

DÉBORA JARETA MAGNA

**TRATAMENTO AVANÇADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS COM FINS DE
REUTILIZAÇÃO – PROCESSO DE CICLOS ALTERNADOS APLICADO EM
BIORREATOR A MEMBRANA**

JOINVILLE - SC

2008

DÉBORA JARETA MAGNA

**TRATAMENTO AVANÇADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS COM FINS DE
REUTILIZAÇÃO – PROCESSO DE CICLOS ALTERNADOS APLICADO EM
BIORREATOR A MEMBRANA**

Dissertação de mestrado apresentada
como requisito parcial para obtenção do
título de Mestre em Engenharia de
Processos, na Universidade da Região de
Joinville – UNIVILLE.
Orientadora: Prof^a. Dr^a. Therezinha
Maria Novais de Oliveira.

JOINVILLE – SC

2008

Catálogo na publicação pela Biblioteca Universitária da Univille

Magna, Débora Jareta

M197t Tratamento avançado de águas residuárias com fins de reutilização – processo de ciclos alternados aplicado em biorreator a membrana / Débora Jareta Magna ; orientador Therezinha Maria Novais de Oliveira. – Joinville: UNIVILLE, 2008.

118 p. : il.

Orientador: Therezinha Maria Novais de Oliveira
Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos –
Universidade da Região de Joinville)

1. Tratamento de efluentes. 2. Reuso de água. 3. Ciclos alternados. 4. Biorreator a membrana. 5. Engenharia de Processos - Dissertação - Mestrado. I. Orient. Oliveira, Therezinha Maria Novais de. II. Título.

CDD 628.35

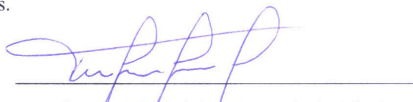
Termo de Aprovação

“Tratamento avançado de águas residuárias com fins de reutilização – processo de ciclos alternados aplicado em biorreator a membrana”.

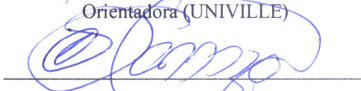
por

Débora Jareta Magna

Dissertação julgada para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Processos, área de concentração Engenharia de Processos e Tecnologias Limpas e aprovada em sua forma final pelo Programa de Mestrado em Engenharia de Processos.

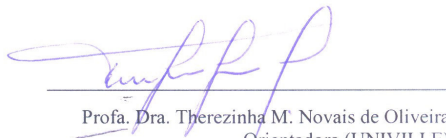


Profa. Dra. Therezinha M. Novais de Oliveira
Orientadora (UNIVILLE)

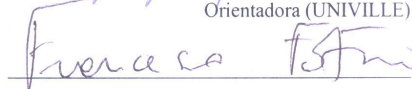


Prof. Dr. Ozair Souza
Coordenador do Programa de Mestrado em Engenharia de Processos (UNIVILLE)

Banca Examinadora:



Profa. Dra. Therezinha M. Novais de Oliveira
Orientadora (UNIVILLE)



Prof. Dr. Francesco Fatone
(Universidade de Verona/Itália)



Profa. Dra. Noeli Sellin
(UNIVILLE)

Joinville, 06 de junho de 2008.

“Busquei o Senhor e Ele me acolheu; livrou-me de todos os meus temores”.

“Oh! Provai, e vede que o Senhor é bom; bem-aventurado o homem que Nele se refugia”.

Salmo 34:4 e 8

DEDICATÓRIA

*Dedico o presente trabalho aos meus pais, **Carlos e Rudnei** que sempre me apóiam, me incentivam e me orientam nas tomadas de novas decisões.*

*Aos meus irmãos **Renata e Renan** pelo companheirismo, amizade e alegria.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade da Região de Joinville (UNIVILLE), na pessoa do reitor Paulo Ivo Koehntopp e à Università Ca'Foscari di Venezia, em nome do Professor Giovanni Maria Zuppi, pela oportunidade concedida para a realização do estágio na estação de tratamento de águas residuárias da cidade de Treviso, Itália.

À Comunidade Européia, através do Programa ALFA II (European and Latin American Network on Coastal Area Management), que possibilitou o desenvolvimento do presente trabalho.

À minha orientadora, Professora Dr^a. Therezinha M. N. de Oliveira, pelos ensinamentos, confiança e orientação indispensável para o trabalho.

Agradecimento especial deve ser prestado ao Professor Dr. Francesco Fatone, que desde o primeiro momento não hesitou em oferecer o necessário apoio e orientação para a elaboração do presente trabalho.

À Professora Dr^a. Virginia Barros, pela solidariedade e auxílio prestado.

Ao Professor Paolo Pavan, da Università Ca'Foscari, pelo apoio.

Aos amigos de estágio, Cristina, Eleonora, Sr. Paolino, Giacomo, Valentina e Giuseppe, pelo apoio e ajuda oferecidos em todos os momentos.

Agradeço ainda, à engenheira ambiental Mariele Simm, companheira e amiga de todas as horas.

Obrigada a todos!

RESUMO

Este trabalho, resultado de um convênio de intercâmbio de pesquisa, financiado pela Comunidade Européia, por meio do Programa ALFA II (*European and Latin American Network on Coastal Area Management*), apresenta um estudo de verificação da eficiência de remoção de carbono, nitrogênio e fósforo, pelo processo de ciclos alternados em biorreator a membrana, realizado em uma estação piloto situada na cidade de Treviso (Itália). A metodologia foi desenvolvida em quatro períodos de estudo compreendendo, no primeiro período, a verificação da confiabilidade do sistema de controle automático analisando os resultados dos sinais emitidos pelas sondas. Do segundo ao quarto período, verificou-se a eficiência de remoção de carbono, nitrogênio e fósforo utilizando dosagens de diferentes produtos químicos, variando a vazões de recirculação de lodo e realizando análises físico-químicas dos parâmetros de interesse. Os resultados mostraram que mesmo em situações de variações de carga o sistema apresenta bom desempenho devido à sua flexibilidade de adaptação. As remoções de carga orgânica variaram de 85,71 a 98,90 %, as remoções de fósforo variaram de 8,72 a 63,78%, sendo que no quarto estudo, foram observadas melhores eficiências de remoção de fósforo. Com relação à remoção de nitrogênio total, obteve-se índices que variaram de 78,80 a 96,70%, valores que atendem a legislação italiana de reuso, apresentando-se, esta tecnologia, como uma possibilidade concreta na prática do reuso da água.

Palavras-chave: Tratamento de efluentes, Reuso de água, Ciclos alternados

ABSTRACT

This paper, the result of an agreement for exchange of research, funded by the European Community, through the ALFA II (*European and Latin American Network on Coastal Area Management*), presented a study to verify the efficiency of removal of carbon, nitrogen and phosphorus, by the process of alternate cycles in membrane bioreactor, held in pilot wastewater located in Treviso (Italy). The methodology was developed in four periods of study including, in the first period, to check the reliability of the automatic control system by examining the results of the signals emitted by the probe. From the second through fourth period, there was the efficiency of removal of carbon, nitrogen and phosphorus using different dosages of chemical products, varying the flow rates of recirculation of sludge and analyses physical-chemical parameters of interest. The results showed that even in situations of variations load the system has performed well because of their flexibility to adapt. Removals of organic load ranged from 85.71% to 98.90%, the removals of phosphorus ranged from 8.72% to 63.78%, while the fourth study, and were better efficiencies to remove phosphorus. Regarding the removal of total nitrogen, returned to rates ranging from 78.80% to 96.70%, values that serve Italian law of reuse, presenting itself, this technology, as a concrete possibility in practice of reusing water.

Keywords: Wastewater treatment; Water reuse; Alternate cycles

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/D	Analógico - Digital
A/M	Relação Alimento - Microrganismo
ANA	Agência Nacional de Águas
BRM	Biorreator a Membrana
CA-BRM	Ciclos Alternados em Biorreator a Membrana
CE	Comissão Européia
CH ₃ COOH	Ácido Acético
CH ₄	Gás Metano
C:N:P	Relação Carbono, Nitrogênio e Fósforo
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CSTR	Reator Contínuo Perfeitamente Agitado
Δ	Parâmetro Delta
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio de Cinco Dias
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO/NTK	Relação Matéria Orgânica e Nitrogênio Total Kjeldahl
DQO/NT	Relação Matéria Orgânica e Nitrogênio Total
DQORB	Matéria Orgânica Rapidamente Biodegradável
DQORB/NTK	Relação Matéria Orgânica Rapidamente Biodegradável e Nitrogênio Total Kjeldahl
Eden ou Ed	Eficiência de Desnitrificação Referente ao Nitrogênio Total Afluente
EDD	Eficiência de Desnitrificação Referente aos Nitratos e Nitritos
Enitr ou En	Eficiência de Nitrificação Referente ao Nitrogênio Total Afluente
ENN	Eficiência de Nitrificação Referente ao Nitrogênio Nitrificável
H ₂ S	Gás Sulfídrico
IAWQ	International Association on Water Quality
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LNw	Carga Mássica de Nitrogênio Total no Lodo em Excesso (Kg/d)
MF	Microfiltração
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total

NF	Nanofiltração
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Íon Amônio
NH ₄ Cl	Cloreto de Amônio
[(NH ₄) ₂ HPO ₄]	Diamônio Fosfato
NIT	Nitrogênio Inorgânico Total
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
Norg	Nitrogênio Orgânico
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
ORP	Potencial de Oxirredução (termo em inglês, <i>Oxidation Reduction Potential</i>)
pH	Potencial Hidrogeniônico
PRIN	Projeto de Pesquisa de Interesse Nacional
Pt	Fósforo Total
PTM	Pressão Transmembrana
R	Vazão de Recirculação do Lodo
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSTA	Sólidos Suspensos no Tanque de Aeração
SSVT	Sólidos Suspensos Voláteis Totais
TRS	Tempo de Retenção dos Sólidos
UF	Ultrafiltração
UNIÁGUA	Universidade da Água
UNIVILLE	Universidade da Região de Joinville
USP	Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
USEPA	United States Environmental Protection Agency

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Formas predominantes do nitrogênio	27
Tabela 2 - Estados de oxidação comuns do nitrogênio	28
Tabela 3 - Valores adotados para o controle do processo de ciclos alternados	72
Tabela 4 - Parâmetros adotados no desenvolvimento do estudo anterior realizado na estação de ciclos alternados de Treviso	79
Tabela 5 - Concentração média do efluente da cidade de Treviso	79
Tabela 6 - Estatística dos ciclos referente à fase aeróbica (nitrificação)	85
Tabela 7 - Estatística dos ciclos referente à fase anóxica (desnitrificação)	85
Tabela 8 - Parâmetros e estatística dos ciclos na fase aeróbica (nitrificação)	86
Tabela 9 - Parâmetros e estatística dos ciclos na fase anóxica (desnitrificação)	86
Tabela 10 - Concentração de entrada e saída referente ao segundo microperíodo	88
Tabela 11 - Concentração de entrada e saída referente ao terceiro microperíodo	88
Tabela 12 - Concentração de entrada e saída referente ao quarto microperíodo	89
Tabela 13 - Eficiências de remoção da substância orgânica	89
Tabela 14 - Eficiências de remoção do fósforo	92
Tabela 15 - Balanço de massa do nitrogênio	95
Tabela 16 - Eficiências de remoção de nitrificação e a desnitrificação	97

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Desempenho do processo ciclos alternados tratando efluentes diluídos	53
Gráfico 2 - Concentrações de DQO_{entrada} e $DQO_{\text{saída}}$ e eficiência de remoção da carga orgânica	90
Gráfico 3 - Concentração de nitrogênio total na entrada e saída do biorreator e eficiências de remoção	96
Gráfico 4 - Eficiências de nitrificação pelo processo de ciclos alternados	98
Gráfico 5 - Eficiências de desnitrificação no processo de ciclos alternados	99
Gráfico 6 - Eficiências de desnitrificação e nitrificação e condições limitantes para a remoção de nitrogênio total	100

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema de processo de filtração por membrana	40
Figura 2 - Biorreator com membrana submersa	49
Figura 3 - Biorreator com membrana externa	50
Figura 4 - Processo de transformação em função do potencial de oxirredução no tratamento de esgoto	60
Figura 5 - Comportamento das diversas espécies de nitrogênio e dos parâmetros de controle indireto durante a alternância de fase aeróbica e anóxica	61
Figura 6 - Localização da cidade de Treviso no território Italiano	64
Figura 7 - Coleta de água residuária civil/mista para a alimentação da estação experimental	65
Figura 8 - Tanque de equalização	66
Figura 9 - Peneira móvel de fluxo tangencial	66
Figura 10 - Tanque para dosagem de carbono, nitrogênio e fósforo	67
Figura 11 - Vista geral do biorreator de ciclos alternados	68
Figura 12 - Fluxograma geral do processo de ciclos alternados	68
Figura 13 - Sondas de oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução	70
Figura 14 - Dispositivo de controle do processo de ciclos alternados	71
Figura 15 - Sinóptico do fluxograma de controle do processo de filtração a membrana	73
Figura 16 - Interface do <i>software</i> Gestimp TCP	75
Figura 17 - Gráfico de oxigênio dissolvido referente à sonda imersa no CSTR 1	76

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	vi
AGRADECIMENTOS	vii
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	x
LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE GRÁFICOS	xiii
LISTA DE FIGURAS	xiv
INTRODUÇÃO	17
2 OBJETIVOS	20
2.1 Objetivo Geral	20
2.2 Objetivos Específicos	20
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
3.1 A Problemática da Água no Planeta	21
3.1.1 Poluentes Aquáticos	24
3.2 Aspectos Legais dos Recursos Hídricos	29
3.3 Reuso da Água	33
3.4 Tecnologias de Tratamento de Efluentes para Fins de Reuso de Água	36
3.4.1 Processo de Filtração por Membrana	39
3.4.2 Processo de Tratamento por Lodos Ativados	43
3.4.3 Biorreator a Membrana	47
3.5 Processo de Ciclos Alternados em Biorreator a Membrana	50
3.5.1 O Dispositivo de Controle Automático do Processo Ciclos Alternados	59
4 METODOLOGIA	64
4.1 Área de Estudo	64
4.2 Estação Experimental de Ciclos Alternados em Biorreator a Membrana da Cidade de Treviso	65
4.3 Parâmetros de Monitoramento e Análises Laboratoriais	78
4.4 Amostragem	78

4.5 Análise dos Resultados	82
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	84
5.1 Primeiro Período de Estudo – Impacto de Parâmetro Delta	84
5.2 Segundo, Terceiro e Quarto Período de Estudo – Remoção de Carbono, Fósforo e Nitrogênio	87
5.2.1 Desempenho na Remoção de Carbono	89
5.2.2 Desempenho na Remoção de Fósforo	92
5.2.3 Desempenho na Remoção de Nitrogênio	94
CONCLUSÃO	102
RECOMENDAÇÕES	104
REFERÊNCIAS	105
ANEXOS	

INTRODUÇÃO

Considerada de fundamental importância para a existência e manutenção da vida, a água, é um recurso natural que deve estar presente no ambiente em quantidade e qualidade apropriada (BRAGA *et al.*, 2002).

“De recurso natural infinito, aos poucos a água vai se tornando uma das valiosas mercadorias do século XXI. Hoje, ela já é entendida como bem escasso, com demanda crescente para uma oferta cada vez mais reduzida, seja pela sua degradação ou pelo mau uso” (CZAPSKI, 2004).

Segundo Von Sperling, E. e Möller (2003), a quantidade total de água disponível no Planeta Terra é de cerca de $1,36 \times 10^{18} \text{ m}^3$ de água, sendo que grande parte, 97% desse total, correspondem à água salgada, 2,2% encontram-se localizadas em calotas polares e geleiras e somente 0,8% correspondem à água doce.

Problemas como crescimento desordenado da população, a falta de infra-estrutura urbana, o desperdício, a falta de planejamento no uso das águas subterrâneas, o lançamento de efluentes *in natura* nos corpos hídricos, a falta de saneamento básico, dentre outros, contribuem diretamente para a escassez do recurso tão precioso que é a água.

O processo de degradação ambiental dos recursos hídricos além de acarretar em desequilíbrios ambientais é, também, responsável pelas doenças de veiculação hídrica, sendo essa, a causa mais comum de morte no mundo, afetando, principalmente, os países em desenvolvimento.

Esses problemas são preocupantes, pois o volume de água doce na superfície da Terra é fixo, não podendo aumentar nem diminuir, ou seja, é constante para uma população humana que triplicou desde 1900 e um consumo que cresceu de seis a sete vezes neste período (CLARKE; KING, 2005; CZAPSKI, 2004).

Atualmente, vários países já convivem com a escassez de água dentre eles encontram-se: o Kuwait, Gaza, Arábia Saudita, Cingapura, México, Índia, China, Tailândia (COSTA, 2007). O Brasil, embora com posição privilegiada, concentra entre 12% e 16% do volume total de recursos hídricos do Planeta Terra. “Embora essa seja uma participação expressiva, os recursos não são distribuídos de forma homogênea, encontrando-se ameaçados por fatores sócio-econômicos diversos” (CLARKE; KING, 2005).

Devido aos problemas causados pela eutrofização dos corpos de água e a escassez deste recurso hídrico nos grandes centros urbanos, nas últimas décadas tem surgido a necessidade de se aprimorar os sistemas de tratamento de efluentes convencionais que além de garantir uma elevada remoção de matéria orgânica sejam capazes de remover nutrientes (nitrogênio e fósforo), organismos patogênicos, bem como, compostos xenobióticos (SOBRINHO; SAMUDIO, 2003).

Assim sendo, a busca pelo aprimoramento e/ou novas tecnologias de tratamento de efluentes, além de garantir qualidade do efluente tratado, preservando a qualidade ambiental, devem permitir a reutilização da água, sendo essa uma alternativa marcante para minorar o panorama de escassez cada vez mais evidente em diversos países (SANTOS; MANCUSO, 2003).

A prática de reutilização da água já ocorre em alguns países como nos Estados Unidos e na Itália, e são regidas por legislação específica que impõem limites para a reutilização da água em determinadas atividades. Quanto à reutilização da água no Brasil, apesar da Resolução nº. 54 do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos, em vigor desde 9 de março de 2006, ainda falta uma legislação que defina padrões de qualidade para os diversos segmentos econômicos como industrial, agrícola, pecuário, ambiental, urbano etc. (BIO, 2006).

Devido ao aumento da prática de reuso da água, uma nova tecnologia de tratamento tem sido empregada, é a conjugação do processo biológico de degradação com a separação de sólidos por membranas, um desenvolvimento relativamente recente e que tem se difundido rapidamente no campo de tratamento de efluentes (CERQUEIRA; MONTALVÃO; ROCHA, 2005).

A nova tecnologia dos reatores biológicos com sistemas de filtração por membranas vem suprir requisitos de qualidade no tratamento de águas residuárias domésticas possibilitando o reuso da água em sistemas industriais (CONSTANZI *et al.*, 2005).

Dentre as diversas tecnologias existentes para a reutilização da água, desponta como promissora, o processo de tratamento de ciclos alternados acoplado em biorreator a membrana. Esse sistema de tratamento consiste de tratamento biológico (lodos ativados), sistema de aeração intermitente e controle automático, *on line*, por meio de sondas de oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução (FATONE *et al.*, 2007).

Esse processo tem demonstrado ser muito eficiente na remoção de carbono e nitrogênio e recentemente, o processo de ciclos alternados foi reconhecido como um método adequado para a modernização de estações de tratamento de águas residuárias já existentes

(FATONE, 2006). Um exemplo dessa modernização ocorreu na cidade de Viareggio, região da Toscana, localizada na zona central da Itália.

É a partir da busca de novas tecnologias de tratamento de efluentes, tanto para a prática de reutilização da água como pela garantia de elevada qualidade do efluente tratado, que desponta o sistema de tratamento por ciclos alternados em biorreator a membrana.

Este trabalho justifica-se pela necessidade de adoção de técnicas de tratamento de efluentes que garantam um efluente tratado com elevado padrão de qualidade, que permitam e possibilitem a reutilização da água, minimizando, assim, os problemas de escassez e garantindo a qualidade do meio ambiente, bem como a saúde da população.

O desenvolvimento do presente trabalho foi possível graças a um intercâmbio de pesquisa entre a Universidade da Região de Joinville (UNIVILLE), por meio do Mestrado em Engenharia de Processos, e a Università Ca'Foscari, de Veneza, sendo financiado pela Comunidade Européia.

O presente trabalho está estruturado da seguinte forma: objetivo geral e específico; revisão bibliográfica que aborda temáticas referentes à problemática da água no planeta, aspectos legais dos recursos hídricos, reuso da água e tecnologias de tratamento de efluentes para fins de reutilização, apresentando o processo de ciclos alternados em biorreator a membrana. A metodologia apresenta a área de estudo, a descrição da estação experimental de ciclos alternados, os parâmetros de monitoramento e análises laboratoriais e a descrição da análise dos resultados. Nos resultados e discussões, são apresentados os resultados referentes à confiabilidade do sistema de controle, bem como o desempenho do processo de ciclos alternados dosando diferentes produtos químicos e, para finalizar, as considerações finais e as referências consultadas.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho do sistema de tratamento de águas residuárias por meio do processo de ciclos alternados acoplado em biorreator a membrana, para a prática de reutilização da água residuária com elevado padrão de qualidade.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar a confiabilidade do sistema de controle do processo de ciclos alternados;
- Averiguar a eficiência de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo com a dosagem de diferentes produtos químicos; e,
- Verificar o comportamento do processo durante a variação da vazão de recirculação do lodo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 PROBLEMÁTICA DA ÁGUA NO PLANETA

A Terra é um Planeta constituído, em grande parte, por água, recurso abundante, entretanto, finito, sendo que 70% de sua superfície é coberta por esse líquido essencial à vida e à manutenção dos ecossistemas, o que a torna um dos recursos naturais mais abundantes do Planeta (BARROS; AMIN, 2008).

Segundo Von Sperling, E. e Möller (2003), a quantidade total de água disponível no planeta é de $1,36 \times 10^{18} \text{ m}^3$, e encontra-se distribuído da seguinte maneira:

97% de toda a água do mundo é salgada; 2,2% encontram-se distribuídas nas calotas polares e geleiras e apenas uma pequena quantidade de toda a água disponível, ou seja, 0,8% é disponível e acessível para o consumo humano. Desta pequena fração de 0,8%, 97% correspondem à água subterrânea e apenas 3% apresentam-se na forma de água superficial, de extração mais fácil.

“Esses valores ressaltam a grande importância de se preservar os recursos hídricos na Terra, e de se evitar a contaminação da pequena fração mais facilmente disponível” (*op. cit.*).

Estima-se que mais de dois terços, ou seja, 70%, do consumo de água no mundo têm como destino a irrigação em regiões áridas e semi-áridas. O restante, aproximadamente 21%, tem como destino, o setor industrial, e somente 10% tem o uso doméstico como destino final (CLARKE; KING, 2005).

Constata-se que os lagos, riachos e rios mundiais têm provido importantes serviços e recursos, por exemplo, água para abastecimento doméstico e industrial, água para a agricultura, para a produção de energia, transporte, recreação e água para descarga de detritos de todas as espécies (VIANNA; JUNIOR; VIANNA, 2005).

Apesar de sua grande importância para a manutenção da vida no planeta, a água é o recurso natural que mais sofre com a má gestão (MILLER, 2007). Isso se deve, em muitos casos, à alteração da qualidade ambiental provocada pelo desenvolvimento urbano acelerado e pela falta de infra-estrutura urbana que tem provocado conflitos e problemas no meio

ambiente como a degradação dos mananciais; a falta de saneamento básico; o aumento do risco das áreas de abastecimento com a poluição orgânica e química; a contaminação dos recursos hídricos por efluentes domésticos, industriais e pluviais; as enchentes urbanas geradas pela inadequada ocupação do espaço, dentre outros fatores (TUCCI; HESPANHOL; NETTO, 2003).

Praticamente todos os usos da água bem como as alterações na qualidade ambiental citados anteriormente, geram resíduos, que ao serem lançados direta ou indiretamente nos corpos hídricos em cargas superiores às capacidades naturais de assimilação, ocasionam a poluição (GEO Brasil, 2007).

Assim como a poluição é um dos fatores responsáveis pela escassez de água, um outro fator que contribui para esse cenário é a má distribuição dos recursos naturais no espaço em relação à concentração populacional.

Quanto à demanda da água, Braga *et al.* (2002), expõe:

Existem regiões no planeta com intensa demanda de água, tais como os grandes centros urbanos, pólos industriais e zonas de irrigação. Essa demanda pode superar a oferta de água, seja em termos quantitativos, seja porque a qualidade da água local está prejudicada devido à poluição. Tal degradação da sua qualidade pode afetar a oferta de água e também gerar graves problemas de desequilíbrio ambiental.

Estima-se que por volta de 2050, mais de 4 bilhões de pessoas, quase a metade da população mundial, estarão vivendo em países com carência crônica de água, ou seja, insuficiência de água para as atividades primordiais (CLARKE; KING, 2005).

Atualmente já existem países considerados pobres em água, muitos deles localizados na África, onde cerca de onze países dentre eles o Egito, e nove no Oriente Médio, como o Kuwait, já vivenciam situações críticas de disponibilidade de água. É crítica também, a situação de países como o México, Hungria, Índia, China e Tailândia (D'AMBROSIO, 2001; COSTA, 2007).

O Brasil, com uma população de aproximadamente 170 milhões de habitantes, de acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), do ano de 2002, e dimensões continentais de 8,5 milhões de Km², “concentra entre 12% e 16% do volume total de recursos hídricos do Planeta Terra. Embora essa seja uma participação expressiva, os recursos não são distribuídos de forma homogênea e encontram-se ameaçados por fatores sócio-econômicos diversos” (CLARKE; KING, 2005).

Mesmo possuindo grandes bacias hidrográficas que cobrem cerca de 72% de todo território nacional, o Brasil sofre com a escassez de água devido, principalmente, à má distribuição da densidade populacional dominante, que cresce desordenadamente e concentra-se em área de pouca disponibilidade hídrica (COSTA, 2007). Como exemplo, pode-se citar a Região Metropolitana de São Paulo, onde atualmente se verificam sérios problemas de distribuição de água, devido à sua alta concentração populacional e grande degradação da qualidade ambiental.

Discorrendo sobre os rios que cortam o território brasileiro, Tucci, Hespanhol e Netto (2001) expõem:

Verifica-se que a maioria dos rios que atravessam as cidades brasileiras estão deteriorados, sendo esse considerado o maior problema ambiental brasileiro. Essa deterioração ocorre na maioria das cidades brasileiras devido à falta de coleta e tratamento dos esgotos domésticos, que são despejados “*in natura*” nos rios.

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) do IBGE, referente ao ano de 2000, aponta que o serviço de esgotamento sanitário ainda é o serviço que apresenta a menor taxa de cobertura. Dos 5.507 municípios brasileiros, 52,2% apresentavam esgotamento sanitário, sendo que desse total, 32% dos esgotos são apenas coletados e somente 20,2% são coletados e tratados, enquanto que 47,8% dos esgotos sequer são coletados (PNSB – IBGE, 2000).

Em termos de volume de esgoto coletado e tratado, 14,5 milhões m³ são coletados diariamente no País, sendo que apenas 5,1 milhões m³ recebem tratamento (IBGE, 2000).

No Brasil, estima-se que 60% das internações hospitalares estejam relacionadas às deficiências do saneamento básico, gerando outras consequências de impacto extremamente negativo para a qualidade e a expectativa de vida da população (DI BERNARDO; DI BERNARDO; FILHO, 2002).

De acordo com Costa (2007) a degradação dos recursos hídricos tem como reflexo: a ineficiente coleta e tratamento das águas residuárias; o lançamento de esgotos sem o devido tratamento nos recursos hídricos; a inapropriada destinação dos resíduos sólidos; o desperdício; a falta de conscientização ambiental da população, dos empresários e dos governantes etc.

Nesse contexto, tentando amenizar a problemática dos recursos hídricos, surge a necessidade de implantação de novos projetos que concentrem as práticas de tratamento para

originar fontes de água para reuso, decorrente da diminuição de oferta de água, diretamente associada ao aumento do consumo e da tendência cada vez mais restritiva da legislação ambiental (CONSTANZI *et al.*, 2005).

3.1.1 Poluentes Aquáticos

Entende-se por poluição das águas a alteração de suas características físicas, químicas ou biológicas, por quaisquer ações ou interferências, sejam elas naturais ou provocadas pelo homem (BRAGA *et al.*, 2002).

Dentre os diversos tipos de poluentes existentes destacam-se: a poluição por substâncias orgânicas e a poluição por nutrientes (nitrogênio e fósforo).

► Poluição por Substância Orgânica

A substância orgânica pode ser de origem natural (produzida/gerada por microrganismos ou pelos vegetais) ou antrópica (constituída de excrementos humanos, restos alimentares, compostos químicos de uso domésticos etc.) (ATZORI, 2005).

A presença de matéria orgânica nos corpos hídricos, de acordo com Braga *et al.* (2002), é degradada pelos microrganismos decompositores presentes na água, e podem ocorrer de duas maneiras:

- 1ª) Se houver oxigênio dissolvido no meio hídrico, a decomposição será feita por bactérias aeróbicas, que consomem o oxigênio dissolvido na água para a estabilização da matéria orgânica. Se o consumo de oxigênio for mais intenso que a capacidade do meio de repô-lo, haverá seu esgotamento e a inviabilização da existência de vida para a fauna ictiológica (peixes) e outros organismos que dependem do oxigênio para sua sobrevivência; e,
- 2ª) Se não houver oxigênio dissolvido no meio hídrico, ocorrerá a decomposição anaeróbica com a fermentação de gases como o metano (CH₄) e o gás sulfídrico (H₂S).

O método indireto utilizado para a determinação da matéria orgânica é a DQO (demanda química de oxigênio) que mede o consumo de oxigênio ocorrido em função da oxidação química da matéria orgânica (VON SPERLING, M., 2005).

Normalmente, os compostos orgânicos são constituídos de uma combinação de carbono, hidrogênio e oxigênio, junto com o nitrogênio, em alguns casos. Segundo Metcalf e Eddy (2003), a matéria orgânica nos efluentes é composta tipicamente de:

- Proteínas (40 – 60%): “as proteínas são produtoras de nitrogênio e contém carbono, hidrogênio, nitrogênio, oxigênio, algumas vezes fósforo, enxofre e ferro. As proteínas são o principal constituinte de organismo animal, mas ocorrem também em plantas” (JORDÃO; PESSÔA, 1995);
- Carboidratos (25 – 50%): “os carboidratos contêm carbono, hidrogênio e oxigênio. São as primeiras substâncias a serem destruídas pelas bactérias, com produção de ácidos orgânicos (por esta razão os efluentes antigos apresentam maior acidez). Entre os principais exemplos de carboidratos encontram-se os açúcares, o amido, a celulose e a fibra de madeira” (JORDÃO; PESSÔA, 1995);
- Óleos e gorduras (8 – 12%): “a gordura presente no esgoto doméstico é proveniente do uso de manteiga, óleos vegetais, em cozinha, da carne etc. Pode estar presente também sob a forma de óleos minerais derivados do petróleo (querosene, óleo lubrificante), sendo sua presença altamente indesejável [...]” (JORDÃO; PESSÔA, 1995); e,
- Uréia, surfactantes, fenóis e pesticidas, metais e outros (presentes em menor quantidade).

A substância orgânica presente nos efluentes pode ser classificada quanto à forma e tamanho, segundo Atzori (2005) e Von Sperling, M. (2005), em:

- **Substância orgânica dissolvida:** constituída da fração de substância orgânica solúvel em água; e,
- **Substância orgânica não dissolvida ou em suspensão:** constituída em grande parte de sólidos suspensos e sedimentáveis.

Outra classificação da substância orgânica presente nos efluentes é quanto ao grau de biodegradabilidade. Dentre as diversas formas de matéria orgânica classificadas neste grupo, a de maior importância é a matéria orgânica rapidamente biodegradável (DQORB).

A DQORB é constituída por substância orgânica totalmente bioreagente, geralmente não tóxica, de baixo peso molecular e alto estado de oxidação. Esse tipo de substância orgânica é originado por compostos de origem natural derivados dos restos animais e vegetais e de descargas de efluentes domésticos (ATZORI, 2005).

Tais substâncias apresentam elevada velocidade de penetração através das membranas celulares sendo assimiladas mais rapidamente do que os demais compostos. A presença de DQORB acelera notavelmente o processo de desnitrificação e é fundamental para o processo de abatimento do fósforo (SANTORO, 2005).

“A matéria orgânica presente nos efluentes é uma característica de primordial importância, sendo a causadora do principal problema de poluição para os corpos d’água” (VON SPERLING, M., 2005).

► Poluição por Nutrientes

Os nutrientes são elementos químicos necessários ao crescimento biológico de microrganismos, plantas e animais, mas em excesso no ambiente, causam a degradação do ambiente hídrico.

Freqüentemente as águas subterrâneas e os ambientes hídricos lânticos (isto é, com lento ou escasso movimento de água, tais como as bacias artificiais, os lagos e algumas zonas costeiras marinhas) são contaminados por nutrientes constituídos, principalmente, de compostos nitrogenados e fosfatados (ATZORI, 2005).

Algumas das principais fontes de contaminação desses compostos são: as práticas agrônômicas como a fertilização e adubação; a utilização excessiva de produtos químicos como os detergentes que contêm fósforo (sob forma de fosfatos) e os despejos domésticos (*op. cit.*).

Apesar da importância dos nutrientes para o desenvolvimento de microrganismos aquáticos, o excesso dos mesmos, notadamente os nitratos e fosfatos, são os responsáveis pelo crescimento excessivo de organismos aquáticos tais como, algas e formas de vida superior, processo esse denominado de eutrofização, acarretando prejuízos e efeitos indesejáveis a determinados usos dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos (BRAGA *et al.*, 2002).

a) Nitrogênio: o nitrogênio é caracterizado por um ciclo biogeoquímico (transformação química do elemento) que envolve todos os constituintes do ambiente: a atmosfera, a hidrosfera, a litosfera (rochas e solos) e a biosfera (animal e vegetal) (ATZORI, 2005).

De acordo com os ensinamentos de Von Sperling, M. (2005), “dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, este se alterna entre várias formas e estados de oxidação, como resultado de diversos processos bioquímicos”.

As formas mais comuns e importantes de nitrogênio, bem como o nitrogênio total, que inclui as formas de nitrogênio orgânico (que consiste em uma mistura complexa de compostos incluindo aminoácidos, açúcares e proteínas); a amônia, o nitrito e o nitrato nos efluentes (METCALF; EDDY, 2003), são apresentadas na tabela 1 abaixo.

Tabela 1 – Formas predominantes do nitrogênio

Forma	Abreviação	Definição
Amônia	NH_3	NH_3
Íon Amônio	NH_4^+	NH_4^+
Nitrogênio Amoniacal	NAT	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$
Nitrito	NO_2^-	NO_2^-
Nitrato	NO_3^-	NO_3^-
Nitrogênio Inorgânico Total	$\text{NIT}^{(a)}$	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$
Nitrogênio Total Kjeldahl	$\text{NTK}^{(a)}$	$\text{Norg} + \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$
Nitrogênio Orgânico	Norg	$\text{NTK} - (\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+)$
Nitrogênio Total	NT	$\text{Norg} + \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$

Fonte: METCALF; EDDY, 2003.

^(a) Todas as espécies expressas em Nitrogênio

As formas mais importantes do oxigênio, do ponto de vista do grau de oxidação, são: a amônia e seu ácido conjugado e o íon amônio que são consideradas as formas mais reduzidas do nitrogênio. A forma mais oxidada é o íon nitrato, que existe em sais e soluções aquosas e ácido nítrico (BAIRD, 2002).

Os estados de oxidação comuns do nitrogênio em soluções aquosas e sais, em fase gasosa, são os apresentados na tabela 2.

Tabela 2 – Estados de oxidação comuns do nitrogênio

Estado de oxidação	Níveis crescentes de oxidação do nitrogênio						
	-3	0	+1	+2	+3	+4	+5
Soluções aquosas e sais	NH ₄ ⁺ NH ₃				NO ₂ ⁻		NO ₃ ⁻
Fase gasosa	NH ₃	N ₂	N ₂ O	NO		NO ₂	

Fonte: BAIRD, 2002.

Segundo Von Sperling, M. (2005), “o nitrogênio é um componente de grande importância em termos da geração e do próprio controle da poluição das águas”. Algumas formas de nitrogênio e suas consequências no ambiente são as seguintes:

- O nitrogênio presente na água fresca é combinado com a matéria protéica e uréia. A decomposição por bactérias transforma a forma orgânica em amônia (METCALF; EDDY, 2003);
- A idade do efluente é indicada pela quantidade relativa de amônia presente na água (METCALF; EDDY, 2003), processo conhecido como nitrificação; e,
- O nitrogênio na forma de amônia livre é diretamente tóxica aos peixes, enquanto que na forma de nitrato está associado a doenças como a metahemoglobina (VON SPERLING. M., 2005).

b) Fósforo: o fósforo é caracterizado por um ciclo biogeoquímico no qual a zona de reserva é representada pela litosfera (rochas, solo e sedimentos) (ATZORI, 2005).

Devido à explosão de algas que ocorre em águas superficiais, há muito interesse no controle da quantidade de compostos de fósforos que são despejados nas águas superficiais, provenientes de efluentes domésticos, industriais e escoamentos naturais (METCALF; EDDY, 2003).

As formas de fósforo encontradas nos efluentes domésticos, segundo a *International Association on Water Quality* (IAWQ) (1995 *apud* VON SPERLING, M., 2005), são as seguintes:

- **Inorgânica (polisfosfato e ortofosfato):** têm origem principal nos detergentes e outros produtos químicos domésticos. Os ortofosfatos podem se apresentar nas

formas de PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 , sendo diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples. “Já os polifosfatos são moléculas complexas com dois ou mais átomos de fósforos, átomos de oxigênio e, em alguns casos, átomos de hidrogênio combinados na complexa molécula” (METCALF; EDDY, 2003). Os polifosfatos sofrem hidrólises em soluções aquosas que são convertidos em formas de ortofosfatos, sendo um processo lento que ocorre no próprio sistema de coleta de esgoto; e,

- **Orgânica (ligada a compostos orgânicos):** origem fisiológica, mas podem ser constituintes importantes de efluentes industriais e lodos originários de estações de tratamento de efluentes.

3.2 ASPECTOS LEGAIS DOS RECURSOS HÍDRICOS

Desde seu aparecimento como espécie inteligente, o ser humano vem interferindo sistematicamente no meio ambiente, alterando-o cada vez mais graças ao desenvolvimento tecnológico, com grande influência, inclusive, na sobrevivência de outras espécies, que passaram a depender substancialmente das ações humanas (SANTOS, 1995).

Segundo SCALON (2004):

A tutela das águas, como bem essencial à vida na Terra, inicialmente teve caráter econômico e sanitário, vinculada apenas ao direito de vizinhança e de propriedade. Com a evolução da importância conferida a este bem outrora tido como ilimitado, agora, porém, sua extraordinária proteção se dá em virtude de sua escassez e da má utilização.

Os recursos hídricos no Brasil, no tocante aos aspectos legais, eram disciplinados pelo Código das Águas, instituído pelo Decreto Federal nº. 24.643, de 10 de julho de 1934, que previa a propriedade privada de corpos de água, assegurava o uso gratuito de qualquer corrente ou nascente e tratava os conflitos sobre o uso das águas como questões de vizinhança (LEITE, 2003).

Embora avançado para a época, o Código das Águas não foi complementado pelas leis e pelos regulamentos nele previstos, necessários para a completa aplicação de várias de suas disposições (*op. cit.*).

A abolição do domínio privado sobre os recursos hídricos tornando-os bens da União, foi possível graças ao advento da Constituição Federal de 1988, fazendo-se inserir no texto constitucional, um capítulo próprio que trata de questões relacionadas à proteção do ambiente natural, assim dispondo em seu art. 225, *caput*:

Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.
(...).

Antecedendo a Constituição Federal de 1988, nossos legisladores, já demonstrando preocupação com a degradação ambiental, instituíram a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), criando a Lei nº. 6.938, de 31 de agosto de 1981, dispondo sobre a PNMA, seus fins, mecanismos de formulação e aplicação.

De abrangência muito grande, a PNMA reza em seu art. 2º:

A Política Nacional do Meio Ambiente tem por objetivo a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar ao País, condições de desenvolvimento sócio-econômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana
(...).

Objetivando complementar o arcabouço legal existente, foram sancionadas a Lei nº. 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos. Essa lei estabeleceu um novo marco institucional no País, por incorporar princípios, normas e padrões de gestão de águas já aceito em vários outros países (BORSOI; TORRES, 1997).

De acordo com o Eminentíssimo Juiz do Tribunal Regional Federal, Vladimir Passos de Freitas (1997):

O grande objetivo dessa Lei foi o de unificar em um único sistema órgãos federais, estaduais e municipais, a fim de utilizar racionalmente os recursos hídricos e assegurar às atuais e futuras gerações a necessária disponibilidade de água. Ademais, reconheceu a água como bem econômico, determinando a cobrança por seu uso, devendo as quantias arrecadadas serem usadas na bacia hidrográfica em que foram geradas (art. 22).

No ano 2000, surge a Lei nº. 9.984, de 17 de julho de 2000, que dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas – ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, órgão responsável pela concessão de outorgas.

O enquadramento do corpo d'água em classes, segundo os usos preponderantes da água, visa estabelecer as metas de qualidade a serem atendidas em determinado espaço temporal (GEO BRASIL, 2007).

Segundo o art. 9º da Lei nº. 9.433/97, de acordo com GEO Brasil (2007), “o enquadramento objetiva assegurar às águas, qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição, mediante ações preventivas”.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005, dispôs sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento, bem como estabeleceu as condições e padrões de lançamento de efluentes dentre outras providências. Em seu capítulo II, art. 3º, onde trata da classificação dos corpos d'água, dispõe aquela norma legal, que as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade.

A resolução supracitada, ainda estabelece parâmetros físico-químicos para cada uma das classes, além de padrões para os lançamentos de efluentes nos corpos d'água.

Com relação à legislação sobre reuso de efluentes no Brasil, foi criada recentemente a Resolução nº. 54, de 28 de novembro de 2005, do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH), que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática do reuso direto não potável de água. O art. 3º da referida Resolução, reza que o reuso direto não potável de água, abrange as modalidades de reuso para fins urbanos, reuso para fins agrícolas e florestais, reuso para fins ambientais, reuso para fins industriais e reuso na aquicultura.

“Na prática, não existe uma legislação específica, definindo regras claras e padrões de qualidade para os diversos segmentos que podem desenvolver o reuso, como a indústria, a agricultura e o próprio meio urbano” (BIO, 2006). Entretanto, há muito que ser melhorado ainda, no campo legal, como uma política estabelecida, arcabouço legal e institucional, ou parâmetros estabelecidos para a prática de reuso de efluentes no Brasil (BERNARDI, 2003).

Atenção especial deve ser dada também, aos aspectos legislativos ambientais referentes aos recursos hídricos na Comunidade Européia, bloco político, econômico e social

com 27 Estados-Membros, dentre eles, a Itália, País no qual foi realizado o estágio para desenvolvimento do presente trabalho.

A Comunidade Européia, através da Diretiva nº. 91/271/CEE, de 21 de maio de 1991, especifica a eficiência mínima de remoção e as concentrações de demanda bioquímica de oxigênio de 5 dias (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos em suspensão totais para os efluentes de estações de tratamento de efluentes urbanos nos países membros da comunidade (VON SPERLING, M., 2005).

A Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, traça uma reforma fundamental da legislação européia em matéria de água, seja do ponto de vista de ação da tutela dos corpos hídricos como pelos aspectos administrativos e de gestão dos recursos (GAVASCI, 2007).

O principal objetivo da presente Diretiva (art. 1º) é estabelecer um quadro de ação comunitária para a proteção da água, sejam elas águas de superfície interiores, águas de transição, águas costeiras e águas subterrâneas, com o objetivo de prevenir uma maior deterioração da qualidade e quantidade dos recursos e permitir a realização de "bom estado" para todos os corpos d'água, até 2015 (*op. cit.*).

A primeira Lei referente às águas públicas, na Itália, foi criada no ano de 1933, em que a água era vista como reserva, sendo regulamentado seu uso e a capacidade de declará-la como bem público.

O primeiro importante passo no processo de tutela dos corpos hídricos superficiais foi a Lei nº. 319, de 10 de maio de 1976, mais conhecida como Lei Merli. A principal finalidade daquela norma foi disciplinar as descargas nos corpos hídricos superficiais.

Em 1999, com a promulgação do Decreto-Lei nº. 152/99, atualizado em 3 de abril de 2006, intitulado "Normas em Matéria Ambiental", a Itália transpôs duas importantes Diretivas da União Européia em matéria de coleta e tratamento de águas residuárias urbanas e à proteção da poluição das águas por nitratos de origem agrícola (GAVASCI, 2007). Esse decreto representou um passo decisivo rumo à implementação de um novo conceito de proteção dos corpos hídricos, estabelecendo normas obrigatórias de qualidade e de descarga nos corpos hídricos, a fim de proteger o ambiente dos efeitos adversos causados por descargas de águas residuárias. No art. 101 da referida Lei, encontram-se os critérios gerais da disciplina das descargas de águas residuárias.

No que se refere à reutilização da água, a Itália dispõe de um regulamento próprio para essa atividade, o qual dispõe de um elevado padrão de qualidade para a prática de reutilização da água residuária.

O Regulamento nº. 185, de 12 de junho de 2003, determina as normas técnicas para a reutilização das águas residuárias em atuação do art. 26, § 2, do Decreto-Lei nº. 152/99.

Em seu art. 1º traz os princípios e finalidades do presente regulamento, sendo um deles:

O presente regulamento estabelece as normas técnicas para a reutilização de águas residuárias domésticas, urbanas e industriais através da regulamentação das destinações de uso e dos relativos requisitos de qualidade, a fim da proteção qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos limitando a retirada de águas superficiais e subterrâneas, reduzindo o impacto dos despejos nos corpos hídricos receptores e favorecendo a economia hídrica mediante a utilização múltipla das águas residuárias.

(...)

A destinação de uso permissível das águas de reuso é tratada no art. 3º, e são destinadas a três usos, irrigação, civil e industrial, sendo o mesmo limite destinado aos três tipos de reuso de que trata o referido regulamento.

Exemplo de outro país que apresenta legislação na área de reuso de água são os Estados Unidos, mais precisamente nos estados da Califórnia e da Flórida, que possuem critérios específicos para reuso indireto planejado. As diretrizes ambientais são definidas pela Agência de Proteção Ambiental (*United States Environmental Protection Agency* - USEPA, 1992), e não advogam o reuso potável direto e nem trazem recomendações que levam a tal prática (LEITE, 2003).

3.3 REUSO DE ÁGUA

Embora ela seja cada vez mais reconhecida como uma das opções mais inteligentes e de relevante importância para a racionalização dos recursos hídricos, a técnica de reuso ainda depende da aceitação popular, aprovação mercadológica e vontade política para se efetivar como tecnologia sistemática (COSTA, 2007).

Entende-se por reuso de água o aproveitamento do efluente após uma extensão de seu tratamento, com ou sem investimentos adicionais (*op. cit.*).

Desde os anos sessenta, diversos países têm investido intensivamente em diferentes formas de reaproveitamento das águas servidas e/ou menos exigentes em termos de qualidade (COSTA; BARROS JUNIOR, 2005). Um exemplo de país que investiu em forma de reaproveitamento de água foi a Namíbia, no ano de 1968. Esse é o primeiro caso de reuso potável direto divulgado tecnicamente, em que as águas recuperadas foram utilizadas com êxito para o abastecimento de água potável desse município (FELIZZATO, 2003).

De acordo com a Universidade da Água – UNIÁGUA (2005 *apud* COSTA, 2007), de maneira geral, o reuso da água pode ocorrer de forma direta ou indireta, decorrentes de ações planejadas ou não, sendo:

► **Reuso indireto não planejado da água:** é quando o esgoto, após ser tratado ou não, é lançado em um corpo hídrico (lago, reservatório ou aquífero subterrâneo) onde ocorre a sua diluição e após um tempo de detenção, este mesmo corpo hídrico é utilizado como manancial, sendo efetuada a captação, seguida de tratamento adequado e posterior distribuição da água. Desta forma, o reuso indireto não planejado ocorre de maneira intencional e não controlada;

► **Reuso indireto planejado da água:** ocorre quando o efluente tratado é descarregado de forma planejada nos corpos de águas superficiais ou subterrâneos, não poluído, para serem utilizados a jusante, de maneira controlada, no atendimento de algum benefício;

► **Reuso direto planejado da água:** ocorre quando os efluentes, depois de tratados, são encaminhados diretamente de seu ponto de descarga até o local do reuso, não sendo descarregados no meio ambiente. É o caso de maior ocorrência, com destino à indústria ou à irrigação; e,

► **Reciclagem de água:** é o reuso interno de água, antes de sofrer qualquer tipo de tratamento ou ir para descarte. A reciclagem funciona como fonte suplementar de abastecimento do uso original e é um caso particular do reuso direto planejado.

O reuso da água, segundo Costa (2007), pode destinar-se para os devidos fins:

► **Reuso urbano:** o esgoto de origem essencialmente doméstica, ou com características similares, facilita a viabilização do seu reuso para fins urbanos. Por motivos de segurança à

saúde pública, este esgoto deve ser reutilizado para os chamados “fins menos nobres”, ou seja, que não exigem qualidade de água potável, tais como irrigação dos jardins, lavagem de pisos e dos veículos automotivos, na descarga de vasos sanitários, manutenção paisagística, etc. O reuso urbano para fins potáveis (serviço de abastecimento público de água) ocorre em localidades onde há escassez crônica da água e esta tecnologia se apresenta como a única solução adequada;

► **Reuso agrícola:** face à grande vazão utilizada na área agrícola, especial atenção deve ser atribuída ao reuso como fonte alternativa para a agricultura. A aplicação das técnicas do reuso para fins agrícolas, se bem projetadas, proporcionam grandes vantagens sejam elas técnicas, econômicas e ambientais, dentre elas, a racionalização do uso da água bruta, economia de fertilizantes, controle da poluição e dos impactos ambientais, etc. Para o reuso de efluentes na irrigação, é necessário que se conheçam os parâmetros físicos e químicos do efluente, parâmetros microbiológicos e parasitológicos, dados da eficiência do tratamento a ser adotado, tipo de irrigação proposta e condições de projeto.

Mantendo-se os devidos cuidados e o controle de qualidade, o esgoto possui nutrientes suficientes para atender às necessidades de diversas culturas. Esta característica aliada a um tratamento eficiente possibilita seu aproveitamento na agricultura.

► **Reuso industrial:** a técnica de reuso no setor industrial já é aplicada, mas ainda associada a iniciativas isoladas, a maioria das quais, dentro do setor privado. Na indústria, de modo geral, a água pode ser aplicada tanto como matéria-prima (compondo, com outras substâncias, o produto final), ou como meio de transporte, agente de limpeza, em sistema de refrigeração, como fonte de vapor e como produção de energia, entre outras aplicações. Na construção civil, é possível fazer a reutilização da água para a preparação e cura de concreto, compactação do solo etc.

A escolha do processo de tratamento a ser aplicado vai variar de projeto para projeto e requer a avaliação da qualidade da água necessária para cada processo.

No Brasil, a prática da gestão dos recursos hídricos, conservação e reuso da água é ainda incipiente. A prática do reuso, por exemplo, tem cerca de 10 anos. Essa questão esbarra na cultura de abundância do território nacional (BIO, 2006).

A título de exemplo, a Sabesp (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), vem adotando a prática de reuso de água desde a década de 80 em suas próprias

instalações para a limpeza de equipamentos ou manutenção de suas áreas. Hoje são aproveitados 780 milhões de litros de água por mês. Como existe um excedente na produção, a empresa estendeu a alternativa às empresas. A “Coats Correntes” foi a pioneira e, desde 1997, aproveita a água de reuso no tingimento das linhas. Além da indústria citada, seis prefeituras da Região Metropolitana de São Paulo também utilizam o produto para efetuar a limpeza pública (SABESP, 2008).

Cerca de 80% da água que chega ao consumidor final no Brasil se transformam em esgotos domésticos ou industriais. Com poucos investimentos, 60% disso poderiam ser tratados e reutilizados em atividades econômicas que dispensam água potável, como a agricultura, processos industriais, lavagem de ruas etc. (BIO, 2006).

3.4 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES PARA FINS DE REUSO DE ÁGUA

O tratamento de esgoto sanitário se deve à combinação de operações unitárias físicas, químicas e biológicas. Esses processos, de certa maneira, reproduzem os processos naturais que ocorrem em um corpo d'água após o lançamento de despejos. Em uma estação de tratamento de esgotos, os mesmos fenômenos básicos ocorrem, mas a diferença é que há em paralelo a introdução de tecnologias. Essas tecnologias têm como objetivo fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas (controle da eficiência) e em taxas mais elevadas (solução mais compacta) (VON SPERLING, M., 1996).

O aprimoramento das tecnologias das operações físicas, químicas e biológicas no processamento de água e águas residuárias durante o início do século XX, especificamente a partir de 1960, conduziu para a *Era da Recuperação, Reciclagem e Reuso das Águas Residuárias* (FELIZZATO, 2003).

Para termos de elucidação, serão apresentados a seguir os quatro níveis tratamento de efluentes existentes e os principais poluentes removidos em cada nível.

► **Tratamento prévio ou preliminar:** equivale à primeira fase de separação dos sólidos e tem como objetivo apenas a remoção dos sólidos grosseiros (materiais de maiores dimensões), predominando os mecanismos físicos como grades, caixa de areia e/ou tanques de remoção de óleos e graxas (VON SPERLING, M., 2005);

► **Tratamento primário:** visa a remoção de sólidos sedimentáveis e, em decorrência, parte da matéria orgânica (associada à matéria orgânica componente dos sólidos em suspensão sedimentáveis), predominando o mecanismo físico (VON SPERLING, M., 2005);

► **Tratamento secundário:** trata-se da remoção de matéria orgânica biodegradável e eventualmente nutrientes (nitrogênio e fósforo), predominando o mecanismo biológico aeróbio (oxidação) ou anaeróbios seguidos da sedimentação final (secundária) (VON SPERLING, M., 2005; COSTA, 2007). Existem vários tipos de tratamento biológico dentre eles: lodos ativados e suas variantes, filtros biológicos, lagoa de estabilização, biodiscos etc. (COSTA, 2007,); e,

► **Tratamento terciário ou avançado:** é constituído de tratamento físico-químico e tem como objetivo a remoção de poluentes específicos (usualmente tóxicos, como metais pesados, ou compostos não biodegradáveis) ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário (nutrientes, organismos patogênicos, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos, sólidos em suspensão remanescentes) (COSTA, 2007; VON SPERLING, M., 2005).

O tratamento necessário para a recuperação de águas residuárias está intimamente relacionado com as especificações de aplicação de reuso associado à qualidade de água requerida. Os sistemas de tratamento envolvem a aplicação de processos de separação de misturas do tipo sólido-líquido e, também, a desinfecção (COSTA; BARROS JUNIOR, 2005). A seguir, são apresentados alguns exemplos de tratamento terciário.

► **Carvão ativado:** muito utilizado no tratamento avançado de esgoto, é um material poroso, de origem natural, que possui grande área superficial interna (500 a 1500 m²/g) desenvolvida durante a ativação por técnicas de oxidação controlada (COSTA, 2007). Existem duas formas de aplicação: a granular, mais utilizada em tratamento avançado de esgotos, e a em pó, adicionado diretamente à água que é submetida à agitação e à filtração, não sendo necessários grandes investimentos (MANCUSO, 2003).

Uma das grandes aplicações do carvão ativado é o tratamento das águas potáveis e industriais e de efluentes líquidos. Os carvões pulverizados e granulados são empregados para a eliminação da cor, turbidez, odor, sabor, pesticidas e outros poluentes. São utilizadas também para a decoloração de águas com alto teor de cloro (COSTA, 2007);

► **Ozonização:** a ozonização é um processo amplamente utilizado na Europa, nos processos de desinfecção de água potável (MANCUSO, 2003). O ozônio (O_3), é um gás instável nas condições normais de pressão e temperatura, que ocorre na natureza. Em solução aquosa, seu tempo de vida médio é de cerca de 165 minutos em água destilada a 20°C, porém sua solubilidade é treze vezes maior do que a do oxigênio (COSTA, 2007).

Seu forte poder oxidante o torna bastante efetivo como germicida, destruindo virtualmente 100% dos vírus, bactérias e outros patógenos presentes no esgoto, dependendo do grau de pré-tratamento, dose e tempo de contato (MANCUSO, 2003).

No tratamento de efluentes líquidos com ozônio, deve-se atentar para a temperatura máxima de operação, pois a taxa de decomposição de ozônio se torna elevada acima de 55°C (COSTA, 2007). Em sistemas de reuso, a utilização do ozônio é indicada em aplicações em que são desejáveis altos níveis de desinfecção, incluindo a destruição de vírus cloro resistentes e cistos. Também é indicado onde se deseja controlar a formação de compostos organoclorados (MANCUSO, 2003); e,

► **Evaporação:** é uma técnica utilizada para a separação de sólidos dissolvidos de uma corrente líquida, através da evaporação do solvente e concentração dos sólidos na fase líquida, reduzindo bastante o volume da solução inicial. A evaporação é obtida através de transferência de calor de um meio aquecido, normalmente vapor d'água, para a corrente de alimentação do evaporador (COSTA, 2007).

Dependendo do efluente a ser tratado, o evaporador recupera de 95 a 99% da água com uma pureza superior a 10 ppm e sólidos totais dissolvidos. A DBO normalmente fica abaixo dos limites de detecção dos métodos analíticos e a DQO abaixo de 30 ppm (*op. cit.*).

Conforme já mencionado anteriormente, os processos de tratamento de efluentes podem ocorrer com uma variedade de combinações de operações unitárias, sendo elas físicas, químicas ou biológicas, podendo atuar separadamente ou simultaneamente (MECALF; EDDY, 2003; VON SPERLING, M., 2005), como é o caso do processo de ciclos alternados em biorreator a membrana (CA-BRM).

A conjugação do processo biológico de degradação com a separação de sólidos por membranas é um desenvolvimento relativamente recente. Nos últimos 10 anos, muito se tem publicado sobre o processo, suas aplicações e mais recentemente, sobre a otimização dos sistemas, mostrando que padrões

extremamente rígidos de qualidade podem ser atingidos (CERQUEIRA; MONTALVÃO; ROCHA, 2005).

O processo de ciclos alternados em biorreator a membrana combina o processo de tratamento secundário por lodos ativados e a filtração por membrana, também processo de tratamento terciário, em um biorreator. Cada processo componente do sistema de CA – BRM serão explicados nos próximos itens, para posteriormente, ser explanado o processo de ciclos alternados.

3.4.1 Processo de Filtração por Membrana

O uso de membranas semipermeáveis no campo da depuração de água é relativamente recente (MANCUSO, 2003).

Os processos envolvendo filtração por membrana são considerados tratamento avançado de água e são definidos como tratamentos adicionais necessários para a remoção de constituintes suspensos, coloidais e dissolvidos que permanecem após o tratamento secundário convencional (METCALF; EDDY, 2003). Esses constituintes variam desde íons inorgânicos relativamente simples tais como cálcio, potássio, sulfato, nitratos e fosfatos, a um número crescente de compostos orgânicos sintéticos altamente complexos (METCALF; EDDY, 2003).

As principais tecnologias para a remoção de constituintes suspensos por meio da filtração por membranas, segundo COSTA (2007), são:

► **Macrofiltração:** eficiente para a remoção de partículas maiores do que 1,0 μm . A macrofiltração ocorre pela passagem da corrente de alimentação em uma direção perpendicular ao meio filtrante (areia, carvão, antracito etc.), sendo que todo o fluxo atravessa este meio filtrante criando uma única corrente de saída. O leito é formado por partículas maiores na camada superior e vai sendo reduzido progressivamente o tamanho até atingir o mínimo na camada inferior; e,

► **Filtração tangencial com membranas:** empregadas para a remoção de partículas com tamanho inferior a 1,0 μm são utilizados sistemas de separação por membranas com método de filtração tangencial, onde a corrente de alimentação é pressurizada e flui paralelamente à

superfície da membrana. Os principais tipos de membranas pertencentes a esse grupo são as de microfiltração, ultrafiltração e nanofiltração.

O processo de separação por meio de membrana semipermeável é utilizado para a separação de soluções em água. O mecanismo de separação ocorre da seguinte maneira: o solvente passa através de seus poros em decorrência de uma força, designada força motriz, que comanda o processo, separando parte de suas impurezas originais na forma de concentrado, enquanto que na saída do reator se obtém um fluxo de água tratado denominado permeado ou filtrado, conforme visualizado na figura 1 (MANCUSO, 2003).

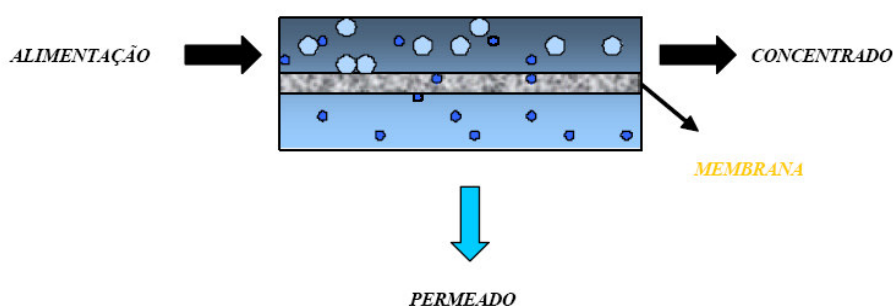


Figura 1 – Esquema do processo de filtração por membranas
Fonte: ALVES, 2006

O tipo de membrana utilizada, o método de aplicação dessa força, que é decorrente do gradiente de potencial químico e/ou elétrico entre os dois lados na membrana e as características da água, determina o tipo de impureza a ser removida e a eficiência de remoção (MANCUSO, 2003).

De maneira geral, os processos de filtração por membranas são classificados com base na dimensão das partículas que se deseja separar. Visando focalizar o trabalho, será dada atenção aos processos de filtração tangencial, ou seja, membranas de nanofiltração (NF), ultrafiltração (UF) e microfiltração (MF), detalhados a seguir.

- **Microfiltração:** as membranas de MF são as mais numerosas no mercado e são comumente confeccionadas em polipropileno, acrilonitrilo, nylon e politetrafluoretileno (METCALF; EDDY, 2003). A força motriz que rege o mecanismo de filtração é a pressão, o mecanismo de separação é por peneiramento e os poros são caracterizados como macroporos, ou seja, poros com diâmetros

superiores a 50 nm. A pressão de operação é da ordem de 0,5 a 5,0 kg/cm² e a principal aplicação para esse tipo de filtração é a clarificação (MANCUSO, 2003);

- **Ultrafiltração:** alguns autores referem-se à UF como uma operação de clarificação e desinfecção por membrana, meios porosos que permitem a rejeição de solutos maiores (macromoléculas), e de vários tipos de microrganismos, como vírus e bactérias (MANCUSO, 2003). Assim como no processo de MF, a força motriz no processo de UF é o gradiente de pressão, com mecanismo de separação por peneiramento, poros com dimensões entre 2 e 50 nm, denominados mesoporos. Como solutos com baixos pesos moleculares não são retidos, a pressão osmótica não é um fator importante, trabalhando com baixas pressões operacionais entre 0,5 a 5,0 kg/cm² (MANCUSO, 2003); e,
- **Nanofiltração:** é essencialmente indicada para o abrandamento de água, na remoção de íons multivalentes (cálcio e magnésio) e, mais recentemente, no controle de substâncias orgânicas presentes na água. Assim como nos processos de MF e UF a força motriz também é a pressão, o diâmetro dos poros são inferiores a 2 nm. Como consequência, as pressões usadas na NF são, tipicamente, entre 5 e 15 kg/cm² (MANCUSO, 2003).

Para serem empregadas no tratamento de efluentes, as membranas são acomodadas em módulos industriais e, de acordo com Metcalf e Eddy (2003), os principais módulos são: módulos em espiral, módulos tubulares, módulos placas planas e fibras ocas.

Do ponto de vista operacional, os elementos chave de qualquer processo de filtração por membrana referem-se à influência dos seguintes parâmetros, referente ao fluxo global do permeado:

- **Pressão Transmembrana:** é a diferença de pressão aplicada do lado da suspensão a ser filtrada e pressão do lado do permeado, determinando a passagem do mesmo através da membrana (ANDREOTTOLA *et al.*, 2003);
- **Resistência:** a resistência representa fisicamente a resistência oposta da membrana limpa à filtração de água pura (ANDREOTTOLA *et al.*, 2003). A resistência das

membranas é regida pelas seguintes características: pela composição (material) pelo qual a membrana é composta e principalmente pelo tamanho dos poros, pela superfície porosa (porcentagem da superfície coberta pelos poros) e a espessura da membrana (JUDD, 2006);

- **Tipo de filtração:** as filtrações podem ser de dois tipos, a convencional ou frontal clássica (do inglês *dead-end*) e a filtração fluxo cruzado ou tangencial (do inglês *crossflow*), já comentada anteriormente. Na filtração convencional, “a solução ou suspensão problema é pressionada contra a membrana e, considerando-se que a membrana é seletiva ou parcialmente seletiva aos compostos, haverá a retenção de substâncias sobre a superfície, formando-se uma camada polarizada” (VIANA, 2004);

- **Limpeza física e química das membranas:** para todos os tipos de membranas devem ser previstos ciclos de limpeza para a remoção de materiais depositados sobre a mesma. A limpeza das membranas pode ocorrer por meio de dois métodos, físico ou químico.

A limpeza física é normalmente alcançada por meio do processo de retrolavagem (do inglês “*backflushing*”). O permeado é amostrado do tanque de armazenamento, por meio da inversão de fluxo. “Isto é possível por meio da aplicação de pressão no lado do permeado da membrana através de um mecanismo de retropulsão, onde o líquido, ao ser forçado a passar na direção oposta do filtrado, remove a camada de gel na superfície da membrana” (CAKL *et al.*, 2000 *apud* PEGRIN, 2004). Outro método considerado de limpeza física é o relaxamento (em inglês, *relaxation*), o qual simplesmente cessa a filtração enquanto ocorre a aeração da membrana com bolhas de ar. Essas duas técnicas podem ser usadas conjuntamente (JUDD, 2006).

A limpeza química é realizada por meio de ácidos, bases ou produtos oxidantes, como por exemplo, a soda cáustica ou hipoclorito de sódio, sendo este último, o produto mais utilizado em sistemas de biorreator a membrana, e podem ser realizados no local, conhecida também como *in loco* ou pode ser realizada *ex loco*, limpeza realizada fora do biorreator (JUDD, 2006).

Os ciclos de limpeza química ocorrem em intervalos de semanas a meses dependendo da gravidade do problema de colmatção (incrustação da membrana). Cada ciclo apresenta uma duração que varia de 45 minutos a 24 horas, dependendo

da dificuldade de remoção do biofilme e/ou do material precipitado e, normalmente, restaura os fluxos das membranas para valores próximos do fluxo inicial (PEGRIN, 2004).

Em muitos casos, o uso de somente um reagente químico não recupera inteiramente o fluxo, sendo vantajoso utilizar uma combinação de reagentes em seqüência. Se a incrustação for considerada orgânica, em filtração de lodos biológicos em membranas de UF, faz-se uso de produtos de limpeza capazes de remover bactérias e substâncias a serem metabolizadas. O hipoclorito de sódio é geralmente utilizado para a remoção de incrustações orgânicas (algas, bactérias e colóides orgânicos). A utilização de ácido cítrico permite a remoção de sais orgânicos como óxidos de ferro e manganês. Normalmente, a lavagem com ácido cítrico é necessária quando a água tratada contém um elevado teor de ferro e/ou dureza (BONACCI, 2006); e,

- **Controle da colmatação (*fouling*):** a colmatação é o fenômeno responsável por provocar queda no desempenho da membrana com o tempo, quando se trabalha com uma suspensão ou solução e suas conseqüências são total ou parcialmente irreversíveis (VIANA, 2004).

3.4.2 Processo de Tratamento por Lodos Ativados

Amplamente utilizado a nível mundial, o sistema de lodos ativados é empregado para o tratamento de despejos domésticos e industriais, em situações que são necessárias uma elevada qualidade do efluente e reduzidos requisitos de área (VON SPERLING, M., 2005).

Os autores, Jordão e Pessoa (1995) atribuem o seguinte conceito ao processo de lodos ativados:

No processo de lodos ativados o esgoto afluente e o lodo ativado são intimamente misturados, agitados e aerados (em unidades chamadas tanques de aeração), para logo após separar os lodos ativados do esgoto tratado (por sedimentação em decantadores). O lodo ativado separado retorna para o processo ou é retirado para tratamento específico ou destino final, enquanto o esgoto já tratado passa para o vertedor do decantador no qual ocorreu a separação.

Por definição, o processo de tratamento de lodos ativados consiste em três componentes básicos, de acordo com Metcalf e Eddy (2003) e Von Sperling, M. (2005), sendo:

- O reator, local em que os microrganismos responsáveis pelo tratamento (remoção da matéria orgânica e, em determinadas condições, da matéria nitrogenada) são mantidos em suspensão e aerados;
- Separação sólido-líquido, usualmente realizado em tanques de sedimentação, denominado decantador secundário. No decantador secundário ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), permitindo um efluente final clarificado; e,
- Um sistema de retorno dos sólidos ao reator. Os sólidos sedimentados no fundo do decantador secundário são recirculados para o reator, aumentando a concentração de biomassa no mesmo, o que é responsável pela elevada eficiência do sistema.

Numerosos processos e configurações têm envolvido os três componentes básicos, acima citados. As modificações nas configurações dos lodos ativados têm ocorrido recentemente, há cerca de 10 ou 20 anos, destinadas, principalmente à remoção eficaz de nitrogênio e fósforo (METCALF; EDDY, 2003). Um exemplo dessas modificações é a utilização da tecnologia das membranas para o tratamento de águas com fins de reutilização, processo já explicado no subcapítulo anterior e, mais recentemente, para o uso em reatores com biomassa suspensa para tratamento de efluentes (*op. cit.*).

No tratamento convencional de lodos ativados, a separação da biomassa do efluente tratado se baseia na sedimentação dos flocos de microrganismos. As condições operacionais devem ser tais que produzam flocos suficientemente grandes para decantar. Se, entretanto, a sedimentação puder ser substituída pela filtração por membrana, a necessidade de formação adequada de flocos é eliminada e uma população altamente ativa pode ser mantida no biorreator, independentemente de sua capacidade de floculação (CERQUEIRA; MONTALVÃO; ROCHA, 2005).

Dentre as diversas variantes do processo de lodos ativados, de acordo com Mancuso (2003), destacam-se:

- **Sistema convencional (fluxo contínuo):** os tanques de aeração são projetados para trabalharem em fluxo pistão (*plug flow*) com introdução contínua de ar ao longo de

seu comprimento. Essa introdução de ar pode ser feita de forma não uniforme, ou seja, maior no início do tanque onde a demanda de oxigênio é maior, e menor no fim do tanque;

- **Reatores de mistura completa (fluxo contínuo):** esses reatores são projetados de forma que o afluente e o retorno do lodo, proveniente do decantador secundário, sejam introduzidos em toda a massa líquida, o que garante uma demanda uniforme em todo o reator, tornando o processo mais estável com relação às cargas de choque;
- **Reator pistão (fluxo contínuo):** uma variação desse sistema pistão é a chamada aeração escalonada. Nesse processo, o afluente é introduzido no reator em vários pontos ao longo de seu comprimento, o que resulta numa utilização mais eficiente do oxigênio administrado; e,
- **Aeração prolongada:** caracterizada por longos períodos de aeração e altas concentrações de sólidos em suspensão no tanque de aeração para garantir respiração endógena e um efluente altamente nitrificado.

E ainda, segundo Von Sperling, M. (2005), outra variante do processo de lodos ativados é o reator seqüencial batelada, com operação em fluxo intermitente.

O princípio dessa operação consiste na incorporação de todas as unidades, processos e operações normalmente associados ao tratamento convencional de lodos ativados (decantação primária, oxidação biológica, decantação secundária e bombeamento do lodo), em um único tanque, em que os processos e operações passam a ser simplesmente seqüências no tempo, e não unidades separadas como ocorre nos processos convencionais de fluxo contínuo (VON SPERLING, M., 2005).

Outra configuração/modificação desenvolvida no processo de lodos ativados são os chamados “processo de câmaras seletoras” ou “seletor”. Os “seletores” são incluídos na cabeceira do tanque de aeração favorecendo uma zona de mistura do esgoto afluente e do lodo ativado recirculado, antes do corpo principal do reator, com condições particulares de aeração e agitação. Esse tipo de modificação tem como característica selecionar a população microbiana não filamentosa, capaz de favorecer as condições de sedimentação do lodo (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

Estudos e pesquisas realizados demonstram que os organismos seletores consomem o substrato orgânico (em termos de DQO solúvel, por exemplo) muito mais rápido que os organismos típicos de um sistema de mistura completa convencional [...]. As pesquisas realizadas mostraram que as condições do ambiente na zona inicial da câmara seletora são tais que formam uma seqüência em que as bactérias são primeiramente sujeitas a condições de fartura de alimentação (elevada relação alimento/microrganismo – A/M), passando em seguida para condições de exaustão (baixa relação A/M no reator principal). Nessas condições o fenômeno seletor ocorre, desenvolvendo nas bactérias seletoras a facilidade de rapidamente acumular o substrato, o que não acontece com os organismos filamentosos [...], minimizando a presença dos organismos geradores do “*bulking*” (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

O processo de tratamento de águas residuárias por lodos ativados é bastante flexível, podendo ser combinado com outros quando se deseja tratamento com alta eficiência, razão pela qual é incorporada em vários sistemas de reuso existente (MANCUSO, 2003).

A eficiência do processo de tratamento por lodos ativados, de acordo com Von Sperling, M. (1997), pode ser influenciada por alguns parâmetros, dentre eles encontram-se:

- **Recirculação do lodo:** a recirculação do lodo, em processos de lodos ativados, tem a finalidade de aumentar a concentração de lodo no reator, o que conseqüentemente, acarretará em uma maior assimilação de DBO. Essa recirculação tem também o importante papel de elevar o tempo médio de permanência dos microrganismos no sistema;
- **Tempo de detenção hidráulica:** é a relação entre o volume de líquido no sistema e o volume de líquido retirado do sistema por unidade de tempo;
- **Tempo de residência celular:** também chamado de idade do lodo, é a relação entre a massa de sólidos do sistema e massa de sólidos retiradas do sistema por unidade de tempo; e,
- **Relação alimento/microrganismo:** já comentada acima, essa relação baseia-se no conceito de que a quantidade de alimento ou substrato disponível por unidade de massa dos microrganismos é relacionada com a eficiência do sistema.

3.4.3 Biorreator a Membrana

Considerada uma das tecnologias emergentes no tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, os biorreatores a membrana consistem da união de um tratamento biológico, normalmente lodos ativados (também chamado de biomassa suspensa), e um processo de separação física: microfiltração ou ultrafiltração por membranas (URBAIN *et al.*, 1994 *apud* PROVENZI, 2005).

No processo de biorreator a membrana (BRM, ou *membrane biological reactor*, MBR, na literatura inglesa), a separação de sólidos é feita por módulos de membranas de microfiltração ou de ultrafiltração. O permeado, ou seja, o efluente tratado pela membrana, normalmente apresenta qualidade suficiente para reuso sem restrições humanas (CERQUEIRA; MONTALVÃO; ROCHA, 2005).

Estudos recentes têm mostrado que os biorreatores a membrana têm capacidade de remover DQO, DBO, sólidos suspensos, bem como metais pesados e micropoluentes orgânicos, de modo a se obter água com fins de reutilização, conforme já mencionado anteriormente (FATONE *et al.*, 2005).

“Os primeiros biorreatores a membrana foram desenvolvidos para uso comercial nos Estados Unidos no final dos anos 70 e, no Japão, no início dos anos 80”, embora os números não sejam precisos, há entre 1000 e 2000 instalações atualmente [...] (SUTHERLAND, 2007).

Os maiores custos quando comparados aos sistemas convencionais tem impedido a rápida difusão da tecnologia BRM, mas este cenário vem apresentando mudanças graças à difusão dessa tecnologia ocorrida nos últimos anos, principalmente por apresentar elevadas concentrações de biomassa no reator (4 a 5 vezes mais elevada quando comparada com o processo de lodos ativados convencionais) (FATONE *et al.*, 2005).

A partir do ano 2000, houve um notável desenvolvimento de estações de tratamento de médio e grande porte ($> 2000 \text{ m}^3/\text{d}$) para o tratamento municipal de água de despejo na Europa (MELIN *et al.*, 2006 *apud* BONACCI, 2006). Até o momento, a maior parte dos BRM para tratamento de água municipal não excede a uma vazão de tratamento de $10.000 \text{ m}^3/\text{d}$ (FATONE *et al.*, 2007).

A capacidade de eliminação da clarificação secundária, ou seja, da unidade de sedimentação secundária e a operação com elevadas concentrações de SSTA (Sólidos em Suspensão no Tanque de Aeração, termo em inglês representado por MLSS – “*Mixed Liquor Suspended Solids*”), oferecem as seguintes vantagens aos sistemas BRM, segundo Metcalf; Eddy (2003):

- Elevado TRS (tempo retenção dos sólidos) que, de acordo com os autores Ng; Hermanowicz (2005), esse tempo pode variar de 25 a 3500 dias, resultando em menor produção de lodo;
- Operação com baixa concentração de oxigênio dissolvido com potencial simultâneo para nitrificação-desnitrificação [...];
- Elevada qualidade do efluente em termos de baixo nível de turbidez, bactérias, sólidos suspensos totais e demanda bioquímica de oxigênio;
- Menor espaço requerido para o tratamento de efluentes, e;
- Elevada concentração de sólidos suspensos no reator podendo atuar numa escala de 8000 a 12000 mg/L (NG; HERMANOWICZ, 2005).

As principais desvantagens com relação à utilização dos sistemas BRM, ainda segundo Metcalf e Eddy (2003), são:

- Elevado custo de implementação;
- O tempo de vida limitado das membranas;
- Custo elevado com relação à substituição periódica das membranas;
- Elevados custos energéticos; e,
- Necessidade de controle de colmatação nas membranas (*fouling*).

Um exemplo de propagação da tecnologia BRM, segundo o site MBR Network (2007), está ocorrendo na Europa, com o incentivo do governo europeu e cerca de 50 companhias européias e internacionais, para a promoção do desenvolvimento da tecnologia BRM em que a Comissão Européia (CE) está financiando uma parcela dos quatro projetos dedicados à pesquisa, desenvolvimento, capacitação e transferência de tecnologia a processos promissores de tratamento de efluentes.

A tecnologia de biorreator a membrana apresentam duas configurações básicas, segundo Metcalf e Eddy (2003), sendo:

- **Biorreator integrado que utiliza membranas submersas no biorreator:** os sistemas de biorreatores integrados apresentam as membranas imersas diretamente no reator de lodos ativados, conforme apresentado na figura 2. As membranas são montadas em

módulos os quais apresentam apoio para a estrutura das mesmas, conexões para a alimentação de entrada e saída e uma estrutura global de apoio. As membranas, que podem ser de fibras ocas ou placas planas, são instaladas na parte baixa do biorreator e são submetidas a um vácuo (pressão < 50 kPa) que determina a passagem da água (permeado) através da membrana enquanto detém os sólidos no interior do reator.

Para manter limpa a parte externa das membranas (controle da colmatagem) se faz uso de ar comprimido que é introduzido por meio de um coletor de distribuição situado na base do módulo da membrana. A injeção de bolhas de ar (grandes ou médias) em direção à superfície produz uma ação abrasiva na superfície das membranas além de fornecer oxigênio com o objetivo de manter condições aeróbicas.

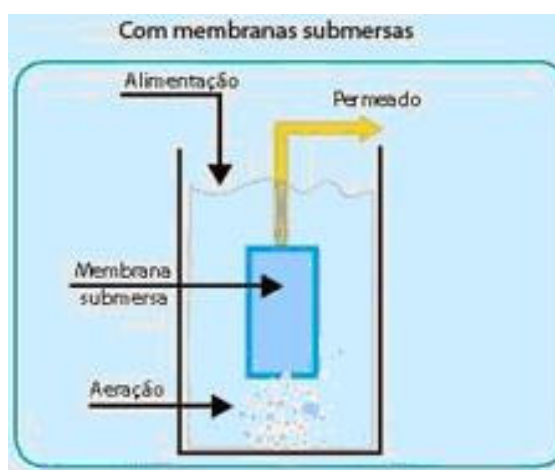


Figura 2 – Biorreator com membrana submersa
Fonte: FURTADO, 2007

- **Biorreator que utiliza o módulo de membranas externas ao compartimento biológico:** nesse sistema, as membranas, que podem ser tubulares ou placas planas e o biorreator são entidades físicas separadas (Figura 3). A passagem do líquido de uma unidade a outra ocorre por meio de uma bomba com recirculação da biomassa e os sólidos são detidos no reator. “A velocidade tangencial no módulo promove a turbulência próxima à membrana necessária para arrastar as partículas sólidas que tenderiam a se depositar sobre a superfície da membrana” (VIANA, 2004).

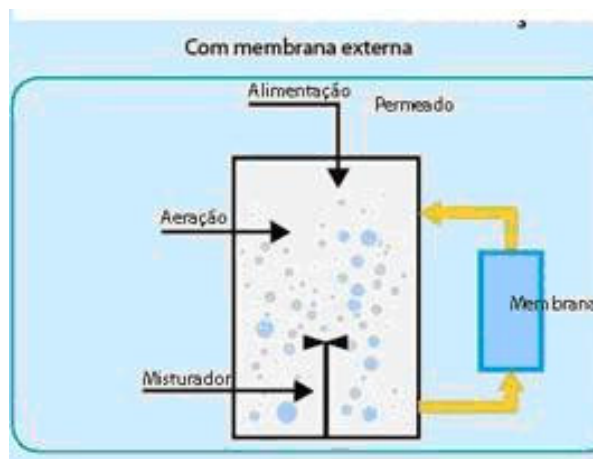


Figura 3 – Biorreator com membrana externa
Fonte: FURTADO, 2007

Apesar do aumento, em número e em capacidade de tratamento, de instalações de biorreatores a membrana em escala real, a prática de arranjo e operações em BRM ainda não são consolidadas. A configuração dos BRM é uma questão-chave para a otimização do desempenho e dos custos de operação e gestão dos mesmos (FATONE *et al.*, 2008).

A remoção biológica de carbono e nutrientes podem ser realizadas de várias formas. Entre os esquemas com biomassa suspensa encontram-se os processos que apresentam várias zonas (aeróbicas, anóxicas ou anaeróbicas) e esquemas sequenciais são aplicados com sucesso em estações de tratamento em escala real (*op. cit.*).

Até o presente momento, diversos estudos com possibilidade de aeração intermitente em lodos ativados em biorreator a membrana tem sido desenvolvido. Nesse contexto, é que se encaixa o processo de ciclos alternados acoplados em biorreator a membrana, processo apresentado no próximo capítulo.

3.5 PROCESSO DE CICLOS ALTERNADOS EM BIORREATOR A MEMBRANA

Os processos alternados com aeração intermitente são automaticamente controlados por meio de sinais *on-line*, ou seja, sondas, e são conhecidos por serem métodos confiáveis e de baixo consumo energético, que têm sido adotados com sucesso desde o início dos anos 90 em estações de tratamento de efluentes convencionais (FATONE *et al.*, 2008).

Dentre os processos que alternam fases de nitrificação (aeróbica) e desnitrificação (anóxica) para a remoção biológica do nitrogênio e, eventualmente, do fósforo, de acordo com Metcalf e Eddy (1991), tem-se:

- **O Processo Bardenpho (quatro estágios):** esse processo utiliza tanto o carbono nos efluentes não tratados quanto o carbono endógeno para alcançar a desnitrificação. Zonas de reação separadas são usadas para a oxidação do carbono, nitrificação e desnitrificação anóxica [...]. Uma modificação do processo (adição de cinco estágios) é também usada para combinar remoção de fósforo e nitrogênio;
- **Valos de Oxidação (do tipo “Carrossel”):** é usado para alcançar nitrificação e desnitrificação. Para aplicação da nitrificação e desnitrificação a zona aeróbica é estabelecida imediatamente à jusante do aerador, e a zona anóxica é criada à montante do aerador; e,
- **Processo A/O:** o processo A/O (anaeróbico/aeróbico) é usado para combinar a oxidação do carbono e a remoção do fósforo do efluente. O processo A/O é um sistema simples (único) com biomassa suspensa que combina seções anaeróbicas e aeróbicas em sequência.

O processo de ciclos alternados aplicados em biorreator a membrana (CA – BRM) é um sistema que consiste em processo biológico de tratamento (lodos ativados), sistema de aeração intermitente, alimentação contínua no biorreator e controle automático por meio de sinais *on-line*, ou seja, sondas de oxigênio dissolvido (OD) e potencial de oxirredução (ORP, na literatura inglesa *oxidation reduction potential*) (FATONE *et al.*, 2007).

O processo de ciclos alternados é um processo automático que alterna fases aeróbicas e anóxicas. Esse sistema de tratamento foi estudado por Paolo Battistoni, professor do curso de engenharia sanitária e ambiental do Instituto de Hidráulica e Infra-Estrutura Viária, da “Università Politecnica delle Marche”, situada na cidade de Ancona (Itália).

O modelo matemático proposto por Battistoni é um modelo simplificado que poderia ser usado para prever tanto as variações de nitratos quanto a de amônia dentro do reator ou no efluente, considerando um reator completamente agitado (BATTISTONI *et al.*, 2008; FATONE, 2006).

O modelo, segundo Battistoni *et al.* (2003 *apud* FATONE, 2006) baseia-se em poucas hipóteses, sendo:

- A nitrificação e a desnitrificação são consideradas reações cinéticas de ordem zero;

- Os nitratos afluentes à estação de tratamento de efluentes são considerados como não significativos;
- O nitrogênio total afluente pode ser considerado como amônia (a relação entre NTK e N-NH_4 , no efluente, é de 1,2); e,
- O potencial de nitrificação da biomassa pode satisfazer a necessidade de carga de amônia no efluente.

Considerado um tipo de tratamento atrativo, o processo de ciclos alternados aplicados em biorreator a membrana, segundo Battistoni *et al.* (2008), apresentam quatro principais vantagens, sendo elas:

1. Elevado desempenho na remoção de carbono e nitrogênio;
2. Remota possibilidade de controle e gestão do tratamento, permitindo desta maneira, reduzir os custos de gestão pessoal;
3. Baixo consumo energético se comparado aos processos convencionais de tratamento (redução de cerca de 20 – 30% se comparado com um típico sistema de pré-desnitrificação - nitrificação). A economia de energia é obtida minimizando o fornecimento de oxigênio para a degradação do substrato carbônico durante a fase de desnitrificação, o que significa elevada recuperação de oxigênio combinado (em forma de nitratos); e,
4. Melhor recuperação/modernização das estruturas de estações de tratamento de águas residuárias existentes.

Além das vantagens acima citadas, o referido processo é considerado adequado para o tratamento de águas residuárias domésticas diluídas e processos com cargas flutuantes, ou seja, variável ao longo do dia (FATONE *et al.*, 2005; BATTISTONI *et al.*, 2006).

Em estudo realizado por Fatone *et al.* (2005) foi verificado o desempenho e a flexibilidade do processo de ciclos alternados em biorreator a membrana para o tratamento de águas residuárias diluídas (Gráfico 1).

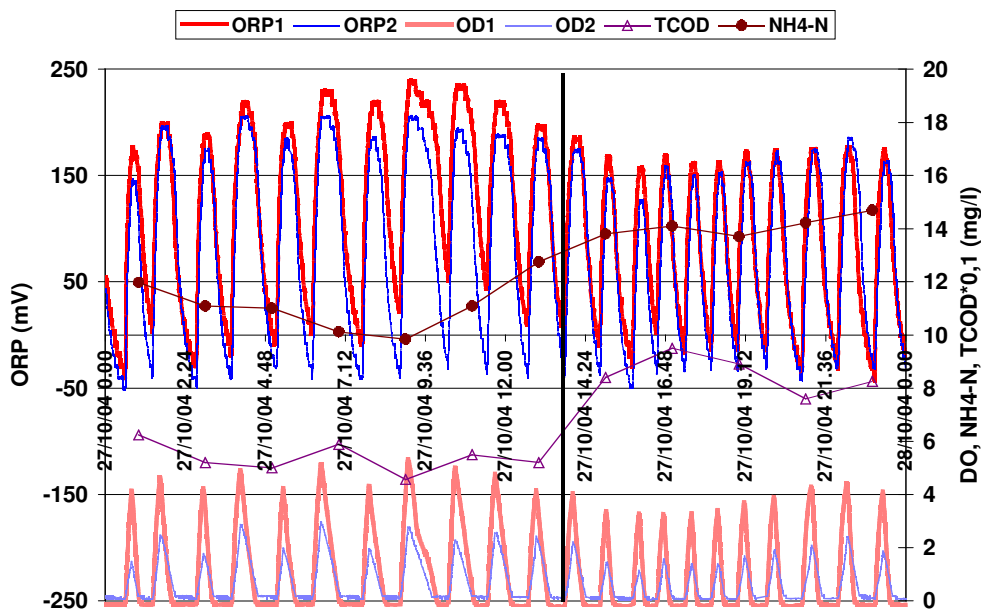


Gráfico 1 – Desempenho do processo ciclos alternados tratando efluentes diluídos
Fonte: Fatone *et al.* (2006a)

O gráfico 1 revela a elevada flexibilidade do sistema às variações de concentração de carga que ocorrem durante o dia. Essa característica, é melhor visualizada nos perfis do potencial de oxirredução (ORP) e nos perfis de oxigênio dissolvido (OD).

Os perfis do OD e ORP mostram que os ciclos, na primeira parte do gráfico, apresentam-se maiores durante as situações de baixa carga afluente, conforme visualizado por meio das concentrações de DQOt e N-NH₄, sendo, portanto, ciclos mais lentos (com concentração de OD entre 5 – 6 mg OD/L). Já na segunda parte do gráfico, observa-se ciclos curtos e conseqüentemente mais velozes devido à elevada concentração de carga de DQOt e N-NH₄ no biorreator (com concentração de OD entre 3 – 4 mg OD/L) (FATONE *et al.*, 2005).

O efluente diluído interfere na relação C:N:P, o que pode prejudicar os processos de nitrificação e desnitrificação. Segundo Von Sperling, M. (2005), é necessário um adequado balanço C:N:P no esgoto para o desenvolvimento dos microrganismos (cerca de 100:5:1 em termos de DBO:N:P).

No processo de ciclos alternados, tanto a remoção biológica do carbono quanto a do nitrogênio ocorrem por meio de uma sucessão de fases aeróbicas (para a oxidação do carbono e nitrificação do nitrogênio) e anóxica (para a desnitrificação do nitrogênio). As fases são realizadas em sucessão temporal e em um único reator alimentado continuamente. Desta maneira, não é necessário haver as seções dedicadas à anoxia para a fase de pré-desnitrificação e aeróbica para a nitrificação (BATTISTONI *et al.*, 2003).

Recentemente, o processo de ciclos alternados foi reconhecido como um método adequado para a modernização de estações de tratamento de águas residuárias já existentes (FATONE, 2006). Um exemplo de modernização de estação de tratamento de águas residuárias ocorreu na cidade de Viareggio, região da Toscana, localizada na zona central da Itália.

A estação de tratamento de águas residuárias municipal de Viareggio foi originalmente construída há mais de 30 anos, adotando como tratamento o processo biológico valos de oxidação (tanques “Carrossel”) (FATONE *et al.*, 2007). A modernização da estação de tratamento de águas residuárias de Viareggio ocorreu no ano 2000, com a introdução do processo automático alternado aeróbico – anóxico de Battistoni juntamente com a empresa *Chemitec* (1999) (FATONE *et al.*, 2007; BATTISTONI *et al.*, 2008).

A capacidade de tratamento da linha CA – BRM é de 6.000 m³/d, produzindo efluentes diretamente reutilizáveis para fins não potáveis (BATTISTONI *et al.*, 2008).

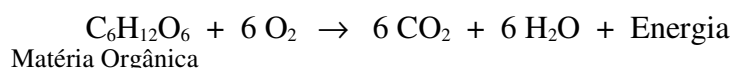
Para conhecimento do custo de modernização/atualização de uma estação de tratamento de águas residuárias, Battistoni *et al.* (2003) relata um conjunto de investimentos na ordem de 53 euros por habitante equivalente para a modernização de uma estação de tratamento de águas residuárias com capacidade de tratamento de 700 habitantes equivalentes (FATONE, 2006).

A remoção biológica da matéria carbonácea, nitrogenada e fosfatada pelos processos alternados aeróbico - anóxico ocorre conforme apresentado nos tópicos abaixo.

► Remoção da matéria carbonácea

A conversão da matéria carbonácea pode ocorrer de duas maneiras, de acordo com Von Sperling, M. (1996):

- **Conversão aeróbica:** a equação geral da respiração aeróbia pode ser expressa como:

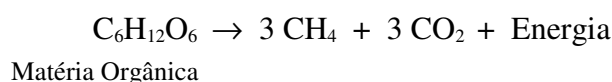


Tal equação é geral e simplificada sendo que na realidade ocorrem diversas etapas intermediárias. A própria composição da matéria orgânica é simplificada, e neste caso a fórmula molecular da glicose é assumida como representativa da matéria orgânica

carbonácea. Analisando-se a reação acima podem ser destacados os seguintes aspectos, de grande importância no tratamento de esgoto (BRANCO, 1976 *apud* VON SPERLING, M., 1996): a estabilização da matéria orgânica (conversão a produtos inertes como gás carbônico e água); a utilização de oxigênio; a produção de gás carbônico e a liberação de energia.

Os principais agentes responsáveis pela estabilização da matéria carbonácea contida nos esgotos são os organismos decompositores, representados em sua maioria por bactérias heterotróficas aeróbias e facultativas (VON SPERLING, M., 1996).

- **Conversão anaeróbia:** a conversão da matéria carbonácea em condições anaeróbias processa-se de acordo com a seguinte reação, geral e simplificada:



Assim como na conversão aeróbica, alguns aspectos referentes a este processo podem ser destacados: a não utilização do oxigênio, a produção de metano e gás carbônico, a liberação de energia (inferior à da respiração aeróbica).

► Conversão da Matéria Nitrogenada

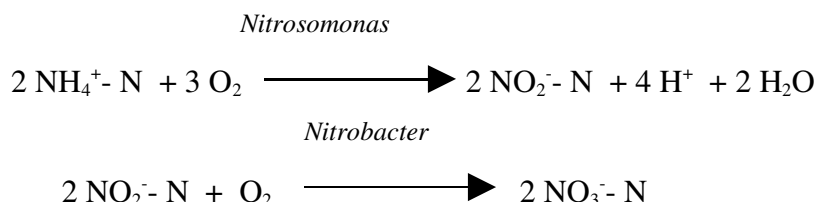
O conteúdo de nitrogênio nos esgotos domésticos é geralmente expresso em termos de concentração do elemento nitrogênio e não do composto, ou compostos, ao qual está combinado (MANCUSO, 2003).

Uma maneira de expressar as características físico-químicas de um efluente na entrada de uma estação de tratamento de águas residuárias em relação a uma eventual remoção biológica de nutrientes é a relação DQO/N_{tot} (ANIMA, 2002).

Para a realização de uma eficiente remoção do nitrogênio é necessária a combinação de dois processos fundamentais: a nitrificação e a desnitrificação.

No processo de nitrificação, a amônia é transformada em nitritos e estes a nitratos. Os microrganismos envolvidos neste processo são autótrofos quimiossintetizantes (ou quimioautotróficos), 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 a amônia, a formas mineralizadas (VON SPERLING, M., 1996).

O processo de nitrificação biológica se dá em dois estágios, no primeiro, os organismos *Nitrossomonas* transformam o nitrogênio amoniacal em nitritos, enquanto no segundo, os nitritos são convertidos a nitratos pelas bactérias *Nitrobacter* (MANCUSO, 2003). Simplificadamente tem-se:



A reação global da nitrificação é a soma das duas reações acima expostas (VON SPERLING, M., 1996):

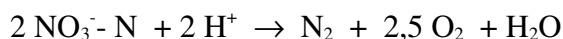


Alguns fatores importantes do processo de nitrificação, de acordo com Mancuso (2003), são:

- Não é comum a presença de nitritos em concentração apreciáveis nos reatores biológicos, pois sendo sua produção mais lenta, são rapidamente oxidados a nitratos pelas bactérias *nitrobacter*;
- Controle do pH; a liberação de H^+ consome a alcalinidade do meio e possivelmente reduz o pH (VON SPERLING, M., 1996). O valor de pH ótimo é em torno de 8,4; e,
- Temperatura: a faixa ideal de temperatura é de 20°C a 30°C. Em climas frios, a temperatura é de fundamental importância, podendo ser necessários longos períodos de retenção e altas taxas de recirculação de lodo para garantir a nitrificação.

O processo de desnitrificação é o processo que permite a conversão de nitrogênio combinado sob a forma de nitratos em nitrogênio livre, que deixa o sistema em estado gasoso (MANCUSO, 2003). Trata-se de um processo biológico em que, ao contrário da nitrificação em que somente tomam parte organismos específicos, bactérias do tipo heterotróficas facultativas são capazes de agir, entre as quais destacam-se: as *Pseudomonas*, *Archromobacter*, *Micrococcus* (MANCUSO, 2003).

O processo de desnitrificação ocorre segundo a reação abaixo indicada por Von Sperling, M. (1996):



Quanto à reação de desnitrificação, destacam-se os seguintes aspectos (VON SPERLING, M., 1996):

- Economia de oxigênio: a matéria orgânica pode ser estabilizada na ausência de oxigênio; e,
- Consumo de H^+ , implicando na economia de alcalinidade e no aumento da capacidade tampão do meio.

A eficiência de remoção do nitrogênio, na fase de desnitrificação, não está relacionada apenas à disponibilidade de DQO afluente, mas também à sua rápida biodegradabilidade (FATONE *et al.*, 2005).

Esse aspecto pode ser descrito pelas seguintes relações: DQO/NTK; DQORB/DQO; DQORB/NTK. O valor típico da relação DQO/NTK, parâmetro relacionado à redução do nitrogênio em processos convencionais de desnitrificação, é de 8,5 (*op. cit.*).

Baixa carga e elevadas condições de aeração garantem a total nitrificação da amônia, enquanto que, baixa relação C/N apresenta diminuição da eficiência de desnitrificação (FATONE *et al.*, 2005).

► Remoção Biológica do Fósforo

A remoção de fósforo em sistemas de lodos ativados, de acordo com Von Sperling, M. (1997) ocorre da seguinte forma: a remoção biológica de fósforo (desfosfatação) pode ser alcançada por meio de adaptações no fluxograma do processo de lodos ativados em nível secundário.

Para a remoção biológica do fósforo, é essencial a existência de zonas anaeróbicas/anóxicas e zonas aeróbicas na linha do tratamento. Dentre as diversas configurações do “Processo Bardenpho”, a que é utilizada no processo de ciclos alternados é a configuração da câmara anaeróbica, considerada um seletor biológico para os microrganismos acumuladores de fósforo.

Na câmara de fermentação anaeróbica chegam o esgoto primário decantado (eventualmente o esgoto bruto) e o lodo em excesso recirculado do decantador final. Um misturador mantém a agitação apenas para evitar a sedimentação de sólidos suspensos, não se objetivando aeração ou transferência de oxigênio (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

Esta zona propicia uma vantagem em termos de competição para os organismos acumuladores de fósforo, ou seja, uma seleção desses organismos, já que os mesmos podem assimilar o substrato nesta zona antes de outros microrganismos não armazenadores de fósforo (VON SPERLING, M., 1997).

As bactérias estão em presença de grande quantidade de alimento (substrato facilmente biodegradável), havendo uma demanda de oxigênio que excede a disponibilidade de oxigênio e nitratos, mantendo-se então um meio anaeróbio, e um nível mínimo do potencial de oxirredução. Nesse nível, as bactérias, sem disponibilidade de oxigênio, liberarão o fósforo sob a forma de ortofosfatos solúveis, chegando-se a verificar um aumento da concentração de fósforo (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

O lodo, mantido isolado durante certo período de tempo, conforme comentado acima, assimila uma elevada quantidade de fósforo na fase aeróbica, ou seja, utilizam todo o fosfato liberado mais um adicional que está presente no esgoto bruto. Essa capacidade de armazenar mais fosfato do que liberam é denominado *Luxury Uptake*. Sempre que for possível manter o lodo em condições aeróbicas, pode-se remover uma quantidade adicional de fósforo por meio biológico (IMHOFF, 1996; COSTA, 2005a).

Por último, no decantador final, o fósforo é removido do lodo biológico excedente por meio de precipitação dos organismos acumuladores de fósforo juntamente com as bactérias do lodo ativado, sendo assim, removido do sistema. O fósforo no efluente final se apresenta nas formas solúvel e particulada.

A biomassa, nos processos de remoção biológica de fósforo, contém teores bastante elevados de fósforo, os quais foram retirados da massa líquida. Caso esta biomassa (sólidos em suspensão) saia em teores elevados no efluente final, ter-se-á, como consequência, teores também elevados de fósforo particulado. Por este motivo, é essencial que em sistemas com remoção biológica de fósforo, os teores de sólidos suspensos no efluente final sejam bastante baixos (VON SPERLING, M., 1997).

A remoção biológica do fósforo, segundo Von Sperling, M. (1997), pode ser influenciada pelos seguintes fatores:

- **Fatores Ambientais:** oxigênio dissolvido, temperatura, pH e nitrato na zona anaeróbia; e,
- **Parâmetros de projeto:** idade do lodo, tempo de detenção e configuração da zona anaeróbia, tempo de detenção na zona aeróbia, métodos de tratamento do lodo excedente, características do esgoto afluente e sólidos em suspensão no efluente.

3.5.1 O Dispositivo de Controle Automático do Processo Ciclos Alternados

O processo de tratamento a ciclos alternados de aeração é constituído de um único reator, o qual é alimentado continuamente, permitindo uma efetiva remoção/redução do nitrogênio por meio de dois diferentes e alternados ciclos, os ciclos aeróbicos e anóxicos. Esse processo se mostra eficiente, conforme já comentando anteriormente, em situações com efluentes diluídos, ou seja, com baixa concentração de DQO, demonstrando uma boa flexibilidade do processo às variações de carga no ingresso da estação de tratamento de efluentes (FATONE *et al.*, 2005; RENZI, 2006).

A alternância das fases de aeração durante o processo é possível por meio do controle automático do processo de nitrificação e desnitrificação. A duração dos ciclos é automaticamente determinada por meio de um sistema de controle patenteado por Battistoni juntamente com a empresa *Chemitec* (empresa especializada no setor da instrumentação eletrônica para o controle da água, com sede na Itália), no ano de 1999.

O primeiro ciclo, aeróbico, é um ciclo suficientemente longo para alcançar a completa oxidação da amônia, enquanto que o segundo, anóxico, atinge quase que completa desnitrificação dos nitratos, sendo possível, nesta última fase, o alcance de baixo consumo de energia devido à oxidação anóxica de compostos orgânicos onde os nitratos, preferivelmente do oxigênio, são os aceptores de elétrons (BATTISTONI *et al.*, 2003).

A biomassa presente no reator é constituída por microrganismos tanto nitrificantes como desnitrificantes que são favorecidas ora uma ora outra espécie de bactérias apenas em condições alternadas de aerobiose e anoxia (SANTORO, 2005).

As informações sobre o desempenho do processo, em tempo real, e a otimização do tempo de duração das fases de nitrificação e desnitrificação são necessárias e são controladas por meio de alguns parâmetros, possível por meio de medidas obtidas com a inserção de sondas que transmitem dados em tempo real (SANTORO, 2005).

Os parâmetros mais significativos e no qual o processo ciclos alternados tem como base são: o oxigênio dissolvido (OD) e o potencial de oxirredução (ORP) medidos no reator. De acordo com Von Sperling, M. (1996), a seqüência de transformações que ocorre no tratamento de efluentes é função do aceptor de elétrons e do estado de oxidação do composto, medido pelo seu potencial de oxirredução (expresso em mV), processo ilustrado na figura 4.

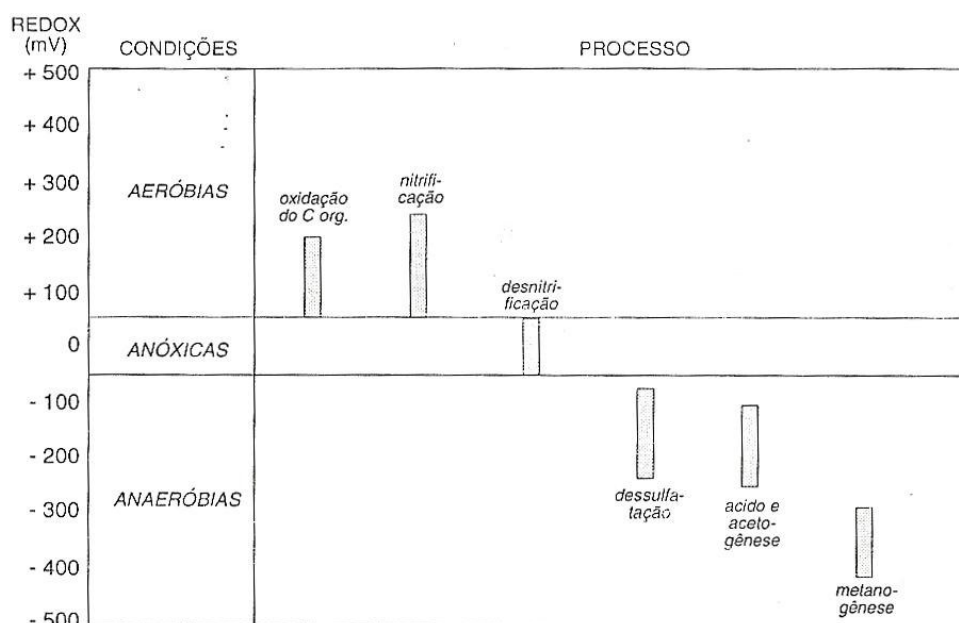


Figura 4 – Processo de transformação em função do potencial de oxirredução no tratamento de esgoto

Fonte: VON SPERLING, M. (1996)

No processo ciclos alternados, o desempenho do potencial de oxirredução no tempo indica o estado de oxidação total do composto e determina a quantidade de energia máxima disponível através dele (VON SPERLING, M., 1996). O potencial de oxirredução indica a relação de OD com os microrganismos e pode ser utilizado para identificar o ambiente em que o microrganismo é capaz de gerar energia, seja esse ambiente anóxico, aeróbico ou anaeróbico (MACÊDO, 2001).

O controle do processo mediante o oxigênio dissolvido não fornece indicações sobre o estado anóxico e/ou anaeróbico do sistema, mas pode ser usado unicamente para verificar se o processo permanece em condições aeróbicas para o tempo necessário (RENZI, 2006). A associação da medição dos dois parâmetros permite encontrar as estreitas relações entre os valores e as formas nitrogenadas (*op. cit.*).

A alternância de ciclos aeróbicos e anóxicos revelam o final das fases de nitrificação e desnitrificação. Com a ajuda do dispositivo de controle automático, os dados dos dois

parâmetros, oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução são processados, permitindo então, a gestão do tratamento das águas residuárias durante as referidas fases (FATONE *et al.*, 2005).

Segundo Battistoni *et al.* (2003), o processo de controle ocorre da seguinte maneira: de acordo com o dispositivo de controle, o desaparecimento da amônia durante o ciclo aeróbico, identificado por um ponto de inflexão (*flexpoint*) no perfil OD com o tempo, indica o fim da nitrificação da amônia (N-NH_4), enquanto o desaparecimento dos nitratos nos ciclos anóxicos é identificado por um ponto de inflexão (*flexpoint*) no perfil ORP com o tempo e indica o fim do processo de desnitrificação (N-NO_3).

A figura 5 mostra o momento em que ocorre o ponto de inflexão que pode ser, tanto no perfil ORP como no perfil OD, indicando a oxidação total da amônia, enquanto o segundo ponto revela um ponto de inflexão no perfil ORP, indicando a desnitrificação total dos nitratos, final da fase de desnitrificação.

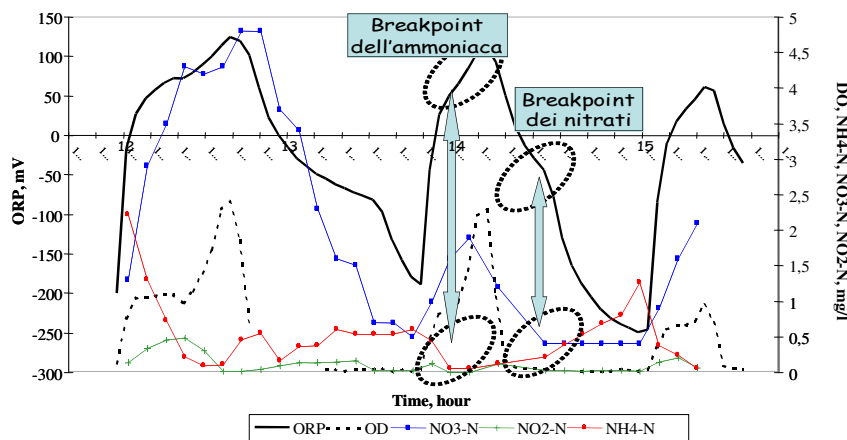


Figura 5 – Comportamento das diversas espécies de nitrogênio e dos parâmetros de controle indireto durante a alternância de fase aeróbica e anóxica

Fonte: SANTORO (2005)

A lógica de funcionamento do processo decorre da análise diferencial dos sinais de OD e ORP que são continuamente registrados e elaborados on-line. A gestão do processo ocorre do seguinte modo:

- Se o sistema revelar um ponto de inflexão no perfil ORP no tempo, que indica o final da fase de desnitrificação, em que os nitratos foram convertidos a nitrogênio gasoso,

então os aeradores entram em funcionamento e se inicia a fase aeróbica (nitrificação); e,

- Se o sistema revelar um ponto de inflexão no perfil OD ou ORP no tempo, que indica o final da fase aeróbica, em que a amônia foi convertida a nitrito e este a nitrato, em presença de oxigênio, os aeradores cessam e se tem início à fase anóxica (desnitrificação).

Em algumas situações é difícil identificar os pontos finais das fases aeróbicas e anóxicas, isto é, as chamadas condições ideais (ótimas), e para explicar as causas da deficiência na identificação dos pontos de inflexão nos perfis do oxigênio dissolvido e do potencial de oxirredução, Paul *et al.* (1998 *apud* RENZI, 2006) relata:

- Baixa carga mássica na entrada do reator: a escassa presença de carbono rapidamente biodegradável é limitante para a fase de desnitrificação podendo não revelar o ponto de quebra dos nitratos no perfil do potencial de oxirredução;
- Elevada aeração e baixa aeração do lodo biológico: o fornecimento de oxigênio deve ser igual à sua demanda. Caso contrário, ao final da fase de nitrificação pode não ocorrer o ponto de inflexão nem no perfil do oxigênio dissolvido nem no do potencial de oxirredução; e,
- Mau funcionamento dos aparelhos de medição (sondas).

Para garantir uma melhor gestão do processo e manter segurança do controle automático, conjunto de pontos de concentração máxima de oxigênio dissolvido, concentração de pontos mínimos e máximos de potencial de oxirredução e tempo máximo de duração das fases são introduzidos (FATONE *et al.*, 2005).

Este conjunto de valores representa a segurança do controle automático e são inicialmente fixados por meio de simulações com modelos matemáticos com lodos ativados, sendo ajustados após as primeiras operações da estação de tratamento, de modo a alcançar os valores que melhores se adequem ao caso particular de estudo (FATONE *et al.*, 2008).

O registro para o tratamento dos dados trabalha basicamente de acordo com os seguintes itens, segundo Battistoni *et al.* (2008):

1. Um controlador de sinais analógicos que converte os sinais de oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução em forma digital;
2. Um computador externo onde são geridos os sinais digitais;
3. Os valores de oxigênio dissolvido e do potencial de oxirredução são exibidos como banco de dados e gráficos em tempo real.

Graças ao controle automático, o processo de ciclos alternados em biorreator a membrana constitui uma ótima solução enquanto relaciona confiabilidade do sistema à economia de energia, adaptando-se às variações de carga hidráulica e de concentração de carga afluente à estação de tratamento de efluentes, além de ser confiável para modernização de estações de tratamento de águas residuárias.

4 METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A atividade de estágio para o desenvolvimento do presente trabalho foi possível graças a uma bolsa de estudo proveniente do Projeto Alfa (*European and Latin American Network on Coastal Area Management*), por meio de um convênio entre a Universidade da Região de Joinville (UNIVILLE) e a Università Ca'Foscari, de Veneza, Itália.

O desenvolvimento da parte experimental do trabalho ocorreu na cidade de Treviso, que possui uma população de 80.144 habitantes, e se localiza na região do Vêneto, zona Norte Oriental da Itália (Figura 6).

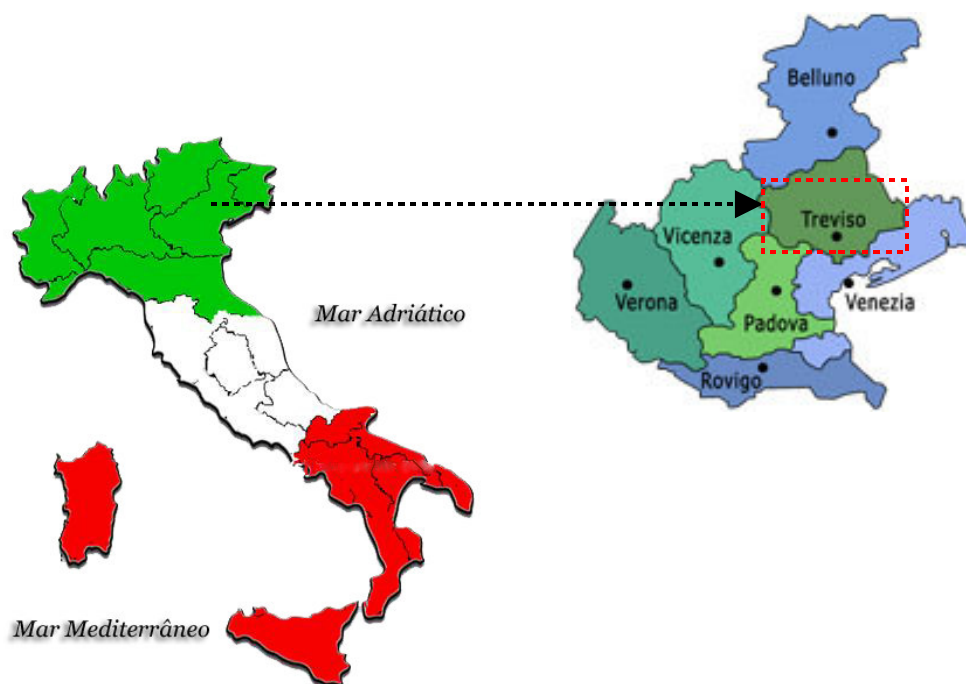


Figura 6 – Localização da cidade de Treviso no território Italiano
Fonte: Geocities; Venetohouse (2008)

O estágio foi realizado na estação experimental de ciclos alternados em biorreator a membrana da cidade de Treviso, que se encontra localizada na estação de tratamento de efluentes municipal.

A estação experimental de CA – BRM de Treviso teve início às atividades de pesquisa no ano de 2004, graças ao financiamento do Ministério Italiano das Universidades e Pesquisa, no âmbito do projeto PRIN - Projeto de Pesquisa de Interesse Nacional – do ano de 2003.

Esse projeto abrange seis unidades de pesquisa, sendo cada unidade, envolvida nas atividades de pesquisas coordenadas entre si assegurando, desta maneira, a cobertura de todos os aspectos significativos da inovação da tecnologia e processo no âmbito do tratamento das águas residuárias domésticas e industriais (CECCHI, 2004 *apud* SANTORO, 2005).

4.2 ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE CICLOS ALTERNADOS EM BIORREATOR A MEMBRANA DA CIDADE DE TREVISO

A estação piloto é construída com a utilização de módulos industriais e possui um volume total de 22 m³, dos quais a metade, 11 m³, é destinada ao processo de ciclos alternados enquanto a outra metade é dedicada ao processo de desnitrificação-nitrificação que, no momento, encontra-se desativado.

O projeto piloto é alimentado continuamente com água residuária civil/mista, ou seja, coleta tanto águas residuárias domésticas quanto águas de drenagem urbana, amostrada à jusante da estação de tratamento de águas residuárias do município de Treviso (esta última apresentando capacidade de tratamento de 70.000 habitantes equivalentes).

A alimentação da estação piloto de ciclos alternados ocorre por meio de uma bomba centrífuga submersa com potência de 0,6 kW, instalada na desembocadura do sistema de coleta de águas residuárias na própria estação de tratamento municipal, conforme visualizado na figura 7.



Figura 7 – Coleta de água residuária civil/mista para a alimentação da estação experimental

O efluente amostrado segue, primeiramente, para o tanque de equalização que apresenta um volume total de 10 m³ (Figura 8) e tempo de retenção hidráulica de 5 horas. Um pré-tratamento, por meio de uma peneira móvel de fluxo tangencial com diâmetros de 1 mm -Idra Screen – (Figura 9), é instalado à montante do tanque de equalização com o objetivo de eliminar materiais grosseiros e materiais fibrosos. Essa precaução é necessária para garantir a eficiência das membranas.

A limpeza e/ou coleta dos sólidos retidos na peneira era realizada manualmente, quando necessário, com a ajuda de uma barra de metal. Para isso, instalou-se abaixo da peneira um coletor para o recolhimento desses materiais sólidos, sendo os mesmos encaminhados para o tratamento final adequado.



Figura 8 – Tanque de equalização



Figura 9 – Peneira móvel de fluxo tangencial

Ao lado do tanque de equalização encontrava-se um recipiente, com volume total de 180 litros (Figura 10), destinado à dosagem de produtos químicos. Essa dosagem era realizada a fim de se obter melhores concentrações de carbono, nitrogênio e fósforo possibilitando, desta maneira, trabalhar com valores de concentrações reais no efluente, prevendo diversas concentrações de carga afluente à estação experimental. Dessa maneira, garantia-se um melhor desempenho do processo de tratamento, já que efluentes diluídos, como é o caso do efluente da cidade de Treviso, interferem no processo de nitrificação e desnitrificação, prejudicando a remoção eficiente da matéria carbonácea, nitrogenada e fosfatada.

Os produtos químicos eram adicionados no recipiente de 180 litros e, por meio de uma bomba dosadora à membrana com vazão média de 35 L/dia, a dosagem dos mesmos era realizada dentro do tanque de equalização.



Figura 10 - Tanque para dosagem de carbono, nitrogênio e fósforo

À jusante do tanque de equalização duas bombas monofásicas, com variador manual, alimentavam continuamente a estação piloto (biorreator) com vazão de $1 \text{ m}^3/\text{h}$ cada.

► **Características do biorreator e esquema da linha ciclos alternados adotados na experimentação**

O volume total do biorreator é de 11 m^3 (Figura 11) e opera pelo processo de ciclos alternados de aeração, filtração por membrana e processo biológico de lodos ativados.

O biorreator é dividido em quatro reatores em série que são unidos hidraulicamente com modalidade de fluxo em “*up-flow*”. A alimentação do mesmo é realizada por baixo, o que garante uma boa mistura no seletor anaeróbio, o primeiro reator.



Figura 11 – Vista geral do biorreator de ciclos alternados

A configuração do biorreator utilizada na experimentação e o fluxograma geral do processo, visualizado na figura 12, são apresentados a seguir.

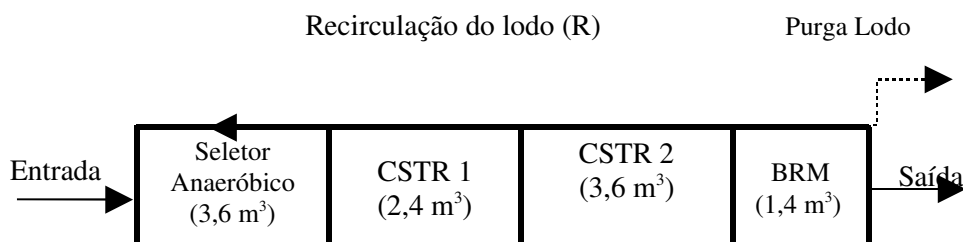


Figura 12 – Fluxograma geral do processo de ciclos alternados

► O primeiro reator é o compartimento anaeróbico que apresenta um volume de $3,6 \text{ m}^3$ e tem por finalidade favorecer uma zona de mistura do esgoto afluyente e do lodo ativado recirculado, proveniente do compartimento de filtração das membranas, mantendo, desta maneira, uma elevada relação alimento/microrganismo – A/M. O objetivo do seletor anaeróbico é o de: (1) verificar se ocorre o desenvolvimento de organismos acumuladores de fósforo (principalmente com a dosagem de ácido acético como fonte de carbono, experimento realizado neste trabalho) e (2) favorecer o desenvolvimento de bactérias formadoras de flocos inibindo, assim, a formação daquelas filamentosas.

Há neste seletor a presença de um agitador submerso cuja finalidade é de apenas manter suspensa a biomassa. A presença de oxigênio nesse tanque (seja ele dissolvido ou ligado a compostos como nitratos, sulfatos etc.) é proveniente estritamente da recirculação do lodo;

► O segundo e o terceiro reatores são os compartimentos que correspondem, respectivamente, ao reator CSTR 1 (reator contínuo perfeitamente agitado) que apresenta um volume total de $2,4 \text{ m}^3$; e ao reator CSTR 2 com volume total de $3,6 \text{ m}^3$, que funcionam pelo processo de ciclos alternados de aeração, em um único reator.

A aeração nos dois CSTR ocorre por meio de microbolhas provenientes de difusores cilíndricos tubulares uniformemente distribuídos no fundo dos reatores.

Para manter a biomassa suspensa, agitadores submersos são utilizados. O tempo de retenção hidráulica experimental é de cerca de 3 horas em ambos os reatores CSTR, sendo esse mesmo valor correspondente ao tempo de retenção hidráulica teórico.

A utilização de dois CSTR em série foi adotada por proporcionar um melhor desempenho na remoção do nitrogênio, segundo estudo anteriormente realizado por Battistoni *et al.* (2003), revelando, mais eficientemente, as condições ótimas de final de cada fase (nitrificação – desnitrificação); e,

► O quarto e último reator corresponde ao biorreator das membranas e apresenta um volume total de $1,4 \text{ m}^3$.

As membranas utilizadas no processo são de ultrafiltração do tipo fibra-oca e são constituídas do material polisulfona. Essas membranas são confeccionadas em módulos industriais do tipo submerso, denominado ZeeWeed 500c, da empresa GE – Zenon. Possuem poros com dimensão nominal de $0,04 \mu\text{m}$; superfície total de filtração de $69,9 \text{ m}^2$ (sendo 3 módulos de $23,3 \text{ m}^2$) e fluxo de permeado de cerca de $26 \text{ L/m}^2 \text{ h}$. A depressão empregada para a filtração (pressão transmembrana – PTM) é do tipo *outside - inside* sendo de 10 – 60 KPa, realizada por uma bomba centrífuga de extração com potência de 1,1 kW.

Esse tanque é caracterizado por uma elevada aeração (macrobolhas) que tem por finalidade reduzir o fenômeno de colmatção (*fouling*). A aeração realizada nesse reator ocorre de forma intermitente em intervalos de tempo de 10 segundos (tempo registrado no sistema de controle do processo de filtração das membranas).

Esse reator não é considerado apenas como o tanque no qual se realiza o processo de filtração, mas é, também, considerado um compartimento eficaz de aeração dos lodos ativados, com um

tempo de retenção hidráulica que varia de 0,7 a 1,4 horas, em função da vazão de alimentação e vazão de recirculação do lodo (FATONE, 2006).

É do tanque das membranas que se obtém a água depurada e o lodo em excesso (quantidade de lodo purgada diariamente), além do lodo de recirculação que tem como destino o compartimento anaeróbico, à montante do biorreator.

As estações de tratamento que funcionam pelo processo de ciclos alternados são comandadas por meio de sondas de oxigênio dissolvido e de potencial de oxirredução. Na estação piloto, ambas as sondas são instaladas submersas nos reatores CSTR 1 e CSTR 2, conforme visualizado na figura 13.

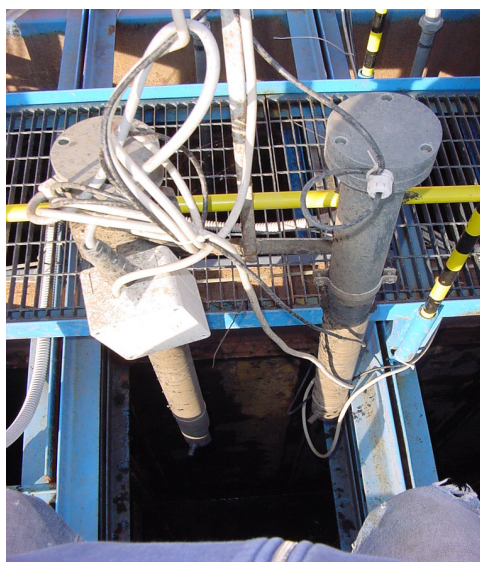


Figura 13 – Sondas de oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução

A leitura dos sinais captados pelas sondas de oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução é realizada por um equipamento eletrônico utilizado para o processamento dos dados, denominado dispositivo eletrônico (*hardware*), sendo organizado em dois níveis: o primeiro controla o processo de ciclos alternados enquanto que o segundo regula os equipamentos empregados no processo biológico (Figura 14).

O primeiro nível do dispositivo eletrônico é utilizado para gerenciar o processo de aeração intermitente. Os sinais analógicos são transferidos para o conversor analógico - digital (A/D) e, em seguida, enviados para o computador industrial (denominado *Nodo Card* –

Chemitec μ ACP 1040 HT), o qual está relacionado ao segundo nível do dispositivo de controle. Esse segundo nível gerencia a parte eletromecânica empregada no processo.

É o segundo nível que garante o funcionamento dos difusores de ar na fase aeróbica e a interrupção dos agitadores na fase anóxica (FATONE, 2006).



Figura 14 – Dispositivo de controle do processo de ciclos alternados

Além das sondas de OD e ORP, o processo de tratamento faz uso, para a aquisição em tempo real de outros parâmetros, de sondas e medidores diversos daquelas de OD e ORP, sendo eles identificados abaixo, com o respectivo modelo, e descritas conforme alocação das mesmas no biorreator.

- **Reator CSTR 1:**

- Oxigênio dissolvido (sonda eletroquímica a membrana – Chemitec ACP-b 2082);
- Potencial de oxirredução (eletrodo de platina/cloreto de prata – Chemitec ACP-b 1037);
- Nitratos (N-NO_x) (sonda Danfoss EVITA INSITU 5100);
- N-NH_4 (transmedidor Danfoss EVITA® INSITU 4100).

- **Reator CSTR 2:**

- Oxigênio Dissolvido (sonda eletroquímica a membrana – Chemitec ACP-b 2082);
- Oxigênio Dissolvido (sonda quimioluminescência Hach Lange SC100™ LDO™);
- Potencial de oxirredução (eletrodo de platina/cloreto de prata – Chemitec ACP-b 1037);
- Sólidos suspensos totais (Hach Lange Solitax sc);

- Nitratos (sonda Lange Nitratax plus).

- **Reator da membrana:**

- Sólidos suspensos totais (Hach Lange Solitax);
- Vazão do permeado (medidor do tipo eletromagnético Endress+Hauser Promag 50);
- Nível do batente hidráulico (medidor de pressão Endress+Hauser CerabarM);
- Pressão aplicada às fibras (medidor de pressão Endress+Hauser CerabarM).

A limpeza das sondas era realizada semanalmente para garantir a boa leitura dos sinais, com exceção das sondas Lange Nitratax plus e a de oxigênio dissolvido (quimioluminescência), sendo suas limpezas realizadas mensalmente.

Em intervalo mensal se realizava a troca das sondas Nitratax plus, oxigênio dissolvido (quimioluminescência) e de sólidos suspensos totais de um reator CSTR a outro para garantir uma melhor aferição dos dados nos dois reatores.

Se durante o processo de tratamento o sistema não revelar o ponto de inflexão no perfil oxigênio dissolvido ou potencial de oxirredução por meio dos sinais das sondas, os mesmos são garantidos por meio da adoção de conjunto de pontos ótimos (*setpoints*). Os valores adotados na experimentação são os apresentados na tabela 3.

Tabela 3 – Valores adotados para o controle do processo de ciclos alternados

Fases do Processo	Nível de Controle		
	Medição	Conjunto Pontos Ótimos	Tempo (min)
Fase Aeróbica	Ponto de inflexão no OD Ponto de inflexão no ORP	OD máximo: 6 mg/L ORP máximo: 300 mV	40
Fase Anóxica	Ponto de inflexão no ORP	ORP mínimo: - 300 mV	180

► **Sistemas de controles utilizados na gestão da estação piloto de ciclos alternados**

- **Sistema de controle de gestão da filtração das membranas**

O programa (*software*) responsável pelo controle e gestão do processo de filtração das membranas é da empresa *Zenon Environmental*. Esse programa controla o processo de

filtração por meio da recepção de seis sinais analógicos sendo três para a linha A, linha de tratamento correspondente ao processo de ciclos alternados, e três para a linha B, processo de tratamento de desnitrificação – nitrificação.

Esses sinais correspondem à vazão de permeado/retorno de fluxo, pressão transmembrana e níveis do tanque das membranas, além de nove sinais digitais (referentes à parte eletromecânica da seção das membranas).

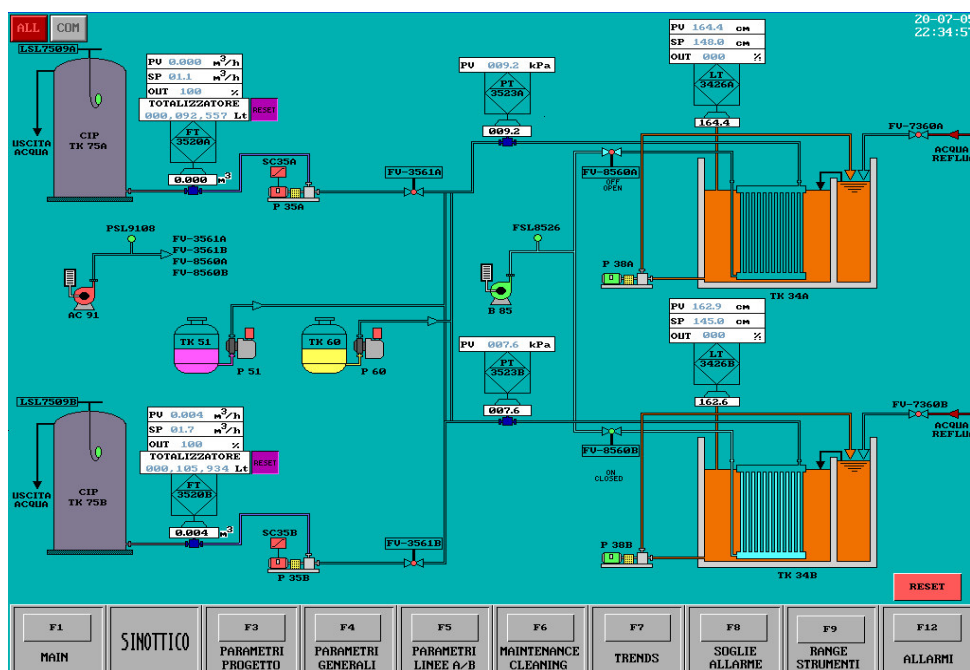


Figura 15 - Sinóptico do fluxograma de controle do processo de filtração a membrana

Na figura 15, é possível visualizar um quadro geral do sistema de controle utilizado para a gestão do processo das membranas. Nele é possível visualizar todas as operações que podem ser realizadas e/ou controladas durante o processo de filtração.

A opção sinóptico, também visualizada na figura 15, apresenta um fluxograma geral dos componentes do processo de filtração, sendo possível por meio dele, controlar a funcionalidade do sistema.

Várias outras funções são controladas por meio desse programa como: a vazão do permeado; a pressão no processo; o nível hidráulico no tanque das membranas; o alarme (indica os possíveis problemas detectados no processo como: baixo nível no tanque das membranas, alto nível no tanque das membranas, baixa ou elevada vazão de permeado, baixa pressão transmembrana etc.); o desempenho do processo de filtração das membranas por meio

de um gráfico que relaciona a pressão (kPa) versus o tempo (hora), correspondente a cada modalidade de trabalho das membranas, item esse comentado a seguir, dentre outras funções.

As membranas podem funcionar em duas modalidades operativas: manual e automático. No processo automático podem ser escolhidas três diferentes modalidades de funcionamento que são:

- **Modalidade “A”**: correspondente a um ciclo de processo de filtração e de controlavagem, de acordo com tempo definido;
- **Modalidade “B”**: referente ao ciclo de processo de filtração e de relaxamento das membranas; e,
- **Modalidade “C”**: o sistema se alterna, por um número de quatro vezes, número esse que pode ser definido, em um ciclo de processo de filtração e um de controlavagem. A duração dos diversos ciclos pode ser definida pelo operador e correspondem: a 300 segundos para o ciclo de processos, 30 segundos para o ciclo de relaxamento das membranas e 30 segundos para a controlavagem.

Periodicamente, ou quando a pressão do processo indica níveis de alarme, é necessário efetuar uma lavagem de manutenção para assegurar a funcionalidade das membranas por certo período de tempo. Uma vez selecionado o comando, a operação de limpeza é realizada automaticamente.

A limpeza é realizada com o permeado gerado no processo de filtração. Esse permeado é enviado para a superfície das membranas juntamente com a solução de hipoclorito e ácido cítrico (concentração de 0,2 – 0,3%). A frequência da limpeza com hipoclorito ocorria em intervalo de tempos de 10 dias e a limpeza com ácido cítrico a cada 20 dias.

A cada limpeza era realizada a troca de modalidade de trabalho das membranas para A, B ou C, respectivamente. Essa limpeza de manutenção apresenta tempo máximo de duração de 40 minutos.

- **Sistema de controle de gestão do processo de ciclos alternados**

Os numerosos dados provenientes das sondas são elaborados e gerenciados pelo programa (*software*) Gestimp TCP (Figura 16), usualmente adotado em estações de tratamento de efluentes de grande escala para o monitoramento das seções biológicas como

pré-tratamento, recirculação de lodo, desinfecção, ciclos alternados, dentre outros, e suporta um outro módulo denominado “Visualizar Estatística”.

O sistema de controle Gestimp TCP está correlacionado com dois módulos, o 1040 Watcher (conectado ao computador industrial, já comentado anteriormente) e o módulo “ciclos alternados”.

Muito importante para a gestão do processo é o quadro de controle da parte eletromecânica do processo de tratamento que compreende sinais analógicos e digitais. Como sinais analógicos têm-se: o compressor (K1) que fornece ar ao processo e os três agitadores (MIX - OSS1 e MIX – OSS2). Como sinais digitais têm-se: as duas sondas de monitoramento de oxigênio dissolvido, os dois eletrodos de monitoramento do potencial de oxirredução, a sonda para o monitoramento do nitrogênio amoniacal no CSTR 1, a sonda para o monitoramento dos nitratos no CSTR 2 e as sondas para o monitoramento dos sólidos.

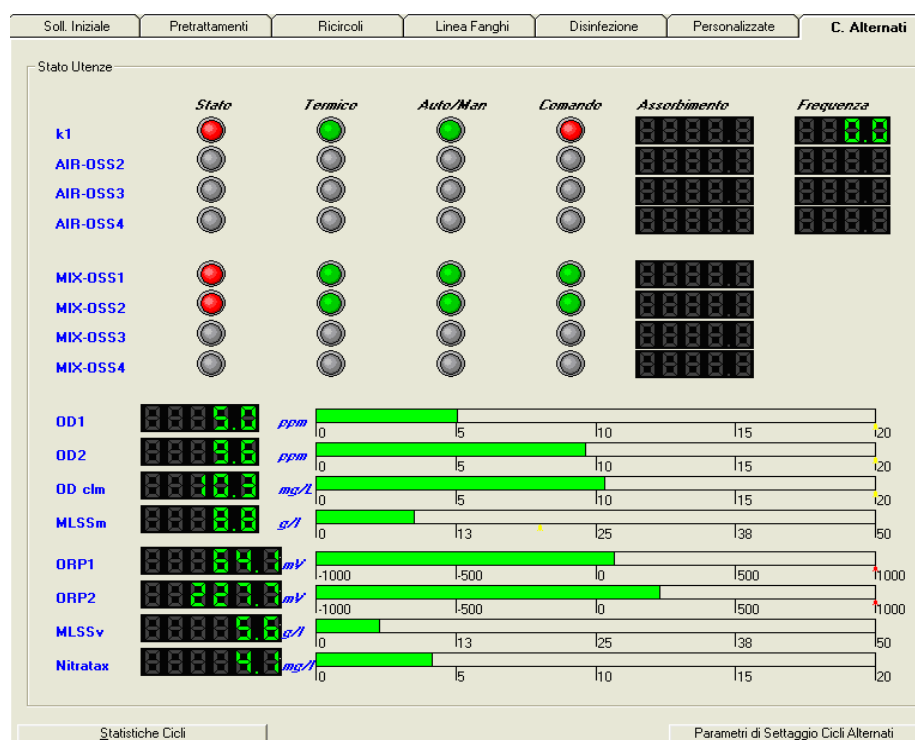


Figura 16 - Interface do *software* Gestimp TCP

É nesse programa, por meio da conversão dos dados captados pelas sondas empregadas no processo, que se obtêm os gráficos, em tempo real, de parâmetros como oxigênio dissolvido (Figura 17), potencial de oxirredução, sólidos e nitratos, além dos registros numéricos armazenados a cada segundo (Anexo A).

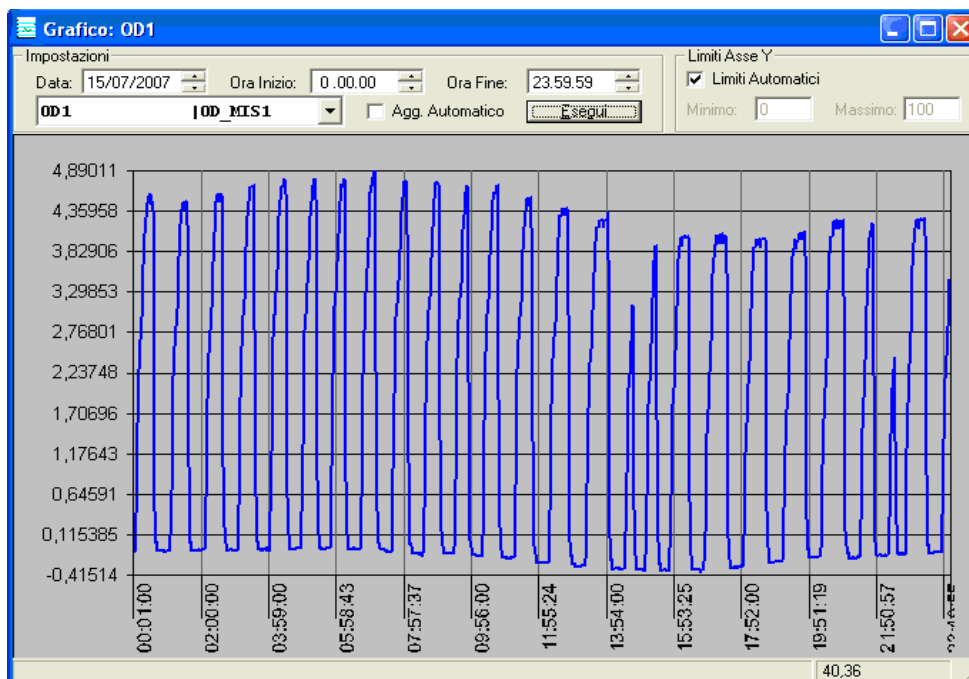


Figura 17 - Gráfico de oxigênio dissolvido referente à sonda imersa no CSTR 1

Na função “configurações dos parâmetros ciclos alternados”, do sistema de controle, é possível modificar as configurações dos parâmetros do processo tais como: os sistemas de aeração, os sistemas de agitação e os parâmetros mais importantes como oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução. Precisamente, nestes dois últimos parâmetros, são especificados os seus “tempos médios”, ou seja, o tempo de monitoramento do parâmetro; o canal no qual estão ligados e o quadro geral de comando e controle.

O conjunto de pontos determinados (*setpoints*) para a identificação dos finais das fases de nitrificação e desnitrificação, com base na leitura dos sinais das sondas de oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução, são os apresentados anteriormente na tabela 3.

Outro parâmetro importante que apresenta influência no sistema de controle do processo de ciclos alternados e, que pode ser controlado na função “configurações dos parâmetros ciclos alternados”, é o parâmetro delta (Δ).

Esse parâmetro, que é definido mediante um algoritmo de controle, exerce influência sobre os sinais captados pelas sondas de oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução, limitando os efeitos de distúrbio que um sinal pouco “limpo” pode causar.

Os valores de delta variam de 1 a 3. Com o aumento desses valores ocorre a diminuição da sensibilidade das sondas com relação à leitura dos sinais, ou seja, a diminuição da sensibilidade de elaboração dos dados ($1 > 2 > 3$). Essa prática implica na perda da

precisão da leitura dos sinais, mas garante a identificação de falsas condições que poderiam interferir na prestação do processo (PAUL *et al.*, 1998).

- **Módulo “Visualizar Estatística”**

No módulo “visualizar estatísticas”, do sistema de controle Gestimp TCP, é possível obter a análise estatística dos ciclos aeróbicos e anóxicos durante um determinado período (em hora, dia ou mês), sendo o arquivo gerado em formato *Excel*, e tem como finalidade fornecer informações sobre o desempenho do processo de ciclos alternados.

As informações obtidas por meio desse módulo, que são provenientes dos sinais das sondas de OD e ORP, são basicamente de dois tipos, segundo Battistoni *et al.* (2008): a duração dos ciclos aeróbicos e anóxicos, que são apresentados como tempo médio, máximo e mínimo; e os motivos da mudança das fases (transição de uma fase a outra), sendo essas informações fornecidas no item “estimativa final dos ciclos”.

Os motivos do término de cada fase ou ciclo são determinados por meio da porcentagem de sucesso do dispositivo de controle automático em detectar o final de cada fase, sendo esses motivos e/ou condições:

- **Condição ótima dos ciclos:** apresenta a capacidade de detectar o ponto de inflexão da amônia (*flexpoints*), nos ciclos aeróbicos, e do ponto de inflexão dos nitratos, nos ciclos anóxicos, por meio das condições ótimas encontradas no biorreator durante o processo de tratamento;
- **Conjuntos de pontos (*setpoints*):** quando o conjunto de pontos máximos de oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução, para a fase aeróbica, e o conjunto de pontos de valores mínimos de potencial de oxirredução, para a fase anóxica, forem atingidos; e,
- **Tempo máximo de cada fase:** quando o conjunto de pontos atingirem o tempo máximo adotado, em ambas as fases.

Para a elaboração das informações obtidas pelo módulo, são realizados cálculos estatísticos obtendo-se, desta maneira, as estatísticas referentes a cada período de exercício. Na elaboração dos dados são eliminados os dias em que a estação piloto apresentou o

processo de tratamento interrompido devido às quedas de energia e problemas técnicos de modo geral, que porventura afetem o funcionamento do processo de tratamento das águas residuárias.

4.3 PARÂMETROS DE MONITORAMENTO E ANÁLISES LABORATORIAIS

A qualidade do efluente da estação experimental de ciclos alternados acoplado em biorreator a membrana foi avaliada por meio de análises físico-químicas.

As análises foram realizadas com amostras de efluente da entrada e saída do biorreator, e correspondiam a um período de 24 horas, sendo coletadas automaticamente em galões específicos para essa prática. Os parâmetros foram determinados no laboratório localizado na própria estação de tratamento de efluentes.

Para as análises dos parâmetros laboratoriais foram adotadas as metodologias segundo *Standard Methods* (APHA, 1998), e os parâmetros físico-químicos analisados, bem como os métodos utilizados para a determinação dos mesmos, foram os seguintes: Demanda química de oxigênio (DQO); Nitrogênio total Kjeldahl (NTK); Nitrogênio amoniacal (N-NH_4); Nitritos (N-NO_2); Nitratos (N-NO_3); Fósforo total (Pt); Sólidos Suspensos Totais; Sólidos Suspensos Voláteis Totais e Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), medida diariamente por meio de um termômetro imerso no biorreator.

4.4 AMOSTRAGEM

A experimentação desenvolvida fez parte de um estudo realizado durante um período de aproximadamente um ano, que teve como finalidade estudar diversas idades do lodo com diferentes vazões de recirculação do lodo pelo processo de ciclos alternados em biorreator a membrana (Tabela 4).

Tabela 4 – Parâmetros adotados no desenvolvimento do estudo anterior realizado na estação de ciclos alternados de Treviso

Tempo de Retenção dos Sólidos (TRS)	Vazão de Recirculação do Lodo (R) (m³/h)	Parâmetro Δ
10 dias	1	1
	3 – 3,5	2
	5	3
20 dias	1	1
	3 – 3,5	2
	5	3
30 dias	1	1
	3 – 3,5	2
	5	3

Os estudos desenvolvidos para o presente trabalho fizeram parte da terceira etapa, ou seja, com idade do lodo (tempo de retenção de sólidos) de 30 dias sendo, portanto, um estudo mais amplo. No referido estudo, foram realizados quatro microperíodos de estudo mantendo-se, para todos eles, uma vazão contínua de alimentação no biorreator de 24 m³/d, TRS de 30 dias e dosagens de produtos químicos à base de carbono, nitrogênio e fósforo.

A opção pela dosagem de produtos químicos à base de carbono, nitrogênio e fósforo se deve às características de diluição apresentadas no efluente da cidade de Treviso na entrada da estação de tratamento municipal (Tabela 5).

Tabela 5 – Concentração média do efluente da cidade de Treviso

pH	Alcalinidade e mgCaCO ₃ /L	SST mg/L	DQO mg/L	DQORB mg/L	N-NH ₄ mg/L	NTK mg/L	N-NO ₃ mg/L	P-PO ₄ mg/L	Pt mg/L
7,4-7,8	230-350	80-100	90-160	17-21	11-15	20-23	0,4-12	0,7-12	1,8-2,2

Fonte: Fatone *et al.* (2008)

Essa diluição se deve ao fato da rede coletora de esgoto destinar-se à coleta mista, ou seja, coleta tanto águas residuárias domésticas como águas de drenagem urbana. Outro fator que também contribui para a diluição das águas residuárias, diz respeito à falta de manutenção da rede de coleta da cidade, o que permite a infiltração na rede.

Assim sendo, optou-se pela dosagem de produtos químicos à base de carbono, nitrogênio e fósforo a fim de se obter melhores concentrações no efluente, o que garante um

melhor desempenho do processo de tratamento no que diz respeito às fases de nitrificação e desnitrificação, conforme já comentado anteriormente e; devido a estudos com águas residuárias diluídas já terem sido realizados por Fatone (2005; 2006).

A dosagem de carbono, nitrogênio e fósforo, para os quatro microperíodos foram realizadas com base nas seguintes condições/considerações: quantidade de DQO (mg/L), fósforo total (mg/L) e nitrogênio total (mg/L) na entrada da estação piloto; a vazão de tratamento no biorreator ($1 \text{ m}^3/\text{h}$); volume útil do tanque destinado à dosagem (180 L) e a vazão de dosagem realizada no tanque de equalização ($1,46 \text{ L/h}$). Considerando todas essas condições, foi possível realizar o cálculo estequiométrico, com base na fórmula química de cada componente (no caso dos sais), e no caso dos produtos líquidos, foram utilizadas as informações técnicas do produto para se encontrar a quantidade necessária para a dosagem em cada estudo desenvolvido.

Os sais, um de cada vez, eram colocados em um recipiente de 15 litros e aferidos em uma balança eletrônica com capacidade de 36 kg, sendo transferidos para o tanque destinado à dosagem dos produtos. Os produtos líquidos, da mesma maneira, eram aferidos no recipiente de 15 litros e transferidos para o tanque destinado à dosagem desses produtos. Foi utilizada água para se alcançar o volume total do tanque.

Outros parâmetros que também foram adotados nos microperíodos foram: a variação de valores do parâmetro delta em 1, 2 e 3; a variação da vazão de recirculação do lodo em $1 \text{ m}^3/\text{h}$, $2 \text{ m}^3/\text{h}$ e $3 \text{ m}^3/\text{h}$ e as estatísticas dos ciclos obtidas por meio do sistema de controle Gestimp, no módulo “visualizar estatística”.

Para melhor compreensão, serão descritos a seguir os quatro microperíodos de estudo e os parâmetros adotados em cada período.

► Primeiro Estudo

O primeiro período de estudo teve por finalidade verificar a confiabilidade do sistema de controle Gestimp TCP e a influência do parâmetro delta na estatística dos ciclos aeróbicos e anóxicos e foi realizado com a dosagem de produtos químicos. Os produtos utilizados para o desenvolvimento desta primeira fase e as quantidades dosadas foram:

- **Produto químico à base de carbono:** o produto químico utilizado para a dosagem de carbono é um subproduto, denominado *Liquefeed*. A quantidade de *Liquefeed* dosada para o desenvolvimento deste estudo foi de 150 litros.

- **Produto químico à base de nitrogênio:** o produto químico empregado na dosagem de nitrogênio foi o sal cloreto de amônio (NH_4Cl). A quantidade de sal cloreto de amônio empregada no estudo foi de 9,3 Kg.

- **Produto químico à base de fósforo:** o produto químico utilizado para a dosagem de fósforo foi o sal diamônio fosfato [$((\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4)$] e a quantidade dosada foi de 4,3 Kg.

As condições adotadas para o desenvolvimento desta primeira etapa de estudo foi a adoção da vazão de recirculação do lodo (R) igual a $5 \text{ m}^3/\text{h}$, para as três experimentações realizadas neste período, alterando-se, apenas, os valores de delta em 1, 2 e 3.

► Segundo Estudo

Do segundo ao quarto período de estudo destinou-se à averiguação da eficiência de remoção de carbono, nitrogênio e fósforo fazendo-se uso de diferentes dosagens de produtos químicos, além da variação da vazão de recirculação do lodo (R), a fim de se verificar o melhor desempenho do processo de ciclos alternados em cada condição adotada.

As condições adotadas para a realização deste período de estudo foram: dosagem externa de carbono (*Liquefeed*), fósforo [$((\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4)$] e nitrogênio (NH_4Cl) com as mesmas quantidades adotadas no primeiro período.

A partir desse estudo, adotou-se o valor de delta igual a 1 para todas as experimentações, independente da vazão de recirculação do lodo adotada. Os valores de R foram: $1 \text{ m}^3/\text{h}$; $2 \text{ m}^3/\text{h}$ e $3 \text{ m}^3/\text{h}$, totalizando três experimentações.

► Terceiro Estudo

O terceiro estudo foi desenvolvido apenas com a dosagem de nutrientes, ou seja, fósforo sob a forma de [$((\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4)$] e nitrogênio na forma do sal NH_4Cl . A quantidade dosada de cada sal foi, respectivamente, de 1,580 Kg e 8,137 Kg.

As condições adotadas para a realização deste terceiro período de estudo foram: $R = 1 \text{ m}^3/\text{h}$; $2 \text{ m}^3/\text{h}$ e $3 \text{ m}^3/\text{h}$, com valor de delta igual a 1 para cada vazão de recirculação. Assim, como os demais estudos, foram realizados três experimentações durante o terceiro período.

► Quarto Período

No quarto e último período de estudo, a fonte de carbono utilizada foi o ácido acético 80% (CH_3COOH), além da adição de fósforo e nitrogênio. As quantidades dosadas de cada produto químico foram respectivamente: 16,2 litros; 1,580 Kg e 8,137 Kg.

Assim como no segundo e terceiro período, as vazões de recirculação do lodo adotadas foram iguais a $1 \text{ m}^3/\text{h}$, $2 \text{ m}^3/\text{h}$ e $3 \text{ m}^3/\text{h}$ e valor de delta igual a 1 para cada vazão de recirculação adotada. Diferentemente dos demais períodos, foram realizadas duas amostragens em cada vazão de recirculação, totalizando seis experimentações durante este período.

4.5 ANÁLISE DOS RESULTADOS

A averiguação dos resultados foi realizada com base nas análises laboratoriais de entrada e saída da água residuária do biorreator segundo os parâmetros já mencionados no item 4.3, além da análise estatística dos ciclos.

De maneira geral, no primeiro período de estudo avaliou-se a confiabilidade do sistema de controle e a influência do parâmetro delta por meio das análises estatísticas dos ciclos aeróbicos e anóxicos durante a fase estudada.

A fim de verificar a confiabilidade do sistema de controle e a influência de delta no controle do processo de ciclos alternados, utilizou-se estudo realizado anteriormente por Zuccaro (2007), onde a cada variação de vazão de recirculação do lodo, que foram de 2; 3,5 e $5 \text{ m}^3/\text{h}$, se alterava os valores de delta, respectivamente, em: 1, 2 e 3. Desta maneira, não se conseguia observar qual a real influência do parâmetro delta no processo de CA – BRM. Por isso, no primeiro estudo do trabalho, os valores de R foram mantidos fixos, alterando-se, apenas, os valores de delta, a fim de se verificar a real influência do parâmetro no sistema de controle.

Do segundo ao quarto período de estudo foi dedicado à avaliação do desempenho do processo de ciclos alternados por meio da eficiência de remoção da matéria orgânica (sob forma de DQO), nitrogênio e fósforo fazendo uso da dosagem de diferentes produtos químicos e os possíveis impactos na mudança de vazão de recirculação do lodo.

O quarto estudo, além de verificar a eficiência de remoção de carga orgânica, nitrogênio e fósforo, conforme comentado anteriormente, fazendo-se uso do ácido acético como fonte de carbono, destinou-se a verificar, principalmente, o impacto na remoção biológica do fósforo sendo possível, assim, fazer um confronto entre a dosagem de um produto puro, como o ácido acético e um subproduto industrial, como o *Liquefeed*.

Para o cálculo do balanço de massa do nitrogênio e as eficiências de nitrificação e desnitrificação foi adotada a metodologia proposta por Battistoni *et al.* (2008), que se encontra no anexo B. Já a fórmula para o cálculo da eficiência de remoção da matéria orgânica e fósforo total também se encontra no anexo B. Outro parâmetro utilizado para a discussão dos resultados é a concentração de DQORB, que pode ser calculada com base na diferença entre os valores de $DQO_{solúvel}$ e $DQO_{saída}$, método considerado mais rápido e o que apresenta valores mais próximos do método respirométrico (MAMAIIS *et al.*, 1993 *apud* SANTORO, 2005).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para a apresentação e discussão dos resultados obedeceu-se os seguintes critérios: primeiramente, serão apresentados e discutidos os resultados referentes ao primeiro período de estudo que teve a finalidade de observar a influência do parâmetro delta na estatística dos ciclos durante o período aeróbico e anóxico. Posteriormente, nos demais estudos, procurou-se identificar a eficiência de remoção de carbono, nitrogênio e fósforo com dosagens de produtos químicos à base de carbono (*Liquefeed* e ácido acético), nitrogênio (sal cloreto de amônio) e fósforo (sal diamônio fosfato).

5.1 PRIMEIRO PERÍODO DE ESTUDO – INFLUÊNCIA DO PARÂMETRO DELTA

O primeiro período de estudo foi realizado durante a primeira quinzena do mês de agosto/2007 e teve por finalidade verificar a confiabilidade do sistema de controle Gestimp TCP e a influência do parâmetro delta na estatística dos ciclos aeróbicos e anóxicos.

Durante os dois estudos, tanto o de Zuccaro (2007), que foi utilizado para comparação dos resultados, quanto o do presente trabalho, foram realizadas análises laboratoriais para o monitoramento das concentrações dos poluentes na entrada e na saída do biorreator.

Nas tabelas 6 e 7, são apresentadas, respectivamente, as estatísticas dos ciclos tanto da fase aeróbica quanto da fase anóxica, referente ao primeiro estudo realizado para o presente trabalho.

Tabela 6 - Estatística dos ciclos referente à fase aeróbica (nitrificação)

FASE AERÓBICA			
	TRS= 30d, R=5m³/h, Δ= 1	TRS = 30d, R= 5m³/h, Δ= 2	TRS= 30d, R= 5m³/h, Δ= 3
Número dias de experimentação	3	4	3
Número ciclos totais	160	125	67
Número ciclos por dia	53	31	22
Duração média dos ciclos (min)	12,4	24,0	27,0
ESTIMATIVA FINAL DOS CICLOS			
Condição Ótima (%)	65,6	50,4	38,8
OD máximo (%)	34,4	49,6	61,2
ORP máximo (%)	0,0	0,0	00
Tempo máximo (%)	0,0	0,0	0,0

Tabela 7 - Estatística dos ciclos referente à fase anóxica (desnitrificação)

FASE ANÓXICA			
	TRS= 30d, R=5m³/h, Δ= 1	TRS = 30d, R= 5m³/h, Δ= 2	TRS= 30d, R= 5m³/h, Δ= 3
Número dias de experimentação	3	4	3
Número ciclos totais	161	125	67
Número ciclos por dia	54	31	22
Duração média dos ciclos (min)	12,3	26,2	28,1
ESTIMATIVA FINAL DOS CICLOS			
Condição Ótima (%)	100,0	100,0	1,5
ORP mínimo (%)	0,0	0,0	98,5
Tempo máximo (%)	0,0	0,0	0,0

As tabelas 6 e 7 referem-se às estatísticas dos ciclos com a vazão de recirculação do lodo fixa em 5 m³/h e valores de delta variando de 1 a 3.

É possível observar com clareza, que o número de ciclos por dia, ou o número de ciclos totais, decresce gradualmente à medida que se altera o valor de delta, quando comparados com as tabelas 8 e 9, referentes ao trabalho de Zuccaro (2007). Observa-se uma incoerência com os números de ciclos realizados por dia tanto da fase aeróbica quanto da fase anóxica, no trabalho de Zuccaro (2007), quando se compara a vazão de recirculação do lodo de 3,5 m³/h e 5 m³/h, fato esse explicado abaixo.

Com a vazão de recirculação em 3,5 m³/h, de acordo com as tabelas 8 e 9, registrou-se uma quantidade menor de número de ciclos por dia com relação à vazão de recirculação do lodo de 5 m³/h. Isso se deve à menor relação DQO/NTK verificada no ingresso do biorreator durante a vazão de recirculação de 3,5 m³/h, que foi de 7,6 contra 8,2 da vazão de 5 m³/h. Esse fato se deve em razão da dependência do processo de nitrificação e desnitrificação por alguns

fatores ambientais que interferem na cinética de cada processo, dentre eles, está a relação entre a DQO e o conteúdo de NTK (PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2003).

Tabela 8 - Parâmetros e estatística dos ciclos na fase aeróbica (nitrificação)

FASE AERÓBICA			
	TRS= 30d, R=2m³/h, Δ= 1	TRS = 30d, R= 3,5m³/h, Δ= 2	TRS= 30d, R= 5m³/h, Δ= 3
Número dias de experimentação	34	35	30
Número ciclos totais	1589	922	918
Número ciclos por dia	47	27	31
Duração média dos ciclos (min)	11,8	25,2	22,6
ESTIMATIVA FINAL DOS CICLOS			
Condição Ótima (%)	87,4	78,9	73,3
OD máximo (%)	11,8	2,4	13,8
ORP máximo (%)	0,0	0,0	00
Tempo máximo (%)	0,8	18,8	12,9

Fonte: Zuccaro (2007)

Tabela 9 - Parâmetros e estatística dos ciclos na fase anóxica (desnitrificação)

FASE ANÓXICA			
	TRS= 30d, R=2m³/h, Δ= 1	TRS = 30d, R= 3,5m³/h, Δ= 2	TRS= 30d, R= 5m³/h, Δ= 3
Número dias de experimentação	34	35	30
Número ciclos totais	1587	921	911
Número ciclos por dia	46	27	31
Duração média dos ciclos (min)	18,4	27,3	23,6
ESTIMATIVA FINAL DOS CICLOS			
Condição Ótima (%)	95,8	61,9	36,8
ORP mínimo (%)	4,1	38,1	63,1
Tempo máximo (%)	0,0	0,0	0,1

Fonte: Zuccaro (2007)

Outro parâmetro observado foi o progressivo aumento dos tempos médios dos ciclos, o que indica ciclos maiores de aeração e não-aeração com o aumento do valor do parâmetro delta. Esse fato não foi verificado nas tabelas 8 e 9, em que o número de ciclos totais foi variável.

Com relação à estimativa final dos ciclos, na fase de nitrificação, de acordo com as tabelas 6 e 7, o percentual de condições ótimas decresceu ao se aumentar o valor de delta, embora se observe um aumento gradativo das condições finais de fase de ciclo aeróbica, pelo OD máximo, com 34,3% de sucesso. Já nas tabelas 8 e 9, os resultados apontam que o dispositivo de controle automático detectou mais facilmente a mudança de fase de desnitrificação, por condições ótimas, com vazão de recirculação do lodo igual a 2 m³/h, com

sucesso de detecção de 95,8%. Já, na fase aeróbica, com a vazão, também, de 2 m³/h, foi detectado, com 87,4% de sucesso, o final da fase, igualmente, por condições ótimas.

O caso da diminuição na detecção do final da fase aeróbica, por condições ótimas, com o aumento da vazão de recirculação do lodo ou mudança dos valores de Δ , se justifica pela sensibilidade das fases de nitrificação ao fenômeno de elevada aeração, que ocorre durante o período noturno, e muitas vezes em períodos chuvosos, quando as concentrações dos poluentes são mais baixas, o que leva o dispositivo de controle a detectar o final de nitrificação por meio dos conjuntos de pontos ou tempos máximos adotados (BATTISTONI *et al.*, 2003).

Na fase de desnitrificação, de acordo com as tabelas 6 e 7, a capacidade de identificação final dos ciclos por condições ótimas manteve-se constante para os valores de delta igual a 1 e 2, enquanto que, para delta igual a três, 98,5% da estimativa final dos ciclos ficou a cargo do conjunto de pontos (*setpoints*) de ORP mínimo. Isso comprova a confiabilidade do dispositivo de controle automático na detecção final de cada fase, sejam eles detectados pelas condições ótimas do meio, pelo tempo máximo adotado ou pelo conjunto de pontos máximos e mínimos, conforme observado nas tabelas 6, 7, 8 e 9.

Verifica-se nos dois estudos apresentados, tanto no de Zuccaro (2007), quanto no primeiro estudo do presente trabalho, que o parâmetro delta com valor igual a 1 se apresenta mais sensível do que os demais, detectando com maior facilidade os finais de cada ciclo, sendo visível uma maior quantidade de número de ciclos totais durante as fases de experimentação com delta igual a 1, sendo, assim, esse valor adotado para o desenvolvimento dos demais estudos.

5.2 SEGUNDO, TERCEIRO E QUARTO PERÍODO DE ESTUDO – REMOÇÃO DE CARBONO, FÓSFORO E NITROGÊNIO

O segundo, terceiro e quarto período de estudo foram dedicados à averiguação do desempenho do processo de ciclos alternados na remoção de matéria orgânica (DQO), nitrogênio e fósforo, variando a dosagem de produtos químicos e a vazão de recirculação do lodo no desempenho do processo.

Em cada um dos três microperíodos estudados, foram adotadas três vazões de recirculação do lodo (R), de 1, 2 e 3 m³/h, mantendo-se para cada vazão, em todos os estudos, o valor do parâmetro delta (Δ) igual a 1.

De maneira geral, a periodicidade de coleta das amostras de efluente, para análises laboratoriais, não obedeceu a nenhum cronograma, sendo as amostras do efluente coletadas apenas quando o sistema de tratamento apresentava bom desempenho durante o dia, fato esse analisado diariamente pelos gráficos obtidos *on line* e visualizados por meio do programa Gestimp.

Nas tabelas 10, 11 e 12, são apresentadas as concentrações de entrada e saída de cada microperíodo de estudo, utilizadas para a averiguação da eficiência de remoção dos poluentes estudados, através do processo de tratamento de ciclos alternados em biorreator a membrana.

Tabela 10 – Concentração de entrada e saída referente ao segundo microperíodo

R (m ³ /h)	Produto Químico	ENTRADA (mg/L)					SAÍDA (mg/L)			
		SST	DQOt	NH ₄	NTK	Pt	DQOt	NH ₄	NTK	Pt
1	<i>Liquefeed</i> + Diamônio Fosfato + Cloreto de Amônio	10	152	18,6	27	6,2	2	0,2	2,01	5,66
2		22	197	27	39,8	9,26	8	0,15	1,2	7,6
3		20	182	27,3 3	40	9,06	2	---	0,96	8,0

Tabela 11 – Concentração de entrada e saída referente ao terceiro microperíodo

R (m ³ /h)	Produto Químico	ENTRADA (mg/L)					SAÍDA (mg/L)			
		SST	DQOt	NH ₄	NTK	Pt	DQOt	NH ₄	NTK	Pt
1,0	Diamônio Fosfato + Cloreto de Amônio	30	60	28,3	50,3	3,53	2	0,08	1,35	2,93
2,0		44	51	21,6	31,5	6,86	6	0,13	2,06	4,26
3,0		171	70	26,8	37,9	5,0	10	0,9	0,2	4,2

Tabela 12 – Concentração de entrada e saída referente ao quarto microperíodo

R (m ³ /h)	Produto Químico	ENTRADA (mg/L)					SAÍDA (mg/L)			
		SST	DQOt	NH ₄	NTK	Pt	DQOt	NH ₄	NTK	Pt
1,0	Acetato + Diamônio Fosfato + Cloreto de Amônio	79	135,5	24,9	37	5,33	4,0	0,05	0,95	1,93
2,0		31	98,5	32,9	58,3	4,4	3,0	0,3	1,8	2,8
3,0		57	80	77,2	98,4	6,6	7,0	0,1	0,6	3,9

Com base nas tabelas 10, 11 e 12, e além de outras informações que se fizerem necessárias, serão discutidos nos próximos itens a eficiência de remoção de cada poluente analisado, bem como o comportamento do processo de ciclos alternados em cada período.

5.2.1 Desempenho na Remoção do Carbono

As eficiências de remoção da matéria orgânica do segundo, terceiro e quarto períodos de estudos são apresentadas na tabela 13, e foram calculadas com base na concentração de entrada e saída do poluente no biorreator, conforme fórmula exibida no anexo B.

Tabela 13 – Eficiências de remoção da substância orgânica

	R (m ³ /h)	DQO _{solúvel} (mg/L)	DQO _{entrada} (mg/L)	DQO _{saída} (mg/L)	Eficiência (%)
Segundo Estudo	1	123	152	2,0	98,68
	2	155	197	8,0	95,93
	3	118	182	2,0	98,90
Terceiro Estudo	1	26	60	2,0	96,66
	2	34	51	6,0	88,23
	3	50	70	10	85,71
Quarto Estudo	1	62,5	135,5	4,0	97,04
	2	30	98,5	3,0	96,95
	3	40	80,0	7,0	91,25

A partir dos dados da tabela 13, foi gerado o gráfico 2, que apresenta uma melhor visualização do desempenho do processo durante os períodos estudados.

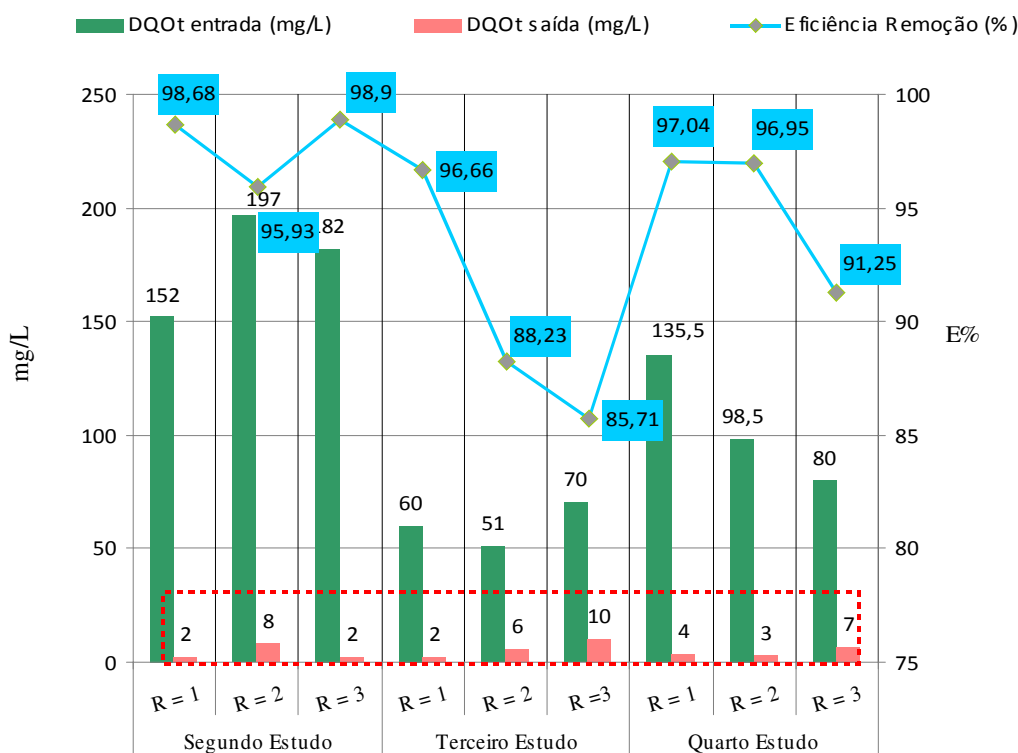


Gráfico 2 – Concentrações de DQO_{entrada}, DQO_{saída} e eficiência de remoção da carga orgânica

Conforme visualizado no gráfico 2, a concentração de DQO no ingresso do biorreator apresentou variações ao longo dos 3 microperíodos.

► Analisando o segundo período, que fez uso do subproduto à base de carbono *Liquefeed*, e de nutrientes, com variação de R em 1, 2 e 3 m³/h, o sistema apresentou elevada remoção de carga orgânica, com percentuais acima de 95%. Observa-se que este período trabalhou com elevadas concentrações de DQO, sendo que a maior eficiência de remoção foi verificada para R = 3 m³/h.

A ligeira diminuição da eficiência, com R = 2 m³/h, mesmo apresentando maior concentração de DQO_t e DQO_{solúvel}, na entrada do biorreator, pode ser atribuída à fração inorgânica, ou seja, a fração não biodegradável de sólidos no biorreator, que apresentou-se maior, ver os valores no anexo C, e que encontram-se presentes no efluente da cidade de Treviso.

► O terceiro estudo foi realizado dosando-se apenas nutrientes, ou seja, nitrogênio, sob a forma de sal cloreto de amônio, e fósforo, sob a forma de sal diamônio fosfato. Observou-se que o sistema, de um modo geral, apresentou menor eficiência de remoção, se comparado com o segundo período, possivelmente pela ausência de dosagem de carbono e

devido à presença de fração não biodegradável de sólidos (fração inorgânica). A diminuição da eficiência não apresentou relação com a vazão de recirculação do lodo que, de acordo com a literatura, deveria aumentar com o aumento de R, devido à maior concentração de biomassa que estaria presente no reator.

De maneira geral, a diminuição da eficiência durante o desenvolvimento dessa fase de estudo pode ser atribuída à presença de carbono não biodegradável solúvel presente no efluente do município, fator constatado em estudos já realizados anteriormente. Assim sendo, pode-se atribuir os baixos percentuais de remoção da matéria orgânica ao grau mais baixo de biodegradabilidade de DQO afluente (Anexo C), com necessidade de maiores estudos comprobatórios.

A fim de se comparar as eficiências obtidas, verificou-se que em estudo realizado por Fatone (2006), também dosando apenas nutrientes, as eficiências de remoção da matéria orgânica durante as duas experimentações desenvolvidas naquele estudo foram de 91% e 88%, o que mostra que os valores obtidos neste período estão, de maneira geral, dentro do esperado.

► No quarto período de estudo, com a dosagem de ácido acético, como fonte de carbono, além de nutrientes, o sistema apresentou valores de eficiência acima de 90%. Observou-se uma diminuição dos valores de concentração de DQO na entrada do biorreator o que pode ter influenciado na diminuição das eficiências de remoção da carga orgânica. Com $R = 3 \text{ m}^3/\text{h}$, a eficiência de remoção da carga orgânica foi de 91,25%, valor mais baixo encontrado durante este período, atribuído à elevada presença de carbono não biodegradável (Anexo C). Neste microperíodo, verificou-se que o ácido acético, como fonte de carbono, não tenha sido tão eficiente quanto o *Liquefeed*.

Os valores de DQO encontrados na saída do sistema foram sempre $\leq 10 \text{ mg/L}$, e estão de acordo com a legislação italiana referente à tutela dos recursos hídricos. O Decreto Legislativo n. 152/2006 impõe valores limites, para emissão de DQO, em estações de tratamento de efluentes com capacidade de tratamento entre 2.000 – 10.000 habitantes, em 125 mg/L . O Regulamento n. 185/2003, referente à prática de reutilização da água, impõe valor limite para a DQO de 50 mg/L .

Observa-se que os valores encontrados durante os três estudos, referentes à remoção do carbono, estão de acordo com os limites para reutilização da água, apresentando elevado padrão de qualidade, já que o limite permissível pela legislação é de 50 mg/L .

5.2.2 Desempenho na Remoção de Fósforo

Conforme já comentado anteriormente, o efluente que chega à estação de tratamento municipal de Treviso apresenta características de forte diluição, o que possibilitou avaliar o desempenho do processo de ciclos alternados por meio de dosagens de produtos químicos.

Considerado fator limitante, na maioria das vezes, do processo de eutrofização dos corpos hídricos, o fósforo necessita ser removido de maneira eficiente dos efluentes garantindo a qualidade ambiental dos recursos hídricos. As eficiências de remoção do fósforo para os três períodos realizados e a quantidade de sólidos purgados diariamente são apresentadas na tabela 14.

Tabela 14 – Eficiências de remoção do fósforo

	R (m³/h)	Eficiência (%)	Pt_{entrada} (mg/L)	Pt_{saída} (mg/L)
Segundo Estudo	1	8,72	6,2	5,66
	2	17,92	9,26	7,6
	3	11,69	9,06	8,0
Terceiro Estudo	1	16,99	3,53	2,93
	2	37,90	6,86	4,26
	3	16,0	5,0	4,2
Quarto Estudo	1	63,78	5,33	1,93
	2	36,36	4,4	2,8
	3	40,90	6,6	3,9

Quanto ao comportamento do fósforo durante os três períodos, observa-se, na tabela 14, que as concentrações de entrada foram variáveis durante os três estudos realizados, não apresentando relação com a vazão de recirculação do lodo adotada em cada fase de estudo.

► No segundo estudo do trabalho, com a dosagem do produto *Liquefeed*, como fonte de carbono, observa-se que o sistema apresentou baixos valores de eficiências de remoção de fósforo, o que poderia ser explicada pela falta de carbono utilizada, não considerada ideal para o desenvolvimento do fenômeno *Luxury Uptake*. Com isso, pode-se dizer que a remoção de fósforo foi realizada pela assimilação celular na biomassa, já que a presença de organismos acumuladores de fósforo era limitada.

► No terceiro estudo, que contou com a dosagem de nutrientes (nitrogênio e fósforo), observou-se uma maior eficiência de remoção do fósforo se comparada com o segundo estudo, mesmo não fazendo uso de dosagens de produtos à base de carbono.

De acordo com Von Sperling, M. (1997), “caso a concentração de DQORB no afluente seja inferior a 60 mg/L, independentemente da concentração de DQOt, é pouco provável uma remoção significativa de fósforo”. Apesar dos baixos valores de DQORB na entrada do biorreator, que foram de 24 mg/L; 28 mg/L e 23,5 mg/L, para $R = 1, 2$ e $3 \text{ m}^3/\text{h}$, respectivamente, o processo de ciclos alternados apresentou-se confiável durante o período de estudo, que contou com variações afluentes de concentração de fósforo, garantindo a eficiência de remoção do fósforo dentro dos valores recomendados pela literatura que, segundo Metcalf e Eddy (1991) variam de 10% a 30% para remoção biológica de fósforo em tratamento secundário.

► O quarto período, que foi realizado com a dosagem de ácido acético, como fonte de carbono, e nutrientes, apresentou os melhores valores de eficiência dentre os três períodos estudados. Este fato pode ter ocorrido devido à fonte de carbono utilizada (ácido acético), que é um ácido graxo volátil que favoreceu o fenômeno de *Luxury Uptake*, fato esse já verificado em estudo realizado anteriormente por Fatone (2006).

Durante os três períodos verifica-se que a eficiência de remoção do fósforo variou de 8,72% a 63,78%, sendo os valores considerados ótimos. Esse fato pode ser atribuído às membranas de ultrafiltração que são indicadas para as operações de remoção de fósforo (METCALF; EDDY, 1991).

De maneira geral, foi observada que as eficiências de remoção do fósforo apresentaram-se no intervalo de 10 e 30%, valores recomendados por Metcalf e Eddy (1991) para remoção biológica de fósforo em tratamento secundário, com exceção do primeiro período com $R = 1 \text{ m}^3/\text{h}$, que apresentou eficiência de 8,72%.

Quanto aos valores limites de emissão de fósforo total para estações de tratamento de águas residuárias urbanas com descarga em áreas sensíveis, segundo a legislação italiana, os valores de fósforo, na saída da estação experimental, variam de $\leq 1 \text{ mg/L}$ e $\leq 2 \text{ mg/L}$, de acordo com a potencialidade da estação de tratamento em habitantes equivalentes que, respectivamente, variam de 10.000-100.000 e > 100.000 . Nos estudos realizados, os valores de fósforo total, na saída do biorreator, não se apresentaram de acordo com o Decreto-Lei n. 152/2006.

Para a prática de reuso das águas residuárias, os valores de fósforo obtidos na estação experimental, também não atingiram o valor desejado e permissível pelo Decreto-Lei n. 185/2003, que é de ≤ 2 mg/L. Valor abaixo de 2 mg/L foi verificado apenas no quarto estudo, com dosagem de ácido acético e nutrientes.

5.2.3 Desempenho na Remoção de Nitrogênio

A adição de produtos químicos, no caso da remoção de nitrogênio, é necessária quando as águas residuárias apresentam baixa relação C/N, como é o caso do efluente da cidade de Treviso. A adição de carbono é a prática habitual para se obter uma melhor remoção de nitrogênio (FATONE *et al.*, 2006a).

Para o estudo das eficiências de nitrificação e desnitrificação, foi realizado o balanço de massa do nitrogênio, calculado segundo metodologia proposta por Battistoni *et al.* (2008), apresentada no anexo B, e que leva em consideração o nitrogênio removido para a assimilação da biomassa.

A tabela 15, a seguir, apresenta os resultados do balanço de massa assim como os parâmetros de análise utilizados para se obtenção desses resultados.

Tabela 15 – Balanço de massa do nitrogênio

Dosagem	Segundo Estudo			Terceiro Estudo			Quarto Estudo		
	<i>Liquefeed</i> + Nutrientes			Nutrientes			Ácido Acético + Nutrientes		
Recirculação (m ³ /h)	1	2	3	1	2	3	1	2	3
LN _{tot} entrada (Kg/d)	0,65	0,96	0,96	1,21	0,76	0,92	0,88	1,4	2,36
LN _{tot} saída (Kg/d)	0,13	0,12	0,12	0,08	0,12	0,10	0,12	0,19	0,19
LN removido (Kg/d)	0,52	0,84	0,84	1,13	0,64	0,82	0,76	1,21	2,17
LN _w (Kg/d)	0,27	0,16	0,14	0,08	0,07	0,15	0,19	0,14	0,12

LNdesnitrificado (Kg/d)	0,25	0,68	0,70	1,05	0,56	0,66	0,57	1,07	2,05
Parâmetros de Análise									
Sólidos Suspensos Tanque Membranas (mg/L)	16315	15293	12854	10165	9694	8571	12905	8965	8163
Vazão Purga (m ³ /d)	0,17	0,21	0,23	0,16	0,16	0,37	0,20	0,31	0,30
N-NO ₃ entrada (mg/L)	0,109	0,078	---	0,317	0,19	0,3	---	---	---
N-NO ₃ saída (mg/L)	3,72	3,84	4,37	2,09	2,89	3,69	4,9	6,3	7,5

De acordo com o balanço de massa, apresentado na tabela 15, a quantidade de nitrogênio removida no processo de desnitrificação, durante os três períodos estudados, aumentou com o aumento da vazão de recirculação do lodo (R). No terceiro estudo, que contou com a ausência de dosagem de produto à base de carbono, observou-se que a remoção de nitrogênio oscilou provavelmente devido à variação de carga de DQO e às formas de nitrogênio na entrada do biorreator.

Primeiramente, antes de comentar sobre as eficiências de nitrificação e desnitrificação do processo de ciclos alternados, será apresentado um gráfico de eficiência de remoção de nitrogênio total, bem como as concentrações de entrada e saída no biorreator (Gráfico 3), a fim de se verificar se os valores de concentração após o tratamento estão em conformidade com a legislação italiana em vigor.

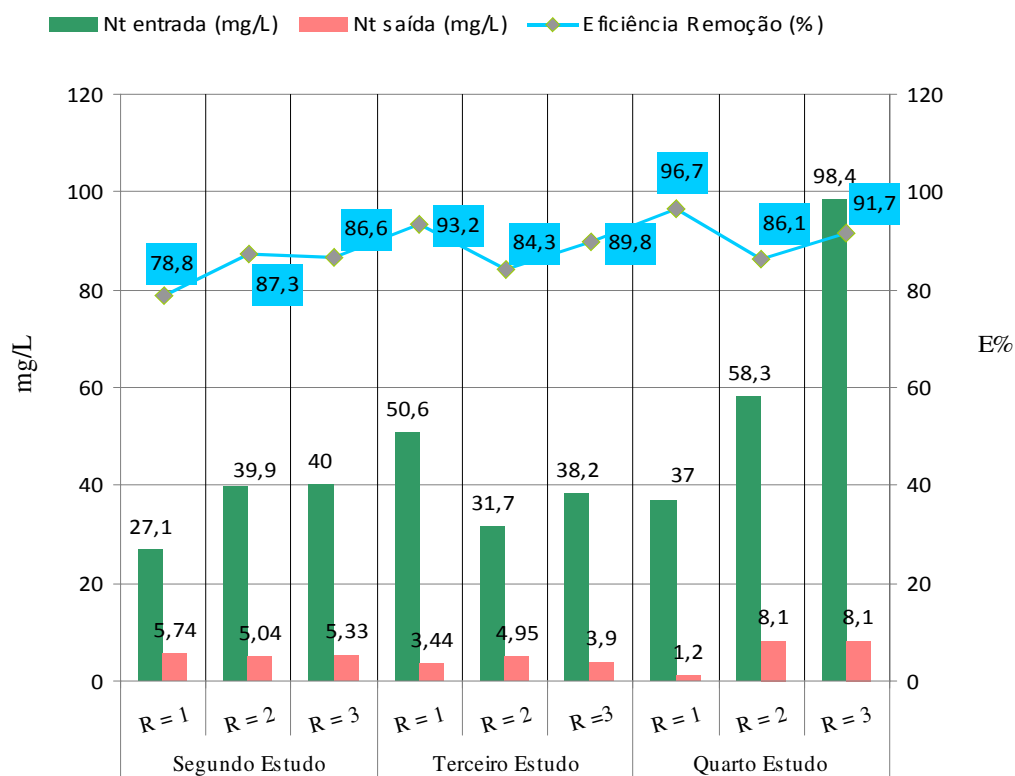


Gráfico 3 – Concentração de nitrogênio total de entrada e saída do biorreator e eficiências de remoção

De acordo com o gráfico 3, os valores de nitrogênio total variaram ao longo dos períodos de estudo. Observou-se que os valores de nitrogênio total de saída do sistema foram baixos, encontrando-se dentro dos limites da lei. No Decreto-Lei n. 152/2006, os valores de emissão de nitrogênio total, em áreas sensíveis, para estações de tratamento de efluentes com habitante equivalente entre 10.000 – 100.000 habitantes é de ≤ 15 mg/L. Quanto ao Decreto-Lei n. 185/2003, que trata da reutilização de efluentes tratados, o valor permissível para a prática de reutilização, com relação ao nitrogênio total é ≤ 15 mg/L.

Para a verificação do desempenho da eficiência de nitrificação e desnitrificação do processo de ciclos alternados em biorreator a membrana, utilizou-se a metodologia de Battistoni *et al.* (2008), conforme já comentado, que adota quatro parâmetros, sendo dois, para a avaliação da eficiência de nitrificação, que consiste: na eficiência de nitrificação referente ao nitrogênio total afluente (Enitr ou En), e na quantidade da única forma de nitrogênio que pode ser nitrificada (ENN); e os outros dois parâmetros para avaliação da eficiência de desnitrificação, sendo: a eficiência de desnitrificação referente ao nitrogênio

total afluente (Eden ou Ed) e a eficiência de desnitrificação referente aos nitritos e nitratos (EDD).

As eficiências de nitrificação e desnitrificação referente aos três microperíodos estudados são apresentadas na tabela 16.

Tabela 16 – Eficiências de nitrificação e desnitrificação

	Recirculação (m³/h)	Eden (%)	Enitr (%)	ENN (%)	EDD (%)
Segundo Estudo	1	38,5	51	89	73
	2	71	80	96,5	88
	3	73	83	98	87
Terceiro Estudo	1	87	91	97	95
	2	74	83	92	88
	3	72	80	97,5	87
Quarto Estudo	1	65	77	98,5	83
	2	76	87	97	87,5
	3	87	93	99,5	92

As eficiências de nitrificação (Enitr e ENN), do processo de ciclos alternados em biorreator a membrana, podem ser melhores visualizadas no gráfico 4.

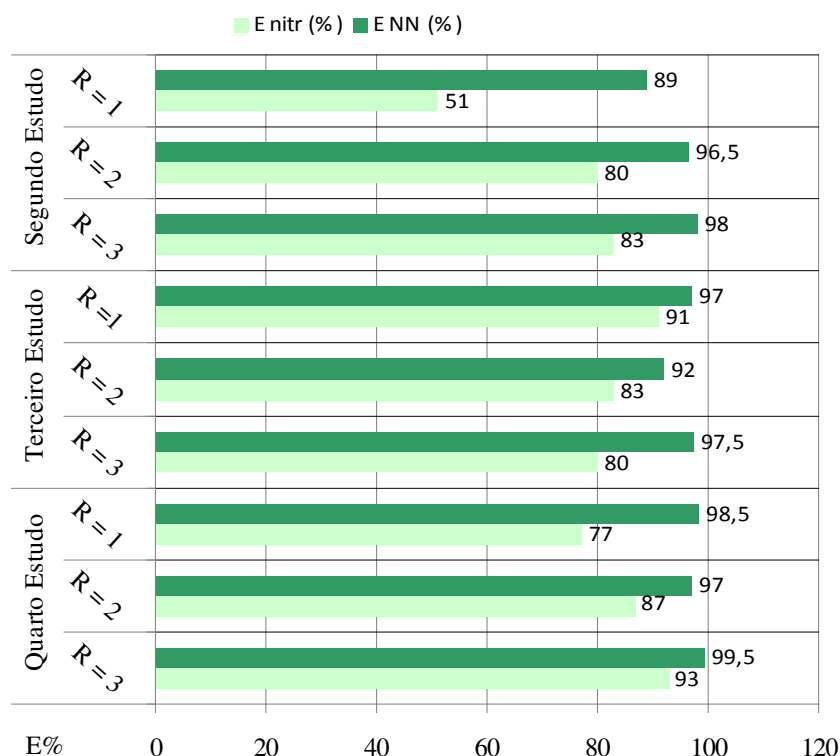


Gráfico 4 – Eficiências de nitrificação pelo processo de ciclos alternados

De acordo com o gráfico 4, verifica-se, que as eficiências de nitrificação pelo processo de ciclos alternados mantiveram-se elevadas, em todos os estudos, variando de 51% a 93% para Enitr (a eficiência referente ao nitrogênio total afluente) e de 89% a 99,5% para a eficiência de nitrificação ENN (relacionada ao nitrogênio nitrificável).

As baixas eficiências de nitrificação (Enitr e ENN), no segundo estudo, foram verificadas com $R = 1 \text{ m}^3/\text{h}$, e pode estar relacionada à menor concentração de amônia (18,66 mg/L), na entrada do biorreator. Apesar deste fato, a nitrificação da amônia foi alcançada.

Comparando as eficiências de nitrificação pelo processo de ciclos alternados com estudos realizados anteriormente, Fatone (2006), que em um de seus estudos, fez uso de dosagem de ácido acético, como fonte de carbono, encontrou valores de eficiência de 97% para Enitr e 99% para ENN, enquanto que para dosagens apenas de nutrientes, foi encontrado valores de 82 e 94% para Enitr e 95 e 83% para ENN. Em estudo realizado por Zuccaro (2007), com dosagem de *Liquefeed* e nutrientes, as eficiências de Enitr e ENN, respectivamente, variaram de 36 – 79% e 80 – 97%.

Verifica-se que as eficiências de nitrificação deste trabalho encontram-se dentro do esperado e que o sistema respondeu melhor à dosagem de ácido acético, como fonte de carbono, do que à dosagem de *Liquefeed*.

Quanto às eficiências de desnitrificação, Ed ou Eden (desnitrificação referente ao nitrogênio total afluente) e a eficiência de desnitrificação referente aos nitritos e nitratos (EDD), o desempenho do processo de ciclos alternados pode ser visualizado no gráfico 5.

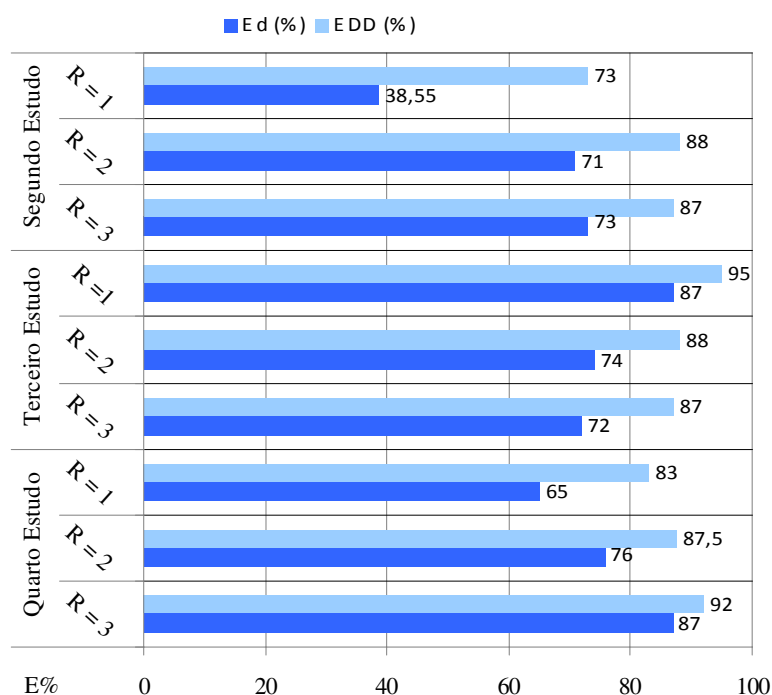


Gráfico 5 - Eficiências de desnitrificação no processo de ciclos alternados

De acordo com o gráfico 5, para os três períodos de estudo, a Ed variou de 38,5% a 87%, e para a EDD de 73% a 95%.

Para a remoção de nitrogênio, na fase de desnitrificação, é preciso considerar, não apenas, a disponibilidade de DQO na entrada do biorreator, mas também à sua rápida biodegradabilidade (FATONE *et al*, 2005).

Observa-se que no segundo período, com $R = 1 \text{ m}^3/\text{h}$, a Ed e a EDD, foi baixa se comparada com os demais estudos, da ordem de 38,5% e 73%, respectivamente. Esse fato pode ser atribuído à baixa concentração de nitrogênio total (27,10 mg/L), e à baixa concentração de DQO verificada durante o segundo micropériodo.

A diminuição da eficiência de desnitrificação no terceiro estudo se deve à ausência de dosagem de produto à base de carbono, o que contribuiu para a diminuição da relação C/N se comparado com o segundo estudo (Anexo D).

No quarto estudo, com a dosagem de ácido acético e nutrientes, as eficiências de desnitrificação foram satisfatórias, apesar da diminuição da relação C/N com o aumento de R. Comparando o quarto estudo do presente trabalho, com as eficiências de desnitrificação encontradas por Fatone (2006), em estudo realizado apenas com a dosagem de ácido acético, as eficiências encontradas foram: Ed = 93% e EDD = 96%. A elevada eficiência pode ser atribuída à dosagem de ácido acético, utilizada como fonte de carbono, conforme observado no gráfico 5, apresentou-se melhor para a realização da desnitrificação.

O uso de aeração intermitente em sistemas de biorreator a membrana, com membranas submersas, segundo o autor Cheimchaisri *et al.* (1999 *apud* FATONE, 2006), tem levado a valores de eficiência em torno de 92,6%. No presente estudo, apenas dois valores encontraram-se acima do valor relatado que foram: no terceiro estudo, com $R = 1 \text{ m}^3/\text{h}$, com eficiência de 95% e no quarto estudo, com $R = 3 \text{ m}^3/\text{h}$, com eficiência de 92%.

Apesar das eficiências de desnitrificação apresentarem-se elevadas, na faixa de 38,5% à 87% para Ed e 73% à 95% para EDD, os estudos apresentaram influência da baixa relação C/N. A influência da relação C/N, nas eficiências de nitrificação e desnitrificação, foram apresentadas por Fatone (2006), em um estudo realizado na estação piloto de ciclos alternados em biorreator a membrana, e são apresentados no gráfico 6.

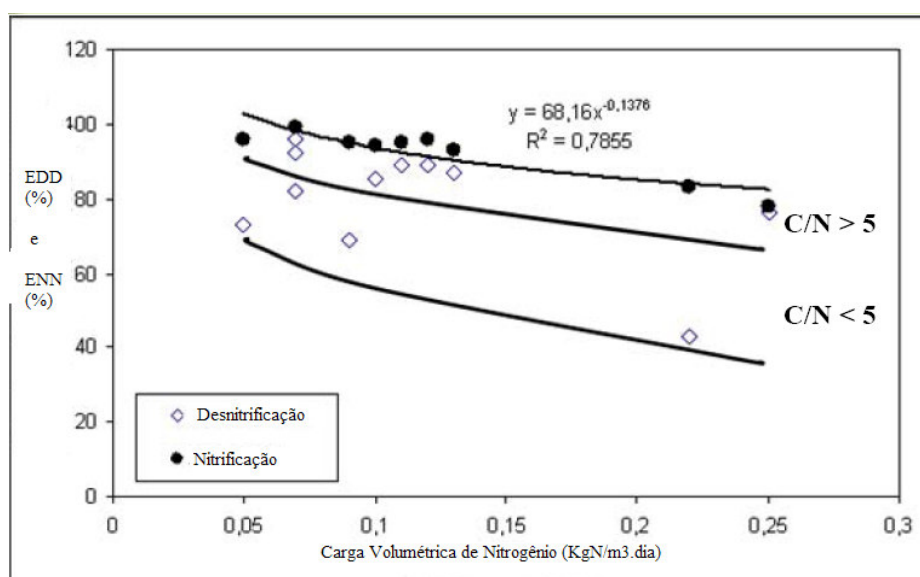


Gráfico 6 – Eficiências de desnitrificação e nitrificação e condições limitantes para a remoção de nitrogênio total
Fonte: FATONE (2006)

De acordo com o gráfico 6, é possível observar que a relação $C/N > 5$ apresenta maiores eficiências de desnitrificação (EDD) e nitrificação (ENN) o que contribuiu para uma maior remoção de nitrogênio total. Já quando a relação $C/N < 5$ observa-se uma queda nas eficiências de nitrificação e desnitrificação e, conseqüentemente, uma menor remoção de nitrogênio total.

Mesmo apresentando baixa relação, nos estudos realizados, ambas as eficiências (nitrificação e desnitrificação) foram consideradas boas, se comparando com estudos já realizados no mesmo sistema de tratamento anteriormente. Isso se deve à elevada flexibilidade do controle automático do processo CA-BRM que é capaz de adaptar-se às diversas condições de carga afluyente ao biorreator, favorecendo as condições necessárias para a oxidação da matéria nitrogenada, garantindo um efluente de acordo com os limites de emissão estabelecidos pela legislação italiana, conforme já abordado no gráfico 3.

CONCLUSÃO

De acordo com os resultados obtidos nos quatro estudos apresentados, pode-se concluir que, no primeiro estudo, referente à averiguação da influência do parâmetro delta no sistema de controle do processo de ciclos alternados, foi verificado que tal parâmetro, relacionado à sensibilidade de leitura das sondas, pode ser considerado como um instrumento adicional de gestão do processo de ciclos alternados em situações de baixa confiabilidade do dispositivo de controle automático, garantindo o tratamento eficiente das águas residuárias.

Quanto à remoção de carga orgânica, verificou-se a elevada flexibilidade do processo ciclos alternados em biorreator a membrana com as constantes variações de carga observada durante os três microperíodos do estudo. Apesar disso, o sistema garantiu um efluente, na saída do biorreator, com concentração de DQO variando de 2 mg/L – 10 mg/L, em conformidade com os limites permissíveis da legislação italiana.

A eficiência de remoção de fósforo pelo processo de ciclos alternados, mostrou-se alta, se comparada com os valores recomendados pela literatura. Apesar disso, as maiores eficiências de remoção foram observadas durante o quarto período de estudo, devido ao uso de ácido acético como fonte de carbono, mostrando-se, assim, uma fonte de carbono adequada para a remoção de fósforo, além das membranas de ultrafiltração, indicadas para remoção do fósforo.

As eficiências de remoção de nitrogênio, mesmo apresentando baixa relação DQO_t/N_t durante os três microperíodos, foram consideradas satisfatórias. Isso se deve à elevada flexibilidade do controle automático do processo CA-BRM, que é capaz de adaptar-se às diversas condições de carga afluente ao biorreator, favorecendo as condições necessárias para a oxidação da matéria nitrogenada, garantindo um efluente de acordo com os limites de emissão estabelecidos pela legislação italiana.

Durante o trabalho, buscou-se verificar os valores de emissão dos poluentes na saída do sistema de tratamento com os valores limites permissíveis para reuso de água, segundo a Lei Italiana em vigor.

No Brasil, não foi possível fazer essa verificação, seguindo o que determina a Resolução nº. 54, de 28 de novembro de 2005, do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH), por esta ainda não apresentar limites permissíveis para reuso de água. Nesse caso, o processo de ciclos alternados em biorreator a membrana poderia servir como exemplos de

processo de tratamento na busca dos valores limites permissíveis para a prática de reuso para diversos fins, já que garante um efluente tratado com elevado padrão de qualidade, conforme observado durante os estudos realizados.

Além da sua capacidade de adaptação às variações de carga afluyente ao sistema de tratamento, o processo de ciclos alternados em biorreator a membrana apresenta uma economia de energia na faixa de 20 a 30% se comparado com um típico sistema de tratamento de pré-desnitrificação – nitrificação, o que o torna um sistema de tratamento atrativo, além de obter efluentes tratados com elevado padrão de qualidade.

RECOMENDAÇÕES

Quanto ao presente trabalho, algumas considerações devem ser observadas. Recomenda-se um maior tempo de estudo e análises dos parâmetros, seja na investigação da remoção de carbono, fósforo e nitrogênio, a fim de se obter maior segurança e precisão quanto aos resultados obtidos.

No que diz respeito, principalmente, à remoção do fósforo, verifica-se a necessidade de maiores estudos que envolvam novas condições operativas e de gestão eficiente de remoção de fósforo pelo processo de ciclos alternados em biorreator a membrana.

REFERÊNCIAS

ALVES, Thais de Lima. **Estudo da formação de incrustações inorgânicas em membranas de nanofiltração utilizadas em processos de dessulfatação**. 2006. 210 f. Tese (Ciências dos Materiais e Metalurgia). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro – PUC – Rio. Disponível em: <http://www.maxwell.lambda.ele.puc-rio/cgi-bin/PRG_0599.EXE/9206_3.PDF?NrOcoSis=28255&CdLinPrg=pt>. Acesso em: 12 fev. 2008.

ANDREOTTOLA, Gianni; FERRAI, Martina; GUGLIELMI, Giuseppe; ZIGLIO, Giuliano. **I reattori biologici a membrana per il trattamento delle acque reflue – principi ed applicazioni**. 2003. 187 f. Monografia (Especialização em Engenharia Civil e Ambiental) – Università degli Studi di Trento. Trento (Itália).

ANIMA – Uida Gruppo D.R.A. Dicembre 2002. 61p. Disponível em: <http://www.anima-it.com/docfiles/uida_dra_elaborato.pdf>. Acesso em: 4 maio 2008.

ATZORI, Luciano Oscar. **L'inquinamento idrico**. Sistema editoriali: Napoli, 2005. 414p.

BAIRD, Colin. **Química ambiental**. 2 ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622p.

BARROS, Fernanda Gene Nunes; AMIN, Mário M. **Água: um bem econômico de valor para o Brasil e o mundo**. Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional, v.4, n.1, p. 75-108. jan/abr. 2008. Disponível em: <<http://www.rbgdr.net/012008/artigo4.pdf>>. Acesso em: 26 março 2008.

BATTISTONI, Paolo *et al.*. **An automatically controled alternate oxic-anoxic processes for small municipal wastewater plants**. Ind. Eng. Chem. Res. v. 42, n. 3, 509 – 515, 2003.

BATTISTONI, Paolo *et al.* **Full scale application of the couple alternate cycles-membrane bioreactor (AC – MBR) process for wastewater reclamation and reuse**. Water practice &

technology. v.1, n.4, 2006. Disponível em: <
<http://www.iwaponline.com/wpt/001/0077/0010077.pdf>>. Acesso em: 20 jul. 2007.

BATTISTONI *et al.* **Alternate cycles process for municipal wwtp upgrading: ready for widespread application.** Industrial Engineering Chemistry Research, 2008.

BERNARDI, Cristina Costa. **Reuso da água para irrigação.** 2003. 63 f. Monografia. (Especialização, MBA, em gestão sustentável da agricultura irrigada). Universidade Católica de Brasília, Brasília. Disponível em:
 <<http://www.uca.org.br/Docs/Publicacoes/PublicacoesIIICA/CristinaCosta.pdf>>. Acesso em: 16 out. 2007.

BONACCI, Eleonora. **Trattamenti avanzati delle acque reflue civili ed industriali ai fini del loro riutilizzo: applicazioni del processo a membrana su impianti in scala pre-industriale e industriale.** 2006. 83 f. Dissertação (Mestrado em gestão e tratamento industriais das águas). Escola de Engenharia Química Industrial. Treviso (Itália).

BORSOI, Zilda Maria Ferrão; TORRES, Solange Domingo Alencar. **A política de recursos hídricos no Brasil.** 1997. Disponível em:
 <<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/revista/rev806.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2007.

BRAGA, Benedito *et al.* **Introdução à Engenharia Ambiental.** São Paulo: Prentice Hall, 2002. 304p.

BRASIL. Constituição Federal (1988). Constituição da República Federativa do Brasil.

_____. Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938org.htm>. Acesso em: 8 out. 2007.

_____. Lei n. 9.984, de 17 de julho de 2000. Dispõe sobre a Agência Nacional de Águas – ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras

providências. Disponível em: <<http://www.lei.adv.br/9984-00.htm>>. Acesso em: 25 março de 2008.

_____. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, nº. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras disposições. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 8 out. 2007.

_____. Resolução do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos – CNRH, nº. 54, de novembro de 2005. Estabelece modalidades e diretrizes, e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.cnrh-srh.gov.br/delibera/resolucoes/R54-.pdf>>. Acesso em: 3 fev. 2008.

CZAPSKI, Silva. **Escassez de água é um dos maiores problemas do século**. Jornal Valor Econômico, caderno B – empresas, pág. 4, 3 maio 2004. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/Destque/docs/materia_ANA.pdf>. Acesso em: 6 abr. 2008.

CERQUEIRA, Ana Cláudia F. Pedreira de; MONTALVÃO, Antônio Filipe; ROCHA, Carla Maia. **Avaliação do processo MBR para reuso de efluentes sanitários**. 2005. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 23. Disponível em: <<http://www.usp.br/cirra/arquivos/CongressoABES/II-380.pdf>>. Acesso em: 29 mar. 2008.

CLARKE, Robin; KING, Jannet. **O atlas da água – o mapeamento completo do recurso mais precioso do planeta**. Publifolha: São Paulo, 2005. 128p.

CONSTANZI, Ricardo N. *et al.* **Tratamento de efluente por reator biológico aeróbico com membrana visando o reuso da água**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, (suplemento), p. 217-220, 2005. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br/revista/suplemento/index_arquivos/PDF/217.pdf?script=sci_pdf%C0%03d=S1415-43662005000400004&lng=en&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 26 mar. 2008.

COSTA, Djerson Mateus Alves da; BARROS JUNIOR, Antônio Carlos de. **Avaliação da necessidade do reuso de águas residuárias**. 2005. Disponível em: <<http://www.cefetrn.br/dpeq/holos/anterior/200509/pdf/081-101.pdf>>. Acesso em: 25 de mar. de 2008.

COSTA, Tatiana Barbosa da. **Desempenho do reator em batelada seqüencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário doméstico**. 2005a. 105f. Dissertação (Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental). Florianópolis – UFSC. Disponível em: <<http://www.tede.ufsc.br/teses/PGEA0206.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2008.

COSTA, Regina Helena Pacca G. **Reuso da água – conceitos, teorias e práticas**. São Paulo: Editora Blücher, 2007. 311p.

D'AMBROSIO, Oscar. **O planeta pede água**. Jornal da Unesp – Universidade Estadual Paulista. Ano XVI, n.158, jul./ago. 2001. Disponível em: <<http://www.unesp.br/aci/jornal/158/especial.htm>>. Acesso em: 27 mar. 2008.

DI BERNARDO, Luiz; DI BERNARDO, Ângela; FILHO, Paulo Luiz Centurione. **Ensaio de tratabilidade de águas e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: RiMa, 2002. 237p.

DIRETIVA DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO 2000/60/CE, de 23 de outubro de 2000. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L2000:327:0001:0072:PT:PDF>>. Acesso em: 21 dez. 2007.

FATONE, Francesco *et al.* **Removal of nutrients and micropollutants treating low loaded wastewaters in a membrane bioreactor operating the automatic alternate cycles processes**. Desalination. v. 183, 2005. p. 395 – 405.

FATONE, Francesco. **Advanced wastewater treatment by membrane bioreactors operating the alternate cycles process**. 2006. 218 f. Tese (Especialização em biotecnologia molecular, industrial e ambiental). Università degli studi de Verona (Itália).

FATONE, Francesco *et al.* **Application of a membrane bioreactor for the treatment of low loaded domestic wastewater for water re-use.** Water Science & Technology. v. 53, n. 9, 2006a. p. 111 – 121.

FATONE, Francesco *et al.* **Operation and maintenance of full-scale municipal membrane biological reactor: a detailed overview on a case study.** Ind. Eng. Chem. Res., 46 (21), 2007. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/Cgi-bin/abstract.cgi/iecred/2007/46/i21/abs/ie0616848.html>>. Acesso em: 15 out. 2007.

FATONE, Francesco *et al.* **Long-term experience with an automatic process control for nitrogen removal in membrane bioreactors.** Desalination. v. 227, 2008, p. 72 – 84. Disponível em: <<http://www.desline.com/articoli/9284.pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2008.

FELIZZATO, Mauro Roberto. **Projeto integrado de tratamento avançado e reuso direto de águas residuárias.** 2003. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. Disponível em: <http://www.usp.br/cirra/arquivos/trabalho_felizatto.pdf>. Acesso em: 24 de mar. de 2008.

FREITAS, Vladimir Passos. **Poluição de águas.** Conferência proferida no I seminário sobre questões vigentes de direito ambiental, 1997. Disponível em: <<http://www.cjf.gov.br/revista/numero3/artigo2.htm>>. Acesso em: 18 jun. 2007.

FURTADO, Marcelo Rijo. **Tratamento de efluentes.** Revista Química e Derivados. Disponível em: <<http://www.quimica.com.br/revista/qd459/tratamentos1.htm>>. Acesso em: 15 nov. 2007.

GAVASCI, Renato. **Stato di attuazione del servizio idrico integrato, problematiche e possibili indirizzi per l'industrializzazione del comparto idrico.** Roma, 2007. 90p.

GEO BRASIL. **Recursos hídricos – componente da série de relatórios sobre o estado e perspectivas do meio ambiente no Brasil.** Ministério do Meio Ambiente, Agência Nacional de Águas, Programa das Nações Unidas para o meio ambiente. Brasília: MMA, ANA, 2007. 246p. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/SalaImprensa/projetos/livro_GEO.pdf>. Acesso em: 16 out. 2007.

GEOCITIES. **Mapa da Itália.** Disponível em: <http://br.geocities.com/henryross89/pasta_italiano/map_italia.gif>. Acesso em: 25 jun. 2008.

Guia para apresentação de trabalhos acadêmicos. Universidade da Região de Joinville (UNIVILLE): Joinville, 2006. 42p.

IMHOFF, Karl e Klaus. **Manual de tratamento de águas residuárias.** Editora Edgard Blücher: São Paulo, 1996. 301p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000.** Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencial/noticias/27032002pnsb.sthm>>. Acesso em: 18 set. 2007.

ITÁLIA. Lei nº. 319, de 10 de julho de 1976. Normas para a tutela das águas da poluição. Disponível em: <<http://www.fgcoop.com/normativa/ACQUA-Legge319-1976.pdf>>. Acesso em: 21 dez. 2007.

_____. Decreto Ministerial, n. 185, de 12 de junho de 2003. Regulamento que apresenta normas técnicas para reutilização de águas residuárias em atuação do artigo 6, parágrafo 2, do decreto legislativo n. 152, de 11 de maio de 1999. Disponível em: <<http://www.sulpm.it/sulpm/lazio/pagine-professionali/DM-2003-185.htm>>. Acesso em: 23 jul. 2007.

_____. Decreto Legislativo nº. 152, de 2 de abril de 2006. Normas em matérias ambientais. Disponível em: <http://www.bosettiegatti.it/info/norme/statali/2006_0152.htm>. Acesso em: 23 jul. 2007.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. **Tratamento de esgotos domésticos.** ed. 3. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720p.

JUDD, Simon. **The MBR book: Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment.** Oxford: Elsevier, 2006. 325p.

LEITE, Ana Maria Ferreira. **Reuso de água na gestão integrada de recursos hídricos**. 2003. 120 f. Dissertação. (Especialização em Planejamento e Gestão Ambiental) – Universidade Católica de Brasília.

MBR NETWORK. Disponível em: <<http://www.mbr-network.eu/mbr-projects/proj-desc-abstract-pt.php>>. Acesso em: 12 nov. 2007.

MACÊDO, Jorge Antônio Barros de. **Águas e águas**. São Paulo: Livraria Varela, 2001. 505p.

MANCUSO, Pedro Caetano Sanches. Tecnologia de reuso de água. *IN*: _____. **Reuso de água**. Barueri, SP: Manole, 2003. cap. 9, p. 291-338.

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. ed. 3. Revised by George Tchobanoglous, Frank Burton (p. cm Mc Graw-Hill series in water resources and environmental engineering), 1991. 1334p.

_____. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. ed. 4. Revised by George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, H. David Stensel (p. cm Mc Graw-Hill series in civil environmental engineering), 2003. 1819p.

MILLER, G. Tyler. **Ciência ambiental**. 11.ed. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 501p.

NG, How Y.; HERMANOWICZ, Slawomir W. **Membrane bioreactor operation at short solids retention times: performance and biomass characteristics**. Water Research, 39 (6) (2005), p. 981 – 992.

PAUL, E. *et al.* **Process state evaluation of alternating oxic-anoxic activated sludge using ORP, pH and DO**. Water Science Technology. V. 38 (3), p. 299 – 306. 1998.

PEGGIN, Dariana Castellanos. **Microfiltração tangencial de efluente sanitário após tratamento biológico**. 2004. 115 f. Dissertação (Especialização em Engenharia Ambiental na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis. Disponível em: <<http://www.tede.ufsc.br/teses/PGEA0194.pdf>>. Acesso em: 14 nov. 2007.

PEREIRA-RAMIREZ, Orlando *et al.* **Influência da carga orgânica aplicada no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura por contactores biológicos rotatórios e reator anóxico.** Revista Brasileira de Agrociência, v. 9, n. 4, p. 413 -420. Out/dez, 2003. Disponível em: <<http://www.ufpel.tche.br/faem/agrociencia/v9n4/artigo18.pdf>>. Acesso em: 03 maio 2008.

PROVENZI, Graziella. **Biorreator a membrana submersa para tratamento biológico de efluentes: estudos hidrodinâmicos e físico-químicos no controle da colmatção.** 2005. 154 f. Tese de doutorado (Especialização em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis.

RENZI, Daniele. **Processo a cicli alternati in reattore unico com membrana da ultrafiltrazione: sperimentazione in pilota di grossa taglia di reflui a basso ed alto carico in azoto.** 2006. 358. Monografia (Ingneria per l’Ambiente e il Territorio) - Università Politécnica delle Marche. Ancona (Itália).

REVISTA BRASILEIRA DE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE – BIO. Ano XV, n.38, abr./jul. 2006, p. 17-20.

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.sabesp.com.br/CalandraWeb/CalandraRedirect/?temp=4&proj=sabesp&pub=T&db=&DOCID=61BDC5AC4F810910832571B1006C2D35>>. Acesso em: 26 de março de 2008.

SCALON, Marina Gutierrez Brandão. **Direito ambiental e recursos hídricos.** Revista Jurídica Unijus. v. 7, n. 1, Uberaba – MG, nov. 2004, p. 99 – 112.

SANTORO, Francesca. **Controllo e ottimizzazione del processo depurativo cicli alternati – MBR per il riutilizzo delle acque reflue.** 2005. 137 f. Monografia (Curso em Ciências Ambientais). Università degli studi di Venezia Ca’ Foscari. Veneza (Itália).

SANTOS, Antônio Silveira Ribeiro dos. **O direito ambiental: sua formação e importância.** RT-720. Out, 1995.

SANTOS, Hilton Felício dos; MANCUSO, Pedro Caetano Sanches. A escassez e o reuso de água em âmbito mundial. *IN*: _____. **Reuso de água**. Barueri, SP: Manole, 2003. cap. 1, p. 1 – 20.

SOBRINHO, Pedro Alem; SAMUDIO, Edgar Manuel Miranda. **Estudo sobre remoção biológica de fósforo de esgoto sanitário, através do processo de lodos ativados operado em batelada**. 2003. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. Disponível em: <http://www.ciplima.org.pe/sanitaria/_con/tema01/i-029.pdf>. Acesso em: 13 de maio de 2008.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 20 ed. Washington: American Public Health Association, 1998.

SUTHERLAND, Ken. **Water and sewage: the membrane bioreactor in sewage treatment**. Feature. Disponível em: <http://www.filtsep.com/articles/general/features/_120907_mbr1.html>. Acesso em: 10 out. 2007.

TUCCI, Carlos E. M.; HESPANHOL, Ivanildo; NETTO, Oscar de M. Cordeiro. **Gestão da águas no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001. 156p.

_____. **Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a visão mundial da água**. Revista Bahia Análise & Dados. v. 13, p. 357 – 370. Salvador, 2003. Disponível em: <www.sei.ba.gov.br/publicacoes_sei/bahia_analise_dados/pdf/recursos_hidricos/pag_357.pdf>. Acesso em: 28 set. 2007.

VENETOHOUSE. **Mapa da região Norte da Itália**. Disponível em: <<http://www.venetohouse.com.br/imagens/mapa-geografia.jpg>>. Acesso em: 25 jun. 2008.

VIANA, Priscilla Zuconi. **Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos domésticos: avaliação do desempenho de módulos de membranas com circulação externa**. 2004. 162 f. Dissertação (Especialização em Mestre em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/URFJ – Rio de Janeiro. Disponível em:

<http://www.p.coc.urfj.br/teses/mestrado/inter/2004/Teses/VIANA_PZ_04_t_M_int.pdf>.

Acesso em: 5 set. 2007.

VIANNA, Regina Cecere; JUNIOR, Cláudio Cecere Vianna; VIANNA, Rafael Marques. **Os recursos de água doce no mundo – situação, normatização e perspectiva**. Revista do Departamento de Ciências Jurídicas, Rio Grande, v.11, p. 247-269, 2005. Disponível em: <<http://seer.furg.br/ojs/index.php/dcj/article/view/598/141>>. Acesso em: 26 mar. 2008.

VON SPERLING, Eduardo Von; MÖLLER, Leila Margareth. Saneamento e meio ambiente. *IN*: _____. **Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios**. v.2. Belo Horizonte: UFMG, 2003. cap. 2, p. 33 – 49.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. v.2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 211p.

VON SPERLING, Marcos. **Lodos ativados**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. 416p.

VON SPERLING, Marcos. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ed. v.1. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 2005. 452p.

ZUCCARO, Giuseppe. **Processo a cicli alternati in reattore único con membrane da ultrafiltrazione: prestazione nella rimozione dell'azoto e del fósforo**. 2007. 228 f. Monografia (Ingneria per l'Ambiente e il Territorio) - Università Politénica delle Marche. Ancona (Itália).

ANEXOS

ANEXO A

Exemplo de registro de dados gerados pelo sistema de controle Gestimp, provenientes das sondas utilizadas no processo de tratamento de CA – BRM de Treviso

HH:MM:SS	STATO K2	STATO MIX1	STATO MIX2	MIX 1	MIX 2	k2	OD1	OD 2	ORP1	ORP2	ODclm	MLSSw	NOx nitratax	MLSSv	temp	N-NH4
0.00.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	0,9	2,01	26,25	219,78	0,44	15,2	1,88	11,08	23,73	-24,97
0.01.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	1,09	2,41	35,41	240,54	0,56	15,29	2,27	11,14	23,74	-24,97
0.02.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	1,3	2,81	46,4	257,63	0,67	15,23	2,26	11,07	23,73	-24,97
0.03.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	1,5	3,22	56,17	260,07	0,79	15,34	2,3	11,02	23,73	-25
0.04.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	1,7	3,52	66,54	260,68	0,9	15,43	2,3	11,02	23,73	-25
0.05.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	1,99	3,82	66,54	260,07	1,01	15,46	2,44	11	23,73	-25
0.06.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	2,19	4,11	76,92	269,23	1,13	15,37	2,44	10,97	23,73	-25
0.07.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	2,39	4,21	86,69	256,41	1,26	15,29	2,55	10,97	23,73	-25
0.08.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	2,58	4,42	86,69	260,07	1,4	15,31	2,55	10,99	23,72	-24,97
0.09.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	2,68	4,61	87,91	260,68	1,5	15,38	2,65	10,94	23,73	-24,97
0.10.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	2,78	4,71	97,07	234,43	1,6	15,35	2,66	10,94	23,68	-24,97
0.11.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	2,89	4,9	98,29	271,06	1,68	15,43	2,74	10,94	23,59	-25
0.12.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	2,89	5,01	97,68	280,83	1,75	15,42	2,75	10,94	23,73	-24,97
0.13.38	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	2,99	5,12	97,68	271,06	1,81	15,26	2,84	10,94	23,73	-24,97
0.14.37	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	2,99	5,21	97,68	274,73	1,87	15,37	2,83	10,94	23,72	-25
0.15.37	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	2,99	5,31	97,68	255,19	1,91	15,49	2,88	10,94	23,74	-24,97
0.16.37	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	3,09	5,31	97,07	257,63	1,96	15,32	2,88	10,96	23,73	-25
0.17.37	ON	ON	ON	OFF	OFF	ON	3,09	5,4	108,06	271,06	2	15,31	2,94	10,96	23,56	-25
0.18.37	OFF	ON	ON	ON	ON	OFF	2,98	5,32	97,07	271,06	2,04	15,35	2,95	10,88	23,57	-25
0.19.37	OFF	ON	ON	ON	ON	OFF	2,42	4,41	97,68	261,29	2,11	15,17	3,03	10,84	23,56	-25
0.20.37	OFF	ON	ON	ON	ON	OFF	1,31	3,62	76,31	260,07	2,09	14,73	3,03	10,87	23,57	-25
0.21.37	OFF	ON	ON	ON	ON	OFF	0,61	3,13	45,18	250,92	2,05	14,41	3,13	10,87	23,56	-24,97
0.22.37	OFF	ON	ON	ON	ON	OFF	0,21	2,72	25,64	240,54	2,02	14,38	3,14	10,93	23,58	-25
0.23.37	OFF	ON	ON	ON	ON	OFF	0,12	2,22	4,88	230,16	1,98	14,24	3,18	10,93	23,57	-24,97

ANEXO B

Cálculos

► Cálculo para Eficiência de Remoção dos Poluentes

Para o cálculo da porcentagem ou eficiência de remoção do fósforo e da matéria orgânica no tratamento de efluentes, de acordo com Von Sperling, M. (2005), é dada pela fórmula:

$$E = \left(\frac{C_o - C_e}{C_o} \right) \cdot 100$$

onde: C_o = Concentração inicial;

C_e = Concentração final.

► Balanço de Massa do Nitrogênio e Eficiências de Nitrificação e Desnitrificação do Processo de Ciclos Alternados

Para o balanço de massa do nitrogênio, bem como as eficiências do mesmo, utilizou-se o cálculo que segue a metodologia apresentada por Battistoni *et al.* (2008) e explicada a seguir.

O balanço de massa do nitrogênio é calculado de acordo com a equação 1, enquanto que as performances de nitrificação e desnitrificação do processo de tratamento são estudadas de acordo com quatro parâmetros: a eficiência de nitrificação com relação ao nitrogênio total na entrada do bioreator (E_n , na equação 2) e a eficiência da soma de uma única forma de nitrogênio que pode ser nitrificado (E_{NN} , na equação 3); a eficiência de remoção do nitrogênio referindo-se ao nitrogênio total afluente ao bioreator (E_d , na equação 4), ou ao nitrogênio nitrificado, N-NO_x (E_{DD} , na equação 5).

$$LN_{tot_{den}} = LN_{tot_{in}} - LN_{q_w} - LN_{tot_{out}}$$

Eq.(1)

onde: $LN_{tot_{den}}$ = Carga mássica de nitrogênio total desnitrificado (kg/d);
 $LN_{tot_{in}}$ = Carga mássica de nitrogênio total afluyente (kg/d);
 LN_{q_w} = Carga mássica de nitrogênio total no lodo em excesso (kg/d)¹;
 $LN_{tot_{out}}$ = Carga mássica de nitrogênio total efluente (kg/d).

$$En (\%) = (LN_{tot_{nit}} / LN_{tot_{in}}) * 100 \quad \text{Eq. (2)}$$

onde: $LN_{tot_{nit}}$ = Carga mássica de nitrogênio total nitrificado

$$ENN (\%) = [LN_{tot_{nit}} / (LNTK_{in} + LNTK_{qr} - LN_{q_w} - LN_{nb \text{ org saída}})] * 100 \quad \text{Eq. (3)}$$

onde: $LTKN_{entrada}$ = Carga mássica de nitrogênio total Kjeldahl afluyente (kg/d);
 $LTKN_{qr}$ = Carga mássica de nitrogênio total Kjeldahl na vazão de recirculação (kg/d);
 $LN_{nb \text{ org saída}}$ = Carga mássica de nitrogênio orgânico não biodegradável efluente (kg/d).

$$Ed (\%) = (LN_{tot_{den}} / LN_{tot_{entrada}}) * 100 \quad \text{Eq. (4)}$$

$$EDD (\%) = [LN_{tot_{den}} / (LN_{tot_{den}} + LNO_x - N_{saída})] * 100 \quad \text{Eq. (5)}$$

onde: $LNO_x - N_{saída}$ = Carga mássica de N-NOx efluente (kg/d).

¹ A quantidade de nitrogênio removido no lodo em excesso é igual a 5% do peso dos sólidos suspensos totais removidos, sendo esta a típica composição dos lodos (BECCARI *et al.*, 1993 *apud* Zuccaro, 2007).

ANEXO C

Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSVT), temperatura, nitrogênio total e carbono rapidamente biodegradável do segundo, terceiro e quarto microperíodo

Período	R (m³/h)	Temperatura (°C)	SSVT (mg/L)	Nt_{entrada} (mg/L)	DQORB (mg/L)	Nt_{saída} (mg/L)
Segundo	1	21,9	---	27,10	121	5,74
	2	23,9	8	39,90	147	5,04
	3	22,0	10	40,0	116	5,33
Terceiro	1	21,2	24	50,64	24	22,27
	2	20,6	36	31,69	28	30,96
	3	20,3	30	38,2	23,5	37,1
Quarto	1	13,9	42	37	62,5	2,62
	2	17,2	30	---	30	8,1
	3	16,6	14	98,4	40	8,1

ANEXO D

Relação DQOt/Nt do segundo, terceiro e quarto microperíodo

Períodos	Segundo			Terceiro			Quarto		
R (m ³ /h)	1	2	3	1	2	3	1	2	3
DQOt/Nt	5,61	4,94	4,55	1,18	1,61	1,8	3,65	2,0	0,8