed carbon sources in sequencing batch reactor under pulse and continuous feeding. **Bioresource Technology**, v. 129, n. 0, p. 118–126, 2013.

COELHO, M. A. Z.; RUSSO, C.; ARAÚJO, O. Q. F. Optimization of a sequencing batch reactor for biological nitrogen removal. **Water Research**, v. 34, n. 10, p. 2809–2817, 2000.

ÇOKGÖR, E. U. et al. Respirometric analysis of activated sludge behaviour—I. Assessment of the readily biodegradable substrate. **Water Research**, v. 32, n. 2, p. 461–475, 1998.

COMEAU, Y. et al. Biochemical Model for Enhanced Biological Phosphorus Removal. **Water Research**, v. 20, n. 12, p. 1511–1521, 1986.

CONAMA. Resolução 357. . 2005.

CONAMA. Resolução 430. . 2011, p. 89.

COSTA, A. G. et al. **Respirometria Aplicada no Sistema de Lodo Ativado: Influência de Interrupções da Oxigenação Sobre a Viabilidade e Atividade de Lodo Ativado**21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**...Campina Grande: ABES, 2001Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/brasil/ii-124.pdf>

COUTO, M. G. **O efeito tóxico de metais pesados sobre lodo ativado**. [s.l.] UEPB, 2014.

CRONJE, G. L. et al. Active biomass in activated sludge mixed liquor. **Water Research**, v. 36, n. 2, p. 439–444, jan. 2002.

DA NOBREGA, E. O. **Uso da respirometria para analisar a estquiometria da cinética de remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado**. [s.l.] UFCG, 2010.

DAEBEL, H.; MANSER, R.; GUJER, W. Exploring temporal variations of oxygen saturation constants of nitrifying bacteria. **Water research**, v. 41, n. 5, p. 1094–102, mar. 2007.

DE KREUK, M. K.; PRONK, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. **Water Research**, v. 39, n. 18, p. 4476–4484, 2005.

DEAN, A. C. R.; HINSHELWOOD, C. N. **Growth, function and regulation in bacterial cells**. [s.l.] Clarendon P., 1966.

DEMARS, B. O. L.; MANSON, J. R. Temperature dependence of stream aeration coefficients and the effect of water turbulence: A critical review. **Water Research**, v. 47, n. 1, p. 1–15, 1 jan. 2013.

DERKS, Y. M. **Uso da Respirometria para Avaliar a Influência de Fatores Operacionais e Ambientais sobre a Cinética de Nitrificação**. [s.l.] UFCG, 2007.

DIAS, M. C. **O sistema de lodo ativado sb condições estacionárias em regiões tropicais**. [s.l.] Universidade Federal de Campina Grande, 1983.

DICK, R. I.; VESILIND, P. A. The Sludge Volume Index: What Is It? **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 41, n. 7, p. 1285–1291, 1969.

DICK, R. I.; YOUNG, K. W. **Analysis of thickening performance of final settling tanks**Proceedings of the 27th Industrial Waste Conference. **Anais**...Purdue: Purdue University, 1972

DIMOCK, R.; MORGENROTH, E. The influence of particle size on microbial hydrolysis of protein particles in activated sludge. **Water Research**, v. 40, n. 10, p. 2064–2074, 2006.

DIONISI, D. et al. Storage of substrate mixtures by activated sludges under dynamic conditions in anoxic or aerobic environments. **Water Research**, v. 38, n. 8, p. 2196–2206, 2004.

DIRCKS, K. et al. Yield Determination by Respirometry - The Possible Influence of Storage Under Aerobic Conditions in Activated Sludge. **Water SA**, v. 25, n. 1, 1999.

DIRCKS, K. et al. Storage and degradation of poly-β-hydroxybutyrate in activated sludge under aerobic conditions. **Water Research**, v. 35, n. 9, p. 2277–2285, 2001.

DOLD, P.; EKAMA, G.; MARAIS, G. V R. A general model for the activated sludge process. **Prog. Water Technol**, v. 12, n. 6, p. 47–77, 1980.

DOS SANTOS, J. G. F. **Uso do toxímetro no sistema de lodo ativado**. [s.l.] UFCG, 1998.

DOWNING, A. L.; HOPWOOD, A. P. Some observations on the kinetics of nitrifying activated-sludge plants. **Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie**, v. 26, n. 2, p. 271–288, 1964.

DUPONT, R.; DAHL, C. A one-dimensional model for a secondary settling tank including density current and short-circuiting. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 2, p. 215–224, 1995.

ECKENFELDER, W. W.; FORD, D. L. **New concepts in oxygen transfer and aeration**Advances in Water Quality Improvement, Water Resource Symposium. **Anais**...Austin: University of Texas Press, 1968

ECKENFELDER, W. W. J. **Priciples of Water Quality Management**. Boston: CBI Publishing Company, 1980.

EKAMA, G. A.; GVR, M.; JR, B. Final Report to the Water Research Commission on a two Year Exploratory Study on Activated Sludge Bulking and Foaming Problems in Southern Africa (1983-1984). **University of Cape Town Research Report no W 54, WRC report 114/1/85, Pretoria, South Africa.**, v. 1, 1985.

EKAMA, G. A.; MARAIS, G. V R. Two improved activated sludge settleability parameters. **IMIESA**, p. 20–25, 1984.

EKAMA, G. A.; MARAIS, G. V R. SLUDGE SETTLEABILITY AND SECONDARY SETTLING TANK DESIGN PROCEDURES. **Water Pollution Control**, v. 85, n. 1, p. 101–113, 1986.

FAN, J. et al. Modification of the Kinetics for Modeling Substrate Storage and Biomass Growth Mechanism in Activated Sludge System Under Aerobic Condition. **Chemical Engineering Science**, v. 78, n. 0, p. 75–81, 2012.

FARKAS, P. A. **Method for measuring aerobic decomposition activity of activated sludge**open system in 4th Int. Conf. on Water Pollut. Control Res. **Anais**...Adv. Water Pollut, 1969

FERNANDES, J. G. S. et al. UTILIZAÇÃO DA RESPIROMETRIA NO CONTROLE OPERACIONAL DE SISTEMAS AERÓBIOS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS - A EXPERIÊNCIA DA CETREL. **engenharia sanitária e ambiental**, v. 6, n. 3, 2001.

FERREIRA, A. F.; COSTA, A. G.; VAN HAANDEL, A. C. **USO DA RESPIROMETRIA NA AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO pH NA CAPACIDADE ATIVA DAS BACTÉRIAS NITRIFICANTES**22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**...Joinville - Santa Catarina: ABES, 2003

FEZZANI, B.; CHEIKH, R. BEN. Implementation of IWA anaerobic digestion model No. 1 (ADM1) for simulating the thermophilic anaerobic co-digestion of olive mill wastewater with olive mill solid waste in a semi-continuous tubular digester. **Chemical Engineering Journal**, v. 141, n. 1-3, p. 75–88, jul. 2008.

FILIPE, C. D. M.; DAIGGER, G. T.; GRADY, C. P. L. Stoichiometry and kinetics of acetate uptake under anaerobic conditions by an enriched culture of phosphorus-accumulating organisms at different pHs. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 76, n. 1, p. 32–43, 2001.

FLORES, X. et al. Selection of the Activated Sludge Configuration during the Conceptual Design of Activated Sludge Plants Using Multicriteria Analysis. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 44, n. 10, p. 3556–3566, 2005.

FOGLER, H. S. **Elementos de Engenharia das Reações Químicas**. 4. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2009.

GADEN, E. L. Fermentation process kinetics. **Journal of Biochemical and Microbiological Technology and Engineering**, v. 1, n. 4, p. 413–429, 1959.

GAO, D. et al. Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n. 1, p. 320–327, 2011.

GEBREMARIAM, S. Y. et al. Effects of glucose on the performance of enhanced biological phosphorus removal activated sludge enriched with acetate. **Bioresource Technology**, v. 121, n. 0, p. 19–24, out. 2012.

GERNAEY, K. V et al. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. **Environmental Modelling & Software**, v. 19, n. 9, p. 763–783, 2004.

GHOBRIAL, F. H. Importance of the clarification phase in biological process control. **Water Research**, v. 12, n. 11, p. 1009–1016, 1978.

GINESTET, P. et al. Estimation of Nitrifying Bacterial Activities by Measuring Oxygen Uptake in the Presence of the Metabolic Inhibitors Allylthiourea and Azide. **Appl Environ Microbiol**, v. 64, n. 6, p. 2266–2268, 1998.

GOMES, E. F. **PERDAS DE VAZÃO E SEUS EFEITOS NA OPERAÇÃO DO SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE CAMPINA GRANDE-PB**. [s.l.] Universidade Federal de Campina Grande, 2013.

GRAU, P. et al. Recommended notation for use in the description of biological wastewater treatment processes (Provisional). **Pure and Applied Chemistry**, v. 55, n. 6, p. 1035–1040, 1983.

GUJER, W. et al. The Activated Sludge Model No. 2: Biological phosphorus removal. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 2, p. 1–11, 1995.

GUJER, W. et al. Activated Sludge Model No. 3. **Water Science and Technology**, v. 39, n. 1, p. 183–193, 1999.

HANAKI, K.; WANTAWIN, C.; OHGAKI, S. Effects of the activity of heterotrophs on nitrification in a suspended-growth reactor. **Water Research**, v. 24, n. 3, p. 289–296, mar. 1990.

HANNON, B.; RUTH, M. **Modelling Dynamic Biological Systems**. 1. ed. New York: Springer-Vergler, 1997. p. 402

HENRIQUE, I. N. **TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS ATRAVÉS DE SISTEMA CONJUGADO ANAERÓBIO/AERÓBIO: ALTERNATIVA TECNOLOGICA PARA MINIMIZAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS**. [s.l.] Universidade Federal de Campina Grande, 2010.

HENZE, M. et al. A general model for single-sludge wastewater treatment systems. **Water Research**, v. 21, n. 5, p. 505–515, 1987.

HENZE, M. et al. Activated sludge model No.2D, ASM2D. **Water Science and Technology**, v. 39, n. 1, p. 165–182, 1999.

HENZE, M. et al. **Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d, and ASM3 IWA Scientific and Technical Report n. 9**LondonIWA Publishing, , 2000.

HENZE, M. et al. **Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes**. 3. ed. Alemanha: Springer Netherlands, 2002. p. 430

HENZE, M.; MLADENOVSKI, C. Hydrolysis of Particulate Substrate by Activated Sludge Under Aerobic, Anoxic and Anaerobic Conditions. **Water Research**, v. 25, n. 1, p. 61–64, 1991.

HIGBIE, R. The Rate of Absorption of a Pure Gas Into a Still Liquid During Short Periods of Exposure. **Transactions of the American Institute of Chemical Engineers**, v. 31, n. 2, p. 24, 1935.

HOLENDA, B. et al. Dissolved oxygen control of the activated sludge wastewater treatment process using model predictive control. **Computers & Chemical Engineering**, v. 32, n. 6, p. 1270–1278, 2008.

HOLMBERG, A. On the practical identifiability of microbial growth models incorporating Michaelis-Menten type nonlinearities. **Mathematical Biosciences**, v. 62, n. 1, p. 23–43, 1982.

HOQUE, M. A.; ARAVINTHAN, V.; PRADHAN, N. M. Calibration of biokinetic model for acetate biodegradation using combined respirometric and titrimetric measurements. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 5, p. 1426–1434, 2010.

HORAN, N. J.; LOWE, P.; STENTIFORD, E. I. **Nutriente Removal from Wastewaters**. Lancaster: Technomic Publishing Company, inc., 1994.

HOWELL, J. A.; YUST, L. J.; REILLY, P. On-line Measurement of Respiration and Mass Transfer Rates in an Activated Sludge Aeration Tank. **(Water Pollution Control Federation)**, v. 56, n. 4, p. 319–324, 1984.

HUANG, J. Y. C.; CHENG, M.-D.; MUELLER, J. T. Oxygen uptake rates for determining microbial activity and application. **Water Research**, v. 19, n. 3, p. 373–381, 1985.

IACOPOZZI, I. et al. A modified Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) with two-step nitrification–denitrification. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, n. 6, p. 847–861, 2007.

ISLAM, M. A.; AMIN, M. S. A.; HOINKIS, J. Optimal Design of an Activated Sludge Plant: Theoretical Analysis. **Applied Water Science**, v. 3, n. 2, p. 375–386, 2013.

IWA. **The IWA Conference - Activated Sludge - 100 Years and Counting**. Disponível em: <http://www.iwa100as.org/>.

JENKINS, D. **The use of manometric methods in the study of sewage and trade wastes**Waste Treatment, Pergamon Press,. **Anais**...New York: Pergamon Press, 1960

KATIPOGLU-YAZAN, T. et al. Is ammonification the rate limiting step for nitrification kinetics? **Bioresource Technology**, v. 114, n. 0, p. 117–125, 2012.

KERRN-JESPERSEN, J. P.; HENZE, M. Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions. **Water Research**, v. 27, n. 4, p. 617–624, 1993.

KETCHUMJR, L. Design and physical features of sequencing batch reactors. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 1, p. 11–18, 1997.

KNOWLES, R. Denitrification. **Microbiological Reviews**, v. 46, n. 1, p. 43–70, 1982.

KOCH, G. et al. Calibration and validation of activated sludge model no. 3 for Swiss municipal wastewater. **Water Research**, v. 34, n. 14, p. 3580–3590, 2000.

KONG, Z. et al. Simultaneous determination of inhibition kinetics of carbon oxidation and nitrification with a respirometer. **Water Research**, v. 30, n. 4, p. 825–836, 1996.

KUBOTA, H.; FUJIE, K.; KASAKURA, T. Automatic monitoring of exhaust gas analysis in activated sludge wastewater treatment process. **Wat. Sei. Technol.**, v. 13, p. 159–164, 1981.

L. VAN VOOREN, M. et al. **Buffer capacity based multipurpose hard- and software sensor for environmental applications. Thesis**Coupure Links 653, B-9000 Gent, Belgium. **Anais**...Gent: BIOMATH Department, University Gent, 2000

LAMB, J. C. et al. A Technique for Evaluating the Biological Treatability of Industrial Wastes. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 36, n. 10, p. 1263–1284, 1964.

LANDBERG, G. G. G.; GRAULICH, B. P. P.; KIPPLE, W. H. H. Experimental problems associated with the testing of surface aeration equipment. **Water Research**, v. 3, n. 6, p. 445–455, jun. 1969.

LAWRENCE, A. W.; MCCARTY, P. L. Unified Basis for Biological Treatmente Design and Operations. **Jour. San. Engr. Div,. ASCE**, v. 96, n. 3, p. 757–778, 1970.

LEE, S.-E. et al. Evaluation of Alternative Sludge Settleability Indices. **Water Research**, v. 17, n. 10, p. 1421–1426, 1983.

LEITÃO, R. C. **ROBUSTNESS OF UASB REACTORS TREATING SEWAGE UNDER TROPICAL CONDITIONS**. [s.l.] Wageningen Universiteit, 2004.

LESLIE GRADY JR, C. P. et al. **Biological Wastewater Treatment**. 3. ed. New York: Marcel Dekker, 2011. p. 1022

LEWIS, W. K.; WHITMAN, W. G. Principles of Gas Absorption. **Industrial & Engineering Chemistry**, v. 16, n. 12, p. 1215–1220, 1 dez. 1924.

LIU, Y.-Q. et al. Enhancement of start-up of pilot-scale granular SBR fed with real wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 82, n. 0, p. 190–196, 2011.

LÓPEZ-FIUZA, J. et al. Toxic effects exerted on methanogenic, nitrifying and denitrifying bacteria by chemicals used in a milk analysis laboratory. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 31, n. 7, p. 976–985, 2 dez. 2002.

LÓPEZ-VÁZQUEZ, C. M. et al. Factors affecting the microbial populations at full-scale enhanced biological phosphorus removal (EBPR) wastewater treatment plants in The Netherlands. **Water Research**, v. 42, n. 10–11, p. 2349–2360, 2008.

LOVANH, N.; ALVAREZ, P. J. J. Effect of ethanol, acetate, and phenol on toluene degradation activity and tod–lux expression in Pseudomonas putida TOD102: evaluation of the metabolic flux dilution model. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 86, n. 7, p. 801–808, 30 jun. 2004.

MARAIS, G. V. R.; EKAMA, G. A. The activated sludge process. Part 1 - Steady state behaviour. **Water SA**, v. 2, n. 4, p. 163–200, 1976.

MEDEIROS, Ú. T. DE P. **Influência da concentração de oxigênio dissolvido sobre o tratamento de efluente petroquímico no sistema de lodo ativado.** [s.l.] UFCG, 2004.

MEDEIROS, Ú. T. DE P.; CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A. C. **INFLUÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO SOBRE O DESEMPENHO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO.**23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**...Campo Grande/MS: ABES, 2005

MENDES, A. R. **AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS DE BIOMASSA GERADA EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO**. [s.l.] UFCG, 2014.

METCALF & EDDY. **Wasterwater enginnering; Treatment, disposal, Reuse**. 4a. ed. Singapore: Mc Graw-Hill Internacional Editions, 2003.

MIRANDA, A. C. **INFLUÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DE LODO SOBRE A CAPACIDADE DE OXIGENAÇÃO DO AERADOR E A INFLUÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DO SAL SOBRE A CAPACIDADE METABÓLICA DO LODO**. [s.l.] Universidade de Campina Grande, 2012.

MONOD, J. The Growth of Bacterial Cultures. **Annual Review of Microbiology**, v. 3, n. 1, p. 371–394, 1949.

MONTGOMERY, H. A. . The determination of biochemical oxygen demand by respirometric methods. **Wat. Res**, n. 1, p. 631–662, 1967.

MORALES, N. et al. Operation of an Aerobic Granular Pilot Scale SBR Plant to Treat Swine Slurry. **Process Biochemistry**, v. 48, n. 8, p. 1216–1221, 2013.

MURAT, S. et al. **Performance evaluation of SBR treatment for nitrogen removal from tannery wastewater**, 2006. Disponível em: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-33746497357&partnerID=40&md5=5f65aa333db84395a37ef196f7d39e28>

NEDER, G. B. **Estudo do desempenho do aerador-misturador hiperbolóide e sua aplicabilidade no tratamento de águas residuárias.** [s.l.] Universidade de São Paulo, 1994.

NIELSEN, J.; VILLADSEN, J. Modelling of Microbial Kinetics. **Chemical Engineering Science**, v. 47, n. 17–18, p. 4225–4270, 1992.

NYBERG, U.; ASPEGREN, H.; ANDERSSON, B. Integration of on-line instruments in the practical operation of the Klagshamn wastewater treatment plant. **Tillbaka till Vatten**, v. 58, n. Univ. Gent, p. 235–244, 1993.

OLIVEIRA, G. S. S. DE; ARAUJO, C. V. DE M.; FERNANDES, J. G. S. Microbiologia de sistema de lodos ativados e sua relação com o tratamento de efluentes industriais: a experiência da Cetrel. **Eng. Sanit. Ambient. [online]**, v. 14, n. 2, p. 183–191, 2009.

OLIVEIRA, S. C. A. DE. **DETERMINAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA DE CLORETO DE SÓDIO (NaCl) PARA A BIOMASSA EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO USANDO A RESPIROMETRIA COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO**. [s.l.] UEPB, 2014.

PAULA, L. G. A. DE. **AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS E DA CONFIGURAÇÃO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO SOBRE A SEDIMENTABILIDADE DO LODO**. [s.l.] UFCG, 2014.

PELCZAR JR et al. **Microbiologia. Conceitos e Aplicações**. 2. ed. São Paulo: Pearson Makron Books, 1997. p. 556

PETERSEN, IR. B. **CALIBRATION, IDENTIFIABILITY AND OPTIMAL EXPERIMENTAL DESIGN OF ACTIVATED SLUDGE MODELS**. [s.l.] UNIVERSITEIT GENT, 2000.

PETERSEN, E. E. **Chemical Reaction Analysis**. New Jersey: Prentice-Hall, 1965.

POMBO, S. C. M. A. **Contributo para a utilização de modelos de simulação dinâmica no dimensionamento de processos de lamas activadas**. [s.l.] UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA, 2011.

PORTO, A. L. **Uso da Respirometria para Caracterização da Atividade Metabólica de Bactérias Hetetotróficas**. [s.l.] UFCG, 2007.

RACZ, L.; DATTA, T.; GOEL, R. Effect of organic carbon on ammonia oxidizing bacteria in a mixed culture. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 16, p. 6454–6460, 2010.

RANDALL, E. W.; WILKINSON, A.; EKAMA, G. . **An instrument for the direct determination of oxygen uptake rate**Water. Conf. on Water Pollut. Control Res. **Anais**...Prague: Adv. Water Pollut, 1991

REDMON, D.; BOYLE, W. C.; EWING, L. Oxygen Transfer Efficiency Measurements in Mixed Liquor Using Off-Gas Techniques. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 55, n. 11, p. 1338–1347, 1983.

RICHARDSON, J. F.; ZAKI, W. N. Sedimentation and fluidisation: Part I. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 75, Supple, n. 0, p. S82–S100, 1997.

RODRIGUES, A. Q. **Caracterização do Lodo Heterotrófico de Sistemas de Lodo Ativado Gerado a partir de Esgoto Bruto e Digerido**. [s.l.] UFCG, 2005.

ROSMAN, N. H. et al. Cultivation of aerobic granular sludge for rubber wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 129, n. 0, p. 620–623, 2013.

SANTOS, A. V. DOS. **Comportamento do Reator Sequencial em Batelada (RSB) sob Estado Estacionário Dinâmico Utilizando Idade do Lodo como Parâmetro de Controle Operacional**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, 2005.

SANTOS, A. V. DOS; CYBIS, L. F. D. A.; GEHLING, G. R. DIMENSIONAMENTO DO VOLUME DO REATOR SEQÜENCIAL EM BATELADA (RSB) COM ENCHIMENTO ESTÁTICO. **Eng. Sanit. Ambient. [online]**, v. 12, n. 4, p. 380–388, 2007.

SANTOS, E. V. DOS. **Desnitrificação em Sistemas de Lodo Ativado**. [s.l.] Universidade Federal de Campina Grande, 2009.

SANTOS, S. L. DOS. **ESTUDO COMPARATIVO DOS MÉTODOS CONTÍNUO E SEMICONTÍNUO DE DETERMINAÇÃO DA TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO CAMPINA GRANDE**. [s.l.] UFCG, 2013.

SANTOS, R. C. DE O. **Universidade do Estado do Rio de Janeiro Centro de Tecnologia e Ciências Faculdade de Engenharia Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambi ente Mestrado em Engenharia Ambiental PROPOSTA DE UM MÉTODO RACIONAL PARA DIMENSIONAMENTO DE SISTEMAS DE T**. [s.l.] UERJ, 2002.

SANTOS, T. G. **UTILIZAÇÃO DA RESPIROMETRIA PARA AVALIAR O GRAU DE TOXICIDADE DE POLUENTES PRIORITÁRIOS EM SISTEMAS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**. [s.l.] UFCG, 2007.

SCHEEREN, M. B. et al. O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 12, p. 1289–1297, 2011.

SCHMIDELL, W. et al. **Biotecnologia Industrial**. 1. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2001.

SCHMIDT, I. et al. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 27, n. 4, p. 481–492, 2003.

SCHROEDER, E. D. **Water and wastewater treatment**. New York: McGraw-Hill, 1977.

SCHULER, A. J.; JANG, H. Density effects on activated sludge zone settling velocities. **Water Research**, v. 41, n. 8, p. 1814–1822, 2007.

SCOTT, J. K. theory of thickening of flocculated suspenrions - comparison with bath settling tests and effects of floc compression using pyrophillite pulp. **Ind. Eng. Chem. Fund.,** v. 9, p. 422–427, 1970.

SCOTT, K. J. Mathematical models of mechanism of thickening. **Industrial and Engineering Chemistry Fundamentals**, v. 5, n. 1, p. 109–113, 1966.

SCURAS, S. E.; JOBBAGY, A.; LESLIE GRADY JR, C. P. Optimization of activated sludge reactor configuration:: kinetic considerations. **Water Research**, v. 35, n. 18, p. 4277–4284, 2001.

SEKINE, T. et al. Evaluation of Settleability of Activated Sludge Using a Sludge Settling Analyzer. **Water Research**, v. 23, n. 3, p. 361–367, 1989.

SHARMA, B.; AHLERT, R. C. Nitrification and nitrogen removal. **Water Research**, v. 11, n. 10, p. 897–925, 1977.

SHIAU, C. C. **Oxigen transfer in bubble and bubbleless aeration sistems**. [s.l.] University of Wollongong, 1995.

SIDRANSKY, E.; WALTER, B.; HOLLOCHER, T. C. Studies on the differential inhibition by azide on the nitrite/nitrous oxide level of denitrification. **Appl Environ Microbiol.**, v. 35, n. 2, p. 247–50, 1978.

SILVA, E. B. DA et al. **RESPIROMETRIA APLICADA NA CARACTERIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**...Joinville - Santa Catarina: ABES, 2003

SILVA FILHO, E. B. **Aplicação da Respirometria na Determinação da Composição da Matéria Orgânica em Águas Residuárias**. [s.l.] UFCG, 2003.

SILVA FILHO, H. A. **Nitrificação em Sistemas de Lodo Ativado**. [s.l.] Universidade Federal de Campina Grande, 2009.

SILVA FILHO, H. A. et al. **ESTUDO DA INFLUÊNCIA DE FATORES FÍSICOS SOBRE A TAXA DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO**IV Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte e Nordeste da Educação Tecnológica. **Anais**...Belém: IV CONNEPI, IFPA, 2009Disponível em: <http://connepi2009.ifpa.edu.br/connepi-anais/artigos/120_2350_1953.pdf>

SIN, G. **SYSTEMATIC CALIBRATION OF ACTIVATED SLUDGE**. [s.l.] University Gent, 2004.

SIN, G. et al. A new approach for modelling simultaneous storage and growth processes for activated sludge systems under aerobic conditions. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 92, n. 5, p. 600–613, 2005.

SOUZA, A. R. DE. **Caracterização do Lodo Autotrófico de Sistemas de Lodo Ativado Gerado a partir de Diferentes Substratos**. [s.l.] UFCG, 2005.

SPANJERS, H. et al. Respirometry in control of the activated sludge process. **Water Science and Technology**, v. 34, n. 3-4, p. 117–126, 1996.

SPANJERS, H. **Respirometry in Activated Sludge**. [s.l.] Wageningen University, 1999.

SRI SHALINI, S.; JOSEPH, K. Nitrogen management in landfill leachate: Application of SHARON, ANAMMOX and combined SHARON–ANAMMOX process. **Waste Management**, v. 32, n. 12, p. 2385–2400, 2012.

STEINOUR, H. H. Rate of sedimentation. Non-flocculated suspensions of uniform spheres. **Ind. Eng. Chem.**, v. 36, n. 7, p. 618–624, 1944.

STENSTROM, M. K.; GILBERT, R. G. Effects of Alpha, Beta and Theta Factors and Surfactants on Specification Design and Operation of Aeration Systems. **Water Research**, v. 16, 1981.

STENSTROM, M. K.; W. KIDO, R. F. S.; MULKERIN, M. Estimating Oxygen Transfer Capacity of a Full-Scale Pure Oxygen Activated Sludge Plant. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 61, n. 2, p. 208–220, 1989.

STROTMANN, U. J. et al. Evaluation of a Respirometric Test Method to Determine the Heterotrophic Yield Coefficient of Activated Sludge Bacteria. **Chemosphere**, v. 38, n. 15, p. 3555–3570, jun. 1999.

SUSCHKA, J.; FERREIRA, E. Activated Sludge Respirometric Measurements. **Water Research**, v. 20, n. 2, p. 137–144, fev. 1986.

TEBBUTT, T. H. Y.; BERKUN, M. Respirometric determination of BOD. **Wat. Res**, v. 10, n. 613–617, 1976.

THOMAS, D. G. Transport characteristics of suspensions VII. Relation of hindered-settling floc characteristics to rheological parameters. **AIChE Journal**, v. 9, n. 3, p. 310–316, 1963.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiology: An Introduction,10th Edition**. 10. ed. Porto Alegre: Artmed Editora SA, 2010.

TSUTIYA, M. T.; SOBRINHO, P. A. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 2. ed. São Paulo: Departmento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica, 2000. p. 547

U.S.EPA. **Process Design Manual for Nitrogen Removel**. Washington DC: US Environmental Protection Agency, 1975.

UBISI, M. et al. Activated sludge mixed liquor heterotrophic active biomass. **Water SA**, v. 23, n. 3, 1997.

UMBREIT, W. W.; BURIS, R. H.; STAUFFER, J. F. **Manometric methods.** 4th editio ed. Bargess,Minneapolis: [s.n.].

VAERENBERGH, E. . Numerical computation of secondary settler area using batch settling data. **Trib. Ceb.**, v. 33, p. 369–374, 1980.

VAN HAANDEL, A. C.; EKAMA, G. A.; MARAIS, G. V R. The activated sludge process—3 single sludge denitrification. **Water Research**, v. 15, n. 10, p. 1135–1152, 1981.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V R. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado - Teoria e Aplicações para Projetos e Operação**. 1. ed. Campina Grande: epgraf, 1999. p. 472

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook biological wastewater treatment, design and optimization of activate sludge systems**. 2. ed. London, UK: IWA Publishing, 2012. p. 816

VAN VOOREN, L. et al. **Automatic buffer capacity based sensor for effluent quality monitoring**Proceedings IAWQ Conference on Sensors in. **Anais**...Copenhagen, Denmark.: 1995

VANROLLEGHEM, P.; LEE, D. S. On-line monitoring equipment for wastewater treatment processes: state of the art. **Wat. Sci. Tech**, v. 47, n. 2, p. 1–34, 2003.

VERNIMMEN, A. P.; HENKEN, E. R.; LAMB, J. C. A short-term biochemical oxygen demand test. **J. Water Pollut. Control Fed**, v. 39, p. 1006 – 1020, 1967.

VERSTRAETE, W.; PHILIPS, S. Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts. **Environmental Pollution**, v. 102, n. 1, Supplement 1, p. 717–726, 1998.

VESILIND, P. A. Theoretical considerations: Design of prototype thickeners from batch settling tests. **Water Sewage Works**, v. 115, n. 7, p. 302–307, 1968.

VON SPERLING, M. A NEW METHOD FOR THE DESIGN OF SEQUENCING BATCH REACTORS (SBR) USING THE CONCEPT OF THE HINDERED SETTLING VELOCITY OF THE SLUDGE. **Environmental Technology**, v. 19, n. 12, p. 1223–1231, 1998.

VON SPERLING, M. DIMENSIONAMENTO DE LODOS ATIVADOS POR BATELADA UTILIZANDO OS PRINCIPIOS DA TEORIA DO FLUXO DE SÓLIDOS. **engenharia sanitária e ambiental**, v. 6, n. 3 e 4, 2001.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 8. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2011.

VON SPERLING, M.; FRÓES, C. M. V. Dimensionamento e controle de decantadores secundários com base em uma abordagem integrada e simplificada da teoria do fluxo de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 3, n. 1/2, p. 42–54, 1998.

WARNER, A. P. C.; EKAMA, G. A.; MARAIS, G. V. R. The activated sludge process—IV: Application of the general kinetic model to anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge. **Water Research**, v. 20, n. 8, p. 943–958, 1986.

WARREN VIESSMAN, J. et al. **Water Supply and Pollution Control (8th Edition)**. [s.l.] Prentice Hall, 2009. p. 864

WEBER, W. J. J. **PHYSICOCHEMICAL PROCESSES FOR WATER QUALITY CONTROL**. 2a. ed. New York: Mc Graw-Hill, 1980.

WEDDLE, C. L.; JENKINS, D. The viability and activity of activated sludge. **Water Research**, v. 5, n. 8, p. 621–640, 1971.

WENTZEL, M.; MBEWE, A.; EKAMA, G. Bath Test for Measurement of Readily Biodegradable COD and Active Organism Concentrations in Municipal Waste Waters. **Water SA**, v. 21, n. 2, 1995.

WHITE, M. J. D.; LOCKYEAR, C. F. A novel method for assessing the thickenability of sludges. **Progress in Water Technology**, v. 10, n. 5, p. 33–43, 1978.

WINKLER, M. K. H. et al. Selective Sludge Removal in a Segregated Aerobic Granular Biomass System as a Strategy to Control PAO–GAO Competition at High Temperatures. **Water Research**, v. 45, n. 11, p. 3291–3299, 2011.

WINKLER, M. K. H. et al. Nitrate Reduction by Organotrophic Anammox Bacteria in a Nitritation/Anammox Granular Sludge and a Moving Bed Biofilm Reactor. **Bioresource Technology**, v. 114, n. 0, p. 217–223, 2012.

WRAGE, N. et al. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 33, n. 12–13, p. 1723–1732, 2001.

WRC. **Theory, Design, and Operation of Nutrient Removel Activated Sludge Processes**. Pretroria, South Africa: Water Research Commission, 1984.

XIE, W.-M. et al. Characterization of autotrophic and heterotrophic soluble microbial product (SMP) fractions from activated sludge. **Water Research**, v. 46, n. 19, p. 6210–6217, 2012.

YOSHIOKA, N. et al. Continuous thickening of homogeneous flocculated slurries. **Kagaku Kogaku**, v. 21, p. 66–74, 1957.

ZHONG, C. et al. High-rate nitrogen removal and its behavior of granular sequence batch reactor under step-feed operational strategy. **Bioresource Technology**, v. 134, n. 0, p. 101–106, 2013.