

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**FERNANDO FERREIRA DA SILVA DIAS**

**DESENVOLVIMENTO DE APLICATIVO COMPUTACIONAL PARA  
SIMULAÇÃO E OTIMIZAÇÃO DE REMOÇÃO BIOLÓGICA DE  
NUTRIENTES (NITROGÊNIO E FÓSFORO) EM ÁGUAS  
RESIDUÁRIAS.**

CAMPINA GRANDE – PB

2008

**FERNANDO FERREIRA DA SILVA DIAS**

**DESENVOLVIMENTO DE APLICATIVO COMPUTACIONAL PARA  
SIMULAÇÃO E OTIMIZAÇÃO DE REMOÇÃO BIOLÓGICA DE  
NUTRIENTES (NITROGÊNIO E FÓSFORO) EM ÁGUAS  
RESIDUÁRIAS.**

DISSERTAÇÃO APRESENTADA À UNIVERSIDADE FEDERAL DE  
CAMPINA GRANDE, COMO PARTE DOS REQUISITOS PARA  
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL.

**ORIENTADOR: PROFº DR. ADRIANUS VAN HAANDEL**

CAMPINA GRANDE – PB

2008



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

D541d

2008 Dias, Fernando Ferreira da Silva.

Desenvolvimento de aplicativo computacional para simulação e otimização de remoção biológica de nutrientes ( nitrogênio e fósforo ) em águas residuárias. — Campina Grande, 2008.

69f. : il

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) — Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.

Referências.

Orientador: Dr. Adrianus cornelius Van Haandel.

1. Águas Residuárias. 2. Aplicativo Computacional. 3. Visual Basic. 4. Lodo Ativado. I. Título.

CDU-628.315 (043)

FERNANDO FERREIRA DA SILVA DIAS

**DESENVOLVIMENTO DE APLICATIVO COMPUTACIONAL PARA  
SIMULAÇÃO E OTIMIZAÇÃO DE REMOÇÃO BIOLÓGICA DE  
NUTRIENTES (NITROGÊNIO E FÓSFORO) EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS.**

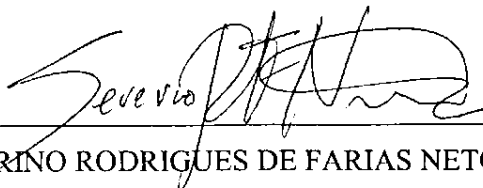
DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 18/06/2008

COMISSÃO EXAMINADORA:



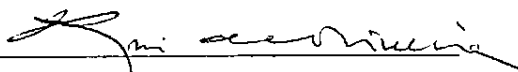
ADRIANUS C. VAN HAANDEL – PhD.

Orientador - UFCG



SEVERINO RODRIGUES DE FARIAS NETO – Dr.

Examinador Externo – PPGEQ – UFCG



RUI DE OLIVEIRA – PhD.

Examinador Interno – UFCG

AOS MEUS PAIS OTACÍLIO E MARIA, AOS MEUS IRMÃOS CASSIANO E ANA E  
A MINHA ESPOSA IZABELLE, PELA AJUDA EM TODOS OS PERCURSOS  
DA VIDA E CARREIRA ACADÊMICA E COMPREENSÃO DE  
MOMENTOS DE AUSÊNCIA EM DIAS IMPORTANTES  
DE NOSSAS VIDAS.

## AGRADECIMENTOS

---

Ao grande arquiteto do mundo pelas chances de realização dos trabalhos e sonhos.

Ao professor Severino Neto de Engenharia Química da UFCG pelo auxílio e apoio na construção do trabalho.

Aos colegas, professores, alunos e funcionários, de Saneamento Básico da UFCG e do PROSAB pelo bom convívio e harmonia.

Ao professor Adrianus van Haandel pela aceitação da proposta de trabalho e paciência na orientação.

Aos companheiros e amigos de curso Rafaela e Jamilo em todo decorrer do mestrado pelos trabalhos realizados e momentos divertidos.

A minha sogra Leni, ao sogro Carlos, Cunhados Allyson e Ivanna, pela amizade e laços familiares.

A minha esposa Isabelle pelo constante apoio e amor dedicado.

Aos meus irmãos Cassiano e Ana e sobrinho Marcelo pelo carinho e amizade.

E a minha mãe pelo amor incondicional e confiança em todas as minhas decisões, a qual tem minha gratidão e respeito como pessoa e filho.

## RESUMO

---

O acúmulo de fósforo e nitrogênio em corpos hídricos pode levar ao seu comprometimento, decorrente da proliferação excessiva de algas, que além de competirem com outros seres aquáticos pelo oxigênio dissolvido disponível, podem liberar substâncias tóxicas ocasionando a mortalidade de muitos seres, além de sabor e odor desagradáveis, tendo então grande importância em questões de saúde pública e para o meio ambiente. O trabalho exposto aqui tem o objetivo de desenvolver um aplicativo computacional para simulação e otimização de tratamento de águas residuárias para remoção biológica de nutrientes (N e P). A remoção de nitrogênio se dá pelos processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação. Para remover fósforo é necessário que se desenvolva uma população específica de bactérias de alta fração mássica de fósforo. Existem várias configurações para efetuar a remoção biológica de nutrientes. A principal diferença entre elas é a maneira como se protege a zona anaeróbia da introdução de nitrato, evitando que o material rapidamente biodegradável seja consumido por microrganismos de baixa fração mássica de fósforo. O programa é dividido em duas partes, otimização e simulação. Na otimização identifica-se qual é o menor tamanho do sistema para efetuar a remoção dos nutrientes para uma determinada configuração e conjunto de condições operacionais. A simulação, como o próprio nome já diz, tem o objetivo de imitar o funcionamento real do sistema biológico de remoção de nutrientes. O programa permite extrair dados como consumo de oxigênio, remoção de material orgânico e de nutrientes, produção e composição de lodo, volume das unidades e custos financeiros, idade de lodo entre outros. A linguagem adotada é baseada em eventos e em objetos, o que permitiu a utilização de uma interface gráfica agradável e de fácil entendimento, como também a utilização de imagem para exibição dos sistemas adotados e armazenamento de dados de entrada e saída em arquivo texto e a apresentação de gráfico para a remoção de fósforo. Em testes preliminares o programa mostrou ser eficaz na simulação da remoção de nutrientes e material orgânico, como também na indicação dos volumes otimizados das unidades utilizadas na configuração, mostrando que pode ser utilizado para escolha das configurações aqui analisadas e seu dimensionamento.

*Palavras-chave:* Aplicativo computacional; Águas residuárias; Visual basic; Lodo ativado.

## ABSTRACT

---

The accumulation of phosphorus and nitrogen in reservoirs of public drinking water supplies can lead to its deterioration, caused by extreme algae proliferation, that in addition to competing with other aquatic beings for the available dissolved oxygen, can liberate toxic substances causing disease of many organisms. They also cause unpleasant flavor and odor, having therefore great importance in questions of public health and for the environment. This dissertation has the objective of developing computational applications for simulation and optimization of wastewater treatment plants for biological removal of nutrients (N and P). There are several configurations that can be used for biological nutrient removal (BNR). The main difference between these is the way the anaerobic zone is protected from nitrate introduction, avoiding that the quickly biodegradable materials are consumed by microorganisms of low mass fraction of phosphorus. The software is divided in two parts, optimization and simulation. In the optimization the smallest volume of the system to effect the removal of nutrients is identified for any particular configuration and set of operational conditions. The simulation, as the proper name already says, has the objective to imitate the real functioning of the BNR. The software allows to extract data like oxygen consumption, removal of organic material and nutrients, production and composition of sludge, volume of the units and financial costs, sludge age among others. The adopted language is based on events and objects, which it allowed the use of friendly graphical interface and easy understanding, as well as the use of images for exhibition of the adopted systems and storage of input and output data in text files and graphical presentation for the removal of phosphorus. In preliminary tests the software proved to be efficient in the simulation of nutrients and organic material removal, as well as in the indication of the optimal volumes of the units used in any configuration, showing that it can be used for the selection and sizing of the configurations evaluated in this text.

*Word-key:* Software; Wastewater; Visual basic; Activate sludge.



# ÍNDICE

---

|   |            |
|---|------------|
| <i>RESUMO</i> .....   | <i>i</i>   |
| <i>ABSTRACT</i> .....   | <i>ii</i>  |
| <i>ÍNDICE</i> .....   | <i>iii</i> |
| <i>LISTA DE FIGURAS</i> .....   | <i>v</i>   |
| <i>LISTA DE TABELAS</i> .....   | <i>vi</i>  |
| <i>LISTA DE SÍMBOLOS</i> .....  | <i>vii</i> |
| <b>1. Introdução</b> .....  | <b>1</b>   |
| 1.1 <i>Conhecimento tecnológico</i> .....                             | 3          |
| <b>2. Objetivo</b> .....  | <b>4</b>   |
| <b>3. Metas</b> .....   | <b>4</b>   |
| <b>4. Revisão bibliográfica</b> .....                                 | <b>5</b>   |
| 4.1 <i>Composição do esgoto doméstico</i> .....                       | 5          |
| 4.2 <i>Legislação ambiental</i> .....                                 | 8          |
| 4.3 <i>Remoção biológica de nitrogênio</i> .....                      | 8          |
| 4.4 <i>Remoção biológica de fósforo</i> .....                         | 10         |
| 4.4.1 <i>Características da remoção biológica de fósforo</i> .....    | 10         |
| 4.5 <i>Sistemas biológicos de remoção de nutrientes (SBRN)</i> .....  | 12         |
| 4.6 <i>Introdução as equações para SBRN</i> .....                     | 16         |
| 4.6.1 <i>Material orgânico</i> .....                                  | 16         |
| 4.6.2 <i>Unidade aeróbia</i> .....                                    | 19         |
| 4.6.3 <i>Material nitrogenado</i> .....                               | 22         |
| 4.6.4 <i>Consumo de oxigênio</i> .....                                | 24         |
| 4.6.5 <i>Unidade anóxica</i> .....                                    | 26         |
| 4.6.6 <i>Unidade anaeróbia</i> .....                                  | 27         |
| 4.6.7 <i>Outras unidades do SBRN</i> .....                            | 29         |
| 4.6.7.1 <i>Decantador</i> .....                                       | 29         |
| 4.6.7.2 <i>Adensador</i> .....  | 30         |
| 4.6.7.3 <i>Digestor anaeróbio</i> .....                               | 31         |
| 4.6.8 <i>Valores de investimento</i> .....                            | 34         |
| 4.7 <i>Aplicativo computacional orientado a objetos</i> .....         | 35         |
| 4.7.1 <i>Caracterização dos objetos</i> .....                         | 35         |
| 4.7.2 <i>Tipos de variáveis</i> .....                                 | 37         |
| 4.7.3 <i>Tomada de decisões nos programas</i> .....                   | 37         |
| <b>5. Modelagem matemática</b> .....                                  | <b>39</b>  |
| 5.1 <i>Reator anaeróbio</i> .....                                     | 39         |
| 5.2 <i>Reator anóxico</i> .....                                       | 43         |
| 5.2.1 <i>Reator anóxico anterior à unidade aeróbia (pré-D)</i> .....  | 45         |
| 5.2.2 <i>Reator anóxico posterior à unidade aeróbia (pós-D)</i> ..... | 46         |
| 5.3 <i>Programa computacional</i> .....                               | 48         |
| 5.3.1 <i>Algoritmo anaeróbio – anóxico</i> .....                      | 48         |
| 5.3.2 <i>Algoritmo reator – decantador</i> .....                      | 49         |
| 5.3.3 <i>Algoritmo adensador – digestor</i> .....                     | 51         |

|   |           |
|---|-----------|
| <b>6. Resultados .....</b>  | <b>53</b> |
| 6.1 <i>Linguagem de desenvolvimento do aplicativo computacional</i> ..... | 53        |
| 6.2 <i>Desenvolvimento da interface gráfica</i> .....                     | 53        |
| 6.3 <i>Estudo de casos</i> .....  | 63        |
| <b>7. Conclusões e perspectivas .....</b>                                 | <b>66</b> |
| <b>8. Referências bibliográficas.....</b>                                 | <b>67</b> |

## LISTA DE FIGURAS

---

|   |    |
|---|----|
| <b>Figura 4-1</b> – Composição média percentual, dos sólidos dos esgotos domésticos (Souza e Leite, 2002).....                            | 6  |
| <b>Figura 4-2</b> – Representação esquemática de perfil de concentração para SBRN sob condição anaeróbia – aeróbia (Baetens, 2000). ..... | 11 |
| <b>Figura 4-3</b> – Sistema Phoredox .....  | 12 |
| <b>Figura 4-4</b> – Sistema Bardenpho modificado (3 reatores).....  | 13 |
| <b>Figura 4-5</b> – Sistema Bardenpho modificado (5 reatores).....  | 13 |
| <b>Figura 4-6</b> – Sistema UCT (3 ou 5 reatores) .....   | 14 |
| <b>Figura 4-7</b> – Sistema UCT modificado .....  | 14 |
| <b>Figura 4-8</b> – Sistema Johannesburg.....   | 15 |
| <b>Figura 4-9</b> – Frações de material orgânico .....  | 16 |
| <b>Figura 4-10</b> – Divisão dos sólidos suspensos .....  | 17 |
| <b>Figura 4-11</b> – Esquema metabólico no sistema aeróbio.....   | 18 |
| <b>Figura 4-12</b> – Oxi-redução do material nitrogenado no processo de nitrificação e desnitrificação.....                               | 25 |
| <b>Figura 4-13</b> – Esquema da decomposição de lodo (Van Haandel e Marais, 1999).....  | 31 |
| <b>Figura 4-14</b> – Alguns símbolos utilizados em diagramas de blocos .....  | 38 |
| <b>Figura 5-1</b> – Balanço do reator anaeróbio .....   | 39 |
| <b>Figura 5-2</b> – Balanço do reator anóxico .....   | 43 |
| <b>Figura 5-3</b> – Algoritmo anaeróbio – anóxico .....   | 49 |
| <b>Figura 5-4</b> – Otimização reator – decantador .....  | 50 |
| <b>Figura 5-5</b> – Algoritmo reator – decantador.....  | 51 |
| <b>Figura 5-6</b> – Algoritmo adensador – digestor .....  | 51 |
| <b>Figura 5-7</b> – Otimização adensador – digestor.....  | 52 |
| <b>Figura 6-1</b> – Página “Capa” do SBRN 1.0 .....   | 55 |
| <b>Figura 6-2</b> – Aba “Otimização”: Entrada e saída de dados .....  | 57 |
| <b>Figura 6-3</b> – Aba “Simulação”: Entrada e saída de dados.....  | 59 |
| <b>Figura 6-4</b> – Aba “Dados”: Entrada de dados .....   | 61 |
| <b>Figura 6-5</b> – Aba “Sistema”: Configuração do sistema e saída de dados .....   | 62 |

## LISTA DE TABELAS

---

|   |    |
|---|----|
| <b>Tabela 4-1</b> – Parâmetros de controle de nutrientes em águas doces .....                       | 8  |
| <b>Tabela 4-2</b> – Vantagens e desvantagens dos SBRN. ....   | 15 |
| <b>Tabela 5-1</b> – Fatores de diluição.....  | 43 |
| <b>Tabela 5-2</b> – Fração da capacidade de nitrificação que passa para o reator anóxico ....       | 48 |
| <b>Tabela 6-1</b> – Caracterização afluente (UCT).....  | 63 |
| <b>Tabela 6-2</b> – Parâmetros operacionais.....  | 63 |
| <b>Tabela 6-3</b> – Otimização e simulação dos dados experimentais .....                            | 64 |
| <b>Tabela 6-4</b> – Para uma DQO de 324 mg/l e concentração de P fósforo igual a 6 mg/l.            | 64 |
| <b>Tabela 6-5</b> – Para uma DQO de 370 mg/l e concentração de P fósforo igual a 14,4 mg/l<br>..... | 64 |
| <b>Tabela 6-6</b> – Simulação UCT (4 reatores).....   | 64 |
| <b>Tabela 6-7</b> – Simulação Bardenpho modificado (3 reatores).....                                | 65 |
| <b>Tabela 6-8</b> – Simulação Bardenpho modificado (Remoção de nitrogênio) .....                    | 65 |

## LISTA DE SÍMBOLOS

---

$a, r, s$  – Frações de fluxo

$A_1$  – Fator de diluição na zona anaeróbia

$A_2$  – fator de diluição devido à vazão de retorno

$a_d$  – Área superficial do adensador ( $m^2$ )

AVT – Ácidos voláteis totais

$b_h$  – Constante de decaimento do lodo ativo ( $d^{-1}$ )

$b_n$  – Constante de decaimento de Nitrosomonas ( $d^{-1}$ )

$b_p$  – Constante de decaimento do lodo poli-P ( $d^{-1}$ )

$C_{ad}$  – Custo de construção do adensador ( $R\$/m^3$ )

$C_d$  – Custo de construção do decantador ( $R\$/m^3$ )

$C_{di}$  – Custo de construção do digestor ( $R\$/m^3$ )

$C_{re}$  – Custo de construção do reator ( $R\$/m^3$ )

$C_{tu}$  – Custo total das unidades ( $R\$/m^3$ )

DBO – Demanda biológica de oxigênio

$D_c$  – Capacidade de desnitrificação ( $mgN.L^{-1}$ )

$D_{c1}$  – Capacidade de desnitrificação no pré-D ( $mgN.L^{-1}$ )

$D_{c3}$  – Capacidade de desnitrificação no pós-D ( $mgN.L^{-1}$ )

DQO – Demanda química de oxigênio

$E_p$  – É a eficiência de aeração ( $kgO_2.kWh^{-1}$ )

$F$  – Fração da capacidade de nitrificação que passa para o reator anóxico

$f$  – Fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno

$f_{an}$  – Fração de massa de lodo na zona anaeróbia

$f_{cv}$  – DQO de uma unidade massa de microorganismo ( $mgDQO.mg^{-1}SVS$ )

$f_{ep}$  – Fração endógena do lodo poli-P

$F_l$  – Fluxo limitante ( $g.m^{-2}.s^{-1}$ )

$fM$  – Fração de massa de lodo na zona anóxico

$f_n$  – Fração de nitrogênio no lodo volátil ( $mgN.mg^{-1}SVS$ )

$f_p$  – Teor de fósforo de organismo convencional ( $mgP.mg^{-1}SVS$ )

$f_{pp}$  – Teor de fósforo de organismos poli-P ( $mgP.mg^{-1}SVS$ )

$f_{pr}$  – Constante de proporcionalidade ( $mgP.mg^{-1}DQO$ )

$f_{sb}$  – Fração dissolvida da DQO biodegradável do afluente

$f_{up}$  – Fração da DQO afluente não biodegradável e particulado

$f_{us}$  – Fração da DQO afluente não biodegradável e dissolvido  
 $f_v$  – Fração volátil de lodo  
 $f_x$  – Fração de massa de lodo no reator anóxico  
 $f_{x1}$  – Fração de massa de lodo no pré-D  
 $H_a$  – Altura do adensador (m)  
 $H_d$  – altura do decantador (m)  
 $I$  – Taxa de juros (anual) (%)  
 $K$  – Constante de desnitrificação ( $\text{mgN} \cdot \text{mg}^{-1} \text{X}_a \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $k$  – Constante de sedimentação em zona ( $\text{L} \cdot \text{g}^{-1}$ )  
 $K_1$  – Constante de desnitrificação para material rapidamente biodegradável ( $\text{mgN} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $K_2$  – Constante de desnitrificação para material lentamente biodegradável ( $\text{mgN} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $K_c$  – Constante de proporcionalidade ( $\text{L} \cdot \text{mg}^{-1} \text{X}_a \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $K_n$  – Constante de meia saturação de Monod ( $\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$ )  
 $L$  – Fração de retorno (“s” ou “r”)  
 $\text{MCH}_4$  – Sintetização de metano ( $\text{kgCH}_4 \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $\text{ME}_t$  – Descarga diária de lodo ( $\text{kgSTS} \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $m\text{E}_t$  – Massa de sólidos suspensos descarregada como lodo de excesso por unidade de DQO aplicada ( $\text{mgSTS} \cdot \text{mg}^{-1} \text{DQO}$ )  
 $m\text{E}_t$  – Massa de sólidos suspensos descarregada como lodo de excesso por unidade de DQO aplicada ( $\text{mgSTS} \cdot \text{mg}^{-1} \text{DQO}$ )  
 $\text{ME}_{te}$  – Massa de lodo total estabilizado ( $\text{kgSTS} \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $\text{ME}_v$  – Massa de lodo orgânico de excesso produzido diariamente ( $\text{kgSVS} \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $\text{ME}_{ve}$  – Massa de lodo volátil estabilizado ( $\text{kgSVS} \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $\text{MN}_{ta}$  – Fluxo de nitrogênio afluente no sistema ( $\text{kgN} \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $\text{MO}_{eq}$  – Massa de oxigênio equivalente na desnitrificação ( $\text{kgO}_2 \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $\text{MO}_n$  – Massa de oxigênio consumido na nitrificação ( $\text{kgO}_2 \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $\text{MP}_{ta}$  – Fluxo de fósforo afluente no sistema ( $\text{kgP} \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $mqa$  – Vazão de lodo de excesso adensado ( $\text{L} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DQO}$ )  
 $\text{MS}_d$  – Massa de material orgânico digerido ( $\text{kgDQO} \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $\text{MS}_o$  – Massa de  $\text{O}_2$  aplicado diariamente ( $\text{kgO}_2 \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $\text{MS}_{seq}$  – Massa de material orgânico seqüestrado no reator anaeróbio ( $\text{mgDQO} \cdot \text{d}^{-1}$ )  
 $\text{MS}_{ta}$  – Massa da DQO aplicada diariamente ( $\text{kgDQO} \cdot \text{d}^{-1}$ )

$MS_{te}$  – Massa da DQO efluente ( $kgDQO.d^{-1}$ )  
 $MX_a$  – Massa de lodo ativo convencional no sistema ( $kgSVS$ )  
 $mX_{ap}$  – Massa de lodo ativo poli-P por unidade de massa de DQO aplicado diariamente ( $mgX_{ap}.mg^{-1}DQO.d^{-1}$ )  
 $MX_{ap}$  – Massa de lodo poli-P ( $kg$ )  
 $mX_{ep}$  – Massa de lodo endógeno poli-P por unidade de massa de DQO aplicado diariamente ( $mgX_{ep}.mg^{-1}DQO.d^{-1}$ )  
 $MX_{ep}$  – Massa de material endógeno poli-P ( $kgSVS$ )  
 $MX_t$  – Massa de lodo no sistema ( $kgSTS$ )  
 $MX_v$  – Massa de lodo orgânico no sistema ( $kgSVS$ )  
 $N$  – Número de reatores anaeróbios  
 $n$  – Vida útil do sistema (anos)  
 $N_a$  – Concentração de amônia efluente no sistema de lodo ativado ( $mgN.L^{-1}$ )  
 $N_{ad}$  – concentração de amônia residual desejada ( $mgN.L^{-1}$ )  
 $N_c$  – Capacidade de nitrificação do sistema ( $mgN.L^{-1}$ )  
 $N_{Dp}$  – Remoção de nitrato associado ao material lentamente biodegradável ( $mgN.L^{-1}$ )  
 $N_{Ds}$  – Remoção de nitrato associado ao material rapidamente biodegradável ( $mgN.L^{-1}$ )  
 $N_{ka}$  – Concentração de TKN no afluente ( $mgN.L^{-1}$ )  
 $N_1$  – Concentração de TKN para produção de lodo de excesso ( $mgN.L^{-1}$ )  
 $N_{ne}$  – Concentração de nitrato efluente do sistema ( $mgN.L^{-1}$ )  
 $N_{oe}$  – Nitrogênio orgânico efluente ( $mgN.L^{-1}$ )  
 $N_p$  – Potencial de concentração de amônia disponível para nitrificação ( $mgN.L^{-1}$ )  
 $O_{eq}$  – Oxigênio equivalente na desnitrificação ( $mgO_2.L^{-1}$ )  
 $O_n$  – Consumo de oxigênio na nitrificação ( $mgO_2.L^{-1}$ )  
 $P$  – Investimento necessário (R\$)  
 $P_1$  – Concentração de P no lodo ( $mgP.L^{-1}$ )  
 $P_{ae}$  – É a potência exigida para aeração do sistema (kW)  
 $P_{el}$  – Potência gerada com metano (kW)  
 $PHA$  – Polihidroxialcanoatos  
 $PHB$  – Polihidroxibutirato  
 $PHV$  – Polihidroxivalerato  
 $P_r$  – Concentração de fósforo liberada para a fase líquida ( $mgP.L^{-1}$ )  
 $P_{ta}$  – Concentração de fósforo afluente no sistema ( $mgP.L^{-1}$ )  
 $q$  – Vazão de lodo de excesso ( $m^3.d^{-1}$ )

$Q_a$  – Vazão afluyente ( $L.d^{-1}$ )  
 $q_a$  – Vazão de lodo de excesso adensado ( $m^3.d^{-1}$ )  
 $Q_{ae}$  – Vazão de retorno do reator aeróbico ( $m^3.d^{-1}$ )  
 $Q_r$  – Vazão de retorno do decantador ( $m^3.d^{-1}$ )  
 $Q_x$  – Vazão de retorno do reator anóxico ( $m^3.d^{-1}$ )  
 $R$  – Pagamentos anuais durante a vida útil do sistema (R\$)  
 $r_D$  – Taxa de desnitrificação ( $mgN.L^{-1}.d^{-1}$ )  
 $R_{di}$  – Tempo de digestão do lodo (d)  
 $R_{dn}$  – Fração de massa do lodo inativo convertido no digestor  
 $R_{dp}$  – Fração de massa de lodo primário ou ativo convertida no digestor  
 $R_{el}$  – Eficiência para produção de energia (25 a 35%)  
 $R_s$  – Idade de lodo (d)  
 $R_{sm}$  – Idade de lodo que permite manter uma concentração residual de amônia (d)  
 $R_{sn}$  – Idade lodo mínima para que se comece a nitrificação (d)  
 $S'_{bsa}$  – Concentração de material rapidamente biodegradável ( $mgDQO.L^{-1}$ )  
 $S_{AGV}$  – Concentração de ácidos graxos voláteis ( $mgDQO.L^{-1}$ )  
 $S_{ba}$  – DQO biodegradável do afluyente ( $mgDQO.L^{-1}$ )  
 $S_{bpa}$  – DQO biodegradável e particulado do afluyente ( $mgDQO.L^{-1}$ )  
 $SBRN$  – Sistemas Biológicos de Remoção de Nutrientes  
 $S_{bsa}$  – DQO biodegradável e dissolvido do afluyente ( $mgDQO.L^{-1}$ )  
 $S_{bsN}$  – Concentração residual de material orgânico rapidamente biodegradável na saída do reator anaeróbico ( $mgDQO.L^{-1}$ )  
 $s_f$  – Fator de segurança  
 $S_{bs}$  – Residual de material orgânico rapidamente biodegradável no afluyente da zona anaeróbia ( $mgDQO.L^{-1}$ )  
 $S_{ta}$  – DQO afluyente ( $KgDQO.L^{-1}$ )  
 $S_{ta}$  – DQO total do afluyente ( $mgDQO.L^{-1}$ )  
 $S_{ua}$  – DQO não biodegradável do afluyente ( $mgDQO.L^{-1}$ )  
 $S_{upa}$  – DQO não biodegradável e particulado do afluyente ( $mgDQO.L^{-1}$ )  
 $S_{usa}$  – DQO não biodegradável e dissolvido do afluyente ( $mgDQO.L^{-1}$ )  
 $T$  – Temperatura do afluyente no sistema ( $^{\circ}C$ )  
 $TCO$  – Taxa de consumo de oxigênio ( $kgO_2.d^{-1}$ )  
 $T_{di}$  – Temperatura no digestor ( $^{\circ}C$ )  
 $T_{sm}$  – Taxa de escoamento superficial máxima ( $m.d^{-1}$ )



$V_a$  – Volume do adensador ( $m^3$ )  
 $V_a$  – Volume do reator anaeróbio ( $m^3$ )  
 $V_{ae}$  – Volume do reator aerado  
 $V_d$  – Volume do decantador ( $m^3$ )  
 $V_{di}$  = Volume do digestor ( $m^3$ )  
 $v_o$  – Constante de sedimentação em zona ( $m.h^{-1}$ )  
 $V_r$  – Volume total dos reatores do SBRN ( $m^3$ )  
 $V_x$  – Volume do reator anóxico ( $m^3$ )  
 $V_{x1}$  – Volume do reator anóxico pré-D ( $m^3$ )  
 $V_{x3}$  – Volume do reator anóxico pós-D ( $m^3$ )  
 $X_a$  – Concentração de lodo ativo ( $mgSVS.L^{-1}$ )  
 $X_{a,na}$  – Concentração de lodo ativo convencional na zona anaeróbia ( $g.L^{-1}$ )  
 $X_e$  – Concentração de lodo endógeno ( $mgSVS.L^{-1}$ )  
 $X_i$  – Concentração de lodo inerte ( $mgSVS.L^{-1}$ )  
 $X_{ia}$  – Concentração limitante no adensador ( $g.L^{-1}$ )  
 $X_m$  – Concentração de lodo inorgânico ( $mgSFS.L^{-1}$ )  
 $X_n$  – Concentração de Nitrosomonas ( $mgSVS.L^{-1}$ )  
 $X_{ra}$  – Concentração de lodo na saída do adensador ( $g.L^{-1}$ )  
 $X_t$  – Concentração total de lodo ( $mgSVS.L^{-1}$ )  
 $X_v$  – Concentração de lodo orgânico ( $mgSVS.L^{-1}$ )  
 $Y$  – Coeficiente de crescimento de lodo ( $mgSVS.mg^{-1}DQO$ )  
 $\mu$  – Taxa específica de crescimento de Nitrosomonas ( $d^{-1}$ )  
 $\mu_m$  – Taxa específica máxima de crescimento de Nitrosomonas ( $d^{-1}$ )  
SVS – Sólidos voláteis suspensos  
SFS – Sólidos fixos suspensos  
STS – Sólidos suspensos totais

## **1. Introdução**

Os recursos hídricos existentes desde o início da humanidade mantêm-se praticamente os mesmos, no entanto o crescimento real da população representa um aspecto crítico na sua qualidade, pois quanto maior a população, maior é a demanda de água e conseqüentemente maior a quantidade de dejetos. Para nossa sorte a água é um bem renovável, no sentido que as impurezas podem ser removidas por processos físicos e biológicos naturais. A qualidade da água depende das condições do meio ambiente, da forma de escoamento superficial e infiltração na própria bacia hidrográfica, bem como da interferência do homem sobre o meio. Quando chove, a água escoia sobre o solo alastrando-se em toda a área de drenagem da bacia, carreando impurezas como íons de cálcio, magnésio, sódio, potássio, bicarbonato, cloretos, sulfatos, nitratos, entre outras contidas no solo. Além desses efeitos naturais, os impactos antrópicos também resultam prejuízos ao meio ambiente. O homem no combate de pragas e doenças aplica agrotóxicos no solo, utiliza adubos indiscriminadamente, de forma que a lixiviação desses produtos químicos bem como as práticas inadequadas de uso da terra promove erosão e o lançamento de dejetos fecais em toda a área da bacia afeta consideravelmente a qualidade da água.

Os despejos de águas residuárias são provenientes das diversas modalidades do uso e da origem das águas, tais como as de uso doméstico, comercial, industrial, as de utilidades públicas, de áreas agrícolas, de superfície, de infiltração, pluviais, e outros efluentes sanitários. Os esgotos domésticos ou domiciliares provêm principalmente de residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, ou qualquer dispositivo de utilização da água para fins domésticos. Compõe-se essencialmente da água de banho, urina, fezes, papel, restos de comida, sabão, detergentes, águas de lavagem. Os esgotos industriais, extremamente diversos, provêm de qualquer utilização da água para fins industriais, e adquirem características próprias em função do processo industrial empregado. Assim sendo cada indústria deverá ser considerada separadamente, uma vez que seus efluentes diferem até mesmo em processos industriais similares (Jordão e Pessôa, 1995).

As impurezas mais conhecidas dos esgotos domésticos são os sólidos em suspensão, material orgânico e também nutrientes. O acúmulo destes e particularmente de nitrogênio e fósforo em corpos hídricos pode levar ao seu comprometimento, decorrente da proliferação excessiva de algas, que além de competirem com outros seres aquáticos pelo oxigênio dissolvido disponível, podem liberar substâncias tóxicas ocasionando a mortalidade de

muitos seres, além de sabor e odor desagradáveis, tendo como fontes poluidoras os despejos domésticos e industriais e, de uma maneira dispersa, o uso de defensivo agrícola, introduzindo compostos na água, alterando a sua qualidade. Com o tratamento adequado das águas residuárias pode ser evitada a eutrofização das águas de superfície.

No interior do Nordeste a questão ganha importância, pois a água de abastecimento geralmente vem de açudes que acumulam águas de rios intermitentes nos próprios leitos servindo também de corpo receptor das águas residuárias tratadas ou não. Assim, devido à variação de diversos fatores como volume do corpo receptor, concentração de nutrientes e as trágicas consequências de uma eutrofização torna-se necessário o tratamento para remoção de nutrientes.

Os sistemas convencionais de tratamento biológico ou o tratamento secundário são capazes de depurar de maneira eficiente a poluição causada pelos sólidos em suspensão e material orgânico, mas não dos nutrientes como fósforo e nitrogênio, o qual provoca a eutrofização de rios e lagos. Assim se desenvolveram recentemente sistemas de tratamento terciário que se caracterizam pelo fato que permitem a remoção desses nutrientes. A remoção biológica de nitrogênio se dá através da nitrificação e desnitrificação, sequencialmente. Nitrificação é a oxidação biológica de amônia para nitrato enquanto a desnitrificação é a redução biológica de nitrato para nitrogênio molecular onde essa usa o material orgânico como redutor. A remoção de fósforo se tornou possível depois que se desenvolveram sistemas nos quais crescem lodo com um teor de fósforo muito mais elevado que lodo “normal”. Para atender a demanda de fósforo deste lodo precisa-se do fosfato presente nas águas residuárias e, desta maneira, acaba sendo removido da fase líquida o nutriente fósforo.

Para projetos de sistemas de remoção de nutrientes é necessário a utilização de diversas equações de balanço de massa e de cinética do processo de tratamento terciário de águas residuárias. A resolução de tais equações até chegar ao projeto final demanda muito tempo e esforço se as quais fossem feitas manualmente ou através de processos não interativos. Então percebe-se a necessidade de utilização de recursos mais avançados para a resolução do problema, como por exemplo, a utilização de pacotes de programas computacionais que permitem a automatização de cálculos e suas interações para chegar em até frações de segundos o que levaria horas se fossem feitos braçalmente.

## 1.1 Conhecimento tecnológico

O conhecimento racional tem possibilitado projetos e operações em bases mais sólidas tendo como resposta o aumento da eficiência e a redução nos custos. Assim, a tecnologia aqui tem como objetivo fazer com que o processo de depuração de águas residuárias se desenvolva em condições controladas (controle da eficiência) e em taxas mais elevadas (solução mais compacta) (Sperling 1996).

A linguagem de programação computacional é uma grande ferramenta na utilização da modelagem matemática dos sistemas de tratamento de águas residuárias, possibilitando a diminuição de custos, aumentando a qualidade de resposta na resolução de problemas e tornando o conhecimento disponível mais facilmente (Cabaldón, *et al*, 1998). Há mais de duas décadas surgiram no mercado os engenheiros do conhecimento que está associado à inteligência artificial e a sistemas especialistas (Tarapanoff, *et al*, 2002), o trabalho do engenheiro do conhecimento é comandar a metodologia e linguagens e interface para “software”, ou seja, a Engenharia de Conhecimento é o processo de transferência do conhecimento do especialista para o computador.

O principal objetivo da Engenharia do Conhecimento é guiar e administrar o projeto de um Sistema Especialista; isto é possível através de seis etapas desenvolvidas durante o projeto: avaliação do problema, avaliação do conhecimento, projeto do sistema, teste e avaliação, documentação e manutenção.

A aquisição e a representação do conhecimento são importantes para a Engenharia do Conhecimento e variam de acordo com as necessidades do sistema. Cabe ao engenheiro do conhecimento escolher a forma mais apropriada para resolver o problema do domínio em questão. A aquisição do conhecimento consiste na extração do conhecimento especialista a ser transposto em um sistema computacional para torná-lo inteligente. As fontes para a aquisição deste conhecimento são provenientes de especialistas e/ou de bibliografias confiáveis.

## **2. Objetivo**

Este trabalho tem como objetivo o desenvolvimento de um aplicativo computacional para simulação e otimização de tratamento de águas residuárias para remoção biológica de nutrientes (nitrogênio e fósforo).

## **3. Metas**

- Otimização de operação do sistema biológico para remoção de nutrientes.
- Desenvolvimento de aplicativo para automação de cálculos.
- Simulação de diferentes sistemas de tratamentos terciário.
- Construção de interface gráfica de fácil manipulação.

## 4. Revisão bibliográfica

### 4.1 Composição do esgoto doméstico

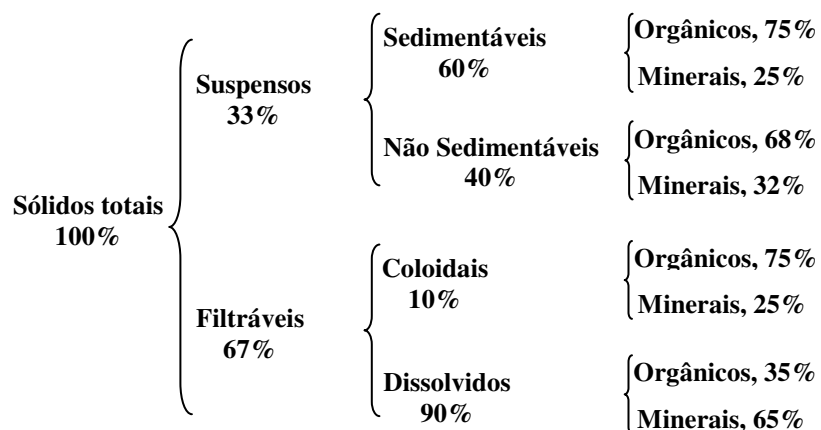
Os constituintes sólidos presentes na composição dos esgotos domésticos são apenas cerca de 0,1%, no entanto, essa pequena fração é a grande responsável pelos problemas de contaminação e poluição. Desse material cerca de 30% são minerais e a outra fração é constituída de material orgânico: (a) compostos de proteínas (40 a 60%), (b) carboidratos (25 a 50%) e (c) gorduras e óleos (cerca de 10%), além de uréia, celulose advinda do papel higiênico, detergentes, sólidos dissolvidos inorgânicos, inertes e microrganismos patogênicos, entre outros. O material sólido apresenta-se geralmente nas formas dissolvidas, particuladas e coloidais o que constitui fator limitante no tratamento de esgotos. A composição e a concentração dos constituintes presentes nos esgotos domésticos dependem das condições sócio-econômicas e dos hábitos da população, das características específicas das águas de abastecimento, forma de uso pelos indivíduos, do consumo per capita de água, da presença de despejos industriais no sistema de coleta o do clima da região (Souza e Leite, 2002).

Diariamente, uma pessoa produz, em média, 200 g de fezes e 1 kg de urina, os esgotos domésticos contêm de 81 a 100 g.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> de sólidos secos, destes, 60 a 85% são matéria orgânica e 15 a 40 % são sais minerais, sendo 5 a 10% de nitrogênios (N), 2,5 a 4,5% de fosfato (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e 3 a 4,5% de potássio (K<sub>2</sub>O) e 4,5 a 6% de cálcio (Souza e Leite, 2002).

A matéria sólida total do esgoto (*sólidos totais*) pode ser definida como a matéria que permanece como resíduo após a evaporação a 105 °C da água contida. Se esse resíduo é calcinado a 500 °C, as substâncias orgânicas se volatilizam e as minerais permanecem em forma de cinza: compõem-se assim a matéria sólida volátil (*sólidos voláteis*) e a matéria fixa (*sólidos fixos*). A forma mais usual de classificar a matéria sólida total, de uma forma global, é a matéria em suspensão e dissolvida (Jordão e Pessôa, 1995).

A matéria sólida em suspensão (*sólidos em suspensão*) compõe a parte que é retida, quando um volume da amostra de esgoto é filtrado através de uma membrana filtrante apropriada, normalmente um filtro de fibra de vidro com tamanho do poro igual a 1,2 micrômetros; a fração que passa pelo filtro compõe a matéria sólida dissolvida (*sólidos dissolvidos*), em solução ou sob a forma coloidal. A matéria em suspensão, para efeito de controle de operação de sedimentação, costuma ser classificada em: a) *sedimentável*: aquela que sedimenta num período razoável de tempo (1 ou 2 horas); b) *não sedimentável*: finamente dividida e que não sedimenta no tempo arbitrário de 2 horas; em termos

práticos, a matéria não sedimentável só será removida por processo de oxidação biológica e de coagulação seguida de sedimentação. Define-se ainda como matéria decantável (*sólidos decantáveis*) a fração que sedimenta num recipiente apropriado de 1 litro (cone de “Inhoff”) após o tempo arbitrário de 1 hora; a quantidade de matéria decantável é uma indicação da quantidade de lodo que poderá ser removido por sedimentação nos decantadores. A matéria que passa através de filtro, no ensaio, compõe duas frações: uma de matéria dissolvida propriamente dita (presente em solução no esgoto) e outra de matéria coloidal (diâmetro de partícula entre  $10^{-6}$  e  $10^{-3}$  micrômetros), esses parâmetros são importantes para a distribuição da matéria sólida no esgoto, verificando-se que os sólidos na forma em suspensão, ou coloidal, ou solúvel, influem nos fenômenos típicos das operações unitárias, como na sedimentação, adsorção, difusão e biodegradação (Jordão e Pessôa, 1995). A Figura 4-1 mostra a composição média, em termos percentuais, dos sólidos dos esgotos domésticos.



**Figura 4-1** – Composição média percentual, dos sólidos dos esgotos domésticos (Souza e Leite, 2002).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) mede a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente numa amostra, após um tempo dado (tomado para efeito de comparação em 5 dias). A quantidade de matéria orgânica presente, indicada pela determinação da DBO, é importante para se conhecer o grau de poluição de uma água residuária, para se dimensionar as estações de tratamento de esgotos e medir sua eficiência. Quanto maior o grau de poluição orgânica, maior a DBO do corpo d'água; normalmente a  $DBO_5$  dos esgotos domésticos varia entre 100 e 300 mg/L, de acordo com a condição, e nos tratamentos completos, deseja-se atingir uma redução de  $DBO_5$  até uma faixa de 20 a 30 mg/L (Jordão e Pessôa, 1995).

Demanda química de oxigênio (DQO) corresponde à quantidade de oxigênio necessária para oxidar a fração orgânica de uma amostra que seja oxidável pelo permanganato ou dicromato de potássio em solução ácida (Jordão e Pessôa, 1995).

Uma das grandes vantagens da DQO sobre a DBO é que permite respostas em tempo muito menor: duas horas (método do dicromato). Além disto, o teste de DQO engloba não somente a demanda de oxigênio satisfeita biologicamente (como a DBO), mas tudo que é susceptível de demandas de oxigênio, em particular os sais minerais oxidáveis. Por isto mesmo a DQO é preferível à DBO para análise de despejos industriais. A vantagem do tempo de resposta, e o fato de manter uma relação praticamente constante com a DBO, para um mesmo tipo de água residuária, têm levado ao uso cada vez maior das análises de DQO, em substituição às de DBO (Jordão e Pessôa, 1995).

Os nutrientes em águas residuárias domésticas provêm da utilização de materiais como proteínas por macroorganismos (o homem), tendo-se como produtos principais amônia e nitrogênio orgânico do tipo amino ( $R-NH_2$ ), principalmente uréia entre material nitrogenado, além de fosfato e formas orgânicos de fósforo. Na rede de coleta de esgoto grande parte do nitrogênio orgânico é amonificado. Nos sistemas de tratamento a amônia é transformada em nitrogênio molecular. Através das bactérias (*Nitrobacter e Nitrosomonas*) que se utilizam da amônia e as transformam em nitratos ( $NO_3^-$ ), sendo este acumulado no sistema, e outras bactérias, "*as desnitrificantes*" liberam o nitrogênio do nitrato para a atmosfera na forma de  $N_2$ .

O fósforo do ecossistema aquático pode ter origens naturais e/ou artificiais. As fontes naturais dependem diretamente do teor presente nos minerais primários de rochas da bacia de drenagem. Outras fontes naturais importantes são as que provêm do material particulado presente na atmosfera e o fósforo resultante da decomposição de organismos de origem alóctone. As principais fontes artificiais de fósforo são o esgoto doméstico e os produtos e subprodutos industriais. Problemas de eutrofização de águas de superfície por fósforo invariavelmente é causada por descargas excessivas do elemento, seja diretamente em águas residuárias tratados ou não ou pela aplicação excessiva de fertilizante. Como as fontes naturais de fósforo, na maior parte dos casos, são mais escassas do que as de nitrogênio então o fósforo torna-se o fator mais propício para amenizar a introdução de nutrientes em corpos de água (Esteves, 1998).



## 4.2 Legislação ambiental

A Resolução CONAMA nº 357, de 17/03/2005, classifica e estabelece os padrões de qualidade dos corpos de água, como também as condições e padrões de lançamento de efluentes (Brasil, 2007). A Tabela 4-1 mostra os limites de nutrientes (fósforo e nitrogênio) diferenciados em função da condição ambiental para as águas doces.

**Tabela 4-1** – Parâmetros de controle de nutrientes em águas doces

| Parâmetros  | Classe 1                       | Classe 2      | Classe 3                       |
|---|--------------------------------|---------------|--------------------------------|
|   | Concentrações máximas          |               |                                |
| Fósforo total (ambiente lântico)  | 0,020 mgP/L                    | 0,030 mgP/L   | 0,05 mgP/L                     |
| Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias e tributários diretos de ambiente lântico) | 0,025 mgP/L                    | 0,050 mgP/L   | 0,075 mgP/L                    |
| Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)   | 0,1 mgP/L                      | 0,1 mgP/L     | 0,15 mgP/L                     |
| Nitrato   | 10,0 mgN/L                     |               | 10,0 mgN/L                     |
| Nitrito   | 1,0 mgN/L                      |               | 1,0 mgN/L                      |
| Nitrogênio amoniacal total  | 3,7 mgN/L, para pH ≤ 7,5       | Idem Classe 1 | 13,3 mgN/L, para pH ≤ 7,5      |
|   | 2,0 mgN/L, para 7,5 < pH ≤ 8,0 |               | 5,6 mgN/L, para 7,5 < pH ≤ 8,0 |
|   | 1,0 mgN/L, para 8,0 < pH ≤ 8,5 |               | 2,2 mgN/L, para 8,0 < pH ≤ 8,5 |
|   | 0,5 mgN/L, para pH > 8,0       |               | 1,0 mgN/L, para pH > 8,0       |

Fonte: CONAMA nº 357, de 17/03/2005

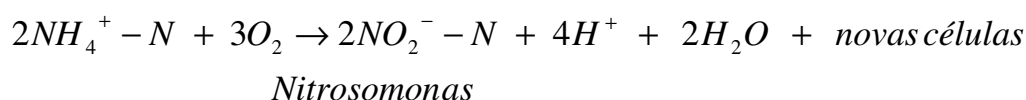
## 4.3 Remoção biológica de nitrogênio

O sistema de lodos ativados é capaz de produzir conversão de amônia para nitrato, o que caracteriza a nitrificação. Neste caso, há a remoção de amônia, mas não do nitrogênio, pois há apenas uma conversão da forma de nitrogênio amoniacal para a forma oxidada, nitrito e nitrato. Em regiões de clima quente, a nitrificação ocorre quase que sistematicamente, a menos que haja algum problema ambiental no reator biológico, como falta de oxigênio dissolvido, baixo pH, pouca biomassa ou a presença de substâncias tóxicas ou inibidoras. A remoção biológica do nitrogênio é alcançada em condições

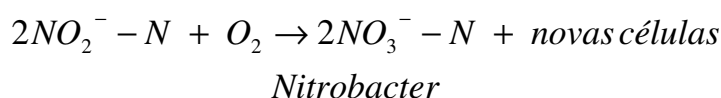
anóxicas, ou seja, em condições de ausência de oxigênio, mas na presença de nitratos (Melchior *et al*, 2003).

Nas condições anóxicas, um grupo de bactérias utiliza nitratos no seu processo respiratório, convertendo-os a nitrogênio gasoso, que escapa para a atmosfera. Este processo é denominado desnitrificação. Para se alcançar a desnitrificação no processo de lodos ativados, são necessárias modificações no processo, incluindo a criação de zonas anóxicas.

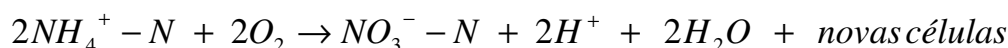
Em processos de lodos ativados em que ocorre a nitrificação, é interessante que ocorra a desnitrificação no reator biológico do sistema. Os microrganismos envolvidos no processo de nitrificação são autótrofos quimiossintetizantes (ou quimioautótrofos), para os quais o gás carbônico é a principal fonte de carbono, e a energia é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico, como amônia, e formas mineralizadas (Von Sperling, 1997). A transformação da amônia em nitritos é efetivamente através de bactérias, como as do gênero *Nitrosomonas*, de acordo com a seguinte reação:



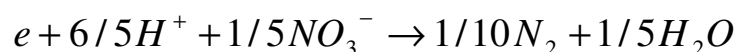
A oxidação de nitritos a nitratos dá-se principalmente pela atuação de bactérias como as do gênero *Nitrobacter*, o qual ocorre mais rápido do que a *Nitrosomonas* na transformação da amônia em nitrito, sendo expressa por:



Somando essas duas equações obtemos a reação global de nitrificação:



Como já visto, para a redução de nitrato é necessário um ambiente anóxico, assim com a presença e atuação das bactérias como as *Pseudomonas sp*, ocorrendo a redução de nitratos, como mostra a seguinte reação:



E assim o nitrogênio vai para o ambiente externo na forma de gás, tendo como consequência a redução do mesmo no meio líquido (Melchior *et al*, 2003).

#### **4.4 Remoção biológica de fósforo**

A remoção biológica de fósforo é proporcionada por sistemas combinados que alterna o meio anaeróbio, anóxico e aeróbio, são os sistemas biológicos de remoção de nutrientes (SBRN). Esse sistema favorece a formação de lodos que possuem uma fração mássica de fósforo de até 12%, muito além dos 2,5% do lodo formado quando não se utiliza esses sistemas.

O conhecimento sobre a viabilidade e a otimização da remoção biológica de fósforo aumentou enormemente nos últimos anos, sendo possível projetar confiavelmente sistemas de tratamento que produzem um efluente com baixíssima concentração de fósforo, usando somente o mecanismo de incorporação do elemento no lodo produzido. Existe a possibilidade de se aumentar a capacidade de remoção com o processo químico de precipitação de fosfato, usando-se sais de alumínio ou ferro. Hoje, na grande maioria, quando se projeta sistemas de remoção de fósforo, os métodos químicos são auxiliares ao método biológico, por causa do alto custo de produtos químicos e a massa considerável de lodo químico que é gerado, como também a adição de sais que acumulam íons na água, que podem restringir seriamente a sua aplicabilidade para vários usos (Van Haandel e Marais, 1999).

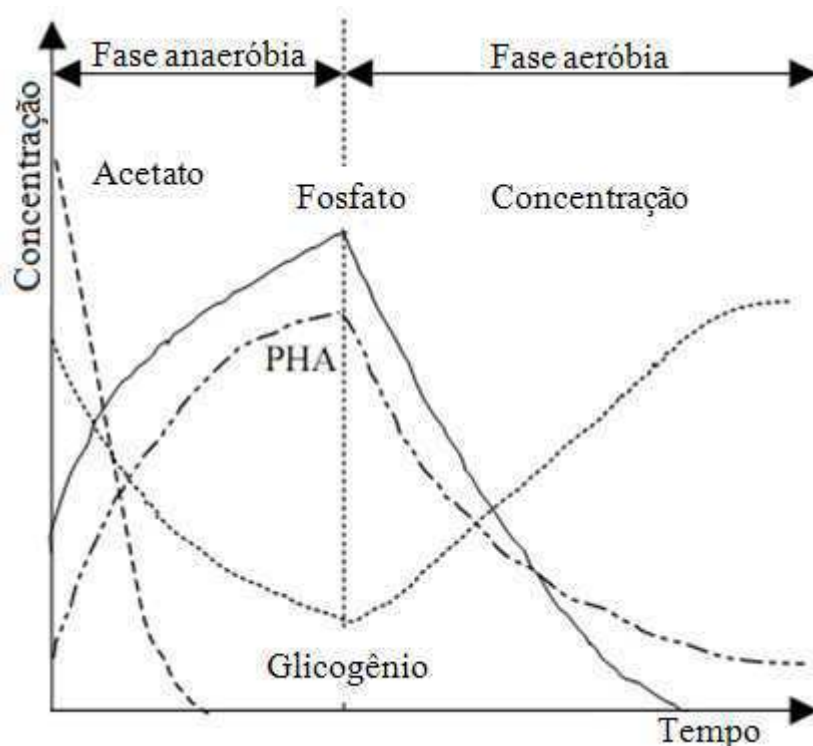
##### **4.4.1 Características da remoção biológica de fósforo**

Um período prolongado de pré-condicionamento anaeróbio estimulará a acumulação microbiana de fósforo na fase aeróbia. O princípio básico dos SBRN é a colocação de zona anaeróbia seguida de uma zona anóxica e aeróbia alimentando-se o efluente na zona anaeróbia. Se há substrato orgânico adequado disponível na zona anaeróbia, ela atua como um seletor biológico, aumentando a população de bactérias acumuladoras de fósforo (polifosfato).

As bactérias poli-P são definidas como microrganismos capazes de absorver fósforo em excesso do requerido para o crescimento celular. Os organismos acumuladores de polifosfato representam um significativo papel na remoção de fósforo. Os primeiros microrganismos isolados de um SBRN foram espécies *Acinetobacter*. Uma seqüência anaeróbia – anóxico – aeróbia é requerida para que seja estabelecida uma população de bactérias poli-P num sistema biológico. Revisões da microbiologia de SBRN indicam que

há uma diversidade de organismos envolvidos na acumulação poli-P (Van Haandel e Marais, 1999).

A Figura 4-2 mostra o perfil de concentração dos principais componentes mensurados nos SBRN em condições anaeróbia – aeróbia. No ambiente anaeróbio não há disponibilidade de oxidante de modo que as bactérias “normais” não podem gerar energia e por isso não têm atividade metabólica. Entretanto as bactérias que têm polifosfato acumulado podem usar esta reserva de energia química. Na zona anaeróbia, os organismos especialistas em acúmulo de fósforo, chamadas de poli-P, usam sua reserva energética para absorver ácidos graxos (acetato) e os transformam em polihidroxialcanoatos (PHA), tendo as principais formas de polihidroxibutirato (PHB) e polihidroxivalerato (PHV). A energia para a polimerização da fonte de carbono é obtida na hidrólise dos polifosfatos armazenados nos organismos poli-P. Então o polifosfato hidrolisado é liberado para a fase líquida na forma de ortofosfato (Baetens, 2000).



**Figura 4-2** – Representação esquemática de perfil de concentração para SBRN sob condição anaeróbia – aeróbia (Baetens, 2000).

Para a recuperação do fósforo é necessária a presença de uma zona com oxidante seja anóxica e/ou uma fase aeróbia; durante essa fase o PHB é consumido para geração de energia para crescimento, como também para recuperação de ortofosfato do meio líquido, gerando energia para o reabastecimento de polifosfato (Baetens, 2000).

A fração das bactérias poli-P é determinada por dois fatores (1) fração de substrato convertida para acetato na fase anaeróbia; e (2) fosfato disponível. O tipo dos compostos orgânicos na fase anaeróbia é também importante. Eles devem ser solúveis, como os ácidos voláteis totais (AGT) de cadeia curta, os quais as bactérias poli-P podem absorver para dentro da célula e polimerizar. Os compostos orgânicos disponíveis não são completamente removidos no estágio anaeróbio e passarão ao estágio aeróbio se o fósforo é limitante. A remoção de fósforo é limitada se a DQO disponível é limitante. A eficiência do processo poderá ser aumentada pela pré-fermentação ou pela adição de compostos orgânicos a fim de aumentar a DQO disponível (Reddy citado por Faria, *et al.* 2006).

É importante salientar que a zona anaeróbia tem de ser livre de oxigênio e nitrato. Se houver oxidante de material orgânico as bactérias “normais” o usarão para seu metabolismo e os organismos poli-P não se desenvolvem.

#### 4.5 Sistemas biológicos de remoção de nutrientes (SBRN)

Vários sistemas de remoção biológica de nutrientes já estão sendo utilizados na prática, tendo como principal diferença entre eles a maneira como se protege a zona anaeróbia da introdução de nitrato, evitando que o material rapidamente biodegradável seja consumido por microrganismos de baixa fração mássica de fósforo.

Em Van Haandel e Marais (1999) encontra-se seis SBRN são eles:

##### a) Phoredox

Esse sistema é composto por dois reatores em série, sendo o primeiro anaeróbio, o qual recebe o efluente e o lodo do decantador final, como mostra a Figura 4-3. Esse sistema foi proposto por Barnard citado por Van Haandel e Marais (1999), nele não há remoção de nitrogênio, por tanto tem de ter uma idade de lodo curta para não haver nitrificação. A ausência de nitrato faz com que não haja zona anóxica, tornando o sistema bastante compacto.

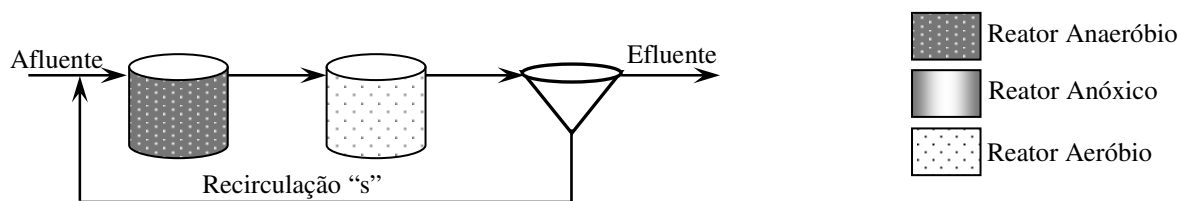


Figura 4-3 – Sistema Phoredox

Porém, a aplicabilidade do sistema é limitada a regiões de clima frio ou temperado, pois em clima quente, mesmo com idade de lodo reduzida, a nitrificação é inevitável, o que lançaria nitrato na zona anaeróbia provocando queda na eficiência de remoção de fósforo. Num sistema Phoredox em escala piloto operado a 20 °C e uma idade de lodo de 3 dias a nitrificação parcial é inevitável, isso foi mostrado por Burke *et al* citado por Van Haandel e Marais (1999).

### b) Sistema Bardenpho modificado (3 ou 5 reatores)

Nesse sistema é adicionada uma zona anóxica e uma recirculação “a” da zona aeróbia para a zona anóxica (Figura 4-4) em comparação ao sistema Phoredox. A introdução da zona anóxica é uma tentativa de evitar a contaminação da zona anaeróbia com nitrato, mas isto pode não ser possível: parte do nitrato passa direto para o decantador final e daí para o reator anaeróbio, limitando ou inviabilizando o surgimento dos organismos poli-P. Por isso esse sistema foi desenvolvido também com 5 reatores (Figura 4-5) onde há desnitrificação completa antes do licor entrar no decantador evitando-se assim a sua introdução na zona anaeróbia.

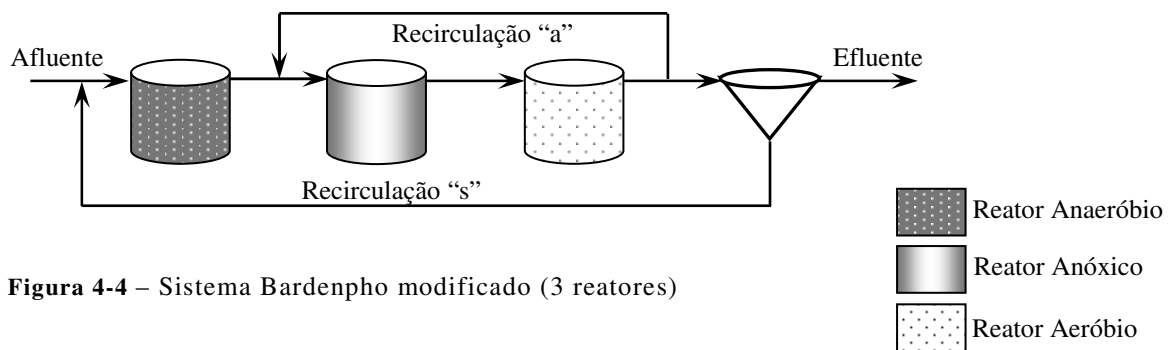


Figura 4-4 – Sistema Bardenpho modificado (3 reatores)

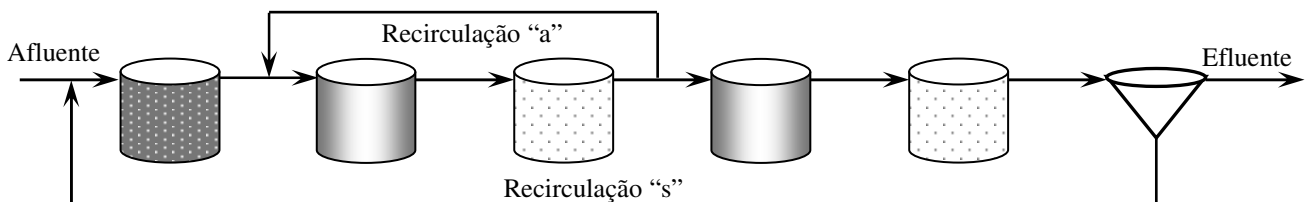


Figura 4-5 – Sistema Bardenpho modificado (5 reatores)

### c) Sistema UCT e sistema UCT modificado

O sistema UCT proposto por Rabinowitz e Marais citado por Van Haandel e Marais (1999), é uma nova tentativa de evitar a introdução de nitrato na zona anaeróbia, sendo a

nova configuração constituída de três recirculações (Figura 4-6), a recirculação “r” da zona anóxica para a zona anaeróbia, a recirculação “a” da zona aeróbia para a zona anóxica e a recirculação “s” do decantador final para a zona anóxica.

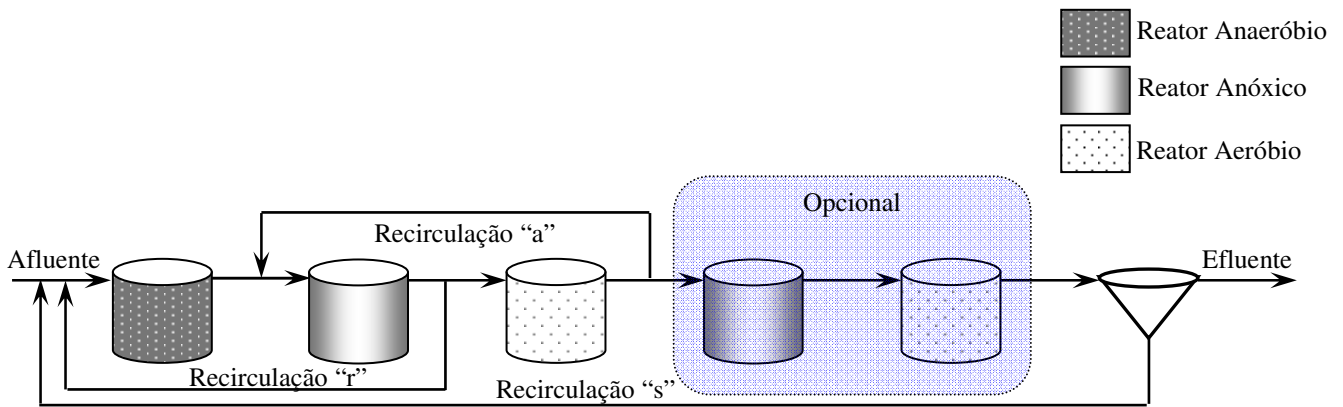


Figura 4-6 – Sistema UCT (3 ou 5 reatores)

Para assegurar que não haja introdução de nitrato na zona anaeróbia foi desenvolvido o sistema UCT modificado (Figura 4-7), nele são colocados dois reatores anóxicos em seqüência e a recirculação “a” agora é feito da zona aeróbia para a 2ª zona anóxica. Porém há uma subutilização da zona anóxica fazendo com que a concentração de nitrato no efluente tenda a ser maior, podendo causar problemas no decantador final como a flotação de lodo.

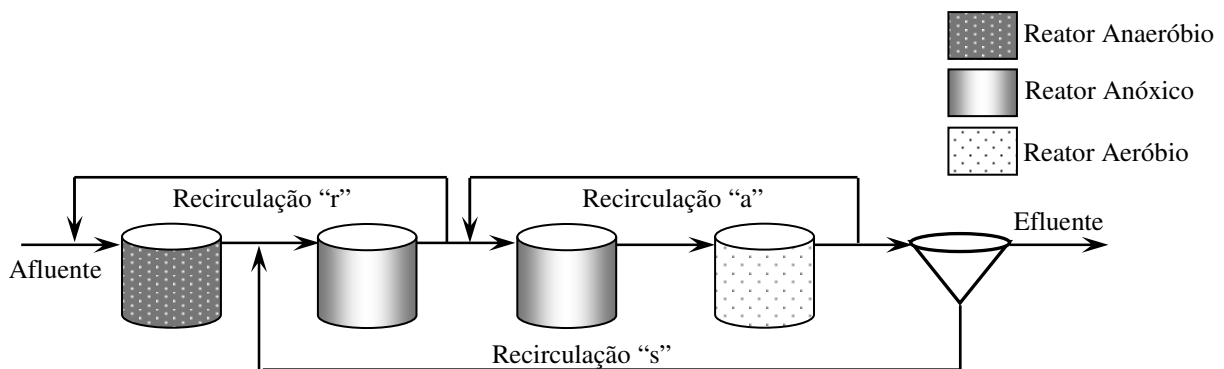


Figura 4-7 – Sistema UCT modificado

#### d) Sistema Johannesburg

O layout desse sistema permite uma melhor utilização do reator anóxico para a remoção de nitrogênio, pois a recirculação “s” passa pela zona anóxica em paralelo com os demais reatores de modo que esta tem uma concentração mais elevada de lodo e, portanto,

uma taxa mais alta de desnitrificação (Figura 4-8), Para acelerar mais ainda a desnitrificação pode também alimentar com o efluente.

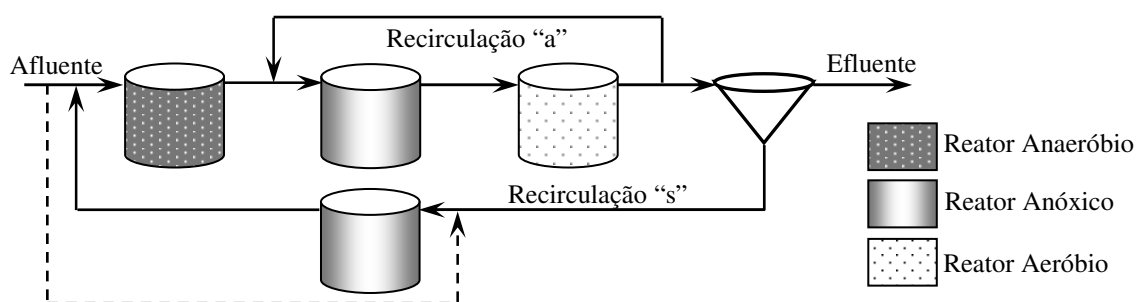


Figura 4-8 – Sistema Johannesburg

Na Tabela 4-2 são mostradas as principais vantagens e desvantagens entre os diferentes sistemas de remoção biológica de fósforo apresentados em Van Haandel e Marais, (1999).

Tabela 4-2 – Vantagens e desvantagens dos SBRN.

| Tipo de sistema                   | Vantagens   | Desvantagens   |
|-----------------------------------|---|--|
| Phoredox                          | Sistema pequeno<br>Simples<br>Curto tempo de permanência  | Não tem nitrificação<br>Em climas quentes não é confiável  |
| Bardenpho modificado (3 reatores) | Alta taxa de desnitrificação<br>Idade de lodo curta       | Pode não funcionar (recirculação de NO <sub>3</sub> )<br>Desnitrificação incompleta<br>Tendência de formação de lodo filamentososo |
| Bardenpho modificado (5 reatores) | Boa remoção de nitrogênio                                 | Se desnitrificação incompleta NO <sub>3</sub> passa para zona anaeróbia, prejudicando remoção de P                                 |
| UCT                               | Prevenção de recirculação de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | Desnitrificação incompleta<br>Uso da capacidade de desnitrificação é ineficiente   |
| UCT modificado                    | Assegura melhor condição anaeróbia                        | Menos desnitrificação  |
| Johannesburg                      | Uso eficiente do reator para remoção de nitrogênio        | Remoção de nitrogênio incompleta   |

Fonte – Van Haandel e Marais (1999).



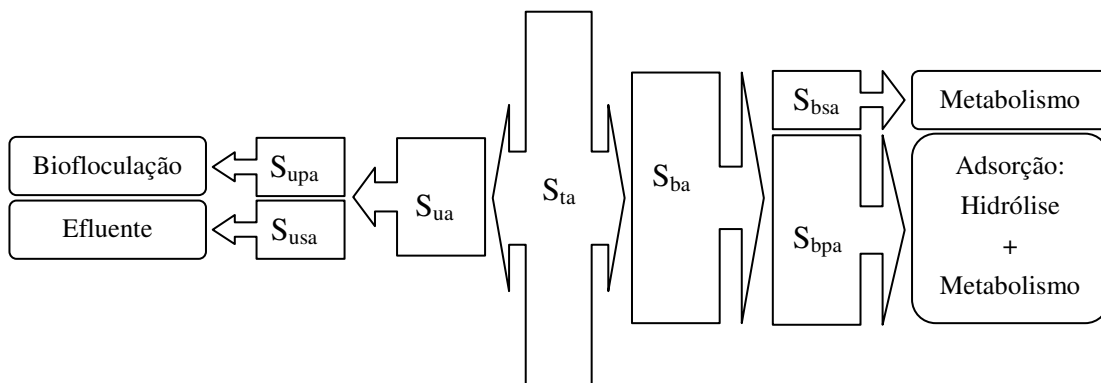
## 4.6 Introdução as equações para SBRN

Para otimização e/ou simulação dos SBRN foram desenvolvidas equações que descrevem cada unidade de tratamento às suas devidas finalidades. Nesse caso existem três unidades: a aeróbia, a anóxica e a anaeróbia; as ações conjuntas dessas três unidades farão com que sejam removidos os nutrientes, total ou parcialmente, presentes no afluente.

Assim o sistema pode ser avaliado em três partes distintas o qual possui sua própria dinâmica. As equações aqui apresentadas são citadas em Van Haandel e Marais (1999).

### 4.6.1 Material orgânico

A divisão do material orgânico nas suas diversas frações é importante para a formulação das equações e para tornar mensuráveis os dados de entrada para os cálculos necessários para resolução das mesmas. A representação da divisão das frações de material orgânico é mostrada abaixo:



**Figura 4-9** – Frações de material orgânico

$S_{ta}$  – DQO total do afluente

$S_{ba}$  – DQO biodegradável do afluente

$S_{ua}$  – DQO não biodegradável do afluente

$S_{bpa}$  – DQO biodegradável e particulado do afluente

$S_{bsa}$  – DQO biodegradável e dissolvido do afluente

$S_{upa}$  – DQO não biodegradável e particulado do afluente

$S_{usa}$  – DQO não biodegradável e dissolvido do afluente

Temos então que:

$$S_{ta} = S_{ba} + S_{ua} = S_{bsa} + S_{usa} + S_{upa} + S_{upa} \quad (4.1)$$

Definindo ainda as seguintes frações:

$$f_{us} = \frac{S_{usa}}{S_{ta}} \quad (4.2)$$

$$f_{up} = \frac{S_{upa}}{S_{ta}} \quad (4.3)$$

$$f_{sb} = \frac{S_{bsa}}{S_{ba}} \quad (4.4)$$

$f_{us}$  – Fração da DQO afluente não biodegradável e dissolvido

$f_{up}$  – Fração da DQO afluente não biodegradável e particulado

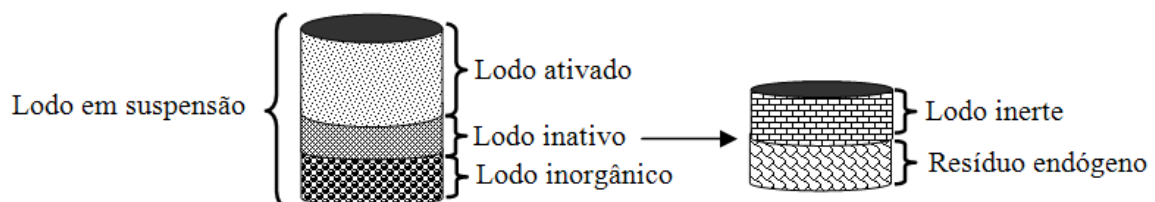
$f_{sb}$  – Fração dissolvida da DQO biodegradável do afluente

Tendo ainda que:

$$S_{ba} = (1 - f_{us} - f_{up})S_{ta} \quad (4.5)$$

$$S_{bsa} = f_{sb} \cdot (1 - f_{us} - f_{up})S_{ta} \quad (4.6)$$

O lodo em suspensão sujeito a aeração caracteriza um sistema de lodo ativado, podendo este ser dividido em sólidos inorgânicos e sólidos orgânicos. A concentração dos sólidos em suspensão pode ser determinada experimentalmente através da pesagem da massa de lodo filtrado após secagem a 103°C, obtendo a concentração dos sólidos suspensos totais. Assim para a descrição do comportamento do sistema de lodos ativados foi sugerido por Marais e Ekama, citado em Van Haandel e Marais (1999), a divisão mostrada na Figura abaixo:

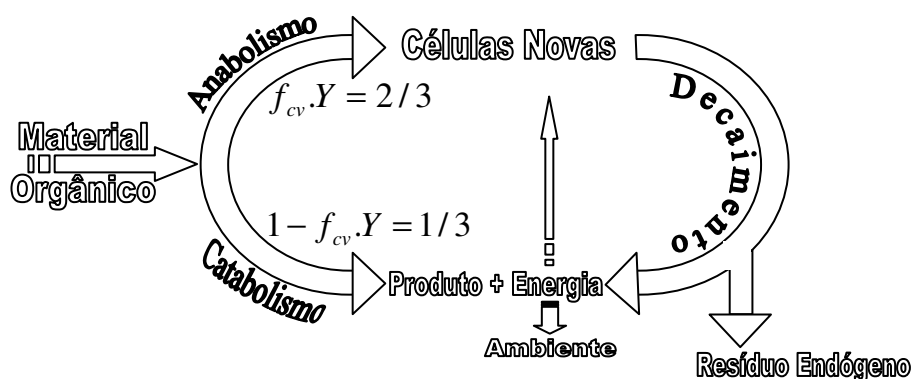


**Figura 4-10** – Divisão dos sólidos suspensos

- *Lodo inorgânico* – é gerado através da flocculação de partículas inorgânicas.
- *Lodo ativado* – composto pelos microrganismos atuantes no metabolismo de material orgânico.
- *Lodo inativo* – composto por material orgânico em suspensão que não exerce atividade metabólica;

- ✓ *Lodo inerte* – gerado a partir do material orgânico do afluente que é não biodegradável e particulado, o qual é floculado no sistema de lodo ativado e passa a fazer parte do lodo formando o lodo inerte;
- ✓ *Resíduo endógeno* – é proveniente do decaimento do lodo ativo através da respiração endógena.

O metabolismo do material orgânico pelo lodo ativo em meio aerado serve para obtenção de energia e para produção de novo material intracelular, o que caracteriza o catabolismo e o anabolismo, respectivamente. Para que ocorra oxidação de material orgânico através do metabolismo dos microrganismos se faz necessária a presença de oxigênio na água, e é através do mesmo que ocorre o crescimento celular desses microrganismos. Resultados experimentais indicam que a produção desses microrganismos é em média  $0,45 \text{ mgSVS} \cdot \text{mg}^{-1} \text{DQO}$ , o qual é determinado de coeficiente de crescimento de lodo ( $Y$ ) de acordo com Van Haandel e Marais (1999). Também foi determinado a DQO de uma unidade massa de microorganismo ( $f_{cv}$ ) resultando no valor de  $1,5 \text{ mgDQO} \cdot \text{mg}^{-1} \text{SVS}$ . É visto que a própria massa celular dos microrganismos possui material biodegradável, o qual pode ser oxidado, esse tipo de oxidação é chamado de respiração endógena, sendo que uma parte desse material é não biodegradável chamado de resíduo endógeno. A fração do resíduo endógeno ( $f$ ) determinado experimentalmente por Brodersen e MacCarty; Marais e Ekama citado em Van Haandel e Marais (1999), sendo de 0,2, não podendo ser oxidada. Com os dados citados nesse parágrafo foi montado o esquema abaixo:



**Figura 4-11** – Esquema metabólico no sistema aeróbio

É definida agora a simbologia para as diversas concentrações de lodos, tomando  $X$  como representação da mesma:

$X_a$  – Concentração de lodo ativo ( $\text{mgSVS} \cdot \text{L}^{-1}$ )

$X_e$  – Concentração de lodo endógeno (mgSVS.L<sup>-1</sup>)

$X_i$  – Concentração de lodo inerte (mgSVS.L<sup>-1</sup>)

$X_v$  – Concentração de lodo orgânico (mgSVS.L<sup>-1</sup>)

$X_m$  – Concentração de lodo inorgânico (mgSFS.L<sup>-1</sup>)

$X_t$  – Concentração total de lodo (mgSVS.L<sup>-1</sup>)

Tendo pela definição as seguintes expressões:

$$X_t = X_v + X_m = \frac{X_v}{f_v} \quad (4.7)$$

$$X_v = X_a + X_e + X_i \quad (4.8)$$

Sendo  $f_v$  a fração volátil do lodo.

Na prática do tratamento de esgoto o valor de  $f_v$  é de 0,75 (esgoto bruto) a 0,80 (esgoto decantado)

#### 4.6.2 Unidade aeróbia

A unidade aeróbia é destinada para oxidação da matéria orgânica e do material nitrogenado, como também para a adsorção do fósforo presente na fase líquida. Inicialmente é determinada a massa de lodo ativo no sistema, a equação a seguir nos dá a massa de lodo ativo:

$$MX_a = \frac{(1 - f_{us} - f_{up})Y.R_s}{1 + b_h.R_s} . MS_{ta} \quad (4.9)$$

$$MS_{ta} = Q_a . S_{ta} \quad (4.10)$$

$$C_r = \frac{Y.R_s}{1 + b_h.R_s} \quad (4.11)$$

Assim:

$$MX_a = (1 - f_{us} - f_{up})C_r . MS_{ta} \quad (4.12)$$

$$b_h = 0,24 \times 1,04^{(T-20)} \quad (4.13)$$

$Q_a$  – Vazão afluyente (L.d<sup>-1</sup>)

$S_{ta}$  – DQO afluyente (kgDQO.L<sup>-1</sup>)

$MX_a$  – Massa de lodo ativo (kgSVS)

$MS_{ta}$  – Massa da DQO aplicada diariamente (kgDQO.d<sup>-1</sup>)

$f_{us}$  – Fração da DQO afluyente não biodegradável e dissolvido

$f_{up}$  – Fração da DQO afluyente não biodegradável e particulado

$Y$  – Coeficiente de crescimento de lodo (mgSVS.mg<sup>-1</sup>DQO)

$R_s$  – Idade de lodo (d)

$b_h$  – Constante de decaimento do lodo ativo (d<sup>-1</sup>)

$T$  – Temperatura do afluyente no sistema (°C)

$C_r$  – Massa de lodo ativo presente no sistema por unidade de massa de DQO biodegradável aplicada por dia.

Por definição a idade de lodo ou tempo médio de permanência de lodo no sistema, é dada pela equação abaixo:

$$R_s = \frac{V_{ae}}{q} \quad (4.14)$$

$V_{ae}$  – Volume do reator aerado (m<sup>3</sup>)

$q$  – Vazão de lodo de excesso (m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>)

O lodo de excesso nada mais é do que uma fração do material orgânico que é transformada em lodo orgânico e deixa o sistema com uma vazão “q”.

Também é determinada a massa de lodo orgânico no sistema, que nada mais é do que a soma da massa de lodo ativo, de resíduo endógeno e de lodo inerte. O resíduo endógeno é originado do decaimento do lodo ativo num processo de respiração endógena e não é biodegradável, e o lodo inerte é o material orgânico não biodegradável e particulado (Van Haandel e Marais, 1999).

A equação que determina a massa de lodo orgânico no sistema é:

$$MX_v = \left[ (1 - f_{us} - f_{up})(1 + f.b_h.R_s)C_r + \frac{f_{up}.R_s}{f_{cv}} \right].MS_{ta} \quad (4.15)$$

$MX_v$  – Massa de lodo orgânico no sistema (kgSVS)

$f$  – Fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno

$f_{cv}$  – DQO de uma unidade de massa de microorganismo

E temos também massa total de lodo no sistema:

$$MX_t = \frac{MX_v}{f_v} \quad (4.16)$$

$MX_t$  – Massa de lodo no sistema (kgSTS)

$f_v$  – Fração volátil de lodo

E a massa de material endógeno do lodo convencional é dada por:

$$MX_e = f \cdot b_h \cdot R_s \cdot MX_a \quad (4.17)$$

Durante o processo de metabolismo da matéria orgânica é produzido lodo, o qual fica no sistema durante algum tempo e, depois, é descartado. Este, chamado lodo de excesso, de lodo produzido, é dado pela equação abaixo.

$$ME_v = \frac{MX_v}{R_s} \quad (4.18)$$

$ME_v$  – Massa de lodo orgânico de excesso produzido diariamente (kgSVS.d<sup>-1</sup>)

Assim, esse lodo deve ser retirado do sistema, juntamente com os outros tipos de lodos formando a massa de lodo total que é extraída do sistema diariamente.

$$ME_t = \frac{ME_v}{f_v} \quad (4.19)$$

$ME_t$  – Descarga diária de lodo (kgSTS.d<sup>-1</sup>)

Com esses parâmetros já se pode partir para o cálculo do volume do reator aeróbio:

$$V_{ae} = \frac{MX_v}{f_v \cdot X_t} \quad (4.20)$$

$V_{ae}$  – Volume do reator aerado ( $m^3$ )

Assim temos uma configuração básica para a unidade aeróbia.

### 4.6.3 Material nitrogenado

Os principais componentes nitrogenados que compõe as águas residuárias são:

- Nitrogênio amoniacal: gasoso,  $NH_3$ ; salino,  $NH_4^+$
- Nitrogênio orgânico: uréia, aminoácidos e outras substâncias orgânicas com grupo amino.

O nitrogênio total de Kjeldahl (TKN) é a soma da concentração do nitrogênio orgânico e amoniacal.

Downing *et al*, citado em Van Haandel e Marais (1990), mostrou que o crescimento de Nitrosomonas na nitrificação pode ser descrito pela equação abaixo:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right) = \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c + \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d \quad (4.21)$$

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c = \mu \cdot X_n = \frac{\mu_m \cdot X_n \cdot N_a}{N_a + K_n} \quad (4.22)$$

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d = -b_n \cdot X_n \quad (4.23)$$

Sendo:

$X_n$  – Concentração de Nitrosomonas ( $mgSVS.L^{-1}$ )

$(dX_n/dt)$  – Taxa de variação da concentração, ou crescimento líquido, de Nitrosomonas ( $mgSVS.d^{-1}$ )

$(dX_n/dt)_c$  – Taxa de crescimento de Nitrosomonas ( $mgSVS.d^{-1}$ )

$(dX_n/dt)_d$  – Taxa de decaimento de Nitrosomonas ( $mgSVS.d^{-1}$ )

$\mu$  – Taxa específica de crescimento de Nitrosomonas ( $d^{-1}$ )

$\mu_m$  – Taxa específica máxima de crescimento de Nitrosomonas ( $d^{-1}$ )

$b_n$  – Constante de decaimento de Nitrosomonas ( $d^{-1}$ )

$K_n$  – Constante de meia saturação de Monod ( $mgN.L^{-1}$ )

$N_a$  – Concentração de amônia efluente no sistema de lodo ativado ( $mgN.L^{-1}$ )

Quando está trabalhando com um sistema estacionário tem-se que:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right) = 0 \Rightarrow N_a = \frac{K_n \cdot \left(b_n + \frac{1}{R_s}\right)}{\mu_m - b_n + \frac{1}{R_s}} \quad (4.24)$$

O que nos dá a concentração de amônia efluente do sistema de lodo ativado.

Existe uma idade lodo mínima para que se comece a nitrificação, aqui representada por  $R_{sn}$ , e podemos calcular com a equação abaixo:

$$R_{sn} = \frac{1 + \frac{K_n}{N_p}}{\mu_m - b_n \cdot \left(1 + \frac{K_n}{N_p}\right)} \quad (4.25)$$

Sendo  $N_p$  a concentração de amônia disponível para nitrificação.

Para uma determinada concentração de amônia residual desejada ( $N_{ad}$ ) no efluente é possível calcular a idade de lodo que permite o mesmo com a equação abaixo:

$$R_{sm} = \frac{1}{\frac{\mu_m}{1 + \frac{K_n}{N_{ad}}} - b_n} \quad (4.26)$$

$R_{sm}$  – Idade de lodo que permite manter uma concentração residual de amônia

A fração de lodo que permite a obtenção de  $N_{ad}$  é dada pela seguinte equação:

$$fM = 1 - \left(1 + \frac{K_n}{N_{ad}}\right) \cdot \left(b_n + \frac{1}{R_s}\right) \cdot \frac{1}{\mu_m} - f_{an} \quad (4.27)$$

$fM$  – Fração de massa de lodo na zona anóxica

$f_{an}$  – Fração de massa de lodo na zona anaeróbia

$fM$  é quem determina o volume do reator anóxico ocupado no SBRN para que ocorra a desnitrificação.



Nesse tipo de sistema uma parte do nitrogênio é necessária para a produção de lodo de excesso, a equação que fornece essa concentração é:

$$N_l = f_n \cdot \frac{ME_v}{Q_a} \quad (4.28)$$

$N_l$  – Concentração de TKN para produção de lodo de excesso ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$f_n$  – Fração de nitrogênio no lodo volátil ( $\text{mgN.mg}^{-1}\text{SVS}$ )

Sendo assim, existe uma capacidade de nitrificação do nitrogênio afluente do sistema, que efetivamente é oxidada, dada por:

$$N_c = N_{ka} - N_l - N_{oe} - N_{ad} \quad (4.29)$$

$N_c$  – Capacidade de nitrificação do sistema ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_{ka}$  – Concentração de TKN no afluente ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_{oe}$  – Nitrogênio orgânico efluente ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

A capacidade de nitrificação é importante, pois é possível projetar o reator anóxico e o consumo de oxigênio para a oxidação do material nitrogenado.

#### 4.6.4 Consumo de oxigênio

É consumido oxigênio em duas instâncias, para oxidação do material orgânico e para oxidação do material nitrogenado. Para o material orgânico temos:

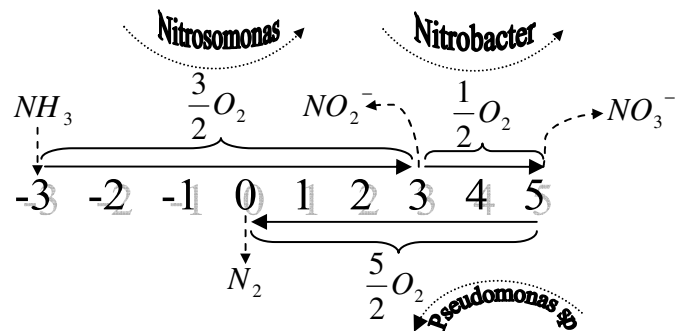
$$MS_o = MS_{ta} - MS_{te} \quad (4.30)$$

$$MS_{te} = f_{us} \cdot MS_{ta} \quad (4.31)$$

$MS_o$  – Massa de  $O_2$  aplicado diariamente ( $\text{kgO}_2.\text{d}^{-1}$ )

$MS_{te}$  – Massa da DQO efluente ( $\text{kgDQO.d}^{-1}$ )

Para o material nitrogenado tem-se a Figura abaixo representando a variação do número e oxidação no processo de nitrificação e desnitrificação.



**Figura 4-12** – Oxi-redução do material nitrogenado no processo de nitrificação e desnitrificação

Assim para a nitrificação tem-se um consumo de oxigênio de  $32/7$  da capacidade de nitrificação.

$$O_n = \frac{32}{7} \cdot N_c \quad (4.32)$$

$O_n$  – Consumo de oxigênio na nitrificação ( $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )

$32/7$  é a massa de oxigênio por unidade de massa de nitrogênio necessária para a nitrificação ( $\text{mgO}_2 \cdot \text{mg}^{-1}\text{N}$ ).

No processo de desnitrificação há uma disponibilidade de oxigênio que é utilizada para a metabolização do material orgânico. Então, para cada molécula de nitrogênio ( $\text{N}_2$ ) formada há uma recuperação de “oxigênio equivalente”, assim a massa de oxigênio por unidade de massa de nitrogênio liberada na desnitrificação é de  $20/7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{mg}^{-1}\text{N}$ , como esse oxigênio é utilizado para a metabolização do material orgânico disponível no reator ele substitui em parte o oxigênio injetado artificialmente, por isso é denominado de oxigênio equivalente ( $O_{eq}$ ).

$$O_{eq} = \frac{20}{7} \cdot N_c \quad (4.33)$$

$O_{eq}$  – Oxigênio equivalente na desnitrificação ( $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )

Tem-se ainda que:

$$MO_n = O_n \cdot Q_a \quad (4.34)$$

$$MO_{eq} = O_{eq} \cdot Q_a \quad (4.35)$$

$MO_n$  – Massa de oxigênio consumido na nitrificação ( $kgO_2 \cdot d^{-1}$ )

$MO_{eq}$  – Massa de oxigênio equivalente na desnitrificação ( $kgO_2 \cdot d^{-1}$ )

Então, para a taxa de consumo de oxigênio tem-se:

$$TCO = MS_o + MO_n - MO_{eq} \quad (4.36)$$

TCO – Taxa de consumo de oxigênio ( $kgO_2 \cdot d^{-1}$ )

Para o cálculo da potência de energia necessária para aeração do sistema se tem a seguinte equação:

$$P_{ae} = \frac{MS_o}{E_p} \quad (4.37)$$

Onde:

$E_p$  – É a eficiência de aeração ( $kgO_2 \cdot kWh^{-1}$ )

$P_{ae}$  – É a potência exigida para aeração do sistema (kW)

#### 4.6.5 Unidade anóxica

A finalidade dessa unidade é a desnitrificação do material nitrogenado oxidado na unidade aeróbia.

A taxa de desnitrificação depende de um aspecto importante, a presença de material orgânico rapidamente biodegradável e/ou lentamente biodegradável. Na presença de material rapidamente e lentamente biodegradável temos a taxa de desnitrificação é dada pela equação abaixo:

$$r_D = (K_1 + K_2) \cdot X_a \quad (4.38)$$

$K_1$  – Constante de desnitrificação para material rapidamente biodegradável ( $mgN \cdot mgX_a^{-1} \cdot d^{-1}$ )

$K_2$  – Constante de desnitrificação para material lentamente biodegradável ( $mgN \cdot mgX_a^{-1} \cdot d^{-1}$ )

$X_a$  – Concentração de lodo ativo ( $mgSVS \cdot L^{-1}$ )

E para a presença somente de material lentamente biodegradável:

$$r_D' = K_2 \cdot X_a \quad (4.39)$$

Em reatores anóxicos onde a concentração de material orgânico lentamente biodegradável é muito baixa, a taxa de remoção de nitrogênio no mesmo é representada pela seguinte expressão.

$$r_D'' = K_3 \cdot X_a \quad (4.40)$$

A capacidade de remoção de nitrogênio que a unidade anóxica possui é definida como capacidade de desnitrificação. A capacidade de desnitrificação depende da disponibilidade de material orgânico, rapidamente ou lentamente biodegradável no reator anóxico. Em um reator anóxico localizado anteriormente ao reator aeróbio, denominado de pré-D, a concentração de material orgânico rapidamente e lentamente biodegradável é superior a um reator anóxico localizado posteriormente a um reator aeróbio, denominado de pós-D, pois houve a oxidação de boa parte desse material no reator aeróbio.

#### 4.6.6 Unidade anaeróbia

É nessa zona anaeróbia onde os microrganismos poli-P liberam a massa de fósforo (na forma de fosfato) para a fase líquida, esse processo libera energia suficiente para absorver os AGV, e essa liberação de fósforo é dada da seguinte forma:

$$P_r = f_{pr} \cdot S_{AGV} \quad (4.41)$$

$P_r$  – Concentração de fósforo liberada para a fase líquida (mgP.L<sup>-1</sup>)

$S_{AGV}$  – Concentração de ácidos graxos voláteis (mgDQO.L<sup>-1</sup>)

$f_{pr}$  – Constante de proporcionalidade (mgP.mg<sup>-1</sup>DQO)

A constante de proporcionalidade  $f_{pr}$  é a massa de fósforo liberado por consumo de AGV, ou seja, é a proporção de concentração de fósforo liberado e a concentração de AGV absorvido.

A concentração de P que teoricamente pode ser removido é dada pela expressão abaixo.

$$P_1 = \frac{f_{pp} \cdot mX_{ap} + f_p \cdot mX_{ep}}{R_s} \cdot S_{ia} \quad (4.42)$$

$P_1$  – Concentração de P no lodo (mgP.l<sup>-1</sup>)

$f_{pp}$  – Teor de fósforo de organismos poli-P (mgP.mg<sup>-1</sup>SVS)

$f_p$  – Teor de fósforo de organismo convencional (mgP.mg<sup>-1</sup>SVS)

$mX_{ap}$  – Massa de lodo ativo poli-P por unidade de massa de DQO aplicado diariamente (mgX<sub>ap</sub>.mg<sup>-1</sup>DQO.d<sup>-1</sup>)

$mX_{ep}$  – Massa de lodo endógeno poli-P por unidade de massa de DQO aplicado diariamente (mgX<sub>ep</sub>.mg<sup>-1</sup>DQO.d<sup>-1</sup>)

A massa de material orgânico seqüestrado pelos microrganismos poli-P para polimerização do mesmo e a liberação de fosfato é dada por:

$$MS_{seq} = [S_{bsa} - S_{bsN}] Q_a \quad (4.43)$$

$MS_{seq}$  – Massa de material orgânico seqüestrado no reator anaeróbico (mgDQO.d<sup>-1</sup>)

$S_{bsa}$  – Concentração de material orgânico rapidamente biodegradável afluente do sistema (mgDQO.L<sup>-1</sup>)

$S_{bsN}$  – Concentração residual de material orgânico rapidamente biodegradável na saída do reator anaeróbico (mgDQO.L<sup>-1</sup>)

A massa de lodo de microrganismos poli-P pela seguinte expressão:

$$MX_{ap} = \frac{Y \cdot R_s}{1 + b_p \cdot R_s} \cdot MS_{seq} \quad (4.44)$$

$MX_{ap}$  – Massa de lodo poli-P (kg)

$b_p$  – Constante de decaimento de microrganismos poli-P (d<sup>-1</sup>)

Através de interações entre as equações, e das configurações das unidades de reatores, desde as unidades anaeróbicas até as unidades aeróbicas é possível descrever o comportamento de um SBRN.

#### 4.6.7 Outras unidades do SBRN

No tratamento biológico de águas residuárias é gerado o lodo de excesso, o qual é a inconveniência desse processo, então é necessário que se tenha uma disposição final para o mesmo, ou seja, unidades adicionais do sistema que permitam o tratamento desse lodo. No estudo aqui apresentado foi considerado três periféricos: decantador, adensador e digestor anaeróbio.

##### 4.6.7.1 Decantador

A finalidade do decantador é separar o lodo biológico do líquido efluente, operando de forma contínua, livrando o efluente de sólidos em suspensão. Os sólidos sedimentados retornam para o reator biológico o qual é importante para se manter a concentração de lodo desejável no sistema.

Para dimensionamento do decantador emprega-se a expressão (Van Haandel e Marais, 1999):

$$V_d = \frac{s_f \cdot Q_a}{T_{sm}} \cdot H_d \quad (4.45)$$

$$T_{sm} = v_o \cdot \exp(-k \cdot X_t) \quad (4.46)$$

$V_d$  – Volume do decantador ( $m^3$ )

$H_d$  – altura do decantador (m)

$T_{sm}$  – Taxa de escoamento superficial máxima ( $m \cdot d^{-1}$ )

$v_o$  – Constante de sedimentação em zona ( $m \cdot h^{-1}$ )

$k$  – Constante de sedimentação em zona ( $L \cdot g^{-1}$ )

$s_f$  – Fator de segurança

$X_t$  – Concentração total de lodo ( $mgSVS \cdot L^{-1}$ )

$k$  e  $v_o$  são determinados experimentalmente através de métodos de sedimentabilidade de lodo, o IVLA – Índice Volumétrico do Lodo Agitado. O fator de segurança justifica-se pela imprecisão das equações, pois essas são simplificadas, então, para suprir a defazagem aplica-se um  $s_f$  de 1,5 a 2.

É estabelecido também um fator de segurança ( $s_f$ ) para que se permitam variações ocasionais no funcionamento do decantador. A taxa de escoamento superficial máxima

( $T_{sm}$ ) não permite que ocorra arraste do lodo junto com o efluente líquido, garantindo um efluente livre de lodo.

#### 4.6.7.2 Adensador

Essa unidade tem a finalidade de aumentar a concentração do lodo de excesso, através de retirada de água, para facilitar o tratamento na próxima etapa, o digestor. Para dimensionamento do volume do adensador temos:

$$V_a = s_f \cdot a_d \cdot H_a \quad (4.47)$$

$$a_d = \frac{mE_t}{F_l} \cdot MS_{ta} \quad (4.48)$$

$$mE_t = \frac{ME_t}{MS_{ta}} \quad (4.49)$$

$$F_l = X_{ra} \cdot v_o \cdot (k \cdot X_{la} - 1) \cdot \exp(-k \cdot X_{la}) \quad (4.50)$$

$$X_{la} = \frac{X_{ra}}{2} \cdot \left[ 1 + \left( 1 - \frac{4}{(k \cdot X_{ra})^{0,5}} \right) \right] \quad (4.51)$$

$V_a$  – Volume do adensador ( $m^3$ )

$H_a$  – Altura do adensador (m)

$a_d$  – Área superficial do adensador ( $m^2$ )

$mE_t$  – Massa de sólidos suspensos descarregada como lodo de excesso por unidade de DQO aplicada ( $mgSTS \cdot mg^{-1}DQO$ )

$F_l$  – Fluxo limitante ( $g \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ )

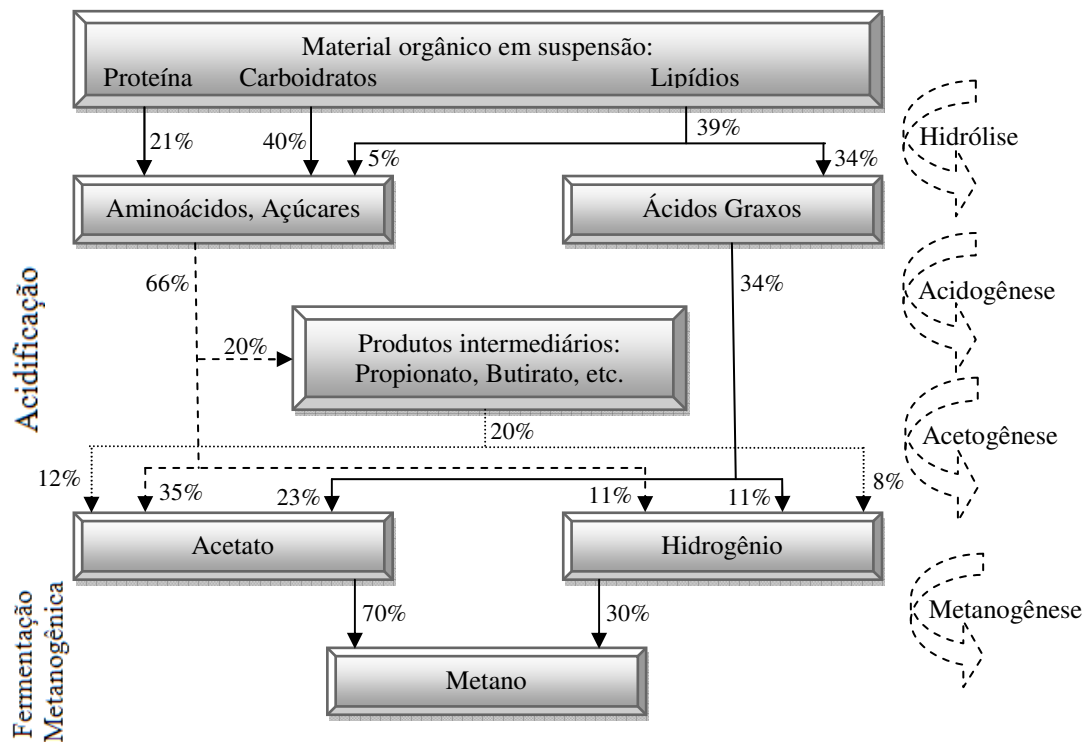
$X_{la}$  – Concentração limitante no adensador ( $g \cdot L^{-1}$ )

$X_{ra}$  – Concentração de lodo na saída do adensador ( $g \cdot L^{-1}$ )

O fluxo limitante ( $F_l$ ), como o próprio nome já diz, é o fluxo que limita a passagem de sólidos da entrada para a saída do digestor, e a concentração correspondente a esse fluxo é a concentração limitante ( $X_{la}$ ). A área superficial do adensador ( $a_d$ ) é o valor mínimo da área transversal que permite obter a concentração de lodo  $X_{ra}$ .

### 4.6.7.3 Digestor anaeróbio

A finalidade do digestor é a estabilização do lodo orgânico efluente do sistema, neste tipo de tratamento a matéria orgânica é convertida pelas bactérias anaeróbias a ácidos orgânicos, numa primeira etapa, e a gás metano e gás carbônico na etapa seguinte. Espécies microbianas participam do processo interagindo em associação sintrófica, direta e indiretamente, e competindo por substratos, na ausência de oxigênio. Na Figura abaixo reconhecem-se 6 etapas no processo de digestão anaeróbia:



**Figura 4-13** – Esquema da decomposição de lodo (Van Haandel e Marais, 1999)

*Primeira etapa:* Polímeros orgânicos (proteínas, carboidratos e lipídeos) são hidrolisados, por microrganismos hidrolíticos e fermentativos, formando monômeros solúveis como açúcares, ácidos orgânicos e aminoácidos.

*Segunda etapa:* Bactérias acidogênicas fermentam monômeros orgânicos, por exemplo, aminoácidos, em açúcares, ácidos graxos de cadeia longa e etanol.

*Terceira Etapa:* Bactérias acidogênicas oxidam ácidos graxos e álcool.

*Quarta Etapa:* Bactérias acidogênicas fermentam produtos intermediários, por exemplo, ácidos voláteis, exceto acetato.

*Quinta Etapa:* Acetato é convertido em metano.



Sexta Etapa: Hidrogênio é convertido em metano.

O volume do digestor é dado pela seguinte expressão (Van Haandel e Marais, 1999):

$$V_{di} = mqa.R_{di}.MS_{ta} \quad (4.52)$$

$$mqa = \frac{mE_t}{X_{ar}} \quad (4.53)$$

$$qa = \frac{mE_t}{X_{ar}}.MS_{ta} \quad (4.54)$$

$$R_{di} = 20.(1,1)^{20-T_{dig}} + 5 \quad (15 < T_{dig} < 35) \quad (4.55)$$

$V_{di}$  = Volume do digestor ( $m^3$ )

$mqa$  – Vazão de lodo de excesso adensado ( $L.kg^{-1}DQO$ )

$qa$  – Vazão de lodo de excesso adensado ( $m^3.d^{-1}$ )

$R_{di}$  – Tempo de digestão do lodo (d)

$T_{dig}$  – Temperatura no digestor ( $^{\circ}C$ )

O volume do digestor depende do tempo de estabilização do lodo biológico, da temperatura de digestão e da carga orgânica efluente do adensador. Para o digestor de alta taxa, o qual é o caso específico aqui apresentado, são sugeridas em Van Haandel e Marais (1999), as equações abaixo apresentadas para estimar a redução da massa de sólidos voláteis:

$$R_{dp} = \frac{0,67.T_{di} + 36}{100} \quad (4.56)$$

$$R_{dn} = \frac{0,19.T_{di} + 10}{100} \quad (4.57)$$

$R_{dp}$  – Fração de massa de lodo primário ou ativo convertida no digestor

$R_{dn}$  – Fração de massa do lodo inativo convertido no digestor

$T_{di}$  – Temperatura no digestor ( $^{\circ}C$ )

Com esses dados é possível agora calcular a massa de material orgânico digerido:

$$MS_d = ME_v \cdot f_{cv} \cdot [f_{av} \cdot R_{dp} + (1 - f_{av}) \cdot R_{dn}] \quad (4.58)$$

$$ME_{ve} = ME_v - \frac{MS_d}{f_{cv}} \quad (4.59)$$

$$ME_{te} = ME_t - \frac{MS_d}{f_{cv}} \quad (4.60)$$

$MS_d$  – Massa de material orgânico digerido ( $\text{kgDQO} \cdot \text{d}^{-1}$ )

$ME_{ve}$  – Massa de lodo volátil estabilizado ( $\text{kgSVS} \cdot \text{d}^{-1}$ )

$ME_{te}$  – Massa de lodo total estabilizado ( $\text{kgSTS} \cdot \text{d}^{-1}$ )

O biogás produzido está diretamente ligado à digestão do material orgânico, em Van Haandel e Marais (1999), tem-se a relação massa de material orgânico digerido por massa de metano produzido igual a  $4 \text{ kgDQO} \cdot \text{kg}^{-1} \text{CH}_4$ , assim chega-se a massa de metano produzido diariamente com a equação abaixo:

$$MCH_4 = \frac{MS_d}{4} \quad (4.61)$$

$MCH_4$  – Sintetização de metano ( $\text{kgCH}_4 \cdot \text{d}^{-1}$ )

Com a massa de metano produzido é possível calcular a potência gerada com esse gás. O poder de combustão do metano é de  $12000 \text{ kcal} \cdot \text{kg}^{-1} \text{CH}_4$ , sendo que a eficiência para a produção de energia com o biogás fica em torno de 25 a 35%, assim:

$$\begin{aligned} P_{el} &= R_{el} \cdot 12000 \text{ Kcal} \cdot \text{Kg}^{-1} \text{CH}_4 \cdot MCH_4 \rightarrow \text{sendo } MCH_4 (\text{kgCH}_4 \cdot \text{d}^{-1}) \\ P_{el} &= R_{el} \cdot 12000 \text{ Kcal} \cdot 4,2 \text{ KWs} \cdot \frac{1h}{3600s} \cdot \frac{1d}{24h} \cdot \text{kg}^{-1} \text{CH}_4 \cdot MCH_4 \\ P_{el} &= \frac{7}{12} \cdot R_{el} \cdot MCH_4 \end{aligned} \quad (4.62)$$

$P_{el}$  – Potência gerada com metano (kW)

$R_{el}$  – Eficiência para produção de energia (25 a 35%)

#### 4.6.8 Valores de investimento

O controle dos processos favorece na tomada de decisões pontuais, racionalização dos custos, aumento da produtividade e melhoria da qualidade, com base no conhecimento amplo das tarefas, recursos e prazos (Nocêra, 2007).

Em Van Haandel e Marais (1999), os custos de tratamento de esgoto podem ser divididos em duas categorias:

*Custos financeiros:* resultado de investimentos necessários para implementação do sistema de tratamento e que incluem uma variedade de despesas como estudos preliminares; aquisição do terreno; elaboração do projeto e relatórios legais; obras civis; aquisição de equipamentos; instalação de equipamento; urbanização do local do sistema.

*Custos operacionais:* energia de aeração; destinação final do lodo estabilizado; pessoal; operação e manutenção.

Os custos de investimentos são transformados em custos financeiros correntes através da equação abaixo citado em Van Haandel e Marais (1999), podendo então ser somados aos custos operacionais para obter os custos totais correntes:

$$R = P \cdot \left[ \frac{(1+i)^n - 1}{i(1+i)^n} \right]^{-1} \quad (4.63)$$

R – Pagamentos anuais durante a vida útil do sistema (R\$)

P – Investimento necessário (R\$)

i – Taxa de juros (anual) (%)

n – Vida útil do sistema (anos)

Vale salientar que esta equação permite, apenas, uma análise aproximada dos pagamentos anuais.

O investimento com as unidades de tratamento é dado pela soma das obras civis e do equipamento que tem como item importante os aeradores:

$$C_{tu} = C_{re} + C_{di} + C_{ad} + C_d \quad (4.64)$$

$C_{tu}$  – Custo total das unidades (R\$/m<sup>3</sup>)

$C_{re}$  – Custo de construção do reator (R\$/m<sup>3</sup>)

$C_{di}$  – Custo de construção do digestor (R\$/m<sup>3</sup>)

$C_{ad}$  – Custo de construção do adensador (R\$/m<sup>3</sup>)

$C_d$  – Custo de construção do decantador (R\$/m<sup>3</sup>)

Há o investimento com energia elétrica (R\$/KWh) e compra de aeradores (R\$), o custo com a destinação do lodo (R\$/Ton.STS) e os custos percentuais com pessoal, operação e manutenção (% Capital/ano). A soma de todos esses custos citados até aqui caracteriza o custo total de tratamento do afluente dado em R\$/m<sup>3</sup>.

#### **4.7 Aplicativo computacional orientado a objetos**

A técnica da computação orientada a objetos é organizada como uma coleção de objetos separados que incorporam tanto a estrutura como o comportamento dos dados (Rumbaugh *et al*, 1995).

As identidades, denominadas objetos, são entidades discretas e distintas onde os dados são subdivididos. Define-se um objeto como um conceito, uma abstração, algo com limites nítidos e significado em relação ao problema em causa. Cada objeto tem sua própria identidade, ou seja, dois objetos são distintos mesmo tendo os valores de seus atributos idênticos. O comportamento de cada objeto é denominado operação, quando os objetos possuírem os mesmos atributos e as mesmas operações eles serão agrupados em classes. Cada classe abrange um conjunto possivelmente infinito de objetos. Cada objeto é dito uma instância de sua classe. Cada instância tem seu próprio valor para cada atributo, mas compartilha os nomes de atributos e operações com outras instâncias de mesma classe. Um objeto possui uma referência implícita à sua própria classe, ele “sabe que tipo de ocorrência ele é”. Uma classe pode ser definida de modo abrangente e depois redefinida em sucessivas subclasses. Cada subclasse possui as características da classe e identidade própria. A capacidade de identificar propriedades comuns a várias classes de uma superclasse comum e fazê-las herdar as propriedades pode reduzir substancialmente as repetições nos projetos e programas é uma das principais vantagens dos sistemas baseados em objetos (Rechden, 2002).

##### **4.7.1 Caracterização dos objetos**

Para facilitar a compreensão da programação orientado a objetos, aqui são apresentados os conceitos de caracterização dos objetos, baseado no trabalho de Rumbaugh *et al*. (1995).

- *Identidade*: são os dados que se subdividem em entidades discretas e distintas. Uma caneta, um parágrafo de um documento, uma janela na minha estação de trabalho,

uma mesa, são exemplos de objetos. Cada objeto possui uma identidade que lhe é próprio, dois objetos são distintos mesmo que possuam todos os valores e atributos, como nome e tamanho iguais.

- *Encapsulamento*: é a capacidade de ocultar dados dentro de modelos, permitindo que somente operações especializadas ou dedicadas manipulem esses dados ocultos. É um dos benefícios mais palpáveis da Programação Orientada a Objetos. Modelos que encapsulam os dados possibilitam a criação de programas com menos erros e mais clareza. O encapsulamento de dados em modelos deve ser um dos principais objetivos do programador.

- *Classificação*: uma *classe* descreve propriedades importantes para uma aplicação ignorando o restante, o significado de classificação é que os objetos que possuam uma mesma estrutura de dados (atributos) e um mesmo comportamento (operações) sejam agrupados em classe. A *Classe* descreve infinitas possibilidades de objetos individuais, pois cada objeto é uma instância (solicitação) de sua classe. As instâncias possuem seu próprio valor para cada atributo podendo compartilhar estes mesmos atributos e operações com outras instâncias que possuam a mesma classe. Cada objeto dentro de sua própria classe tem sua referência distinta sabendo o que ele é.

- *Polimorfismo*: significa que em várias classes a mesma operação pode atuar de modo diferente. Tem-se por operação uma ação ou transformação que o objeto executa ou que está sujeito. Cada operação possui uma implementação específica que por uma determinada classe é chamado de método, e como o operador baseado em objeto é polimórfico em uma implementação pode haver mais de um método.

O usuário de uma operação não necessita saber da existência da quantidade de métodos para implementar uma determinada operação polimórfica. Sem alterar o código podem ser incluídas novas classes. Para cada operação que se aplica nas novas classes são fornecidos métodos.

- *Herança*: é o comportamento de atributos e operações entre as classes com base em um relacionamento hierárquico. A classe pode ter uma definição abrangente que depois pode ser redefinida em sucessivas subclasses mais distintas. As propriedades da superclasse são herdadas pela subclasse que acrescenta suas próprias características exclusivas não precisando assim repetir as propriedades da superclasse em cada subclasse. Um exemplo é a *janela rolante* e a *janela fixa* que são subclasses da superclasse *janela*.

Elas herdam propriedades da classe janela. Uma das principais vantagens dos sistemas baseados em objetos é a capacidade da identificação de propriedades comuns a várias classes de uma superclasse comum, e fazer herdar as propriedades da superclasse reduzindo essencialmente as repetições nos projetos e programas.

#### **4.7.2 Tipos de variáveis**

As variáveis são usadas para armazenar informações na memória do computador enquanto os programas estão sendo executados. As variáveis e as constantes podem ser basicamente de quatro tipos: Numéricas, Caracteres, Alfanuméricas ou Lógicas (Siler e Spotts, 1999).

- *Numéricas*: Específicas para armazenamento de números, que posteriormente poderão ser utilizados para cálculos. Podem ser ainda classificadas como Inteiras ou Reais. As variáveis do tipo inteiro são para armazenamento de números inteiros e as Reais são para o armazenamento de números que possuam casas decimais.

- *Caracteres*: Específicas para armazenamento de conjunto de caracteres que não contenham números (literais). Ex: nomes.

- *Alfanuméricas*: Específicas para dados que contenham letras e/ou números. Pode em determinados momentos conter somente dados numéricos ou somente literais. Se usado somente para armazenamento de números, não poderá ser utilizada para operações matemáticas.

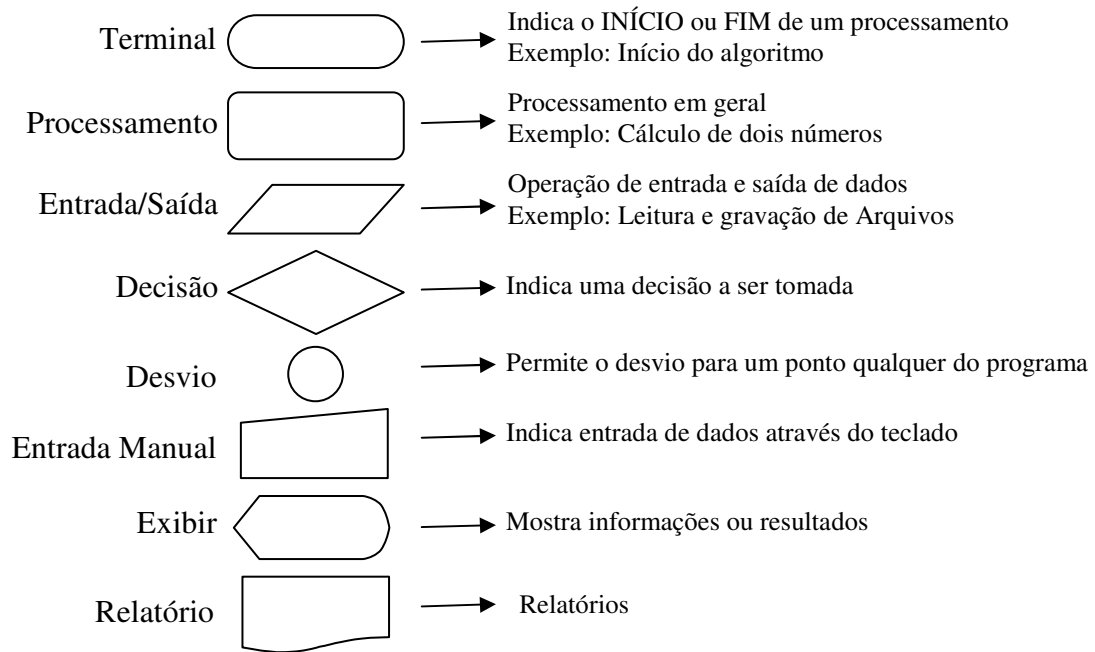
- *Lógicas*: Armazenam somente dados lógicos que podem ser Verdadeiro ou Falso.

#### **4.7.3 Tomada de decisões nos programas**

Dois pontos fortes e fundamentais em algoritmos são seus recursos destinados à execução de instruções com rapidez e a tomada de decisões com precisão. Um tipo de instrução de controle é a *instrução de decisões*, esta instrução é usada para controlar a execução de partes do programa, de acordo com decisões que existem no momento em que a instrução é encontrada. Os dois tipos básicos de instruções de decisão são “IF” e “Select Case” (Siler e Spotts, 1999).

Para representar os passos lógicos de um determinado processamento, como também, tomada de decisões de formas padronizada e eficaz utiliza-se o diagrama de

blocos. Com o diagrama é possível definir uma seqüência de símbolos, com significado bem definido, portanto, sua principal função é a de facilitar a visualização dos passos de um processamento (Siler e Spotts, 1999). Existem diversos símbolos em um diagrama de bloco, sendo que aqui serão apresentados os mais utilizados (Moraes, 2000):



**Figura 4-14** – Alguns símbolos utilizados em diagramas de blocos

Dentro do símbolo sempre terá algo escrito, pois somente os símbolos não nos dizem nada.

## 5. Modelagem matemática

Aqui é mostrada a modelagem matemática do processo de tratamento terciário de águas residuárias, o qual foi feito levando em consideração a cinética dos processos que se desenvolvem e a influência das diferentes recirculações. O modelo checa se o balanço de massa para material orgânico, nitrogênio e fósforo fecha. A parte introdutória sobre a cinética já foi mostrada na revisão bibliográfica. Também é apresentado o desenvolvimento da interface gráfica do programa computacional do SBRN.

Para se realizar a modelagem matemática foi feito um balanço de massa em cada unidade do processo, o qual aqui se começa pelo reator anaeróbio. É oportuno lembrar que os valores obtidos na otimização do SBRN, como também para a simulação, são através de equações válidas para valores próximos a faixa neutra de pH.

### 5.1 Reator anaeróbio

O reator anaeróbio é o primeiro reator a receber o afluente. No reator anaeróbio se desenvolvem dois processos importantes: (1) a conversão de material orgânico biodegradável solúvel em AGV e (2) a incorporação dos AGV como PHB nas bactérias removedores de P com a liberação simultânea de fosfato para a fase líquida. Para ocorrer à transformação de material orgânico rapidamente biodegradável em ácidos graxos voláteis é necessária a presença de lodo convencional.

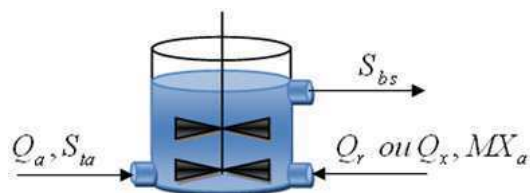


Figura 5-1 – Balanço do reator anaeróbio

$Q_a$  – Vazão afluente ( $L.d^{-1}$ )

$S_{ta}$  – DQO afluente ( $mgDQO.L^{-1}$ )

$S_{bs}$  – Residual de material orgânico rapidamente biodegradável no afluente da zona anaeróbia ( $mgDQO.L^{-1}$ )

$Q_r$  – Vazão de retorno do decantador ( $m^3.d^{-1}$ )

$Q_x$  – Vazão de retorno do reator anóxico ( $m^3.d^{-1}$ )

$MX_a$  – Massa de lodo ativo convencional no sistema ( $kgSVS$ )



As frações de retorno serão determinadas como “s” e “r”:

$$s = \frac{Q_r}{Q_a} \quad (5.1)$$

$$r = \frac{Q_x}{Q_a} \quad (5.2)$$

E o fluxo de fósforo que entra no sistema é:

$$MP_{ta} = P_{ta} \cdot Q_a \quad (5.3)$$

$MP_{ta}$  – Fluxo de fósforo afluyente no sistema (kgP.d<sup>-1</sup>)

$P_{ta}$  – Concentração de fósforo afluyente (mgP.L<sup>-1</sup>)

As frações de retorno para o reator anaeróbio nas configurações adotadas aqui dos SBRN podem ser oriundas do reator anóxico ou do decantador. Como os microrganismos poli-P são seres heterotróficos necessitando do lodo convencional para converter o material orgânico rapidamente biodegradável em AGV (acetato), a equação que representa essa conversão foi proposta por Wentzel citado em Van Haandel e Marais (1990):

$$\frac{dS_{AGV}}{dt} = K_c \cdot X_{a,an} \cdot S_{bs} \quad (5.4)$$

$S_{AGV}$  – Concentração de ácidos graxos voláteis

$X_{a,an}$  – Concentração de lodo ativo convencional na zona anaeróbia (g.L<sup>-1</sup>)

$K_c$  – Constante de proporcionalidade (L.mg<sup>-1</sup>X<sub>a</sub>.d<sup>-1</sup>)

A concentração de material orgânico rapidamente biodegradável sofre diluição ao entrar na zona anaeróbia, assim como a massa de lodo ativo, essa diluição será representada aqui como  $A_1$  e a fração de lodo no reator anaeróbio depende do volume do mesmo. Então para facilidade de cálculo, os volumes serão referenciados em frações de volumes em relação ao volume do sistema. Assim resolvendo a equação 5.4 tem-se:

$$S_{bs} = \frac{S_{bsa}}{A_1} \cdot \left( 1 + f_{an} \cdot K_c \cdot \frac{MX_a}{Q_a \cdot A_1} \right)^{-1} \quad (5.5)$$

$$f_{an} = \frac{V_a}{V_r}$$

(5.6)

 $f_{an}$  – Fração de lodo no reator anaeróbio $V_a$  – Volume do reator anaeróbio (m<sup>3</sup>) $V_r$  – Volume total dos reatores do SBRN (m<sup>3</sup>) $A_1$  – Fator de diluição na zona anaeróbia

Pode ser utilizado também mais de um reator anaeróbio, sendo que para uma seqüência de reatores anaeróbios de mesmo volume logo chega-se a seguinte expressão:

$$S_{bsN} = \frac{S_{bsa}}{A_1} \left( 1 + f_{an} \cdot K_c \cdot \frac{MX_a}{Q_a \cdot A_1 \cdot N} \right)^{-N} \quad (5.7)$$

N – Número de reatores anaeróbios

Parte ou todo o material convertido em AGV é seqüestrado pelos organismos poli-P na forma de PHB, dada pela seguinte equação:

$$S_{seq} = S_{bsa} - A_2 \cdot S_{bsN} \quad (5.8)$$

Onde  $A_2$  é o fator de diluição devido à vazão de retorno.

Pode ocorrer consumo de AGV devido à introdução de nitrato no reator anaeróbio, sofrendo assim uma redução do material orgânico rapidamente biodegradável disponível para os microrganismos poli-P, devido à oxidação do mesmo pelo oxigênio presente no nitrato. A expressão que representa esse consumo é mostrada abaixo:

$$S'_{bsa} = S_{bsa} - \frac{20}{7} \cdot N_{ne} \cdot \frac{1}{1 - f_{cv} \cdot Y} \cdot \frac{K_1}{K_1 + K_2} \cdot L \quad (5.9)$$

$\frac{20}{7} \cdot N_{ne} \rightarrow$  Oxigênio disponível para oxidação do material orgânico

$\frac{1}{1 - f_{cv} \cdot Y} \rightarrow$  Material orgânico a ser catabolizado

$\frac{K_1}{K_1 + K_2} \rightarrow$  Fração da taxa de desnitrificação do material rapidamente biodegradável

Onde:

$S'_{bsa}$  – Concentração de material rapidamente biodegradável após desnitrificação (mgDQO.L<sup>-1</sup>)

$N_{ne}$  – Concentração de nitrato efluente do sistema (mgN.L<sup>-1</sup>)

$L$  – Fração de retorno (“s” ou “r”)

Com esses parâmetros determina-se a nova fração de material orgânico rapidamente biodegradável, como sendo:

$$f_{bs} = \frac{S_{bsa} - S_{seq}}{S_{ba} - S_{seq}} \quad (5.10)$$

$f_{bs}$  – Fração de material orgânico rapidamente biodegradável

Sabendo-se a concentração de material orgânico seqüestrado, agora é possível determinar a massa de lodo poli-P no sistema com a seguinte equação:

$$MX_{ap} = \frac{Y \cdot R_s}{1 + b_p \cdot R_s} \cdot S_{seq} \cdot Q_a \quad (5.11)$$

$$b_p = 0,04 \times 1,03^{(T-20)} \quad (5.12)$$

$\frac{Y \cdot R_s}{1 + b_p \cdot R_s} \rightarrow$  Massa de lodo ativo por DQO aplicado diariamente

$MX_{ap}$  – Massa de lodo poli-P (kgSVS)

$b_p$  – Constante de decaimento do lodo poli-P (d<sup>-1</sup>)

$T$  – Temperatura do sistema (°C)

Tem-se também a representação da massa de lodo endógeno dos microrganismos poli-P no sistema:

$$MX_{ep} = f_{ep} \cdot b_p \cdot R_s \cdot MX_{ap} \quad (5.13)$$

$MX_{ep}$  – Massa de material endógeno poli-P (kgSVS)

$f_{ep}$  – Fração endógena do lodo poli-P

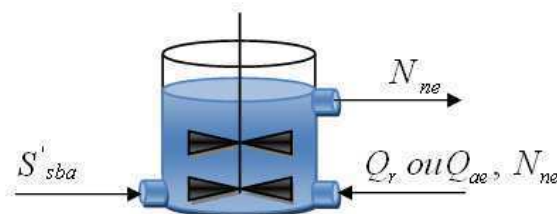
As equações que permitem calcular a massa de lodo poli-P e seu decaimento, o próximo passo, agora, é efetuar o balanço de massa do reator anóxico, disposto após o reator anaeróbio. Em seguida, as expressões para os fatores de diluição  $A_1$  e  $A_2$ , e a fração de retorno  $L$  para cada configuração do SBRN.

**Tabela 5-1** – Fatores de diluição

| Sistema SBRN                | Fator $A_1$ | Fator $A_2$             | Fração $L$ |
|-----------------------------|-------------|-------------------------|------------|
| Bardenpho Mod. (3 Reatores) | $s + 1$     | $(s + 1) / s$           | $s$        |
| Bardenpho Mod. (5 Reatores) | $s + 1$     | $(s + 1) / s$           | $s$        |
| UCT (3 Reatores)            | $r + s + 1$ | $(r + s + 1) / (r + s)$ | $r$        |
| UCT (4 Reatores)            | $r + 1$     | $(r + 1) / r$           | $r$        |
| UCT Modificado              | $r + 1$     | $(r + 1) / r$           | $r$        |
| Johannesburg                | $s + 1$     | $(s + 1) / s$           | $s$        |

## 5.2 Reator anóxico

Nesta unidade ocorre a desnitrificação, a redução biológica de nitrato para nitrogênio molecular, utilizando-se do material orgânico como redutor. O reator anóxico pode receber o efluente do reator anaeróbio ou do reator aeróbio ou até mesmo de outro reator anóxico, dependendo da configuração desejada pelo projetista, e seu tamanho varia de acordo com a concentração de nitrato que deve ser desnitrificado.



**Figura 5-2** – Balanço do reator anóxico

$Q_{ae}$  – Vazão de retorno do reator aeróbio ( $m^3 \cdot d^{-1}$ )

$N_{ne}$  – Concentração de nitrato efluente do sistema ( $mgN \cdot L^{-1}$ )

O fluxo de entrada de nitrogênio no sistema é dado pela seguinte equação:

$$MN_{ta} = N_{ka} \cdot Q_a \quad (5.14)$$

$MN_{ta}$  – Fluxo de nitrogênio afluente do sistema (kgN/d)

A fração de retorno oriunda do reator aerado é dada pela expressão abaixo:

$$a = \frac{Q_{ae}}{Q_a} \quad (5.15)$$

Essa fração retorna para o reator anóxico para que ocorra a desnitrificação do material nitrogenado. A remoção de nitrato depende da natureza do material orgânico disponível no reator anóxico, para a remoção de nitrato associado ao material rapidamente biodegradável tem-se a seguinte equação:

$$N_{Ds} = 0,12 \cdot f_{bs} \cdot S_{ba} \quad (5.16)$$

E para o material lentamente biodegradável:

$$N_{Dp} = K \cdot C_r \cdot f_x \cdot S_{ba} \quad (5.17)$$

$$f_x = \frac{V_x}{V_r} \quad (5.18)$$

$N_{Ds}$  – Remoção de nitrato associado ao material rapidamente biodegradável (mgN.L<sup>-1</sup>)

$N_{Dp}$  – Remoção de nitrato associado ao material lentamente biodegradável (mgN.L<sup>-1</sup>)

$K$  – Constante de desnitrificação (mgN.mg<sup>-1</sup>Xa.d<sup>-1</sup>)

$f_x$  – Fração de massa de lodo no reator anóxico

$V_x$  – Volume do reator anóxico (m<sup>3</sup>)

Cada reator anóxico possui uma capacidade de desnitrificação, o qual varia de acordo com a entrada de nitrato e a concentração que se deseja desnitrificar.

$$D_c(N_{Ds}, N_{Dp}) = N_c \cdot F \quad (5.19)$$

$D_c$  – Capacidade de desnitrificação ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_c$  – Capacidade de nitrificação ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

F – Fração da capacidade de nitrificação que passa para o reator anóxico

Sendo a fração anóxica do sistema dada por:

$$fM = 1 - \left(1 + \frac{K_n}{N_{ad}}\right) \left(b_n + \frac{1}{R_s}\right) \frac{1}{\mu_m} - f_{an} \quad (5.20)$$

$$K_n = 1,123^{T-20} \quad (5.21)$$

$$b_n = 0,04 \times 1,03^{T-20} \quad (5.22)$$

$$\mu_m = \mu_{m20} \times 1,123^{T-20} \quad (5.23)$$

$fM$  – Fração máxima de lodo na zona anóxica que ainda permite a obtenção de uma concentração residual de amônia

$N_{ad}$  – Valor especificado da concentração de amônia residual desejada ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$\mu_m$  – Taxa específica máxima de crescimento de Nitrosomonas ( $\text{d}^{-1}$ )

$b_n$  – Constante de decaimento de Nitrosomonas ( $\text{d}^{-1}$ )

$K_n$  – Constante de meia saturação de Monod ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

O  $\mu_{m20}$  corresponde à taxa específica máxima de crescimento de Nitrosomonas a 20 °C, o qual é corrigido quando o sistema se encontra em temperatura diferente, com a expressão  $1,123^{T-20}$ . Sabendo-se a fração de lodo na zona anóxica é possível calcular a capacidade de desnitrificação, como será visto no próximo passo.

### 5.2.1 Reator anóxico anterior à unidade aeróbia (pré-D)

Em maior parte das configurações dos SBRN o reator pré-D é quem recebe a carga orgânica advinda do reator anaeróbio, o que favorece a capacidade de remoção do nitrogênio do nitrato que vem do reator aeróbio. Essa capacidade é dada pela seguinte equação:

$$D_{c1} = N_{Ds} + N_{Dp} = (0,12 \cdot f_{bs} + K_2 \cdot C_r \cdot f_{x1}) \cdot S_{ta} \quad (5.24)$$

$D_{c1}$  – Capacidade de desnitrificação no pré-D ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$K_2$  – Constante de desnitrificação para material lentamente biodegradável ( $\text{mgN.mg}^{-1}\text{Xa.d}^{-1}$ )

$f_{x1}$  – Fração de massa de lodo no pré-D

Sendo:

$$f_{x1} = \frac{V_{x1}}{V_r} \quad (5.25)$$

$V_{x1}$  – Volume do reator anóxico pré-D ( $\text{m}^3$ )

Assim, para que ocorra a remoção completa do nitrato no reator anóxico  $D_{c1} = N_c.F_1$ , onde  $F_1$  é a fração da capacidade de nitrificação que passa para o reator anóxico pré-D, que é determinada pelas frações de retorno “a”, “r” e “s”.

### 5.2.2 Reator anóxico posterior à unidade aeróbia (pós-D)

Esse reator anóxico recebe uma carga orgânica baixa, justamente por já ter passado pelo reator aeróbio, o qual oxidou boa parte desse material. A capacidade de desnitrificação desse reator anóxico é dada pela expressão abaixo:

$$D_{c3} = N_{Dp} = K_2.C_r.f_{x3}.S_{ta} \quad (5.26)$$

$D_{c3}$  – Capacidade de desnitrificação no pós-D ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$K_2$  – Constante de desnitrificação para material lentamente biodegradável ( $\text{mgN.mg}^{-1}\text{Xa.d}^{-1}$ )

$f_{x3}$  – Fração de massa de lodo no pós-D

Sendo:

$$f_{x3} = \frac{V_{x3}}{V_r} \quad (5.27)$$

$V_{x3}$  – Volume do reator anóxico pós-D ( $\text{m}^3$ )

Da mesma forma, como ocorre no reator pré-D, para que ocorra a remoção completa do nitrato no reator anóxico  $D_{c3} = N_c.F_3$ , onde  $F_3$  é a fração da capacidade de nitrificação que passa para o reator anóxico pós-D.

Para que não ocorra a passagem de nitrato do reator anóxico para o reator anaeróbio, evitando, assim, o consumo de material rapidamente biodegradável pela utilização do oxigênio presente no nitrato, é necessário que a fração de lodo anóxico seja suficiente para essa desnitrificação, então temos que:

Para o pré-D temos:

$$D_{c1} = (0,12.f_{bs} + K_2.C_r.f_{x1}).S_{ta} = N_c.F_1 \Rightarrow f_{x1} = \left[ \left( \frac{N_c}{S_{ba}} \right).F_1 - 0,12.f_{bs} \right].(K_2.C_r)^{-1} \quad (5.28)$$

$F_1$  – Fração da capacidade de nitrificação que passa para o reator anóxico pré-D

E para o pós-D:

$$D_{c3} = K_3.C_r.f_{x3}.S_{ta} = N_c.F_3 \Rightarrow f_{x3} = \left( \frac{N_c}{S_{ba}} \right).(K_3.C_r)^{-1}.F_3 \quad (5.29)$$

$F_3$  – Fração da capacidade de nitrificação que passa para o reator anóxico pós-D

Assim quando  $fM$  se iguala a  $f_{x1} + f_{x2}$  temos a maior razão de  $N_c/S_{ba}$  que permite a remoção de nitrogênio, chegando à seguinte expressão:

$$\left( \frac{N_c}{S_{ba}} \right)_o = \left( fM + \frac{0,12.f_{bs}}{K_2.C_r} \right) \left( \frac{F_1}{K_2.C_r} + \frac{F_3}{K_3.C_r} \right)^{-1} \quad (5.30)$$

$(N_c/S_{ba})_o$  – Maior razão que permite a desnitrificação completa

Então, quando a idade de lodo permite que  $N_c/S_{ba}$  se iguale a  $(N_c/S_{ba})_o$  é atingida a capacidade de desnitrificação necessária para a remoção do nitrato advindo do reator aeróbio. Sendo  $N_c/S_{ba}$  dado por:

$$\frac{N_c}{S_{ba}} = \frac{N_{ka} - N_l - N_{oe} - N_{ad}}{S_{ba} - S_{seq}} \quad (5.31)$$



$N_c$  – Capacidade de nitrificação do sistema ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_1$  – Concentração de TKN para produção de lodo de excesso ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_{ka}$  – Concentração de TKN no afluente ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_{oe}$  – Nitrogênio orgânico efluente ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

Assim, pode ser calculada a idade de lodo que permite a remoção de nitrogênio e conseqüentemente as frações de lodo anóxico necessárias para o mesmo. Temos adiante a Tabela 5-2 com as frações da capacidade de nitrificação que passa para o reator anóxico.

**Tabela 5-2** – Fração da capacidade de nitrificação que passa para o reator anóxico

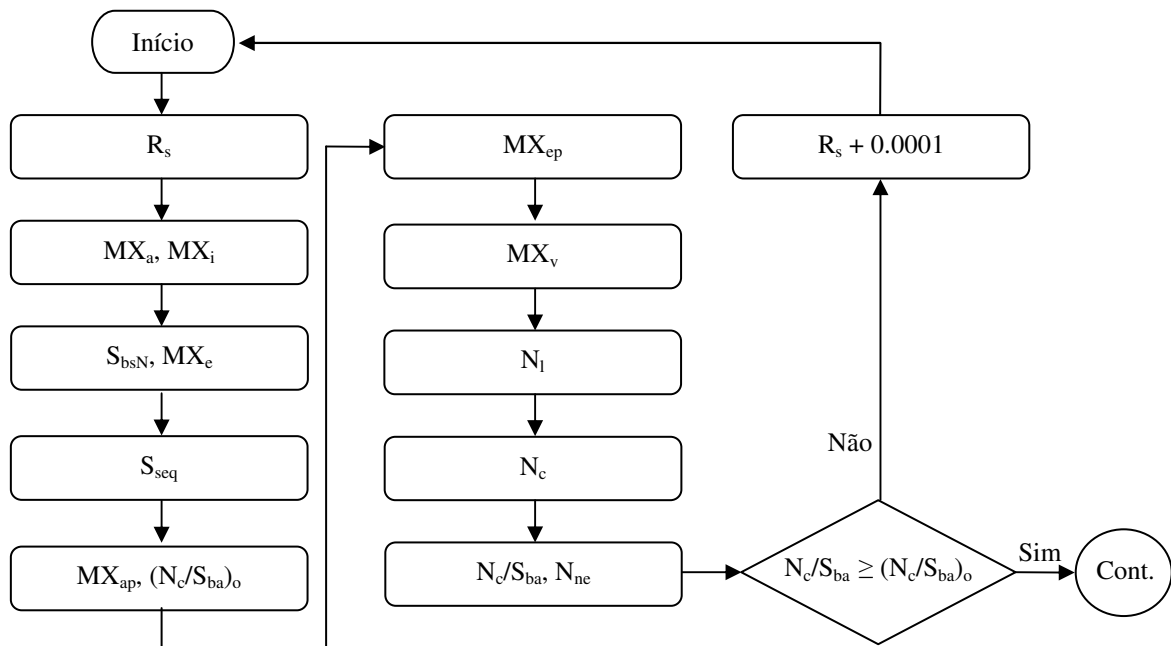
| Sistema SBRN                | Fração $F_1$   | Fração $F_3$                          |
|-----------------------------|--|---------------------------------------|
| Bardenpho Mod. (3 Reatores) | $a / (a + s + 1)$                                      | -                                     |
| Bardenpho Mod. (5 Reatores) | $a / (a + s + 1)$                                      | $(s + 1) / (a + s + 1)$               |
| UCT (3 Reatores)            | $a / (a + s + 1) + s / (a + s + 1) .$<br>$s / (s + 1)$ | -                                     |
| UCT (4 Reatores)            | $a / (a + s + 1)$                                      | $(s + 1) / (a + s + 1)$               |
| UCT Modificado              | $a / (a + s + 1)$                                      | $(s + 1) / (a + s + 1) . s / (s + 1)$ |
| Johannesburg                | $a / (a + s + 1)$                                      | $(s + 1) / (a + s + 1) . s / (s + 1)$ |

### 5.3 Programa computacional

O programa computacional foi dividido em duas partes, otimização e simulação. A otimização procura gerar informações que serão processadas para que se possam confirmar as causas mais prováveis e determinar o sentido no qual o processo deverá ser direcionado, com o propósito de atingir a meta de melhoria do SBRN. A simulação tem por objetivo reproduzir as características de funcionamento do SBRN que seriam difíceis de se obter experimentalmente com a tecnologia disponível atualmente.

#### 5.3.1 Algoritmo anaeróbio – anóxico

No processo de otimização para que se alcance a condição necessária para a desnitrificação do material nitrogenado e cálculo da massa de lodo poli-P para remoção de fósforo foi desenvolvido um algoritmo, permitindo acompanhar a sequência não ambígua de instruções que é executada até que a determinada condição se verifique, como mostra a Figura 5-3.



**Figura 5-3** – Algoritmo anaeróbio – anóxico

O algoritmo acima permite chegar a uma idade de lodo para a qual a remoção de nitrogênio ocorra ao máximo possível tentando evitar que ocorra a entrada de nitrato no reator anaeróbio. A estimativa inicial da idade de lodo (dada no código fonte do programa) foi escolhido de forma que pudesse ser percorrido todas as possibilidades de se encontrar a desigualdade  $N_c/S_{ba} \geq (N_c/S_{ba})_o$ . Para isso, foi escolhido um número baixo, o qual não permitisse possibilidades de resultados de solução nessa região:  $R_s = 0,1$ . A partir de então os cálculos prosseguem, através do incremento de  $R_s$  de 0,0001, até satisfazer a desigualdade.

### 5.3.2 Algoritmo reator – decantador

A otimização do reator – decantador leva em consideração os custos de construção dos mesmos, o qual a soma dos valores dessas duas unidades seja o mínimo possível. O volume do sistema é dado pela seguinte equação:

$$V_r = \frac{MX_t}{X_t} \cdot \left( 1 + \frac{f_{an}}{r} \right) \quad (5.32)$$

Sendo  $MX_v$  a soma de toda massa de lodo volátil no sistema.

$$MX_v = MX_a + MX_{ap} + MX_e + MX_{ep} + MX_i \quad (5.33)$$

E  $MX_t$  a massa de lodo volátil dividido pelas suas respectivas frações.

$$MX_t = \frac{MX_{ap}}{f_{vp}} + \frac{MX_a + MX_e + MX_{ep} + MX_i}{f_v} \quad (5.34)$$

Sendo  $f_{vp}$  a fração volátil do lodo poli-P.

Os valores de construção  $C_{re}$  e  $C_d$  são multiplicados aos valores dos volumes do reator e do decantador (o dimensionamento do decantador é mostrado na seção 4.6.7.1) e posteriormente somados chegando ao valor total de custo dessas duas unidades.

$$Total = V_r.C_{re} + V_d.C_d \quad (5.35)$$

A Figura 5-4 seguinte representa o comportamento desses valores para se chegar num valor ótimo.

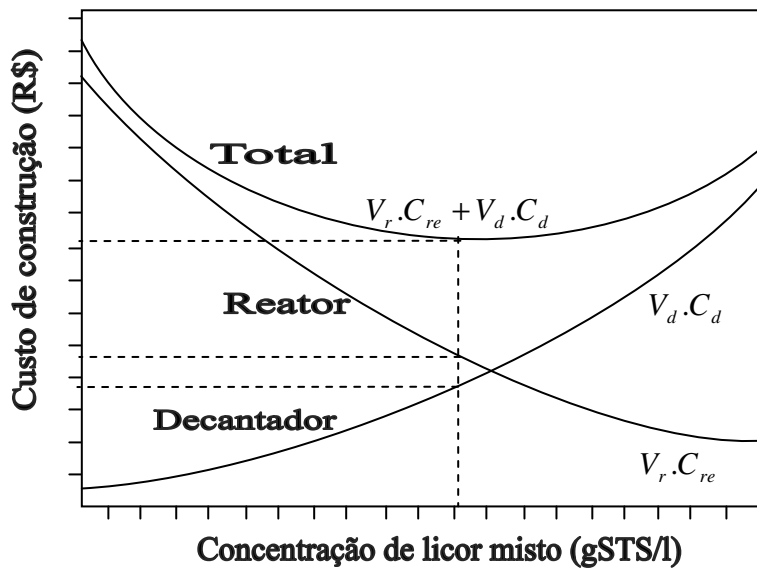


Figura 5-4 – Otimização reator – decantador

O algoritmo ilustrado na Figura 5-5 representa a seqüência de execução para chegar aos valores otimizados, fazendo o valor da concentração de lodo total ( $X_t$ ) sofrer um incremento até atingir a condição exigida.

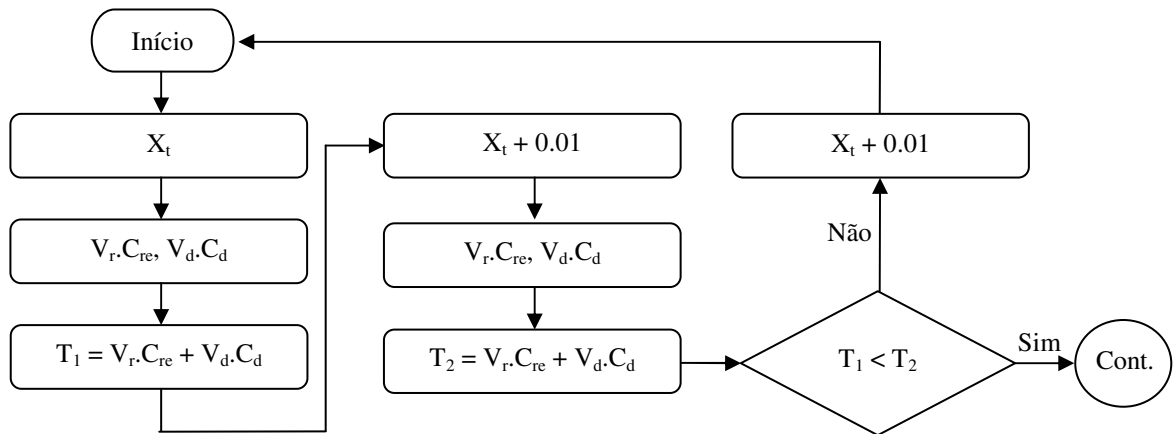


Figura 5-5 – Algoritmo reator – decantador

### 5.3.3 Algoritmo adensador – digestor

A metodologia utilizada para encontrar os valores otimizados adensador – digestor é semelhante ao do reator – decantador. A descarga contínua de lodo do reator vai direto para o adensador o qual concentra mais o lodo e seguida vai para o digestor, a massa de lodo de excesso aplicado diariamente é dado pela seguinte equação:

$$ME_t = \frac{MX_t}{R_s} \quad (5.36)$$

Agora com as equações das seções 4.6.7.2 e 4.6.7.3 é possível chegar aos valores de  $V_a$  e  $V_{di}$ . Aqui também leva em consideração os custos de construção dessas unidades tendo os valores  $C_{ad}$  e  $C_{di}$  multiplicados pelos volumes do adensador e digestor respectivamente. É dado um valor a concentração de lodo na saída do adensador ( $X_{ra}$ ) e este é incrementado até atender as condições como mostra o algoritmo a seguir.

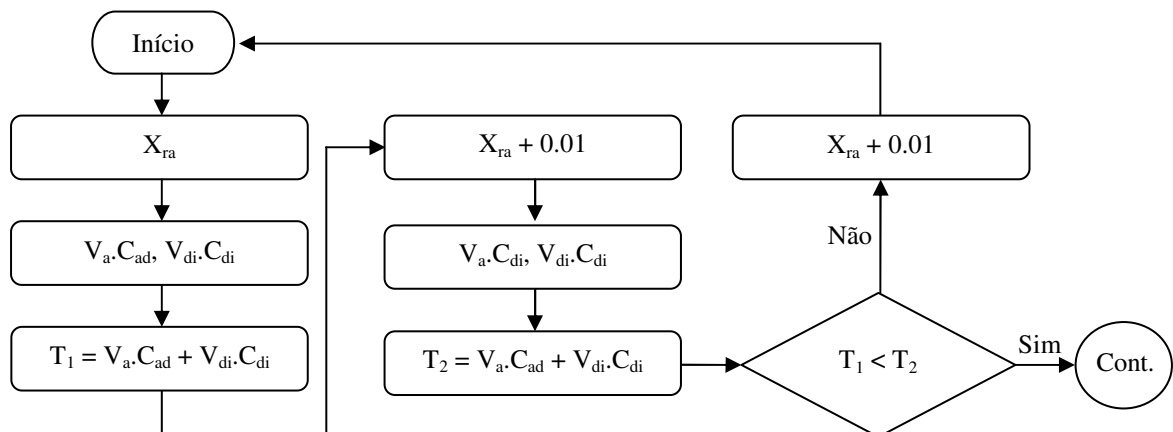


Figura 5-6 – Algoritmo adensador – digestor

Na Figura 5-7 está apresentado o comportamento das curvas dos valores de construção do adensador e do digestor e a soma total, o qual indica o menor valor de investimento para estas duas unidades.

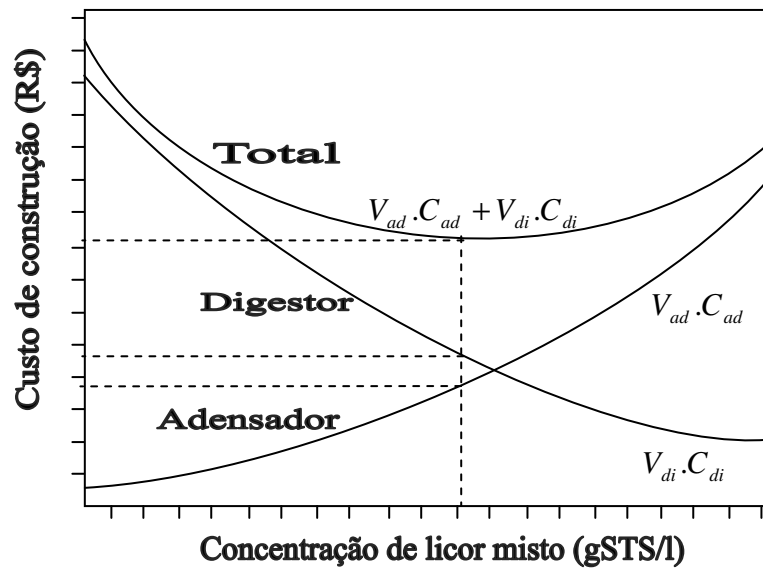


Figura 5-7 – Otimização adensador – digestor

## **6. Resultados**

### **6.1 Linguagem de desenvolvimento do aplicativo computacional**

A linguagem utilizada para o desenvolvimento do aplicativo computacional foi o Visual Basic, baseada em eventos e objetos. Gerando aplicativos cuja operação é determinada pela escolha de algum objeto gráfico, que representa uma ação, por parte do usuário. A versão utilizada é o Visual Basic 2005 Express Edition, versão gratuita disponível no site [www.microsoft.com](http://www.microsoft.com), tendo os seguintes requisitos de hardware e software para sua utilização:

#### ***Hardware***

- Microcomputador com processador Intel Celeron/AMD Sempron com velocidade de 1GHz ou superior
- 256 MB de memória RAM (recomendável 512 MB)
- Disco rígido com capacidade de 40 GB
- Mouse ou outro dispositivo de entrada
- Placa de vídeo SuperVGA com capacidade de resolução de 800 x 600 pixel
- Monitor de 15 polegadas
- Unidade de CD-ROM
- Modem e acesso a internet

#### ***Software***

- Sistema operacional Windows XP/2000/2003
- Microsoft Access 2000 ou versão superior
- Framework da plataforma.NET versão 1.1 ou superior

### **6.2 Desenvolvimento da interface gráfica**

No desenvolvimento da interface gráfica no ambiente Visual Basic Express Edition 2005 foi levada em consideração a praticidade de manuseio do programa por parte do usuário, como também a estética de apresentação dos resultados e entrada de dados. O programa é composto por uma única janela principal (frame) e a utilização de controle de páginas (TabControl), um recurso bastante interessante e que se encontra disponível na maioria dos softwares. Com ele é possível agrupar outros componentes utilizando abas, o

qual se assemelha a um fichário, como mostra a Figura 6-1 do aplicativo computacional desenvolvido SBRN vs 1.0.

Como pode ser observado na Figura 6-1, o programa dispõe de cinco opções de paginação: Capa, otimização, simulação, dados e sistema.

A *Capa* ilustrada na Figura 6-1 é a página de apresentação do programa, como finalidade, autores, apoio, versão do programa e um botão de ajuda, com explicação rápida do programa.



Figura 6-1 – Página “Capa” do SBRN 1.0



A janela de *Otimização*, mostrada na Figura 6-2, é responsável pela entrada de dados: Escolha o Sistema (Bardenpho Modificado (3 Reatores), Bardenpho Modificado (5 Reatores), UCT (3 Reatores), UCT (4 Reatores), UCT Modificado, Johannesburg); Números de reatores anaeróbios (Um, Dois, Três, Quatro); Vazão afluente ( $Q_a$ ); Concentração de DQO afluente ( $S_{ta}$ ); Temperatura do afluente (T) e as Taxas de recirculação (a, r, s). Nas caixas de entradas de dados (TextBox) já existem dados disponíveis (default) para serem efetuados os cálculos.

Ainda na aba “Otimização” possui um agrupamento (GroupBox) de resultados divididos em subgrupos: Idade de lodo,  $R_s$ ; Volume das unidades (Volume do reator aerado ( $V_{ae}$ ), Volume do decantador ( $V_d$ ), Volume do adensador ( $V_a$ ), Volume do digestor ( $V_{di}$ ), Volume do reator anaeróbio ( $V_{an}$ ), Volume do reator pré-D ( $V_{x1}$ ), Volume do reator pós-D ( $V_{x3}$ ) e Volume total dos reatores ( $V_r$ )); Concentrações de Lodo (Lodo poli-P, Lodo ativo, Lodo volátil, Lodo de retorno, Lodo de excesso, Lodo adensado, Lodo digerido); Frações do Sistema (Anaeróbio ( $f_{an}$ ), Anóxico ( $f_{x1}$ ), Anóxico ( $f_{x3}$ ), Aeróbio ( $f_{ae}$ )); Fluxo de material oxidado (Carga orgânica oxidada, Oxigênio consumido, Potência exigida para aeração); Material orgânico (Oxidado, No lodo, Digerido, No efluente); Material nitrogenado (Desnitrificado, No lodo, No efluente); Fósforo (Lodo poli-P, Lodo normal, Lodo efluente); Custos (Financeiro, Operacionais, Aeração, Destinação do lodo, Pessoal, Manutenção); Remoção de Nutrientes (Fósforo, Nitrogênio) e também a apresentação de um gráfico que indica o comportamento da curva de remoção de fósforo em função da idade de lodo.

A aba “Otimização” conta também com o número de interações feitas até chegar aos resultados apresentados, uma barra de progresso (ProgressBar) de execução do programa, e dois botões (Button) de comando: um para execução do programa “Calcular”, e o outro para a impressão de um relatório “Relatório” contendo os dados de entrada e saída de resultados.

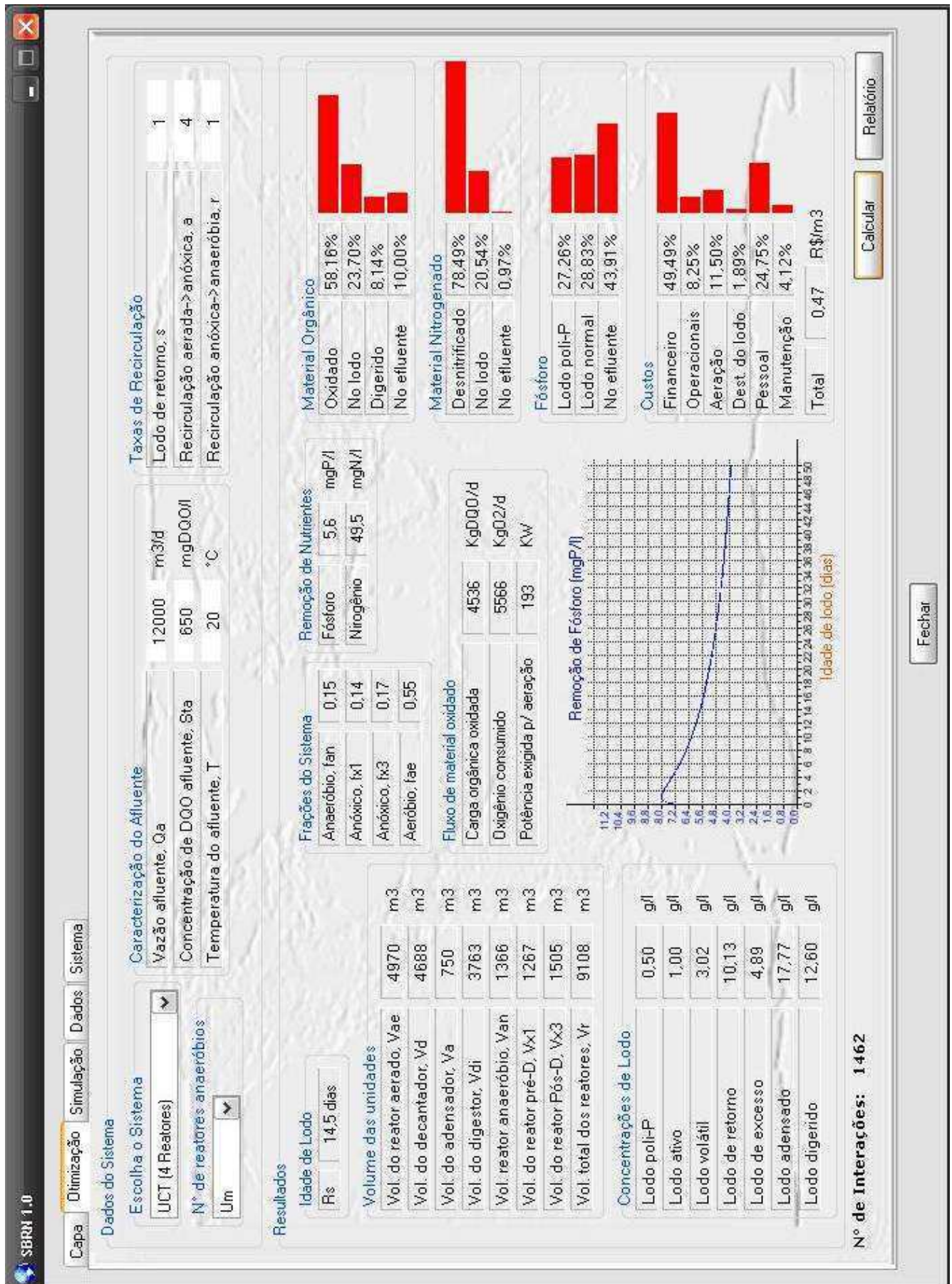


Figura 6-2 – Aba “Otimização”: Entrada e saída de dados

Na aba de *Simulação* ilustrada na Figura 6-3 há entrada e saída de dados, referentes a: Escolha do Sistema (Bardenpho Modificado (3 Reatores), Bardenpho Modificado (5 Reatores), UCT (3 Reatores), UCT (4 Reatores), UCT Modificado, Johannesburg); Números de reatores anaeróbios (Um, Dois, Três, Quatro); Vazão afluente ( $Q_a$ ); Concentração de DQO afluente ( $S_{ta}$ ); Temperatura do afluente (T) e as Taxas de recirculação (a, r, s); Idade de lodo ( $R_s$ ); Volume dos reatores (Volume do reator aerado ( $V_{ae}$ ), Volume do reator anaeróbio ( $V_{an}$ ), Volume do reator pré-D ( $V_{x1}$ ), Volume do reator pós-D ( $V_{x3}$ )).

E para a saída de dados temos: Nitrificação e Desnitrificação ( $R_s$  para atingir  $N_{ad}$  ( $R_{sm}$ ), Idade de lodo mínima para iniciar a nitrificação ( $R_{sn}$ ), Capacidade de nitrificação ( $N_c$ ), Capacidade de desnitrificação ( $D_{c1}$ ), Capacidade de desnitrificação ( $D_{c3}$ ), Capacidade de desnitrificação total ( $D_c$ ), Nitrato para o pré-D, Nitrato para o pós-D, Nitrificação, Amônia residual ( $N_a$ ), Recirculação de  $NO_3^-$  para  $V_{an}$ ); Fósforo (Remoção de fósforo); Concentrações de Lodo (Lodo poli-P, Lodo ativo, Lodo volátil, Lodo de retorno, Lodo de excesso); Dados experimentais ( $R_s$ , P); Material Orgânico (Oxidado, No lodo, Digerido, No efluente, Oxigênio Consumido, Potência p/ aeração); e também, como na aba “Otimização”, temos a apresentação de um gráfico que indica o comportamento da curva de remoção de fósforo em função da idade de lodo, com a diferença que aqui é possível adicionar pontos experimentais ao gráfico através da entrada de dados “Dados experimentais”.

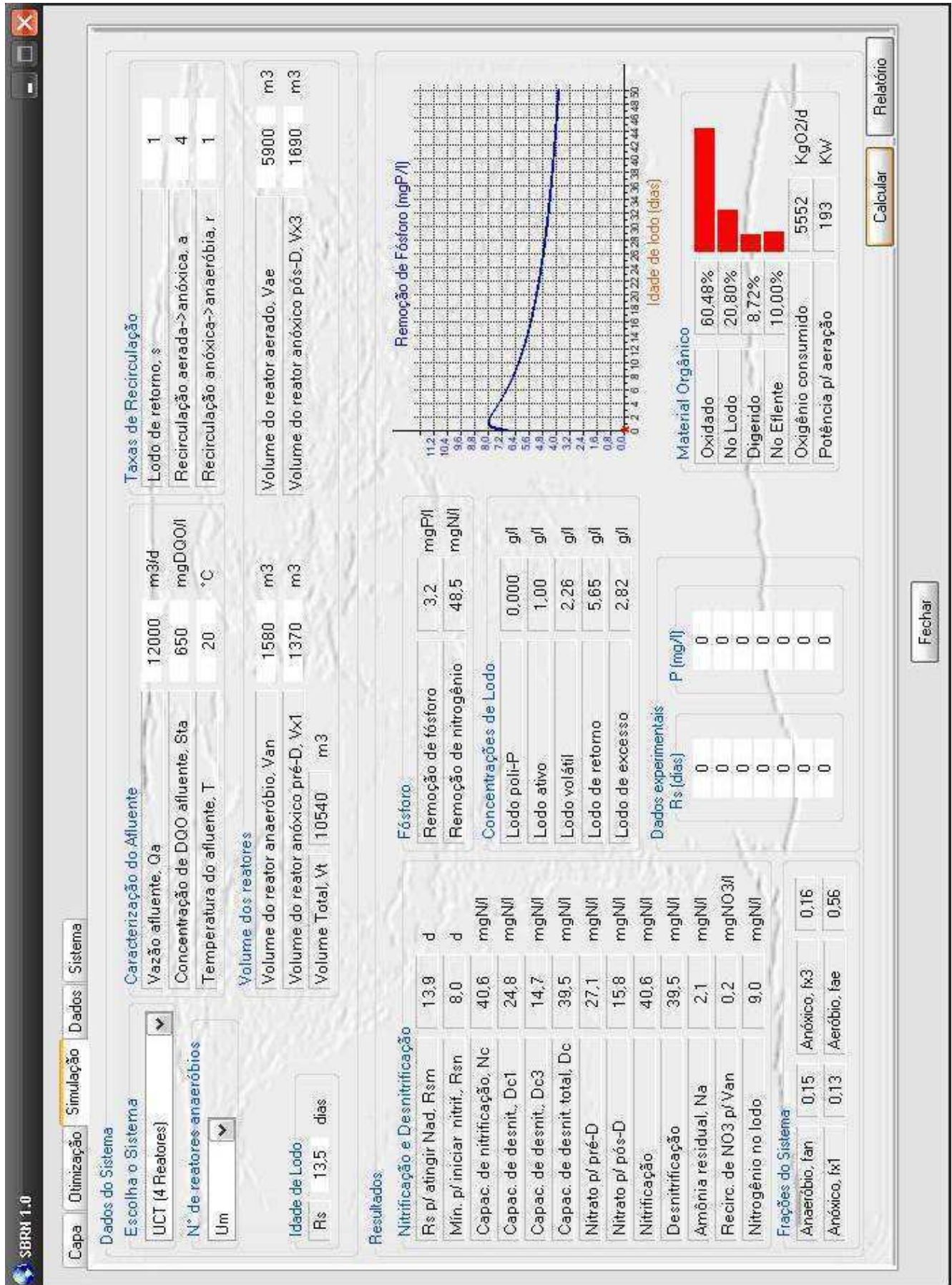


Figura 6-3 – Aba “Simulação”: Entrada e saída de dados

A aba de *Dados* é responsável pelo restante das entradas de dados válidos tanto para a otimização como para simulação, contendo variáveis que nas abas anteriores não foram mostradas e que por “Default” já existem valores adicionados. Os grupos de dados presentes nessa aba são: Caracterização do Afluente (Fração não biodegradável e solúvel ( $f_{us}$ ), Fração não biodegradável e particulado ( $f_{up}$ ), Material nitrogenado no efluente ( $N_{ta}$ ), Concentração de fósforo no afluente ( $P_{ta}$ ), Taxa máxima de crescimento de Nitrosomonas ( $\mu_m$ )); Constantes do Sistema (Coeficiente de crescimento de lodo ( $Y$ ), DQO de microrganismos do lodo ( $f_{cv}$ ), Fração de resíduo endógeno de lodo ( $f$ ), Fração de resíduo endógeno poli-P ( $f_{ep}$ ), Fração volátil do lodo ( $f_v$ ), Fração volátil poli-P ( $f_{vp}$ ), Fração de nitrogênio no lodo volátil ( $f_n$ ), Nitrogênio orgânico no efluente ( $N_{oe}$ ), Concentração desejada de amônia residual ( $N_{ad}$ ), Fração dissolvida da DQO biodegradável ( $f_{sb}$ ), Eficiência da aeração ( $E_p$ ), Constante de sedimentação em zona ( $v_o$ ), Constante de sedimentação em zona ( $z$ ), Fração do lodo na zona anaeróbia ( $f_{an}$ ), Teor de fósforo no lodo ( $f_p$ ), Teor de fósforo no lodo poli-P ( $f_{pp}$ ), Fator de segurança Reator – decantador ( $s_f$ ), Fator de segurança Adensador – Digestor ( $s_{fa}$ ), Altura do decantador ( $H_d$ ), Altura do adensador ( $H_a$ ), Temperatura do digestor ( $T_{di}$ )); Dados Financeiros (Custo de construção do reator, Custo de construção do decantador, Custo de construção do adensador, Custo de construção do digestor, Custo dos aeradores, Custo de destinação do lodo, Preço da energia, Taxa de juros ao ano, Custo com pessoal, Custo com operação, Custo com manutenção, Vida útil do sistema). Os dados padrões ou “default” foram obtidos através de médias regionais de esgotos domésticos, todavia esses dados podem ser modificados de acordo com a disponibilidade dos mesmos.



A aba de *Sistema* mostra as configurações dos sistemas escolhidos em “Escolha o Sistema”, e possui, também, saída dos seguintes dados: Fluxo de Entrada ( $Q_a$ ,  $MSt_a$ ,  $MN_{ta}$ ,  $MP_{ta}$ ); Biogás produzido ( $CH_4$ ); Produção de energia ( $P_{el}$ ); Lodo total estabilizado ( $ME_{te}$ ); Lodo volátil estabilizado ( $ME_{ve}$ ).

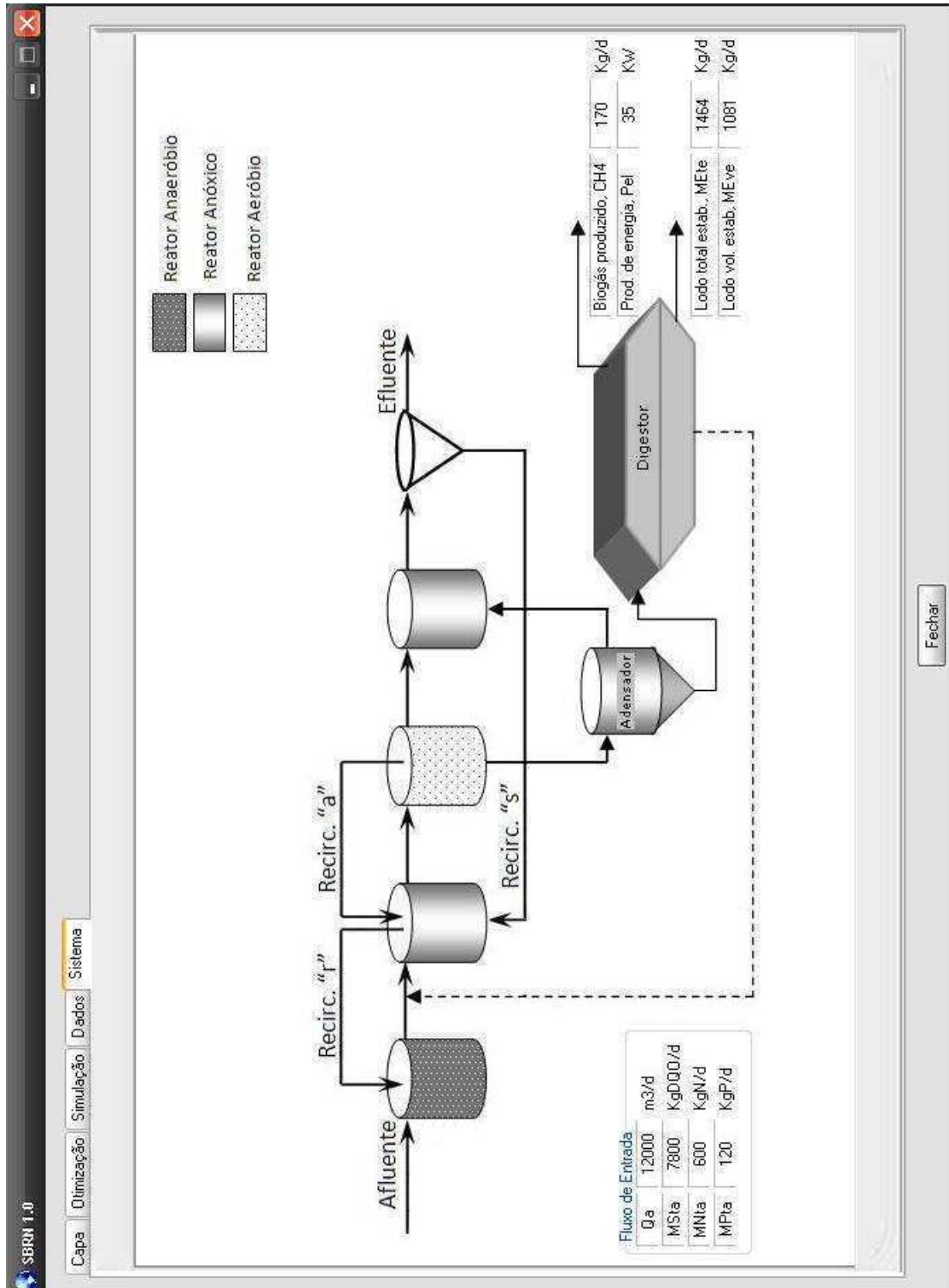


Figura 6-5 – Aba “Sistema”: Configuração do sistema e saída de dados

### 6.3 Estudo de casos

O programa computacional SBRN 1.0 foi testado comparando os resultados simulados e otimizados a dados experimentais no intuito de se comprovar a confiabilidade dos resultados gerados pelo programa.

**Caso 1:** Esse primeiro caso, citado por Peng *et al* (2004), trata-se de um sistema UCT, e o afluente do sistema possui a seguinte caracterização:

**Tabela 6-1** – Caracterização afluente (UCT)

| Parâmetros                              | Min./Máx.     | Média  |
|---|---------------|--------|
| DQO (mg/l)                              | 180 – 460     | 342,8  |
| DBO (mg/l)                              | 122,4 – 226,8 | 175,46 |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N (mg/l) | 36,6 – 55,8   | 45,44  |
| N <sub>Total</sub> (mg/l)               | 43,3 – 63,8   | 48,56  |
| PO <sub>4</sub> <sup>+</sup> - P (mg/l) | 6,18 – 9,15   | 7,65   |

Fonte: Citado em Peng *et al* (2004)

Tem-se também os parâmetros operacionais do sistema experimental:

**Tabela 6-2** – Parâmetros operacionais

| Parâmetros           | Valores     |
|----------------------|-------------|
| Q <sub>a</sub> (l/d) | 150         |
| Q <sub>r</sub> (l/d) | 75          |
| Q <sub>x</sub> (l/d) | 468         |
| T (°C)               | 21          |
| pH                   | 7,15 – 7,70 |

Fonte: Citado em Peng *et al* (2004)

Com os dados apresentados e os restantes preenchidos por “default” temos os resultados apresentados na Tabela 6-3. Observa-se que os valores encontrados com a otimização são bem próximos dos valores experimentais, acontecendo o mesmo para a simulação, o que já era esperado, pois, os dados experimentais utilizados na simulação são praticamente os mesmos que utilizados para a otimização, esta equivalência de resultados sempre acontece quando o sistema é otimizado. Na simulação os dados de entrada representados por (-), são dados experimentais, como, também, a idade de lodo de 14,6 dias. Os resultados mostram que o sistema experimental em estudo é um sistema de configuração otimizada, considerando-se as pequenas diferenças de valores entre os valores experimentais e os resultados gerados com o SBRN 1.0 na aba de otimização.



**Tabela 6-3** – Otimização e simulação dos dados experimentais

| Parâmetros        | Experimental | Otimizado | Simulado |
|-------------------|--------------|-----------|----------|
| $V_{an}$ (L)      | 11,2         | 11        | -        |
| $V_x$ (L)         | 11,2         | 14        | -        |
| $V_{ae}$ (L)      | 28           | 26        | -        |
| $V_T$ (L)         | 50,4         | 51        | -        |
| $V_d$ (L)         | 25           | 27        | -        |
| $f_x$             | 0,22         | 0,28      | -        |
| $f_{ae}$          | 0,55         | 0,50      | -        |
| $DQO_{(remoção)}$ | 90%          | 90%       | 90%      |
| $N_{(remoção)}$   | 73%          | 70,0%     | 70%      |
| $P_{(remoção)}$   | 30%          | 29,7%     | 29,7%    |
| $R_s$ (dias)      | 14,6         | 14,6      | 14,6     |

(-) Dados experimentais

**Caso 2:** Citado em Panswad *et al* (2006), um sistema similar ao Bardenpho, o qual se variou a concentração de material orgânico e de fósforo, e a uma temperatura de 28 °C. Então os dados foram simulados ocorrendo nos seguintes resultados:

**Tabela 6-4** – Para uma DQO de 324 mg/l e concentração de P fósforo igual a 6 mg/l

| Parâmetros        | Experimental | Simulado |
|-------------------|--------------|----------|
| $V_{an}$ (L)      | 6            | -        |
| $V_{ae}$ (L)      | 3            | -        |
| $DQO_{(remoção)}$ | 98,7%        | 98,8%    |
| $P_{(remoção)}$   | 65%          | 65%      |
| $R_s$ (dias)      | 10           | 10       |

(-) Dados experimentais

**Tabela 6-5** – Para uma DQO de 370 mg/l e concentração de P fósforo igual a 14,4 mg/l

| Parâmetros        | Experimental | Simulado |
|-------------------|--------------|----------|
| $V_{an}$ (L)      | 6            | -        |
| $V_{ae}$ (L)      | 3            | -        |
| $DQO_{(remoção)}$ | 99,5%        | 99%      |
| $P_{(remoção)}$   | 62%          | 54%      |
| $R_s$ (dias)      | 10           | 10       |

(-) Dados experimentais

Observa-se na Tabela 6-4 que os resultados da simulação foram muito bons, entretanto, na tabela 6-5 ocorreu uma discrepância acentuada na remoção de fósforo, isso pode ser devido ao fato de que não se tem acesso a todos os dados de entrada, então trabalhou-se com o “default” do programa computacional.

**Caso 3:** Os resultados desse caso ainda não foram publicados, trata-se de um sistema UCT com 4 reatores. O experimento foi realizado no PROSAB (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico), Campina Grande sob orientação de Van Haandel em 2007. Utilizando-se dos dados experimentais, caracterização do afluente e configuração do sistema obteve-se o seguinte resultado oriundo da simulação:

**Tabela 6-6** – Simulação UCT (4 reatores)

| Parâmetros                | Experimental | Otimização | Simulado |
|---------------------------|--------------|------------|----------|
| DQO (mg/l)                | 456,3        | -          | -        |
| NTK (mg/l)                | 50,7         | -          | -        |
| P <sub>Total</sub> (mg/l) | 7,7          | -          | -        |
| T (°C)                    | 22           | -          | -        |
| V <sub>an</sub> (L)       | 27           | 27         | -        |
| V <sub>x1</sub> (L)       | 65           | 27         | -        |
| V <sub>x3</sub> (L)       | 41           | 47         | -        |
| V <sub>ae</sub> (L)       | 102          | 80         | -        |
| V <sub>T</sub> (L)        | 235          | 181        | -        |
| DQO <sub>(remoção)</sub>  | 94,1%        | 96%        | 94,1%    |
| N <sub>(remoção)</sub>    | 83,6%        | 96,5%      | 89,3%    |
| P <sub>(remoção)</sub>    | 35,1         | 47,4%      | 37,6%    |
| R <sub>s</sub> (dias)     | 20           | 16,6       | 20       |

(-) Dados experimentais

A Tabela 6-6 comparando-se os resultados experimentais aos otimizados e simulados é visto que os valores de otimização possuem discrepâncias em relação ao experimental, o que leva a conclusão que o sistema experimental não é otimizado. Já os resultados simulados são bem coerentes com os experimentais e diferentes dos otimizados, o que reforça a afirmação anterior, que o sistema experimental não é otimizado.

**Caso 4:** Sistema similar ao Bardenpho modificado com 3 reatores, citado em Mudaly *et al* (2000), o qual variou-se a concentração de DQO com verificação das respectivas concentrações de remoção de fósforo, a uma temperatura de 20 °C, como mostra a Tabela 6-7, juntamente com a simulação do mesmo. É visto, mais uma vez, que os dados experimentais são coerentes com os resultados gerados com o programa computacional SBRN 1.0, com uma certa discrepância para a remoção de fósforo para as cargas orgânicas de 100 e 400 mgDQO/L, isso pode ser justificado pela impossibilidade de acesso a todos os dados, então, lançando mão dos dados padrões do programa computacional.

**Tabela 6-7** – Simulação Bardenpho modificado (3 reatores)

| Parâmetros            | Experimental | Simulado | Experimental<br>P <sub>remoção</sub> (mg/l) | Simulado<br>P <sub>remoção</sub> (mg/l) |
|-----------------------|--------------|----------|---|---|
| V <sub>an</sub> (L)   | 8            | -        |   |   |
| V <sub>x1</sub> (L)   | 4            | -        |   |   |
| V <sub>ac</sub> (L)   | 20           | -        |   |   |
| V <sub>T</sub> (L)    | 32           | -        |   |   |
| DQO                   | 100          | -        | 1,52  | 1,2                                     |
| DQO                   | 150          | -        | 1,86  | 1,9                                     |
| DQO                   | 300          | -        | 2,93  | 2,8                                     |
| DQO                   | 400          | -        | 3,22  | 4,5                                     |
| R <sub>s</sub> (dias) | 10           | -        |   |   |

(-) Dados experimentais

**Caso 5:** Em Haas (1999), o qual é verificado a remoção de nitrogênio num sistema Bardenpho modificado. O sistema possui um fluxo afluente de 36 l/d e uma DQO de 366 mg/l, e o TKN de 27,1 mg/l, trabalhando a uma temperatura de 19,7 °C. O sistema conta com dois reatores aeróbios, sendo de 10 litros cada, e um reator anaeróbio e outro anóxico, a Tabela seguinte apresenta os volumes e a remoção de DQO e de nitrogênio.

**Tabela 6-8** – Simulação Bardenpho modificado (Remoção de nitrogênio)

| Parâmetros               | Experimental | Simulado |
|--------------------------|--------------|----------|
| V <sub>an</sub> (L)      | 8            | -        |
| V <sub>x1</sub> (L)      | 4            | -        |
| V <sub>ac</sub> (L)      | 20           | -        |
| V <sub>T</sub> (L)       | 32           | -        |
| DQO <sub>(remoção)</sub> | 86,6%        | 87%      |
| N <sub>(remoção)</sub>   | 58%          | 62%      |
| R <sub>s</sub> (dias)    | 10           | 10       |

(-) Dados experimentais

Este último caso comprova os bons resultados obtidos com o SBRN 1.0, mesmo não tendo acesso a todos os dados, utilizando-se, então, dos dados padrões (“default”) do programa computacional.

## **7. Conclusões e perspectivas**

No presente trabalho foi mostrado o processo de desenvolvimento do programa computacional para otimização e simulação de sistemas predefinidos de remoção de nutrientes, nitrogênio e fósforo. Os testes realizados, através da comparação de dados experimentais e os dados gerados com o SBRN 1.0, mostra que o programa é eficaz para determinar o dimensionamento de sistemas otimizados e para simulação do mesmo, permitindo o conhecimento antecipada da remoção de nutrientes (P e N) e material orgânico, como também na indicação dos volumes das unidades utilizadas no sistema entre outros, mostrando que pode ser utilizado para escolha dos sistemas aqui apresentados e seu dimensionamento. O programa também é de fácil manipulação, permitindo que o usuário tenha amplo entendimento sobre as funções em pouco tempo, atingindo as metas propostas no trabalho.

As perspectivas para continuidade do trabalho é dar mais versatilidade ao programa em questões de manipulação das configurações de SBRN, permitindo que o usuário construa o seu próprio sistema, e a margem de aplicação do mesmo, como ampliação na variação de pH e na faixa de temperatura.

## 8. Referências bibliográficas

- Baetens, D. (2000) – Enhanced biological phosphorus removal: modelling and experimental design tese de doutorado, Universidade de Gent - Bélgica (Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen), 2000-2001.
- Brasil. (2007) Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA/MMA. Resolução nº 357 de 17 de Março de 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf> - Acessado em 27 de fevereiro de 2007.
- Cabaldón, C.; Ferrer, J.; Seco, A.; Marzal, P. (1998) – A Software for the integrate design of wastewater treatment plants; Environmental Modelling & Software, 13, p.31-44, 1998.
- Esteves, F. A. (1998) Fundamentos de limnologia. 2ª. ed. Rio de Janeiro: Interciência 602 p.
- Faria, O. L. V.; Koetz, P. R.; Santos, M. S.; Nunes, W. A. (2006) Remoção de fósforo de efluentes da parboilização de arroz por absorção biológica estimulada em reator em batelada seqüencial (RBS). Ciênc. Tecnol., Campinas, 26(2): 309-317, abr.-jun. 2006.
- Haas, D. W. (1999) – Investigation into a biosupplement for possible reduction of activated sludge production in a system with excess biological phosphorus removal – Water SA Vol. 25 N° 1 January 1999. Website: [www.wrc.za](http://www.wrc.za)
- Jordão, E. P.; Pessôa, C. A. (1995) – Tratamento de Esgotos Domésticos, 3ª Ed. Editora: ABES, 1995.
- Melchior, S. C.; Camargo, M. C.; Coneglian, C. M. R.; Brito, N. N.; Lopes, T. A.; Barros, R. M.; Sobrinho, G. D.; Tonso, S.; Pelegrini, R. (2003) – Tratamento de efluentes por processo de lodos ativados. III Fórum de Estudos Contábeis 2003 – Faculdades Integradas Claretianas – Rio Claro – SP – Brasil.

- Moraes, P. S. (2000) – Lógica de programação, Curso básico de lógica de programação – Unicamp – Centro de Computação – DSC.
- Mudaly, D. D. *et al* (2000) – Microbial community profile of a biological excess phosphorus removal (BEPR) activated sludge system using a cultivation-independent approach – Center for Water and wastewater Research (CWWR) – Water SA Vol. 26 N° 3 July 2000. Website: [www.wrc.za](http://www.wrc.za)
- Nocêra, R. J. E. (2007) – Planejamento e controle de obras. Site: <http://www.planejamentodeobras.com.br/> - Acessado em 17 de Setembro de 2007.
- Panswad, T.; Tongkhammak, N.; Anotai, J. (2006) – Estimation of intracellular phosphorus content of phosphorus-accumulating organisms et different P:COD feeding ratios – Journal of Environmental Management, 2006.
- Peng, Y-z.; Wang, X-l.; Li, B-k. (2004) – Anoxic biological phosphorus uptake and the effect of excessive on biological phosphorus removal in the A<sup>2</sup>O process – Desalination 189 (2006) 155 – 164.
- Rechden, G. F. (2002) – Tecnologia orientada a objetos – TOO, Grupo de Modelagem do Fluxo de Informações – GMFI, Centro de Ciências Exatas de Tecnologia – UCS. Localização: <http://hermes.ucs.br/ccet/demc/cacosta/TOO.pdf> - Acessado em 25 de Setembro de 2007.
- Rumbaugh, J.; Blaha, M. (1994) – Modelagem e projetos baseados em objetos, Rio de Janeiro, Editora: Campus, 1995.
- Schüür, G. (2007) – Ecologia – Textos – Equilíbrio Ecológico. Site: <http://www.photographia.com.br/gerais.htm> - Acessado em 05 de Março de 2007.
- Siler, B.; Spotts, J. (1999) Usando Especial Visual Basic, Rio de Janeiro, Editora: Campus, 1999.
- Souza, J. T.; Leite, V. D. (2002) – Tratamento e Utilização de Esgotos Domésticos na Agricultura, Editora: EDUEP, 2002.

- Tarapanoff, K.; Suaiden, E.; Oliveira, C. L. (2002) – Funções Sociais e Oportunidades para Profissionais da Informação; Revista de Ciência da Informação - v.3 n.5 out/2002, Artigo 04.
- Van Haandel, A.; Marais, G. (1999) – O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado, “Teoria e aplicações para projetos e operações”, 1999.
- Von Sperling, M. (1996) – Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, “Princípios básicos do tratamento de esgotos”, Vol. 2, 2ª Ed., 1996.
- Von Sperling, M. (1997) – Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, Vol. 4, 2ª Ed., 1997.