



**Universidade do Estado do Rio de Janeiro**

Centro de Tecnologias e Ciências

Instituto de Química

**Tratamento do Efluente Gerado nas Atividades de Limpeza de Caminhões de Lixo**

Zilton José Sá da Fonseca

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Química do Instituto de Química da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Ciências (M.Sc.), realizada sob a orientação do Professor Fábio Merçon (DTPB/IQ/UERJ).

**Rio de Janeiro**

**Junho de 2006**

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Dissertação de Mestrado: “Tratamento do Efluente Gerado nas Atividades de Limpeza de Caminhões de Lixo”

Autor: Zilton José Sá da Fonseca

Orientador: Prof. Fabio Merçon

Data da Apresentação: 23 de junho de 2006

Aprovado por:

Prof. Fábio Merçon  
DTPB/IQ/UERJ

Prof.<sup>a</sup> Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco  
IMA/UFRJ

Prof. Carlos Russo  
DTPB/IQ/UERJ

F676

Fonseca, Zilton José Sá da

Tratamento do efluente gerado nas atividades de limpeza de caminhões de lixo / Zilton José Sá da Fonseca. – 2006.

94f.

Orientador : Fábio Merçon.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Química.

1. Águas residuais-Purificação-Tratamento biológico-Teses. 2. Chorume-Teses. 3. Lixo-Teses. 4. Águas cinzentas-Greywater-Teses. I. Merçon, Fábio. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Química. III. Título.

CDU 628.387

À minha mulher Carmen, minhas filhas Jéssica e Joice,  
por compreenderem minha ausência durante esta dura  
conquista. Aos meus pais (*in memorium*), pelo eterno  
incentivo aos estudos.

## **Agradecimentos**

- Ao meu orientador Fábio Merçon pela orientação, paciência e amizade.
- Ao professor Carlos Russo, pelo exemplo de docente a ser seguido.
- Às professoras Mônica Marques e Fernanda Coutinho, pela oportunidade de participar no curso de mestrado do Instituto de Química.
- Às colegas Kelley e Mara pelo incentivo na hora do desânimo.
- Ao Olegário da Tecma, pelo suporte técnico da pesquisa de campo.
- Ao diretor da Koleta Ambiental S.A., Sr. Cesar Moreira Filho, pelo apoio financeiro, sem o qual este trabalho não poderia ser concluído.
- Por último, a todos os colaboradores da UERJ.

Resumo da Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Química do Instituto de Química da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.).

## **Tratamento do efluente Gerado nas atividades de Limpeza de Caminhões de Lixo**

Zilton José Sá da Fonseca

*junho* de 2006

Orientador: Prof. Fábio Merçon

Este estudo abordou o tratamento de efluentes gerados na operação de lavagem de caminhões de coleta de lixo do tipo IIA e IIB, conforme a NBR 10.004. Os ensaios foram realizados na estação de tratamento localizada na garagem da empresa Koleta Ambiental, Rio de Janeiro. Em face dos grandes volumes de água exigidos para a limpeza dos caminhões foi realizado ensaio de tratabilidade a fim de definir qual o método de tratamento mais adequado para o efluente. Foram ensaiados os métodos físico-químico, biológico e ultrafiltração com membrana. O objetivo final era verificar a qualidade da água para posterior reuso a fim de diminuir o desperdício de se usar água potável para a lavagem de caminhões de lixo. Os resultados mostraram-se satisfatórios, porém há a necessidade de se aprofundar a pesquisa para enquadramento de vários parâmetros de qualidade nos padrões das Resoluções CONAMA 357 e 274, assim como melhorar a avaliação do consumo de energia no processo de filtração com a membrana.

Abstract of Dissertation presented to Programa de Pós-graduação em Química of Instituto de química of Universidade do Estado do rio de Janeiro, as partial fulfillment of the requiriments for the degree of Máster of Science (M.Sc.).

## **Efluent Treatment of City Garbage trucks Cleaning**

Zilton José Sá da Fonseca

*June 2006*

Dissertation Supervisor: Fábio Merçon

The present study, undertaken at the site of koleta Ambiental S.A., Rio de Janeiro, a company specialized in garbage collection, was related to the tratability tests of the wastewaters generated by garbage truck cleaning. To verify the effectiveness of these tests, a sequence of treatment related to physicochemical, biological and ultrafiltration through membranes tests, was adopted. From the results, one can conclude that further investigations should be carried out, as some water quality parameters of the treated wastewaters, such as chlorides and nitrogen that still do not comply with those prescribed in CONAMA 357 and 274 resolutions. Moreover, as far as the energy consumption related to ultrafiltration tests, must be further assessed, as the results which have been obtained were not conclusive.

## Sumário

1. Introdução	15
2. Revisão Bibliográfica	18
2.1. Reuso de água: Definições e histórico	18
2.2. Problemas decorrentes do uso de águas contaminadas	19
2.3. Normas relevantes para controle de efluentes líquidos	21
2.3.1. Classes das águas e seus usos	22
2.4. Operações unitárias de tratamento de efluentes	25
2.4.1. Processos e grau de tratamento	26
2.5. Processos de tratamento e reuso de águas servidas	28
2.5.1. Tratamento biológico	32
2.5.1.1. Cinética das reações no tratamento biológico	32
2.5.1.2. Nutrientes	34
2.5.1.3. pH	36
2.5.1.4. Temperatura	36
2.5.1.5. Oxidação da matéria orgânica	37
2.5.1.6. Problemas encontrados no tratamento biológico	39
2.5.2. Processos de separação com membranas	39
2.5.2.1. Tipos de processos de separação por membranas com gradiente de pressão	40
2.5.2.2. Estrutura e materiais de membranas	45
2.5.2.3. Módulos de membranas	46
2.5.2.4. Operação dos sistemas com membranas	53
2.5.2.5. Principais fatores de redução de fluxo na membrana	54
2.5.2.6. Polarização de concentração	53
2.5.2.7. <i>Fouling</i>	55
2.5.2.8. Pré-tratamentos para os processos com membranas	57
2.5.2.9. Consumo de energia	59
3. Objetivos	62
4. Material e método	63
4.1. Descrição da estação de tratamento da empresa	63
4.2. Caracterização do efluente da lavagem dos caminhões de lixo	67

4.3. Metodologia analítica	67
4.3.1. Clarificação química	67
4.4. Material e equipamentos	69
4.5. Estudo de tratabilidade do efluente	70
5. Resultados e discussão	72
5.1. Estudo de tratabilidade do efluente	76
5.1.1. Clarificação química	76
5.1.2. Processo de lodos ativos	77
5.1.3. Resultados analíticos da tratabilidade	80
5.1.4. Ultrafiltração	82
5.1.5. Conclusões parciais	84
6. Sugestões de trabalhos futuros	86
7. Conclusões	87
8. Referências bibliográficas	88
Anexo I	92
Anexo II	93
Anexo III	94

## Lista de Figuras

Figura 1. Fluxograma de uma estação de tratamento de esgotos convencional	31
Figura 2: Reações de ordem zero	33
Figura 3. Reações de primeira ordem	34
Figura 4. Efeitos do pH e da temperatura na distribuição da amônia e do íon amônio em água	35
Figura 5. Curva de crescimento de microrganismos (biomassa) versus decaimento do substrato	38
Figura 6. Esquema básico de funcionamento de uma membrana	40
Figura 7. Tipo de filtração e separação de substâncias	42
Figura 8. Esquema de membrana simétrica	44
Figura 9. Esquema de uma membranas assimétricas	44
Figura 10. Esquema de uma membrana composta onde a camada de polisulfona microporosa é o suporte e o filme polimérico de poliamida	45
Figura 11. Detalhe do filme fino superior que representa a camada filtrante	45
Figura 12. Esquema de membrana tubular em vaso de pressão	47
Figura 13. Tipos de módulos tubulares	47
Figura 14. Esquema de funcionamento de membrana tubular	48
Figura 15. Foto de membranas	48
Figura 16. Foto de arranjo de módulos com membranas	49
Figura 17. Esquema de um módulo de quadro e placa	49
Figura 18. Elementos de um módulo em espiral	50
Figura 19. Detalhe completo de um módulo em espiral	51
Figura 20. Detalhe da disposição de canais de alimentação e filtrado em elementos espirais	51
Figura 21. Esquema de um módulo de fibra oca	52
Figura 22. Fibra oca	52
Figura 23. Microscopia de uma membrana de fibra oca	53
Figura 24. Processo básico de filtração	54
Figura 25. Direção do fluxo de alimentação	54
Figura 26. Modelo de polarização de concentração	55
Figura 27. Redução de fluxo	56

Figura 28. Fluxograma típico de uma planta de processo para reuso de águas servidas municipais	59
Figura 29. Custo operacional de ETE com ultrafiltração para reuso da água	59
Figura 30. Estrutura de um módulo de membranas transversais	60
Figura 31. Caminhão compactador de lixo	63
Figura 32. Detalhe dos resíduos sólidos	63
Figura 33. Lavagem	63
Figura 34. Gradeamento/ Desarenador	63
Figura 35. Decantador primário	63
Figura 36. Reator Lodos ativados/ Decantador secundário	63
Figura 37. Hidrograma	64
Figura 38. Fluxograma da ETE	65
Figura 39. Teste de respiração dos lodos ativados	77
Figura 40. Curva de permeação do efluente do sistema de ultrafiltração	81

## Lista de Tabelas

Tabela 1. Principais doenças associadas com água contaminada	19
Tabela 2. Classificação das Águas	22
Tabela 3. Padrões de qualidade atribuídos pela resolução Conama 357	22
Tabela 4. Composição do chorume com diferentes idades	28
Tabela 5. Eficiência do tratamento de águas servidas	30
Tabela 6. Faixa de temperatura para o desenvolvimento ótimo das bactérias	37
Tabela 7. Processos com membranas utilizadas para tratamento de água e esgoto	42
Tabela 8. Pressão e rendimento de membranas	42
Tabela 9. Comparação das propriedades de membranas	43
Tabela 10. Classificação e distribuição dos sólidos em função do tamanho	57
Tabela 11. Metodologia analítica utilizada - Standart Methods	67
Tabela 12. Parâmetros analisados e pontos de coleta de amostra	68
Tabela 13. Cronograma dos ensaios	69
Tabela 14. Resultados da caracterização do ensaio 1	70
Tabela 15. Resultados da caracterização do ensaio 2	70
Tabela 16. Resultados da caracterização do ensaio 3	71
Tabela 17. Resultados da caracterização do ensaio 4	71
Tabela 18. Resultados da caracterização do ensaio 5	72
Tabela 19. Resultados da caracterização do ensaio 6	72
Tabela 20. Relação DBO/DQO no Tanque de Equalização – Efluente Bruto - ETE	73
Tabela 21 – Resultados obtidos nos ensaios biológicos	74
Tabela 22 Resultados do ensaio de clarificação química	74
Tabela 23. Consumo de produtos químicos durante o ensaio de clarificação	75
Tabela 24. Cálculo da relação A/M no reator biológico	76
Tabela 25. Relação de biomassa nos lodos ativados do reator biológico do ensaio de tratabilidade	76
Tabela 26. Relação de biomassa nos lodos ativados do 2º reator biológico ETE	76
Tabela 27. Resultados físico-químicos dos efluentes do ensaio 1	78
Tabela 28. Resultados físico-químicos dos efluentes do ensaio 2	78

Tabela 29. Resultados físico-químicos dos efluentes do ensaio 3	78
Tabela 30. Resultados físico-químicos dos efluentes do ensaio 4	79
Tabela 31. Resultados físico-químicos dos efluentes do ensaio 5	79
Tabela 32. Resultados físico-químicos dos efluentes do ensaio 6	79
Tabela 33. Eficiência de redução da DQO após os tratamentos físico-químico e biológico	80

## Lista de abreviaturas

- DDT : diclorodifeniltricloroetano
- PCB: bifenila policlorada
- SDT: sólidos dissolvidos totais
- SST: sólidos solúveis totais
- UNT: unidade nefelométrica de turbidez
- OD: oxigênio dissolvido
- DBO: demanda bioquímica de oxigênio
- DQO: demanda química de oxigênio
- MON: material orgânico natural
- RFT: resíduo filtrável total
- RNFT: resíduo não filtrável total
- RNFV: resíduo não filtrável volátil
- UF: ultrafiltração
- MF: microfiltração
- NF: nanofiltração
- OR: osmose reversa
- MBAS: substâncias ativas ao azul de metileno
- Nkj: nitrogênio kjeldahl
- pH: potencial hidrogeniônico

## 1. Introdução

O Brasil é responsável pela concentração de 12% de toda água doce superficial no mundo e paradoxalmente desabastecimento em várias regiões. Como é de conhecimento público, a distribuição desigual das fontes de água no planeta é a maior causa pela sua escassez, haja visto que os centros consumidores estão normalmente distantes dos mananciais. Como exemplo, pode-se citar a bacia amazônica e a região sudeste, especificamente São Paulo. A primeira, maior fonte de água doce superficial do Brasil, com 78%, e a outra, o maior centro consumidor. Além do exposto, a escassez de água com um padrão mínimo de qualidade vem aumentando cada vez mais, devido ao lançamento das águas servidas, sem tratamento, diretamente nos rios e mares.

Um ponto que merece destaque é que a quantidade total de água líquida no mundo é praticamente constante. O problema é a oferta de água potável, que a cada dia diminui (pela poluição das fontes) em relação a uma demanda que sempre cresce (aumento populacional).

A cidade de São Paulo, nascida na confluência de vários rios, viu a poluição torná-los inadequados para o consumo, incluindo as fontes próximas e, com isso, tendo que captar água de bacias distantes, como o caso da captação de água no sistema Cantareira, alterando cursos de rios e a distribuição natural da água na região (Marussia, 2005).

O Rio Tietê, de porte caudal, é um caso em que a impossibilidade do uso da água para consumo humano, deve-se à sua má gestão. Só a título de ilustração do desperdício, o consumo d'água *per capita* para cidades grandes, maior que 250.000 habitantes, varia de 150 a 300 L/hab.dia (Von Sperling, 1996). No caso de cidades do porte de São Paulo e Rio de Janeiro, bem como outras capitais, o alto consumo resulta em uma enorme demanda de recursos hídricos, cada vez mais caros devido o grande nível da poluição. Esses recursos hídricos deveriam ser explorados próximos aos pontos de consumo.

Outro exemplo de mau gerenciamento, é o realizado em alguns estados do nordeste que são deficientes no abastecimento de água, com índice pluviométrico maior que Israel. Contudo, por falha administrativa e política, suas populações sofrem de seca crônica (Rebouças, 2004).

Dentro deste contexto, várias atividades que demandam água precisam ser inseridas num plano de gestão hídrica, como são os casos das indústrias alimentícias, de

bebidas e de geração de energia de fonte térmica e dos estabelecimentos comerciais, para que não sofram interrupção em suas atividades, em face da escassez da água e conseqüentemente, o aumento de custo da mesma.

Convencionalmente os tratamentos de águas servidas mais aplicados são os biológicos tais como os aeróbicos e os anaeróbicos, com limitações que impedem o reuso da água. Dessa forma, o estudo e a implementação de novas tecnologias de tratamento de águas residuárias, como é o caso dos sistemas de filtração por membranas, se justificam, principalmente, pela possibilidade do reuso de água para diversas finalidades.

Conforme apresentado por Schneider (2001), com o advento da tecnologia de membranas, o setor de saneamento básico passará por uma nova transformação tecnológica nos sistemas de abastecimento de água e de esgotos sanitários, pois haverá mudanças radicais na forma de produzir e comercializar água e de tratar os esgotos, nos grandes centros urbanos e industriais.

Dentro desse quadro, as atividades de coleta e transporte de resíduos sólidos podem ser inseridas. Em seu processo utilizam-se vários tipos de veículos, sendo os mais usuais os caminhões compactadores de lixo, os quais demandam um consumo grande de água para sua limpeza.

O efluente gerado na limpeza desses caminhões tem as características de chorume. Chorume é um líquido escuro contendo alta carga poluidora, de odor fétido, fruto da decomposição dos resíduos sólidos urbanos, inicialmente em fase aeróbia, porém depois, em fase anaeróbia. A presença de água exerce grande influência na decomposição dos resíduos, pois facilita a redistribuição de nutrientes e microrganismos no substrato orgânico. Conforme Serafim *et al.* (2003), o chorume é gerado de três diferentes fontes:

- da umidade natural do lixo, aumentando no período chuvoso;
- da água de constituição da matéria orgânica, que escorre durante o processo de decomposição;
- das bactérias existentes no lixo, que expelem enzimas, que dissolvem a matéria orgânica com formação de líquido (hidrólise).

Giordano (2003) afirma que, entre a colocação dos resíduos sólidos nos seus contentores, nos pontos de armazenamento e no transporte, decorrem mais de 24 horas, tempo suficiente para que se inicie o processo de biodegradação havendo liberação de água, já contaminada. Esse líquido vai se acumulando durante o transporte nos

caminhões, sendo descarregados nas estações de transbordo e/ou nos aterros. O líquido possui alta concentração de matéria orgânica, porém ainda não é considerado chorume.

Em face do exposto, o efluente gerado nas garagens que abrigam os veículos responsáveis pela coleta de resíduos urbanos possui potencial poluidor muito alto, de grande recalcitrância e conseqüentemente, de difícil tratamento por processos convencionais. Além do mais, pela quantidade gerada e a escassez existente de água potável o seu reuso torna-se interessante.

Vale ressaltar, que não foi encontrado nenhum trabalho ou pesquisa em relação ao tratamento de efluentes gerados na lavagem de caminhões de lixo, necessitando-se fazer várias associações com efluentes com alguma similaridade para o desenvolvimento desta dissertação.

## 2. Revisão bibliográfica

Em face de não ter sido localizada nenhuma bibliografia específica para o caso de lavagem de caminhões coletores de lixo, buscou-se estudos que haja alguma similaridade, como chorume de aterros e as águas acinzentadas, conhecidas como *greywaters*.

### 2.1. Reuso de água: definições e histórico

Nos dias de hoje, diante da necessidade crescente de suprir as carências de água para os mais diversos fins, o reuso de águas vem sendo estudado e incentivado pelo poder público. Além disso, com a globalização, tornou-se imperiosa a necessidade de redução nos custos do tratamento da água para consumo.

Metcalf e Eddy (1995) apresentam as seguintes definições relacionadas à recuperação e ao reuso de águas:

- Água servidas de reuso: é a água usada, que após tratamento, pode ser usada na agricultura, na indústria, no comércio etc;
- Água reciclada: é a água que após o seu uso retorna ao processo sem tratamento. Por exemplo, água de circuito fechado de refrigeração;
- Recuperação de águas servidas: é o tratamento dado às águas servidas que permitem o seu reuso.

Segundo Mota (2000), no Brasil o reuso de águas é inexistente. Credita-se este fato a pelo menos dois fatores: a pesquisa incipiente, desenvolvida principalmente nas universidades, ainda não criou um conjunto de informações capaz de fomentar o reuso de água pela população, e o desconhecimento de alguns parâmetros representativos da qualidade da água a ser usada. Esse problema também é agravado pela desconfiança do consumidor na utilização de um produto cujas características sanitárias não estão bem definidas, associada ao preconceito da origem da água de reuso.

Assim, para esse autor (Mota, 2000), além da pesquisa científica para introdução do reuso da água em grande escala, deveria ser realizada uma campanha de esclarecimento e conscientização dos parâmetros sanitários da água destinada ao reuso.

Em contrapartida, em outros países, a reutilização das águas servidas começou há bastante tempo quando se irrigava o solo com as águas de esgoto na Europa e nos Estados Unidos, por volta do ano de 1900. Mais tarde, em função do aumento da demanda de água, outros projetos aconteceram, como aquele em 1912 na cidade de São Francisco (EUA), no Golden Gate Park. Esse projeto iniciou-se com o reuso das águas tratadas, provenientes das estações de tratamento de efluentes, para a rega dos gramados e jardins. Em 1926 no Grand Canyon National Park (Arizona - EUA), água de reuso foi utilizada nos vasos sanitários, em *sprinklers* e em torres de resfriamento (Metcalf e Eddy, 1995).

Em 1942, a Companhia Siderúrgica de Bethlem (EUA) começou a usar água de reuso no processo de fabricação do aço. Em 1960, na cidade de Colorado Spring (EUA) foi implantada a primeira rede de fornecimento de água de reuso para limpeza de avenidas e parques, rega de jardins, etc (Metcalf e Eddy, 1995).

Na década de sessenta, um novo salto qualitativo no tratamento de águas servidas aconteceu com a introdução do sistema de filtração por membranas. A tecnologia de membranas foi inicialmente comercializada para a dessalinização de água do mar, no início dos anos 60, na forma de sistemas de osmose reversa (inversa). Em seguida, uma variante dessa tecnologia que opera a pressões mais baixas, a nanofiltração, começou a ser utilizada em escala comercial para a remoção de durezas de águas subterrâneas no estado da Flórida (EUA), e para a remoção de cor em águas derivadas de zonas com turfa na Noruega na década de 80. Estes dois segmentos de mercado, entretanto, representam pequenos nichos dentro do universo de sistemas utilizados no tratamento de água e de esgoto em saneamento básico (Schneider, 2001).

## **2.2. Problemas decorrentes do uso de águas contaminadas**

Por ser uma substância essencial para as principais atividades humanas, a água está se tornando um bem de valor considerável, principalmente se suas características se enquadrarem em padrões satisfatórios de consumo.

Um exemplo interessante são os contaminantes biológicos, que podem estar presentes até em águas de fontes naturais, mas que podem ser removidos por processos de tratamento químicos e físicos. Na Tabela 1, são apresentadas algumas das principais doenças associadas à água contaminada, bem como seu agente.

Tabela1. Principais doenças associadas com água contaminada (Von Sperling, 1996)

<b>Doença</b>	<b>Agente</b>	<b>Sintoma</b>
Disenteria Bacilar	Bactéria ( <i>Shigella dysenteriae</i> )	Forte diarreia
Cólera	Bactéria ( <i>Vibrio cholerae</i> )	Diarreia extremamente forte, desidratação e alta taxa de mortalidade
Leptospirose	Bactéria ( <i>Leptospira</i> )	Icterícia e febre
Salmonelose	Bactéria ( <i>Salmonella</i> )	Febre, náusea e diarreia
Febre tifóide	Bactéria ( <i>Salmonella Typhi</i> )	Febre elevada, diarreia e ulceração do intestino delgado
Disenteria amebiana	Protozoário ( <i>Entamoeba histolytica</i> )	Diarreia prolongada com sangramento e abscessos no fígado e intestino fino
Giardíase	Protozoário ( <i>Giardia Lamblia</i> )	Diarreia leve e forte, náusea, indigestão e flatulência
Hepatite infecciosa	Vírus (vírus da hepatite A)	Icterícia e febre
Gastroenterite	Vírus (enterovírus, parvovírus e rotavírus)	Diarreia leve e forte
Paralisia infantil	Vírus ( <i>Poliovirus</i> )	Paralisia
<b>Doenças associadas ao contato com água contaminada</b>		
Escabiose	Sarna ( <i>Sarcoptes scabiei</i> )	Úlceras na pele
Tracoma	Clamídea ( <i>Chlamydia tracomatis</i> )	Inflamação dos olhos e cegueira completa ou parcial
<b>Verminose, tendo a água como um estágio no ciclo</b>		
Esquistossomose	Helminto ( <i>Schistosoma</i> )	Diarreia, aumento do baço e do fígado e hemorragias
<b>Doenças com transmissão através de insetos, tendo a água como meio de procriação</b>		
Malária	Protozoário ( <i>Plasmodium</i> )	Febre, suor e calafrios, gravidade variável com o tipo de Plasmodium
Febre amarela	Vírus (flavivírus)	Febre, dor de cabeça, prostração, náusea, e vômitos
Dengue	Vírus (flavivírus)	Febre, forte dor de cabeça, dores nas juntas e músculos e erupções
Filariose	Helminto ( <i>Wuchereria bancrofti</i> )	Obstrução de vasos e deformação de tecidos

### 2.3. Normas relevantes para controle de efluentes líquidos

Para o uso seguro das águas recuperadas faz-se necessário ter alguns parâmetros de controle. Como exemplos, no Estado do Rio de Janeiro têm-se a Diretriz da FEEMA Dz – 215 R.1 (1994), que trata do controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem não industrial e a Norma Técnica FEEMA NT – 202 R.10 (1986), que trata dos padrões para lançamento de efluentes. Já em âmbito nacional, tem-se a Resolução CONAMA 357 (2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como a Resolução CONAMA 274 (2000), que estabelece as condições de balneabilidade.

Segundo a Resolução CONAMA 357, a classe da água para reuso no processo de lavagem dos caminhões de lixo é a de 2, fruto da possibilidade do contato primário da água com o homem. Contato primário, por definição, é aquele em que existe a possibilidade de se ingerir a água. Quanto à resolução CONAMA 274, que é um complemento da Resolução CONAMA 357, fixa os limites de balneabilidade das águas.

Em resumo, a Resolução CONAMA 274 divide em duas categorias as águas destinadas à balneabilidade: própria e imprópria. As águas próprias são subdivididas nas seguintes categorias:

- **Excelentes:** quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras coletadas em cada uma das cinco semanas anteriores, obtidas no mesmo local, houver, no máximo, 250 coliformes fecais (termotolerantes) ou 200 *Escherichia coli* ou 25 enterococos por 100 mL;

- **Muito Boa:** quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras coletadas em cada uma das cinco semanas anteriores, obtidas no mesmo local, houver, no máximo, 500 coliformes fecais (termotolerantes) ou 400 *Escherichia coli* ou 50 enterococos por 100 mL;

- **Satisfatória:** quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras coletadas em cada uma das cinco semanas anteriores, obtidas no mesmo local, houver, no máximo 1.000 coliformes fecais (termotolerantes) ou 800 *Escherichia coli* ou 100 enterococos por 100 mL.

### 2.3.1. Classes das águas e seus usos

Para que se faça a utilização de qualquer água, precisa-se antes especificar qual a classe em que esta se que enquadra em função do seu uso, pois cada uma das classes tem suas restrições, como por exemplo, o número de coliformes totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), turbidez, etc. Na Tabela 2 é apresentado um resumo das classes e seus usos, segundo a resolução CONAMA 357 (2005).

Tabela 2. Classificação das Águas segundo Resolução CONAMA 357 (2005)

USO	CLASSE				
	Especial	1	2	3	4
Abastecimento Doméstico	X	X	X	X	
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	X				
Recreação e contato primário		X	X		
Proteção das comunidades aquáticas		X	X		
Irrigação		X	X	X	
Criação de espécies (aquicultura)		X	X		
Dessedentação de animais				X	
Navegação					X
Harmonia paisagística					X
Usos menos exigentes					X

Os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 a ser respeitados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Padrões de qualidade atribuídos pela Resolução CONAMA (2005).

PARÂMETROS	VALOR MÁXIMO
Clorofila <i>a</i>	10 µg/L
Densidade de cianobactérias	20.000 cel/mL ou 2 mm <sup>3</sup> /L
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/L
PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Alumínio dissolvido	0,1 mg/L Al
Antimônio	0,005mg/L Sb

Arsênio total	0,01 mg/L As
Bário total	0,7 mg/L Ba
Berílio total	0,04 mg/L Be
Boro total	0,5 mg/L B
Cádmio total	0,001 mg/L Cd
Chumbo total	0,01 mg/L Pb
Cianeto livre	0,005 mg/L CN
Cloreto total	250 mg/L Cl
Cloro residual total (combinado + livre)	0,01 mg/L Cl
Cobalto total	0,05 mg/L Co
Cobre dissolvido	0,009 mg/L Cu
Cromo total	0,05 mg/L Cr
Ferro dissolvido	0,3 mg/L Fe
Fluoreto total	1,4 mg/L F
Fósforo total (ambiente lêntico)	0,020 mg/L P
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico)	0,025 mg/L P
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	0,1 mg/L P
Lítio total	2,5 mg/L Li
Manganês total	0,1 mg/L Mn
Mercúrio total	0,0002 mg/L Hg
Níquel total	0,025 mg/L Ni
Nitrato	10,0 mg/L N
Nitrito	1,0 mg/L N
Nitrogênio amoniacal total	3,7 mg/L N, para $\text{pH} \leq 7,5$ 2,0 mg/L N, para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ 1,0 mg/L N, para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ 0,5 mg/L N, para $\text{pH} > 8,5$
Prata total	0,01 mg/L Ag
Selênio total	0,01 mg/L Se
Sulfato total	250 mg/L $\text{SO}_4$
Sulfeto ( $\text{H}_2\text{S}$ não dissociado)	0,002 mg/L S
Urânio total	0,02 mg/L U
Vanádio total	0,1 mg/L V
Zinco total	0,18 mg/L Zn
<b>PARÂMETROS ORGÂNICOS</b>	<b>VALOR MÁXIMO</b>
Acrilamida	0,5 $\mu\text{g/L}$
Alacloro	20 $\mu\text{g/L}$
Aldrin + Dieldrin	0,005 $\mu\text{g/L}$
Atrazina	2 $\mu\text{g/L}$
Benzeno	0,005 mg/L
Benzidina	0,001 $\mu\text{g/L}$
Benzo(a)antraceno	0,05 $\mu\text{g/L}$
Benzo(a)pireno	0,05 $\mu\text{g/L}$
Benzo(b)fluoranteno	0,05 $\mu\text{g/L}$
Benzo(k)fluoranteno	0,05 $\mu\text{g/L}$

Carbaril	0,02 µg/L
Clordano (cis + trans)	0,04 µg/L
2-Clorofenol	0,1 µg/L
Criseno	0,05 µg/L
2,4-D	4,0 µg/L
Demeton (Demeton-O + Demeton-S)	0,1 µg/L
Dibenzo(a,h)antraceno	0,05 µg/L
1,2-Dicloroetano	0,01 mg/L
1,1-Dicloroetano	0,003 mg/L
2,4-Diclorofenol	0,3 µg/L
Diclorometano	0,02 mg/L
DDT (p,p'-DDT + p,p'-DDE + p,p'-DDD)	0,002 µg/L
Dodecacloro pentaciclodecano	0,001 µg/L
Endossulfan (α + β + sulfato)	0,056 µg/L
Endrin	0,004 µg/L
Estireno	0,02 mg/L
Etilbenzeno	90,0 µg/L
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,003 mg/L C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH
Glifosato	65 µg/L
Gution	0,005 µg/L
Heptacloro epóxido + Heptacloro	0,01 µg/L
Hexaclorobenzeno	0,0065 µg/L
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0,05 µg/L
Lindano (g-HCH)	0,02 µg/L
Malation	0,1 µg/L
Metolacloro	10 µg/L
Metoxicloro	0,03 µg/L
Paration	0,04 µg/L
PCBs - Bifenilas policloradas	0,001 µg/L
Pentaclorofenol	0,009 mg/L
Simazina	2,0 µg/L
Substâncias tensoativas que reagem com o azul de metileno	0,5 mg/L LAS
2,4,5-T	2,0 µg/L
Tetracloroeto de carbono	0,002 mg/L
Tetracloroetano	0,01 mg/L
Tolueno	2,0 µg/L
Toxafeno	0,01 µg/L
2,4,5-TP	10,0 µg/L
Tributilestanho	0,063 µg/L TBT
Triclorobenzeno (1,2,3-TCB + 1,2,4-TCB)	0,02 mg/L
Tricloroetano	0,03 mg/L
2,4,6-Triclorofenol	0,01 mg/L
Trifluralina	0,2 µg/L
Xileno	300 µg/L

Aplicam-se às águas doces de **classe 2** as condições e padrões da classe 1 previstos na Tabela 3 à exceção do seguinte:

- I - não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;
- II – O parâmetro coliformes termotolerantes, deverá estar dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 274, de 2000, para uso de recreação de contato primário. No caso dos demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou no mínimo 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;
- III – O parâmetro cor verdadeira, até 75 mg Pt/L;
- IV – O parâmetro turbidez, até 100 UNT;
- V – A DBO 5 dias a 20°C, até 5 mg O<sub>2</sub> /L;
- VI – O OD, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg O<sub>2</sub> /L;
- VII - A clorofila *a*: até 30 µg/L;
- VIII – A densidade de cianobactérias, até 50000 cel/mL ou 5 mm<sup>3</sup>/L; e,
- IX – O fósforo total,
  - a) até 0,030 mg/L, em ambientes lênticos; e,
  - b) até 0,050 mg/L, em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.

#### **2.4. Operações unitárias de tratamentos de efluentes**

Os processos de tratamento usuais para o efluente proveniente da lavagem de caminhões compactadores de lixo são os mesmos adotados no tratamento de esgoto sanitário, haja visto a similaridade de sua composição. Este efluente pode assemelhar-se em certos aspectos ao chorume dos aterros novos, bem como às águas acinzentadas, mais conhecidas como *greywater*. *Greywater*, segundo Al-Jayyousi (2003), são águas provenientes do chuveiro, banheira, lavatório de banheiros e lavanderias. Não incluem a essa classificação, as águas provenientes da lavagem de louça nem as das bacias sanitárias.

### 2.4.1. Processos e grau de tratamento

Conforme Jordão (1995),

“Os processos de tratamento dos esgotos são formados, em última análise, por uma série de operações unitárias, operações que são empregadas para a remoção de substâncias indesejáveis, ou para a transformação destas substâncias em outras de forma aceitável”.

Segundo Braile (1993), os métodos de tratamento podem ser divididos em quatro: físicos, químicos, físico-químicos e biológicos, os quais são apresentados brevemente, a seguir:

**Métodos físicos:** são aqueles empregados para a remoção de sólidos flutuantes de grandes dimensões e de sólidos em suspensão, areias, óleos e gorduras. Para essa finalidade, utilizam-se grades, peneiras, caixas de areia, decantadores, caixa separadora de água e óleo, filtro de areia, etc.

**Métodos químicos:** são aqueles utilizados para remover material coloidal, cor, turbidez, odor, metais pesados e óleos. Além disso, reagentes químicos também são utilizados para neutralizarem ácidos ou álcalis. A neutralização pode ser necessária, não só para se evitar o lançamento de águas ácidas ou alcalinas no corpo de água receptor, bem como medida necessária para a proteção de tratamentos a jusante, tal como a depuração por métodos biológicos.

**Métodos biológicos:** são processos que dependem da ação de microrganismos. Os principais processos biológicos de tratamento são divididos em aeróbios e anaeróbios. Nos aeróbios, a degradação dos efluentes é realizada por microrganismos aeróbios e facultativos. Já nos processos anaeróbios, os microrganismos responsáveis são os facultativos e os anaeróbios. São alguns exemplos:

- Processos aeróbios: lodos ativados; filtros biológicos; valos de oxidação e lagoas de oxidação;
- Processos anaeróbios: reatores de fluxo ascendente e fossas sépticas.

De acordo com Von Sperling (1997), o processo de lodos ativados é amplamente utilizado a nível mundial para o tratamento de despejos domésticos e industriais em situações em que compreendem uma elevada quantidade do efluente a ser tratada e reduzidos requisitos de área. O efluente é levado para um tanque de aeração, mais conhecido como reator, onde ocorrem as reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica e, em determinadas condições, da matéria nitrogenada. A biomassa se utiliza

do substrato presente no efluente para se desenvolver. A massa biológica resultante é separada do líquido em um tanque de decantação (Braile, 1993). A sedimentação dos sólidos (biomassa) no decantador permite a clarificação do efluente final. Os sólidos sedimentados no fundo do decantador são recirculados para o reator, aumentando a concentração de biomassa nesse reator, o que é responsável pela elevada eficiência do sistema. Como as bactérias possuem uma matriz gelatinosa, a biomassa consegue facilmente se separar da fase líquida, floculando, juntamente com outros microrganismos, como os protozoários.

As instalações de tratamento de efluentes são classificadas em quatro etapas, a saber (Jordão, 1995):

- **Tratamento preliminar**
  - Remoção de sólidos grosseiros;
  - Remoção de gorduras;
  - Remoção de areia.
- **Tratamento primário**
  - Sedimentação;
  - Flotação;
  - Digestão do lodo primário;
  - Secagem do lodo primário;
  - Sistemas compactos (sedimentação e digestão e fossa tipo Imhoff);
  - Sistema anaeróbios (lagoa anaeróbia e reator de fluxo ascendente).
- **Tratamento secundário**
  - Filtração biológica;
  - Processos de lodos ativados;
  - Decantação intermediária ou final;
  - Lagoas de estabilização aeróbias (facultativa e aerada).
- **Tratamento terciário**
  - Lagoas de maturação;
  - Desinfecção;
  - Troca iônica;
  - Processos de remoção de nutrientes;
  - Filtração por membranas.

## 2.5. Processos de tratamento e reuso de águas servidas

A lixívia oriunda da lavagem de caminhões de lixo com elevada carga orgânica é composta basicamente de resíduos sólidos urbanos, conforme a definição da diretriz FEEMA, Dz 1311(1994). A definição desse efluente não é muito clara, pois segundo relato da literatura, as classificações dos efluentes mais próximos são o chorume fresco e as águas chamadas de *greywater*, que são as águas servidas provenientes das pias, chuveiros, banheiras e lavanderias, não incluindo as águas da cozinha e dos vasos sanitários, tendo DBO compreendida entre 275 e 2287 mg/L (Al-Jayyousi, 2003).

O chorume pode até apresentar metais pesados em sua composição no estágio de acidificação devido à solubilização e complexação por ácidos graxos voláteis (Harmsen, 1983). Também, compõem o chorume, compostos aromáticos hidroxílicos (Lema *et al.*, 1988), ácidos húmicos e fúlvico, esses, originários da decomposição vegetal (D'Almeida e Villena, 2000). O chorume também pode complexar metais tal como: Cu, Cd, Pb, Fe, Ni, Mn, Co, Ca, e Zn (Francis e Dodge, 1990). A existência de programa de coleta seletiva pode reduzir grandemente a presença de substâncias tóxicas (Hg, Pb, Ni, e Cd de baterias, por exemplo) no lixo e, portanto, no chorume.

O chorume contém larga faixa de compostos orgânicos tóxicos, incluindo hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos, halogenados orgânicos e outras classes (Khare e Dondero, 1977). Hidrocarbonetos policíclicos carcinogênicos são encontrados no chorume.

A composição do chorume varia bastante em relação ao tempo em decorrência do esgotamento progressivo da matéria orgânica biodegradável. Por isso, o chorume novo ou fresco tem um potencial poluidor muito grande, ao contrário do chorume com 10 anos de existência. Na Tabela 4 são apresentados os parâmetros do chorume com várias idades.

Para o reuso das águas, os processos convencionais de tratamento de efluentes nem sempre são suficientes para garantir a efetividade da qualidade dessas águas. Assim, a possibilidade do homem contrair doenças, no caso do contato com águas de qualidade duvidosa, é grande. Por outro lado, a eficiência das operações unitárias, como decantações primária e secundária, reatores aeróbio e anaeróbio, fossa séptica e lagoas, não é muito alta, expondo sobremaneira o homem às doenças devido à possibilidade de haver microrganismos nas águas tratadas, conforme mostram a Tabela 5 e a Figura 1.

Além do exposto, a desinfecção da água tratada com cloro, em uma estação convencional, ainda com carga orgânica poderá produzir substâncias prejudiciais ao ser humano, como as cloroaminas, os trihalometanos e os haloacéticos (Al-Jayyousi, 2003; Von Sperling, 1996).

Tabela4. Composição do chorume com diferentes idades (Chian e Dewalle apud IPT-CEMPRE, 2000)

Parâmetros	1 ano	5 anos	16 anos
DBO	7.500 – 28.000	4000	80
DQO	10.000 – 40.000	8.000	400
pH	5,2 – 6,4	6,3	-
SDT	10.000 – 14.000	6.974	1.200
SST	100 - 700	-	-
Condutividade	600 - 9000	-	-
Alcalinidade (CaCO <sub>3</sub> )	800 – 4.000	5.810	2.250
Dureza ( CaCO <sub>3</sub> )	3.500 – 5.000	2.200	540
Fósforo total	25 - 35	12	8
Ortofosfato	23 - 33	-	-
N Amoniacal	56 - 482	-	-
Nitrato	0,2 – 0,8	0,5	1,6
Cálcio	900 – 1.700	308	109
Cloro	600 - 800	1.330	70
Sódio	450 - 500	810	34
Potássio	295 - 310	610	39
Sulfato	400 - 650	2	2
Manganês	75 - 125	0,06	0,06
Magnésio	160 - 250	450	90
Ferro	210 - 325	6,3	0,6
Zinco	10 - 30	0,4	0,1
Cobre	-	< 0,5	< 0,5
Cádmio	-	< 0,05	< 0,05
Chumbo	-	0,5	1,0

\* Todos os valores em mg/L, exceto condutividade que é expressa em microhms por centímetro e pH que não tem unidade

A edição de 1993, publicada pela Organização Mundial da Saúde (OMS) sobre as diretrizes para água potável relaciona, além de outros compostos de alto risco potencialmente existentes em sistemas públicos de abastecimento de água, 67 micropoluentes orgânicos e 23 subprodutos de desinfecção com cloro (Rebouças *et al.*, 2002).

Uma prova cabal da ineficácia dos sistemas convencionais de tratamento de efluentes é a presença de metabólitos em lagos e rios. Metabólitos são subprodutos frutos do metabolismo de medicamentos aplicados ao homem, eliminados pela urina e pelas fezes e captados pelos sistemas de coleta de esgotos. Recentemente, pesquisadores ligados ao governo suíço, iniciaram um estudo sistemático de poluentes em águas de várias regiões daquele país. Enquanto procuravam por pesticidas, detectaram na água de um lago traços de um remédio utilizado para diminuir o colesterol, o clofibrato. Espantados, investigaram as águas dos rios e lagos na região rural da Suíça, além dos grandes centros urbanos. Foi encontrado clofibrato em todos os locais analisados. Na Alemanha, pesquisadores encontraram traços desse mesmo medicamento na água de torneira dos moradores de Berlim (Younes, 2005).

Outras substâncias, como traços de anti-inflamatórios e estrógenos, foram detectadas nos afluentes de estações de tratamento de esgotos no Rio de Janeiro na década de 90. Cientistas acreditam que essa contaminação seja resultado da remoção incompleta dessas substâncias nas estações de tratamento, demonstrando a recalcitrância delas em relação aos sistemas convencionais de tratamento (Younes, 2005).

Tabela 5. Eficiência do tratamento de águas servidas (Jordão, 1995)

Unidade de tratamento	Remoção (%)			
	DBO	SS	Bactérias	Coliformes
Crivos finos	5-10	5-20	10-20	-
Cloração de esgoto bruto ou decantado	15-30	-	90-95	-
Decantadores	25-40	40-70	25-75	40-60
Floculadores	40-50	50-70	-	60-90
Tanques de precipitação química	50-85	70-90	40-80	60-90
Filtros biológicos de alta capacidade	65-90	65-92	70-90	80-90
Filtros biológicos de baixa capacidade	80-95	70-92	90-95	-
Lodos ativados de alta capacidade	50-75	80	70-90	90-96
Lodos ativados convencionais	75-95	85-95	90-98	-
Filtros intermitentes de areia	90-95	85-95	95-98	85-95
Cloração de efluentes biológicos	-	-	98-99	-
Lagoas de estabilização	90	-	99	-

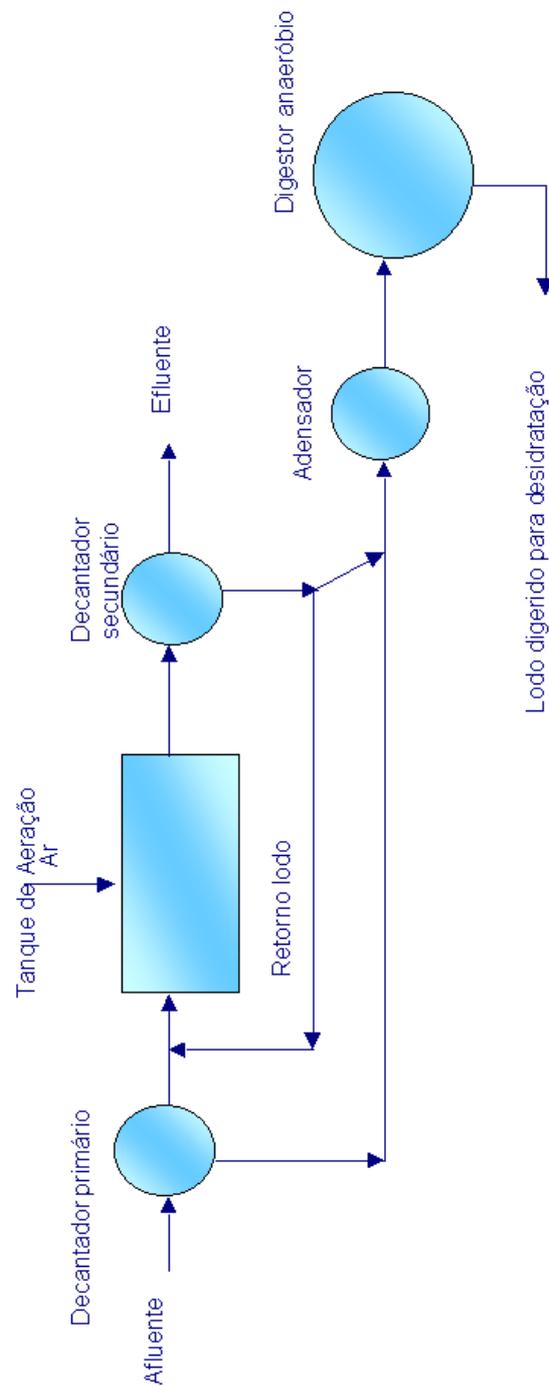


Figura 1. Fluxograma de uma estação de tratamento de esgotos convencional (Russo, 2001)

### 2.5.1. Tratamento biológico

Nos tratamentos biológicos convencionais, tais como nas digestões aeróbia ou anaeróbia, a razão da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em relação a demanda química de oxigênio (DQO) deve ser sempre maior que 0,6 (  $DBO/DQO > 0,6$ ). Caso a razão seja inferior, poderá haver a morte dos microrganismos responsáveis pela biodegradação (Sridhar *et al.*, 2002).

#### 2.5.1.1. Cinética das reações no tratamento biológico

As reações que ocorrem nos processos de biodegradação são lentas e, por isso, o entendimento da sua cinética é importante (Von Sperling, 2001). A taxa de reação é o termo usado para descrever o desaparecimento ou a formação de um composto ou espécie química. A expressão da relação entre a taxa de reação e a concentração do reagente, bem como a ordem da reação, segue conforme a equação (1), abaixo.

$$r = kC^n \quad \text{equação (1)}$$

onde:

$r$  = taxa da reação ( $ML^{-3}T^{-1}$ )

$k$  = constante da reação ( $T^{-1}$ )

$C$  = concentração do reagente ( $ML^{-3}$ )

$n$  = ordem da reação

No caso de dois reagentes, com concentrações  $A$  e  $B$ , a taxa da reação segue conforme a equação (2).

$$r = k A^n B^m \quad \text{equação (2)}$$

Nesse caso, a ordem global da reação é definida como “ $m + n$ ” .

Aplicando o logaritmo em ambos os lados da equação (1), tem-se a equação (3).

$$\text{Log } r = \text{log } K + n.\text{log}C \quad \text{equação (3)}$$

As ordens de reação mais freqüentemente encontradas no ramo de tratamento de esgotos são ordem zero e primeira ordem. As reações de segunda ordem podem ocorrer no caso de alguns despejos industriais específicos devido à variedade de substâncias constituintes destes despejos ( Von Sperling, 2001).

### a. Reações de ordem zero

Nessas reações, a taxa de reação independe da concentração do reagente, é constante., como mostra a equação (4).

$$dC/dt = -K \quad \text{equação (4)}$$

Integrando a equação (4), tem-se

$$C = C_0 - K \cdot t \quad \text{equação (5)}$$

A Figura 2 ilustra as equações.

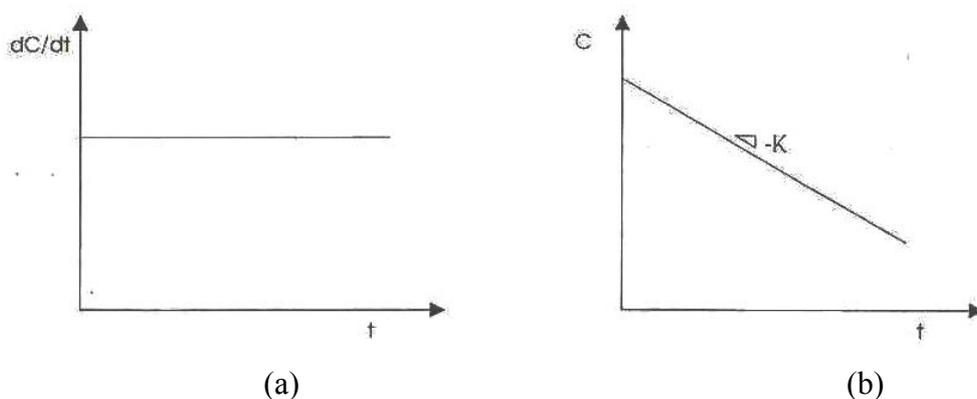


Figura 2. Reações de ordem zero. (a) Mudança da taxa de reação  $dC/dt$  com o tempo. (b) Mudança da concentração  $C$  com o tempo (Von Sperling, 2001)

### b. Reações de primeira ordem

Nessas reações, a taxa de reação é proporcional à concentração do reagente em dado instante, conforme a equação 6.

$$dC/dt = -K \cdot C \quad \text{equação (6)}$$

Integrando a equação 6, tem-se:

$$\ln C = \ln C_0 - K \cdot t \quad \text{equação (7)}$$

Então,

$$C = C_0 \cdot e^{-k \cdot t} \quad \text{equação (8)}$$

A Figura 3 ilustra as equações.

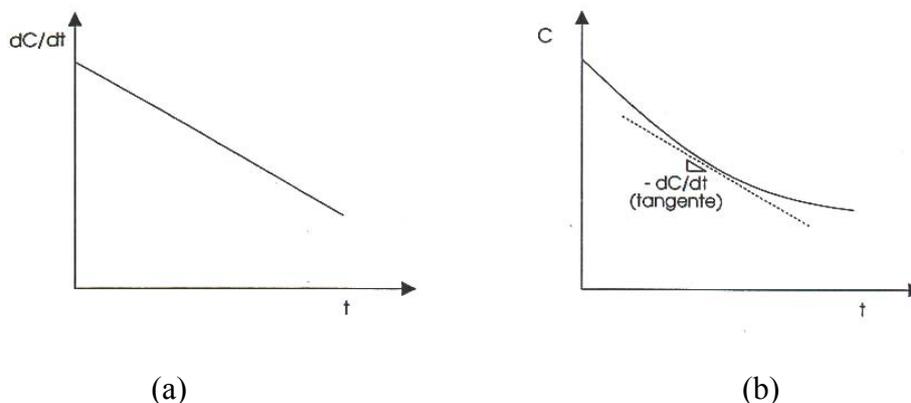


Figura 3. Reações de primeira ordem. (a) Mudança da taxa de reação  $dC/dt$  com o tempo. (b) Mudança da Concentração com o tempo. (Von Sperling, 2001)

### 2.5.1.2. Nutrientes

Conforme Jordão (1995), nitrogênio e fósforo têm sido caracterizados como nutrientes que limitam a capacidade do crescimento biológico. A presença deles é de fundamental importância para a biodegradabilidade do substrato. Na verdade, os microrganismos também requerem outros elementos, em diversas quantidades, como carbono, oxigênio, hidrogênio, nitrogênio e enxofre, bem como outros elementos traços.

A estrutura celular bacteriana, segundo Metcalf e Eddy (*apud* Von Sperling, 1996), é composta por 80% de água e 20% de matéria seca. Dessa matéria seca, em torno de 90% é orgânica e 10% inorgânica. As fórmulas químicas mais usuais para caracterizar a fração orgânica das células bacterianas são:

- $C_5H_7O_2N$  ou
- $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$ , incluindo o fósforo.

Portanto, o tratamento biológico exige um equilíbrio harmonioso entre as quantidades dos nutrientes C, N e P, o que é normalmente encontrado nos esgotos e/ou similares. Tal relação tem a mesma proporcionalidade mássica que a fração orgânica das bactérias, ou seja 60:12:1, respectivamente C:N:P.

Nitrogênio e fósforo têm uma importância muito grande em relação aos corpos hídricos. Ambos são nutrientes essenciais para o crescimento de algas, ocasionando em certas condições a eutroficação de rios, lagos e represas.

Segundo Von Sperling (1996), o nitrogênio nos despejos de esgotos se apresenta tanto em compostos orgânicos quanto na forma de amônia. A amônia existe em solução tanto na forma de íon  $\text{NH}_4^+$  como na forma livre e não ionizada, o  $\text{NH}_3$ .

Em resumo, a amônia se apresenta em relação ao pH da seguinte maneira:

- $\text{pH} < 8$ : Toda amônia como  $\text{NH}_4^+$
- $\text{pH} = 9,5$ : 50%  $\text{NH}_3$  e 50%  $\text{NH}_4^+$
- $\text{pH} > 11$ : Toda amônia como  $\text{NH}_3$

A importância da amônia livre como parâmetro ambiental é relacionada a sua toxicidade aos peixes em baixas concentrações. A Figura 4 mostra a distribuição do  $\text{NH}_3$  e do  $\text{NH}_4^+$  em relação ao pH e à temperatura.

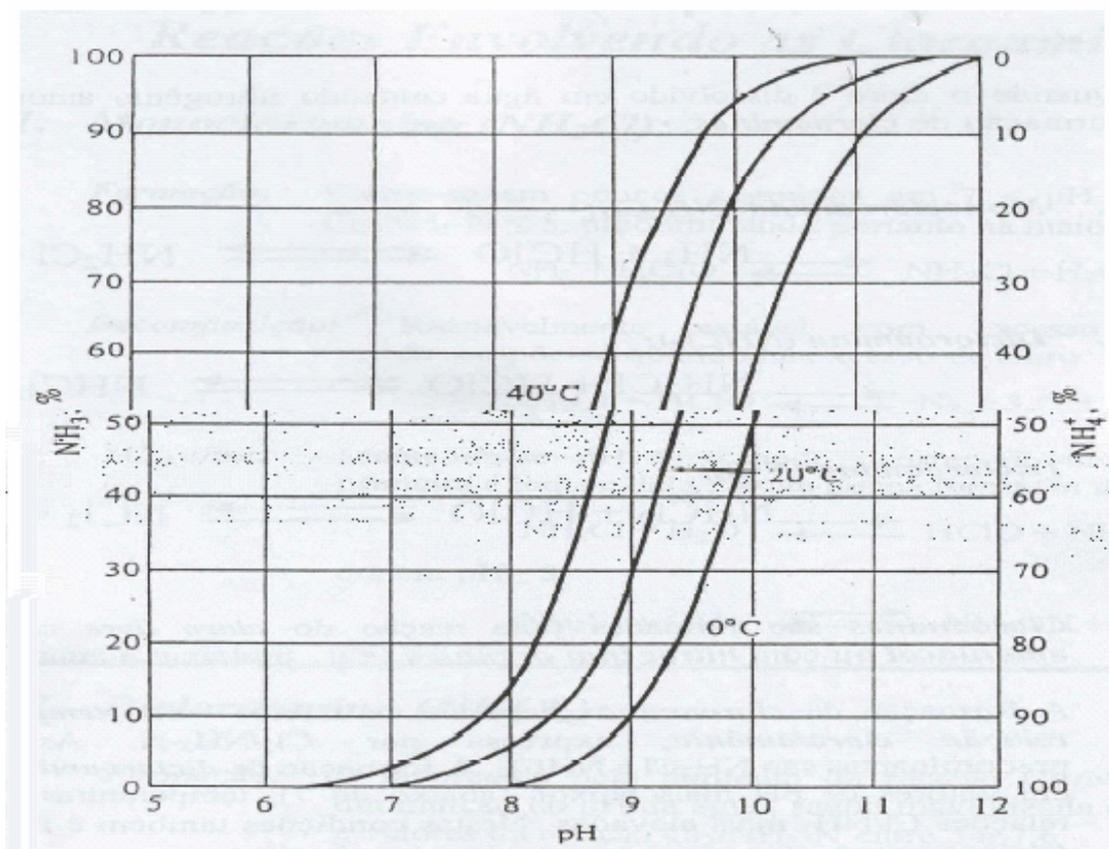


Figura 4. Efeitos do pH e da temperatura na distribuição da amônia e do íon amônio em água. (Giordano, 2003)

### 2.5.1.3. pH

Jordão (1995) afirma que o pH é um parâmetro muito importante para o controle e operação das estações de tratamento.

A Resolução CONAMA 357 (2005) estabeleceu que o valor do pH adequado para o lançamento em corpos hídricos fica entre 5 e 9. Porém, segundo Braile (1993), a faixa de concentração adequada para existência de vida situa-se entre 6 e 9. Portanto, conforme Von Sperling (1996), em termos de tratamento de águas residuárias, deve-se buscar a neutralidade. Metcalf e Eddy (*apud* Von Sperling, 1996) afirmam que o valor ótimo para o pH situa-se entre 6,5 e 7,5. Valores afastados da neutralidade tendem afetar as taxas de crescimento dos microrganismos.

### 2.5.1.4. Temperatura

Segundo Braile (1993), a temperatura das águas residuárias é um parâmetro de grande importância devido ao seu efeito na vida aquática, bem como nas atividades biológicas. A concentração de oxigênio na água sofre grande mudança em função da temperatura. A água a 0 °C contém uma concentração de 14 mg/L de oxigênio dissolvido; a 20 °C, 9 mg/L e a 35 °C, menos que 7 mg/L.

De acordo com Von Sperling(1996), a temperatura é importante pelos seguintes fatores:

- Elevações da temperatura aumentam as taxas das reações químicas e biológicas (na faixa usual de temperatura);
- Elevações da temperatura diminuem a solubilidade dos gases (exemplo: oxigênio dissolvido);
- Elevações da temperatura aumentam a taxa de transferência de gases (o que pode gerar mau cheiro, no caso de gases com odores desagradáveis).

Segundo Metcalf e Eddy (*apud* Von Sperlin, 1996), as bactérias podem ser classificadas como psicrófilicas, mesófilicas ou termófilicas. As faixas de temperatura para cada categoria são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6. Faixa de temperatura para o desenvolvimento ótimo das bactérias Metcalf e Eddy ( *apud* Von Sperling, 1996 )

Tipo	Faixa de temperatura (°C )	Temperatura ótima (°C )
Psicrofílicas	-10 a 30	12 a 18
Mesofílicas	20 a 50	25 a 40
Termofílicas	35 a 75	55 a 65

### 2.5.1.5. Oxidação da matéria orgânica

De acordo com Russo (2001), em um reator biológico, o crescimento dos microrganismos se dá em 5 fases, conforme descrito abaixo:

- Fase de latência ou fase lag: nesta etapa, os microrganismos estão se ajustando às novas condições do meio e se recuperando dos choques causados pela sua inoculação no meio de cultura. É praticamente uma fase de crescimento nulo;
- Fase de crescimento exponencial ou fase log: tendo já se adaptado às condições do meio de cultura, que pode ser um reator de lodos ativados, os microrganismos começam a se desenvolver e a se dividir a uma taxa máxima. Nessas condições, o crescimento não está limitado, seja por substrato ou por nutrientes e, assim, o número de células cresce de forma exponencial;
- Fase de desaceleração: esta fase decorre da limitação de crescimento de algum fator, seja em termos de macro e/ou micro-nutrientes;
- Fase estacionária: com o decréscimo da taxa de geração de novas células, verifica-se que esta se iguala à taxa de destruição (lise celular), e daí ser o crescimento praticamente nulo;
- Fase de declínio: Com o decorrer do tempo, as condições do meio de cultura se tornam ainda mais desfavoráveis e a taxa de lise celular se torna dominante. Esta condição se evidencia ainda mais na fase subsequente, que é denominada de fase de declínio exponencial;
- Morte.

As etapas descritas de crescimento da biomassa e a queda da concentração do substrato são ilustradas na Figura 5.

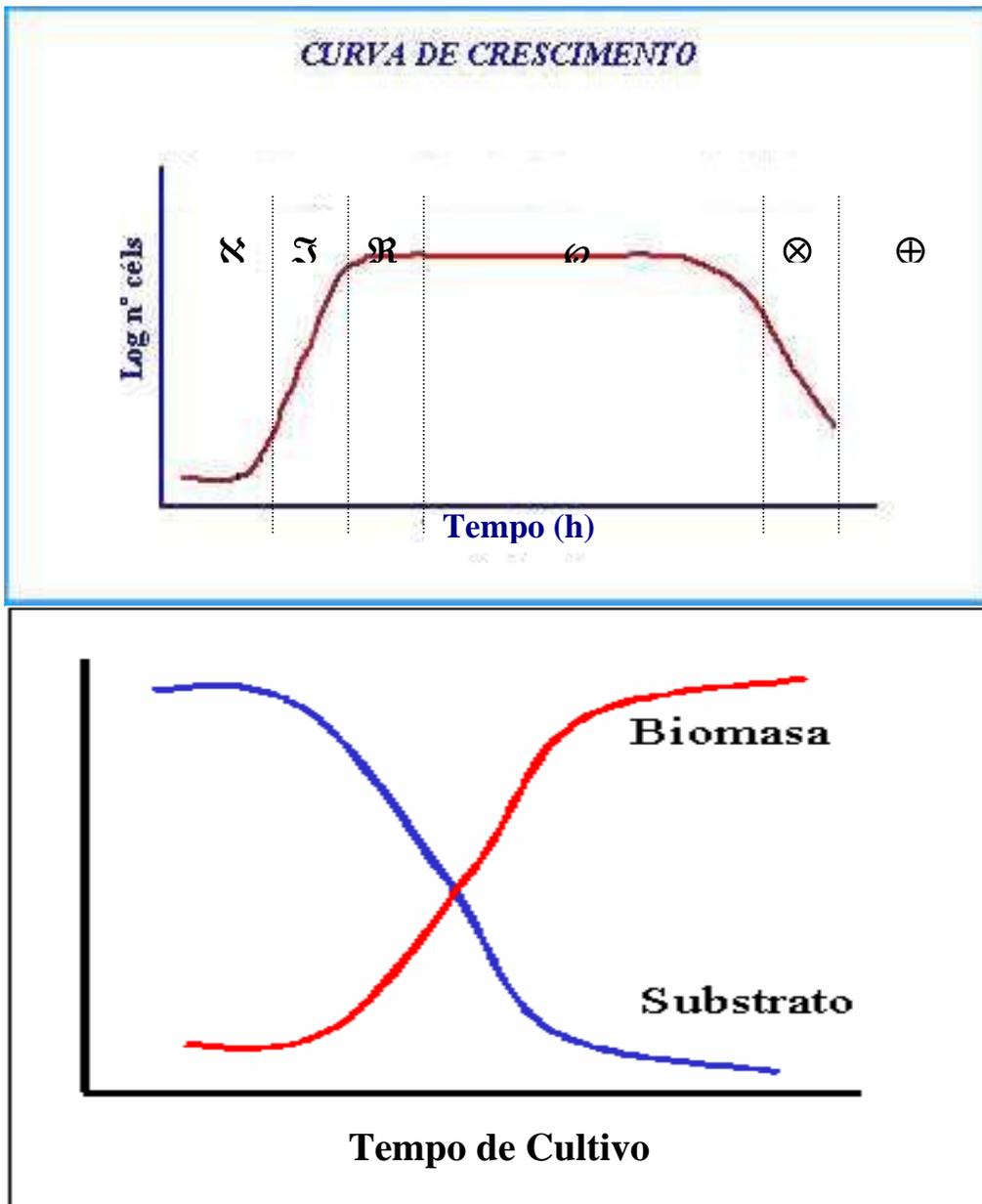


Figura 5. Curva de crescimento de microrganismos(biomassa) *versus* decaimento do substrato. **L** Fase Lag; **S** Fase Log; **R** Fase de desaceleração de crescimento; **ϕ** Fase Estacionária; **⊗** Fase de declínio; **⊕** Morte

### 2.5.1.6. Problemas encontrados no tratamento biológico

Segundo Hamoda *et al.* (2004), a variação da qualidade do efluente pós-tratamento secundário é um problema inerente àquelas estações de tratamento sujeitas a grandes flutuações de carga, durante o dia bem como no ano. Esses autores citam como principal problema o processo de nitrificação-desnitrificação, verificado na estação de tratamento de esgotos da cidade de Ardiya no Kuwait, especialmente durante o verão. Nesse ensaio, verificou-se uma baixa concentração de oxigênio no reator de aeração, que em função dessa fase anóxica, resulta o final da produção do gás nitrogênio. Ao chegar no clarificador secundário, as bolhas de gás provocam o arraste do lodo fazendo com que os parâmetros fiquem fora dos seus padrões.

### 2.5.2. Processos de separação com membranas

Por ser um tipo de processo relativamente recente no tratamento de efluentes, neste tópico será feita uma apresentação mais detalhada dos processos com membranas.

Os casos em que a DBO/DQO é menor que 0,6 há a recalcitrância do efluente nos processos convencionais, assim novos processos de tratamento podem ser aplicados, tais como as membranas. A tecnologia das membranas tem se tornado crescentemente atrativa para o tratamento e a recuperação das águas servidas.

A distinção entre vários tipos de membranas se dá pelo grau de permeabilidade delas e, conseqüentemente, pelo tamanho dos componentes separados (Suthanhararajan, *et al.*, 2004).

Membranas podem ser definidas como um filme fino sólido que separa duas soluções e que atua como barreira seletiva para o transporte dos componentes dessas soluções quando aplicada algum tipo de força externa (Schneider, 2001).

As forças externas que impulsionam a corrente de alimentação podem ser tanto um gradiente de potencial elétrico, de pressão (positiva ou negativa - vácuo) ou de concentração. A corrente de entrada é dividida em duas correntes de saída, uma do permeado e a outra do concentrado ou rejeito. É importante ressaltar que as membranas são sistemas de separação de materiais, ou seja, não ocorre transformação química ou biológica de componentes durante o processo de separação (Schneider, 2001).

A seletividade de uma membrana é definida pelo tamanho dos poros e/ou pela variação das propriedades físico-químicas dos polímeros componentes da membrana. O mecanismo básico de funcionamento é mostrado na Figura 6.

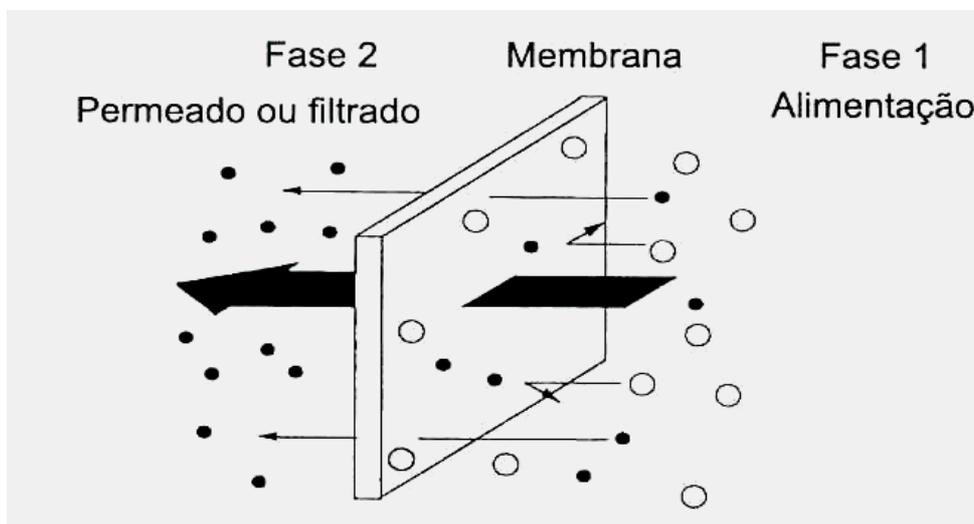


Figura 6. Esquema básico de funcionamento de uma membrana (Schneider,2001)

As membranas são classificadas de acordo com a capacidade da remoção dos materiais, como material particulado microscópico (bactérias, algas, vírus, material coloidal), moléculas orgânicas (pesticidas, componentes de combustíveis, solventes, etc.) e íons (metais pesados, salinidade excessiva, dureza).

### 2.5.2.1. Tipos de processos de separação por membranas com gradiente de pressão

Membranas podem ser definidas como barreiras seletivas ao transporte de matéria e energia, entre duas fases. São utilizadas em processos de separação visando o fracionamento dos componentes de uma mistura, em função de suas diferentes taxas de permeação.

Microfiltração (MF): Remove partículas com diâmetro na faixa de 0,1 a 1  $\mu\text{m}$ . Normalmente, partículas suspensas e coloidais não ultrapassam membranas para microfiltração, enquanto macromoléculas e sólidos dissolvidos passam através dessa membrana. As suas aplicações incluem remoção de bactérias, materiais floculados ou

sólidos suspensos de águas de sistemas de refrigeração, conforme apresentado na Tabela 7 e na Figura 7.

Ultrafiltração (UF): É usada para a separação de macromoléculas e de partículas com tamanho na faixa de 20 a 1000 angstroms. Passam pela superfície da membrana moléculas menores e todos os sais dissolvidos na água. Os itens rejeitados pela membrana incluem colóides, proteínas, contaminantes microbiológicos e moléculas orgânicas grandes, conforme apresentado na Tabela 7 e na Figura 7.

Nanofiltração (NF): É um processo que utiliza membranas especiais, no qual as partículas rejeitadas situam-se na faixa de 10 angstroms (1 nanômetro), daí a denominação nanofiltração. Esse processo situa-se entre a ultrafiltração e a osmose inversa (reversa). As moléculas orgânicas com elevado peso molecular são rejeitadas. Sais dissolvidos constituídos por ânions divalentes possuem taxas de rejeição da ordem de 90 a 98%. As aplicações típicas para esse processo incluem a remoção de cor, de compostos de natureza orgânica de águas superficiais, de dureza de águas tratadas e redução de sólidos totais dissolvidos, principalmente em aplicações no tratamento de efluentes industriais, conforme apresentado na Tabela 7 e na Figura 7.

Osmose Reversa (OR) ou Osmose Inversa (OI): É a última fase dos processos de filtração disponíveis. A membrana atua como uma barreira a todos os sais dissolvidos e moléculas inorgânicas com peso molecular acima de 100 Da. Inversamente, as moléculas de água passam livremente através da superfície da membrana. As rejeições típicas de sais dissolvidos atingem a eficiência de 95 a 99%. Como aplicações, são citadas a dessalinização de água salobra ou do mar, tratamento de efluentes industriais, produção de água para processos industriais e produção de água ultrapura para alimentação de caldeiras e, por fim, aplicações médicas e farmacêuticas, conforme apresentado na Tabela 7 e na Figura 7. Os rendimentos dos sistemas de membranas filtrantes para tratamento de águas e as pressões de operação constam da Tabela 8.

Tabela 7. Processos com membranas utilizadas para tratamento de água e esgoto (Schneider, 2001)

Membrana	Porosidade	Material retido
Microfiltração	0,1µm – 0,2µm	Protozoários, bactérias, vírus, partículas
Ultrafiltração	1.000 – 100.000 Da	Material removido na MF, colóides e vírus
Nanofiltração	200 – 1.000 Da	Íons divalentes e trivalentes, moléculas orgânicas com tamanho maior do que a porosidade média da membrana
Osmose Reversa	< 200 Da	Íons, praticamente toda a matéria orgânica

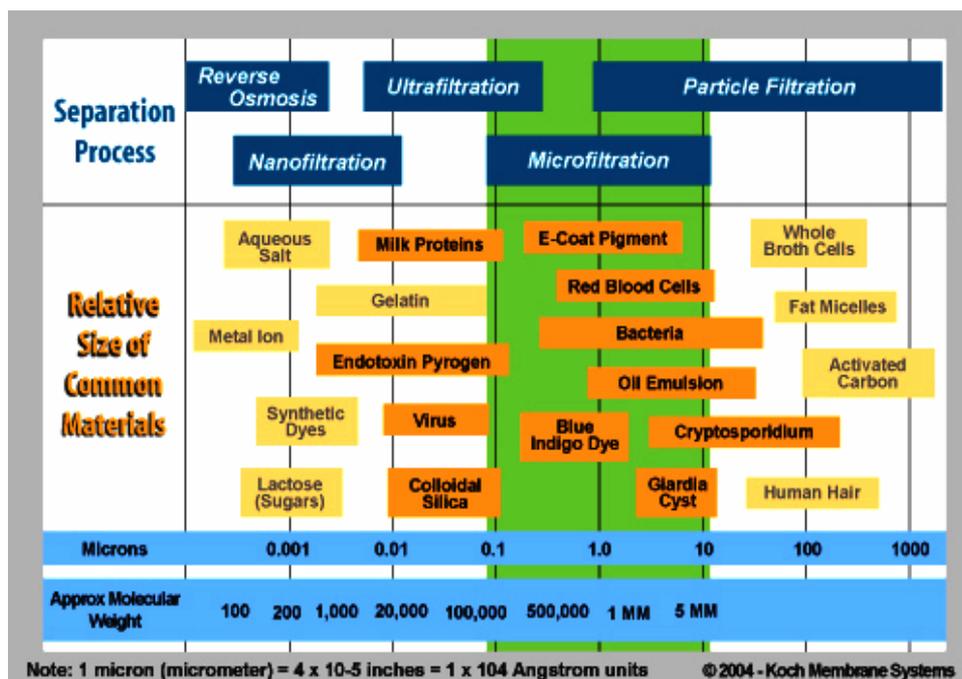


Figura 7. Tipo de filtração e separação de substâncias (Koch Membrane,2004)

Tabela 8. Pressão e rendimento de membranas ( Schneider, 2001)

Membrana	Porosidade	Pressão (bar)	Rendimento (efluente permeado)
Microfiltração (MF)	0,1 $\mu m$ – 0,2 $\mu m$	< 2	90% - 100%
Ultrafiltração (UF)	1.000 – 100.000 Da	2 - 10	90%
Nanofiltração (NF)	200 – 1.000 Da	4 - 40	80% - 90%
Osmose reversa (OR)	<200 Da	8 - 200	25% - 50% (água do mar); 65% - 85% (água de reuso de efluente secundário)

### 2.5.2.2. Estrutura e materiais de membranas

Na prática, qualquer material que permita a síntese de filmes com porosidade controlada pode ser usado para a fabricação de membranas. Porém em face aos custos, somente as membranas com polímeros orgânicos são fabricadas. As cerâmicas inorgânicas de óxidos de zircônio, alumínio, titânio e aço inox ainda são inviáveis no momento, tendo sua aplicação restrita a soluções químicas de alta agressividade

(Schneider,2001). Na Tabela 8 é apresentada uma comparação entre alguns tipos de membranas.

Tabela 9. Comparação das propriedades de membranas (Schneider, 1999)

Propriedade	Membrana inorgânica	Membrana orgânica
Aplicação	MF-UF	MF-UF-NF-RO
Resistência térmica	Cerâmicas<250°C	Celulose de acetato<40°C
	Carvão/grafite<180°C	Polisulfona<90°C
	Aço<400°C	Aramida<45°C
		Poliacrilonitrila<60°C
		Polipropileno<70°C
Faixa de pH	0-14	Maioria dos polímeros: 2-12
		Acetato de celulose:4,5<pH<6,5
Resistência mecânica	Boa	Média a ruim, necessitam de suporte
Tolerâncias a materiais oxidantes	Boa	Depende do polímero, tempo de contato e concentração do oxidante (a maioria dos polímeros não resiste a ação de oxidantes)
Compactação	Não	Sim
Vida útil	10 anos	5 anos

As membranas poliméricas podem ser isotrópicas (simétricas) ou anisotrópicas (assimétricas) de acordo com a sua estrutura. As primeiras possuem propriedades estruturais constantes em toda a espessura da membrana, enquanto nas anisotrópicas, as propriedades variam ao longo do filme. As membranas simétricas são de primeira geração (Figura 8) com poros regulares, quase cilíndricas que atravessavam toda a espessura da membrana (Schneider,2001).

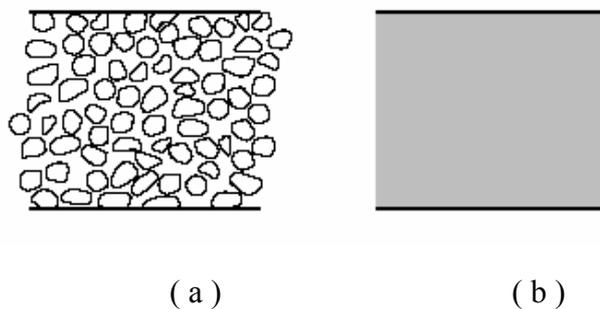


Figura 8. Esquema de membrana simétrica: (a) microporosa. (b) não porosa ou densa (Baker, 2004)

Membranas isotrópicas (simétrica), de primeira geração, são fabricadas com materiais do tipo acetato de celulose, nitrocelulose, poliamidas, poli(cloreto de vinila) e acrilonitrila.

Segundo Schneider (2001), as membranas assimétricas são de segunda geração, caracterizadas por um gradiente de porosidade interno, gerado pelo controle das condições de polimerização. A membrana, na forma de uma película filtrante, fica situada sobre uma estrutura mais espessa e bem mais porosa e resistente, responsável pela estabilidade do conjunto, conforme apresentado na Figura 9.

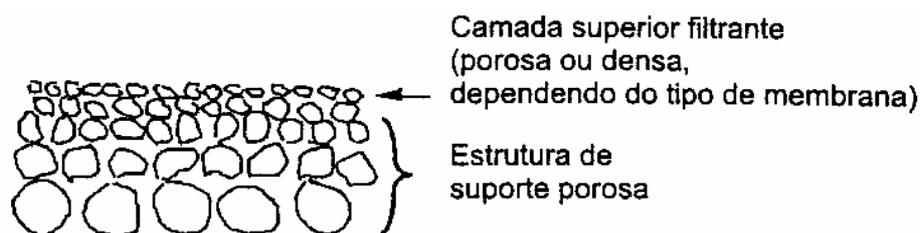


Figura 9. Esquema de uma membranas assimétricas ( Schneider, 2001)

Com o desenvolvimento tecnológico, surgiram as membranas de terceira geração, que são as compostas. Neste tipo, a membrana filtrante é depositada na forma de um filme fino sobre um suporte, que geralmente é uma membrana assimétrica de ultrafiltração. O material utilizado na confecção do filme difere do polímero utilizado no suporte. O filme é depositado na estrutura suporte através de uma reação de polimerização. Os dois componentes da reação de polimerização são dissolvidos em água e em um solvente insolúvel em água. A imersão da superfície do suporte na solução aquosa resulta na saturação dos poros em contato com a solução do primeiro polímero reativo. Esta superfície saturada é então imersa na solução com o segundo componente da reação de polimerização. O filme polímero se forma rapidamente na interface das duas soluções, limitando a difusão dos reagentes e propiciando a obtenção de filmes de membrana com espessuras muito reduzidas, aproximadamente 50 nm (Figuras 10 e 11).

Essas membranas possibilitaram a redução do custo operacional da nanofiltração, bem como da osmose reversa. A resistência e a seletividade são determinadas inteiramente pela camada filtrante. A espessura varia entre 0,1 $\mu$ m a 0,5 $\mu$ m e corresponde a cerca de 1% da espessura do suporte poroso (Schneider, 2001).

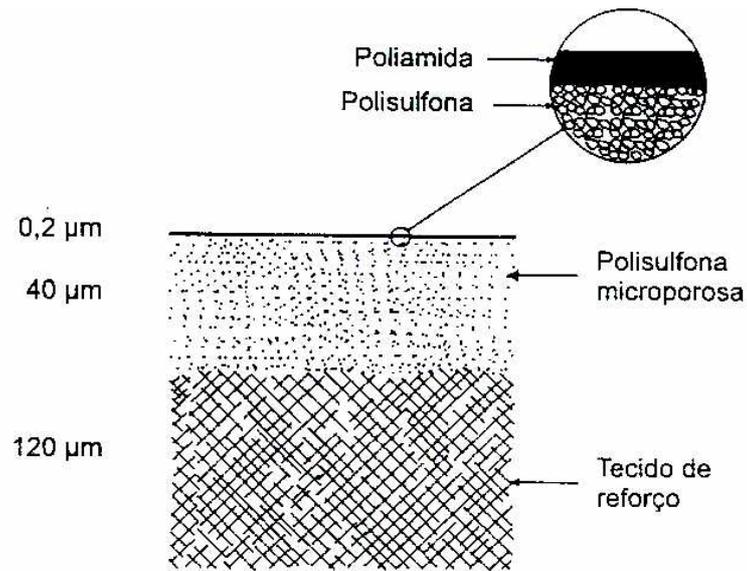


Figura 10. Esquema de uma membrana composta com suporte de polisulfona microporosa e filme de poliamida (Schneider, 2001)

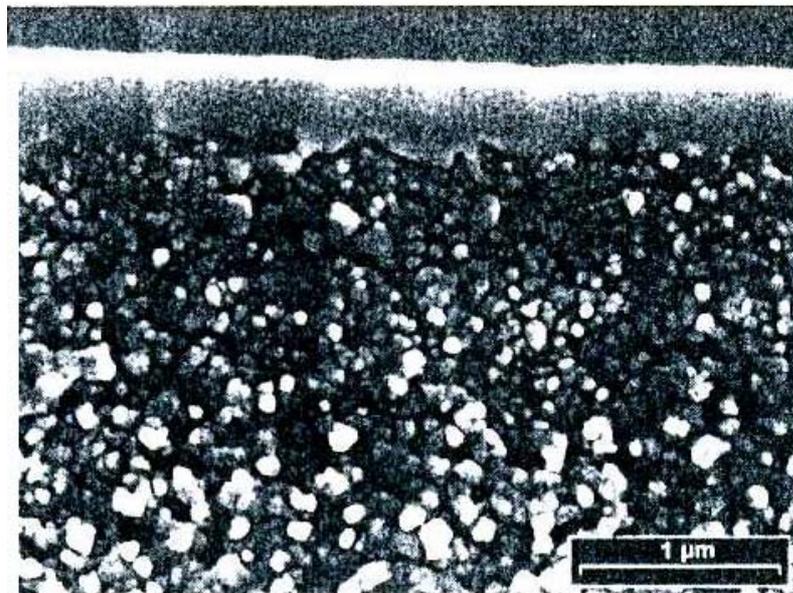


Figura 11. Detalhe do filme fino superior que representa a camada filtrante (Schneider, 2001)

As propriedades das membranas são determinadas pela composição do polímero, pelo tipo do polímero, pelo solvente ou co-solvente utilizado, pela composição da solução de formação do filme, pela composição do banho coagulante e pelo comportamento de precipitação e cristalização do polímero (Schneider, 2001).

Os polímeros orgânicos mais utilizados na fabricação de membranas comerciais, fabricantes e tipo de membrana são:

- Acetato de celulose (Aquasource, UF);
- Polissulfona (Koch, UF);
- Polietersulfona (X-flow, UF);
- Polivinilpirolidona (X-flow, UF);
- Polipropileno (Memcor, MF);
- Poliacrilonitrila (Pall, UF);
- Poliamida (DuPont, OR);
- Poliacrilamida (Koch, OR/NF);
- Poli(fluoreto de vinilideno) (Stork Friesland, UF)

### **2.5.2.3. Módulos de membranas**

As membranas comerciais apresentam duas configurações geométricas básicas: plana e cilíndrica. Em função de sua dimensão, as membranas cilíndricas podem ser tubular ou fibra oca.

Os módulos de membranas são estruturas de suporte onde as mesmas são montadas. Contêm os seguintes elementos:

- Membranas;
- Estruturas de suporte da pressão, do vácuo ou da corrente elétrica, aplicados ao sistema;
- Canais de alimentação e remoção do permeado e do concentrado.

Os principais módulos disponíveis no mercado são: tubular, de quadro e placa, espiral e fibra oca.

### a. Módulo tubular

Para formar um módulo de tubos individuais ou conjuntos de blocos com tubos, são empacotados no interior de cilindros de suporte. Praticamente todas as membranas inorgânicas são acondicionadas em módulos tubulares. Sua desvantagem é a baixa área de membrana por volume do módulo, por isso não são usados no tratamento de efluentes em grande escala. Nas Figuras 12, 13, 14, 15 e 16, são apresentados alguns detalhes deste tipo de módulo.

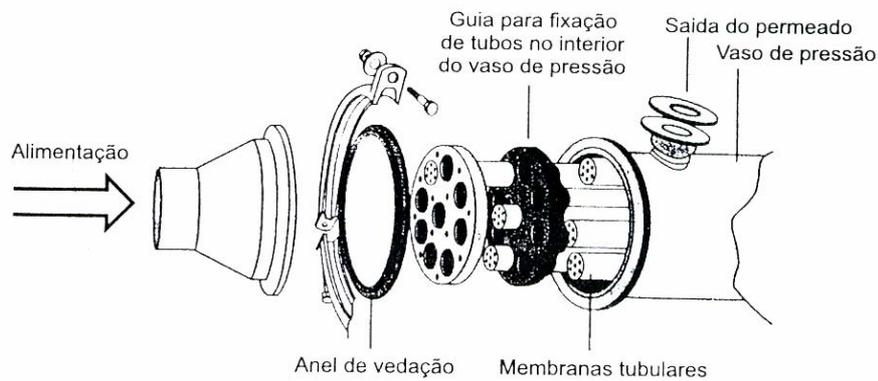


Figura 12. .Esquema de membrana tubular em vaso de pressão ( Schneider,2001)

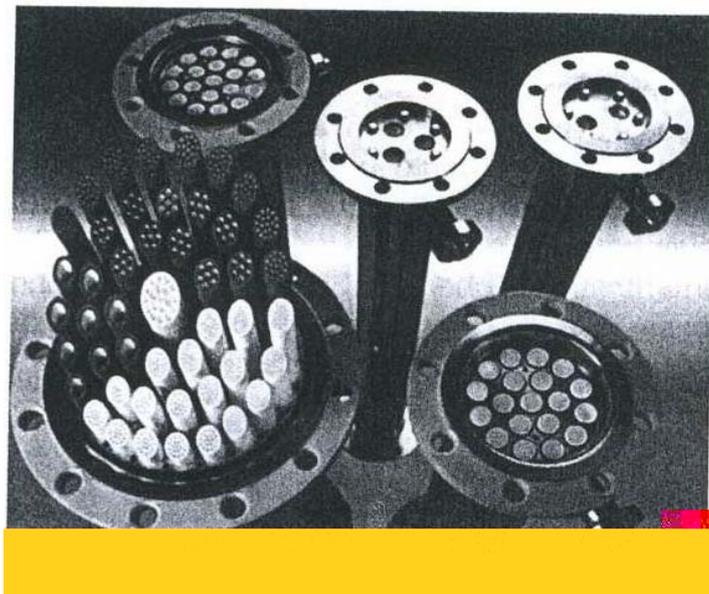


Figura 13. Tipos de módulos tubulares (Schneider, 2001)

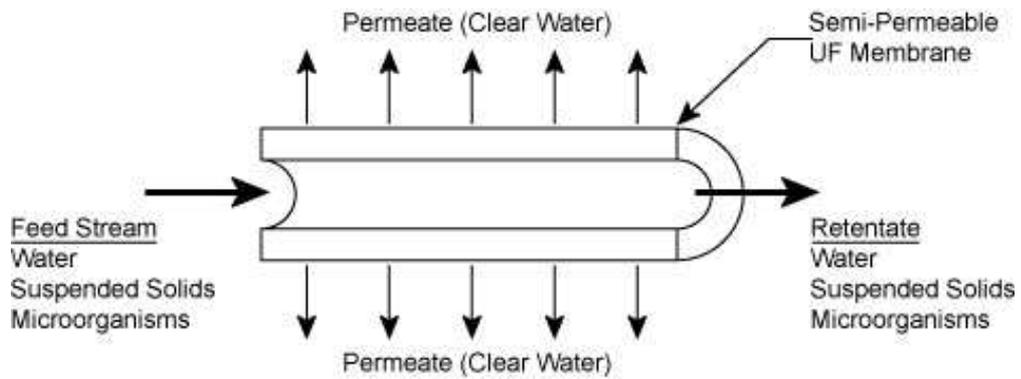


Figura 14. Esquema de funcionamento de membrana tubular (Koch, 2004)

Tradução: *Permeate (Clear water)*: Permeado (água limpa); *Feed Stream (water, suspended solids, microorganisms)*: Corrente de alimentação (água, sólidos em suspensão, microrganismos); *Retentate (water, suspended solids, microorganisms)*: Concentrado (água, sólidos em suspensão, microrganismos); *Semi-permeable UF Membrane*: Membrana de ultrafiltração semi-permeável

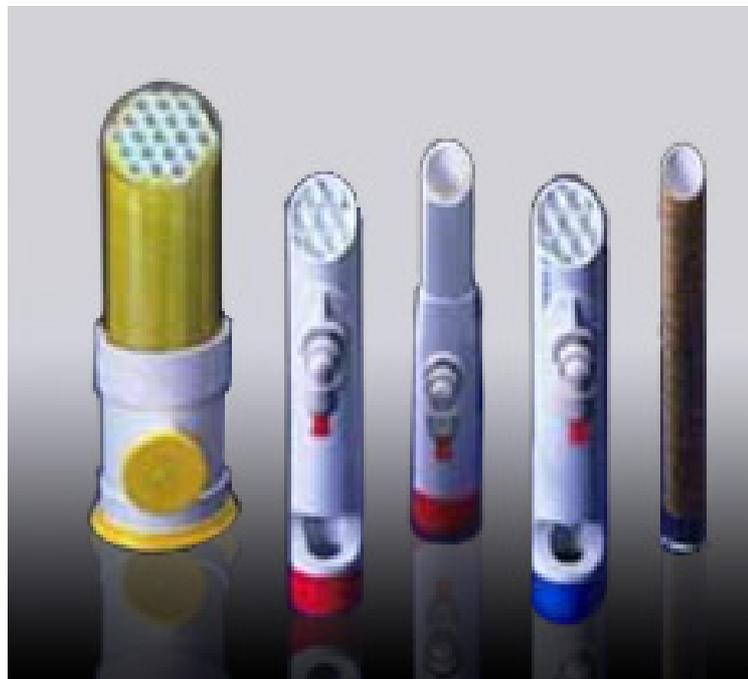


Figura 15. Foto de membranas (Koch, 2004)



Figura 16. Foto de arranjo de módulos com membranas (Koch,2004)

### b. Módulo de quadro e placa

O módulo de quadro e placa é o sistema de módulo de membranas mais simples. É muito usado na eletrodialise, na ultrafiltração, na osmose reversa e na nanofiltração (Schneider, 2001). A densidade volumétrica desses módulos é relativamente pequena, 100 a 400  $\text{m}^2/\text{m}^3$ , se comparada com a fibra oca ou o enrolamento espiral. Na Figura 17 é apresentado alguns detalhes deste tipo de módulo.

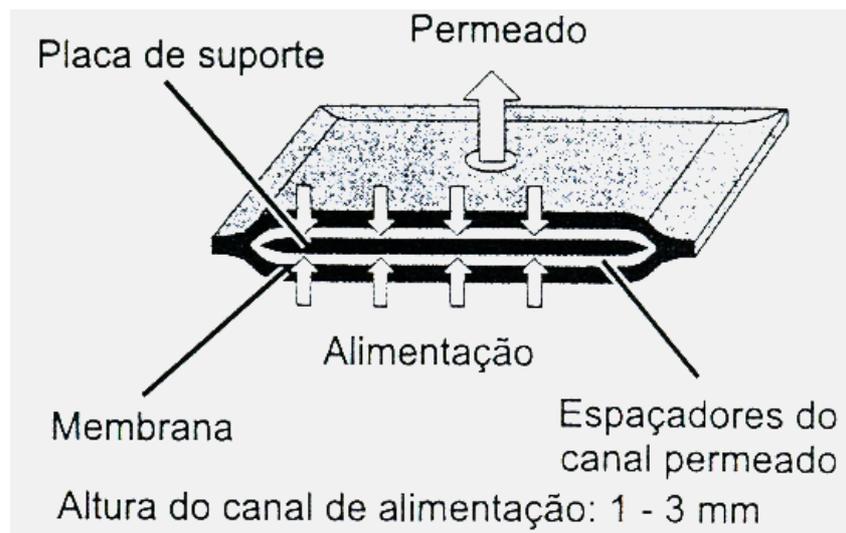


Figura 17. Esquema de um módulo de quadro e placa (Schneider, 2001)

### c. Módulo espiral

O módulo espiral é o mais utilizado na nanofiltração e na osmose reversa. É constituído por um conjunto de elementos que permitem operar as membranas (Schneider, 2001). O módulo, no caso de membranas espirais, consiste portanto de um conjunto de tubos de pressão de PVC ou aço inoxidável e de elementos ou cartuchos de membranas espirais inseridos no interior do tubo. Cada elemento consiste de um pacote de membranas e espaçadores enrolados em volta de um tubo coletor de permeado central. Os canais de alimentação são delimitados por membranas dos dois lados, sendo que o canal de concentrado é mantido aberto por espaçadores no formato de telas. A superfície oposta das folhas de membrana, onde fica localizada a estrutura porosa do suporte e por onde escoo o permeado, é colocada em contato com um segundo espaçador formado por um tecido fino poroso, cuja função é manter aberto o canal de água filtrada. Este canal é vedado em três lados por linhas de cola. O lado aberto é inserido dentro do tubo coletor localizado no centro do elemento. Este conjunto forma um pacote de filtração (Schneider, 2001).

Os módulos espirais caracterizam-se por ter elevada densidade volumétrica de membranas, que varia de 700 a 1000 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. Nas Figuras 18, 19 e 20 são apresentados alguns detalhes deste tipo de módulo.

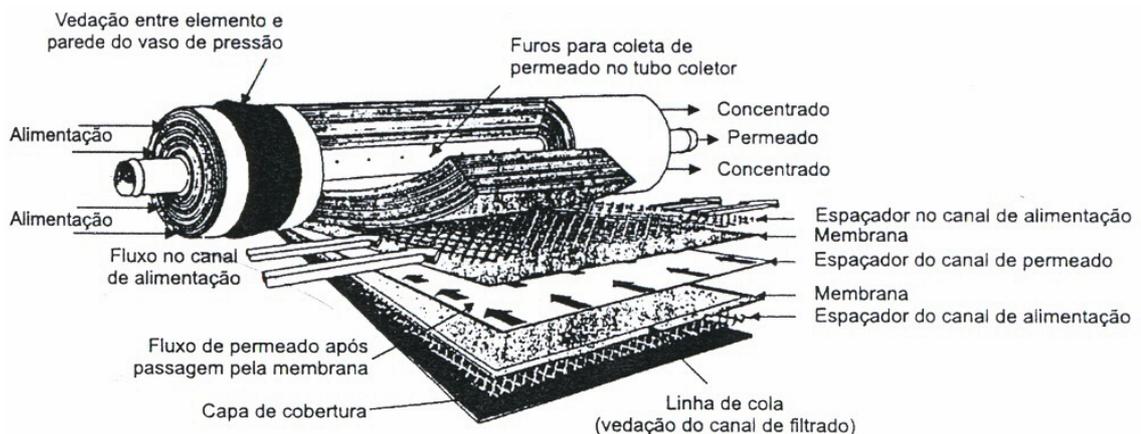


Figura 18. Elementos de um módulo em espiral ( Schneider, 2001)

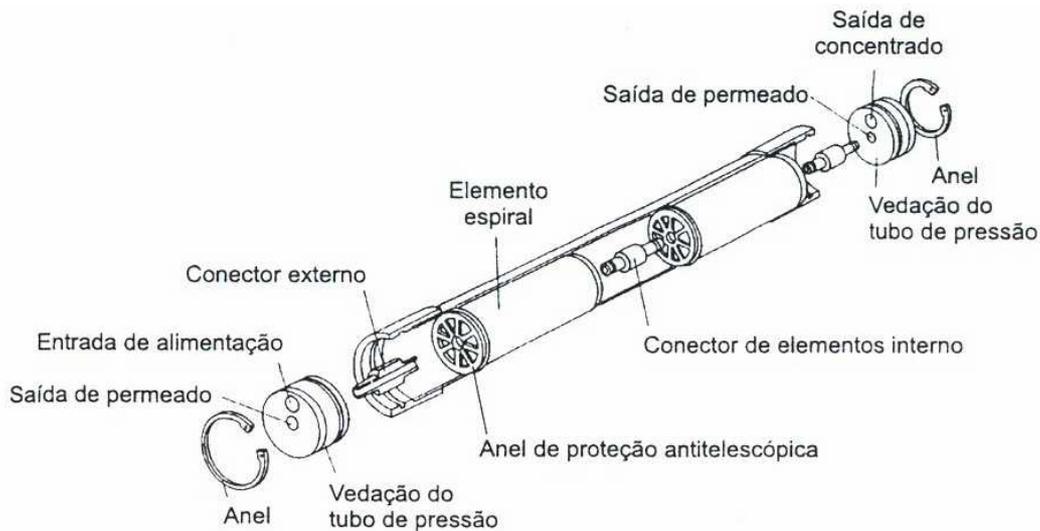


Figura 19. Detalhe completo de um módulo em espiral ( Schneider, 2001 )

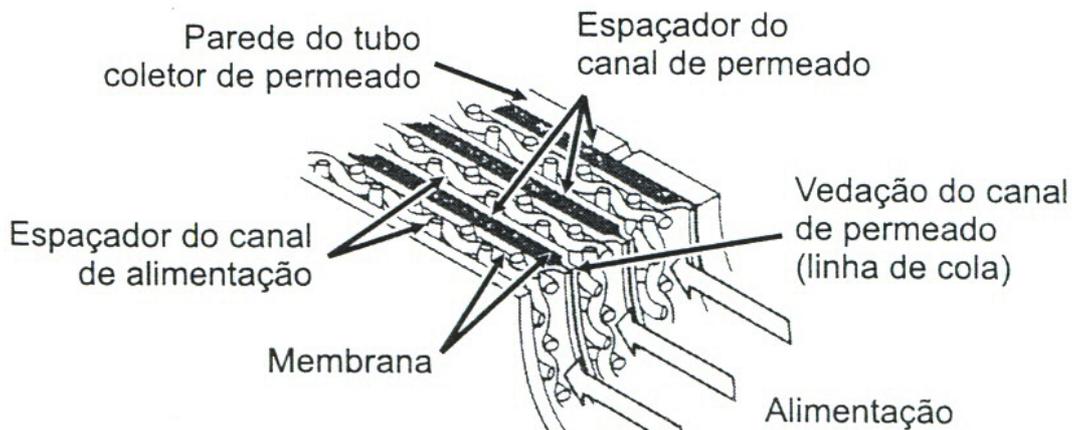


Figura 20. Detalhe da disposição de canais de alimentação e filtrado em elementos espirais (Schneider, 2001)

#### d. Módulo de fibra oca

O módulo de fibra oca é aplicado principalmente para produção de água de processo em escala industrial por microfiltração, ultrafiltração e osmose reversa. Esses sistemas podem ser operados de duas maneiras distintas. A água bruta pode ser alimentada pelo interior da fibra, sendo o permeado coletado do interior do cilindro. Na segunda opção, a água bruta é alimentada para dentro do tubo e o permeado é recolhido nas extremidades do cilindro após a percolação pelo interior das fibras ocas. A densidade volumétrica varia de 1000 a 10000  $\text{m}^2/\text{m}^3$ . Nas Figuras 21, 22 e 23 são apresentados alguns detalhes deste tipo de módulo.

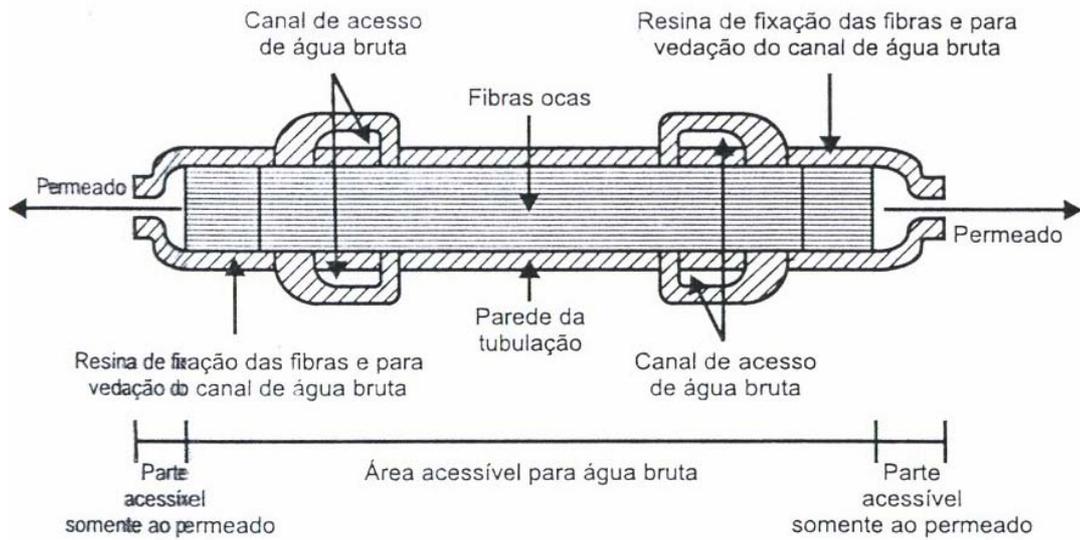


Figura 21. Esquema de um módulo de fibra oca (Schneider, 2001)

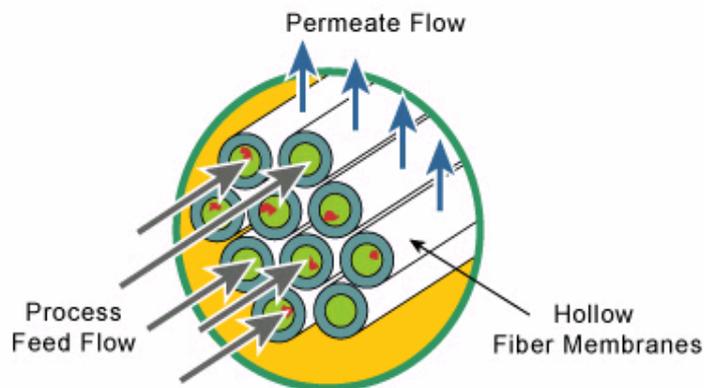


Figura 22. Fibra oca ( Koch, 2004) Tradução: *Process Feed Flow*: Fluxo de alimentação do processo; *Permeate Flow*: Fluxo de permeado; *Hollow Fiber Membranes*: Membrana de fibra oca

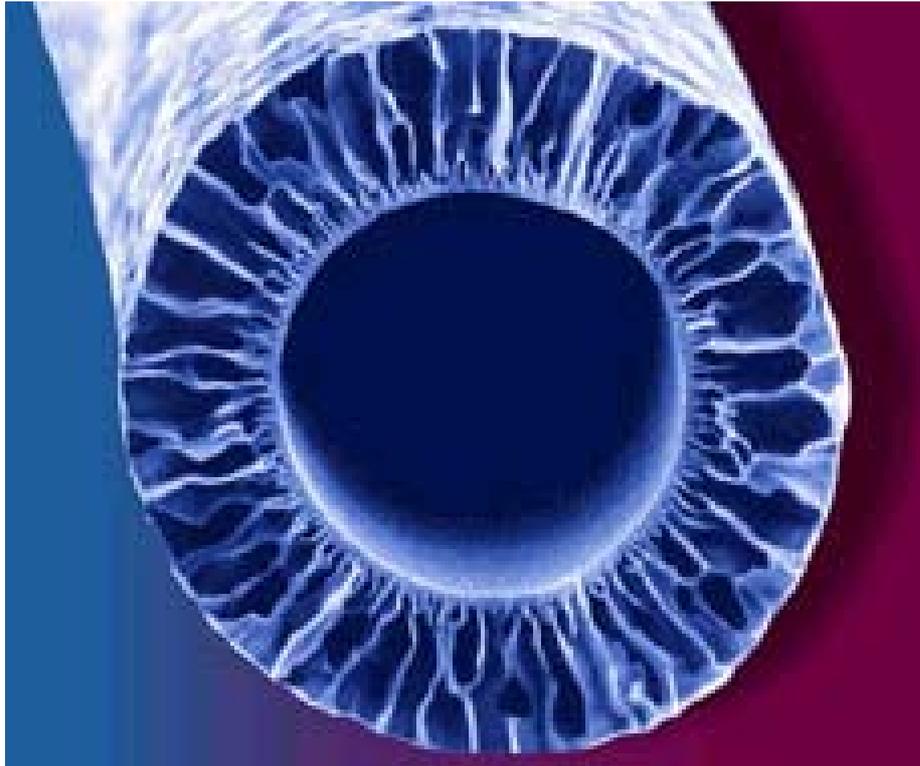


Figura 23. Microscopia de uma membrana de fibra oca (Koch,2004)

#### **2.5.2.4. Operação dos sistemas com membranas**

Os componentes básicos de um sistema de membranas incluem uma bomba para pressurizar o canal de alimentação, uma válvula instalada no canal de concentrado para regular a pressão do sistema, um canal de coleta do permeado e os elementos para a remoção do material retido na superfície da membrana. Em sistemas por pressão negativa, uma bomba cria um vácuo no canal do permeado e a filtração é impulsionada pelo diferencial de pressão do líquido no canal de alimentação e pelo vácuo no interior do canal de permeado, conforme esquematizado na Figura 24. A alimentação do efluente em relação à membrana pode ser perpendicular ou tangencial, conforme Figura 25.

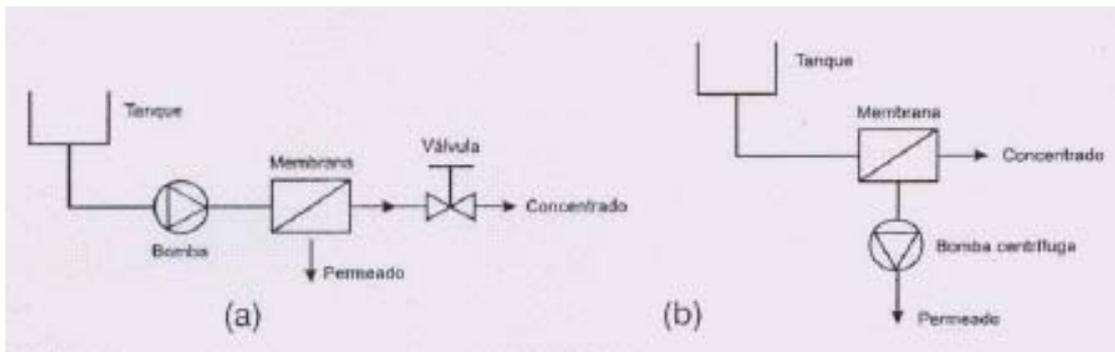


Figura 24. Processo básico de filtração: a- sistema pressurizado; b- sistema por vácuo (Schneider,2001)

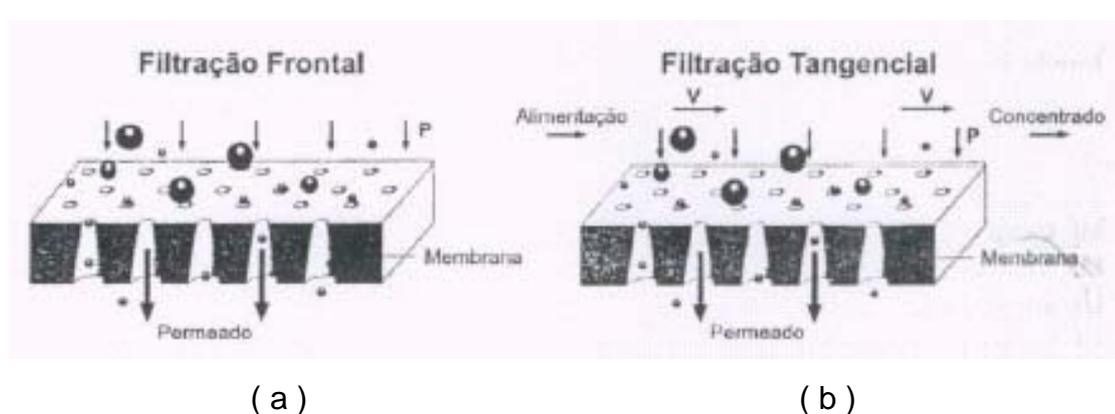


Figura 25. Direção do fluxo de alimentação: a- perpendicular; b- tangencial (Schneider, 2001)

### 2.5.2.5. Principais fatores de redução de fluxo na membrana

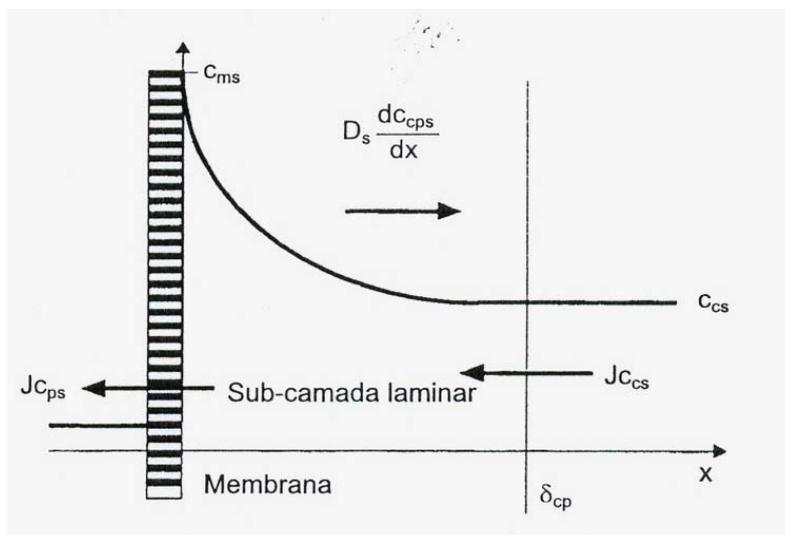
Pode-se citar as seguintes causas da queda de performance do fluxo de permeado durante a operação de módulos de membranas:

- Polarização de concentração;
- Compactação;
- Acúmulo reversível de material retido na superfície da membrana; e
- Acúmulo irreversível de material na superfície da membrana – *fouling*.

### 2.5.2.6. Polarização de concentração

A polarização de concentração refere-se ao gradiente de concentração de materiais rejeitados pela membrana e, é formado na camada limite do meio de escoamento, o qual é laminar.

O acúmulo de soluto próximo à superfície da membrana aumenta sua concentração na camada-limite acima do que ocorre na zona de mistura na alimentação do módulo provocando um fluxo difusivo em direção ao canal de concentrado. Este efeito é o principal responsável pelo acúmulo de partículas, macromoléculas e íons na superfície da membrana. A Figura 26 ilustra o efeito da polarização.



$J$ : fluxo do solvente;

$D_s(dC_{cps}/dx)$ : taxa de difusão do soluto ao longo do eixo X

$\delta_{cp}$ : espessura da zona de concentração-polarização

$C_{ps}$ : concentração do soluto no permeado

$C_{cs}$ : concentração do soluto no concentrado

$C_{ms}$ : concentração do soluto na superfície da membrana

$C_{cps}$ : concentração do soluto na zona de concentração-polarização.

Figura 26. Modelo de polarização de concentração (Schneider, 2001)

### 2.5.2.7. Fouling

Segundo Kweon e Lawler, (2004), as membranas são sempre lembradas para os processos de tratamento de água, porém o *fouling* frequentemente impede ou dificulta o uso das membranas nessa aplicação. O *fouling* caracteriza-se pela redução lenta do fluxo de permeado ao longo do tempo, diferentemente da polarização. Este fenômeno acontece em seguida a polarização e sua causa é devida à deposição de substâncias incrustantes como partículas, colóides, emulsões, suspensões, macromoléculas (proteínas), sais etc. No gráfico da Figura 27 é apresentado o comportamento do fluxo

permeado em função do tempo de operação, no qual se evidencia a polarização de concentração e o *fouling*.

A previsão do tempo para ocorrência do *fouling* é determinante para o bom funcionamento da membrana, por isso, a necessidade premente por um método confiável para medir e prever o potencial da presença dos sólidos na água de alimentação do sistema de membranas. Tal método pode ser usado tanto no estágio de projeto para avaliar o pré-tratamento necessário da água de alimentação, bem como, mais tarde, para monitorar a eficiência e a performance do sistema de pré-tratamento (Boerlage *et al.*, 2003).

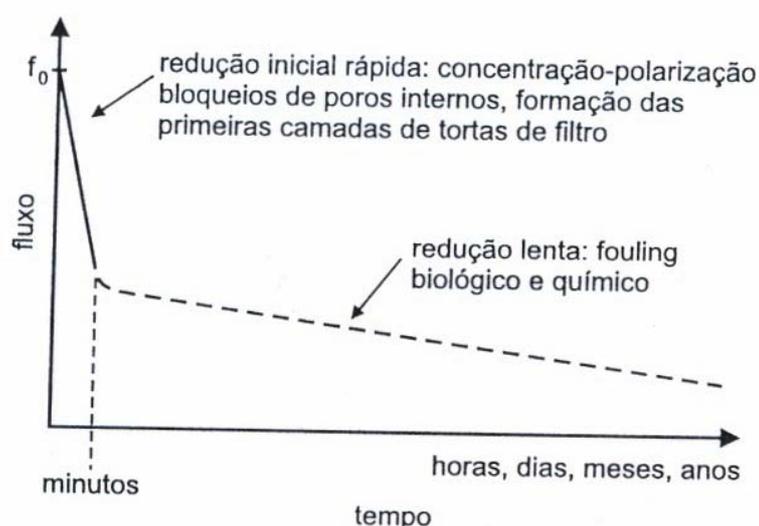


Figura 27. Redução de fluxo(Schneider,2001)

Parâmetros de qualidade da água, tais como turbidez, sólidos em suspensão e partículas contáveis, podem ser usados como indicadores de concentração de partículas nas águas de alimentação. Em especial, as partículas contáveis, tem provado ser um indicador confiável no monitoramento da remoção de particulados e, conseqüentemente, na integridade das membranas. Porém, não suficientes para estimar o potencial de *fouling* das partículas na membrana. São adotados os seguintes métodos para verificar o potencial de *fouling* das partículas nas águas de alimentação: Silt Density Index (SDI), ou Índice de Teste de *Fouling*, e *Modified Fouling Index*,  $MFI_{0,45\mu m}$  (Boerlage *et al.*,2003). Em ambos, a água é filtrada sob pressão constante através de uma membrana de microfiltração (MF) com porosidade de  $0,45\ \mu m$  com montagem em “dead end flow” ou fluxo frontal. O SDI é simplesmente baseado no decaimento do

fluxo pela membrana do fluido. Conforme a ZyzaTech Water Systems, Inc., a taxa de decaimento do fluxo é convertida para um número, chamado SDI, entre 1 e 100. Um bloqueio rápido da membrana indica alta contaminação de colóides e, conseqüentemente um SDI alto. Para aplicação em membranas de osmose reversa, as águas de alimentação precisam ter um número de SDI menor que 5, para evitar o *fouling* prematuro. Já, em aplicações de ultrafiltração valores usuais de SDI para as águas de alimentação ficam na faixa de 17 à 19 (Van Hoof *et al.*, 1999).

Quanto ao  $MFI_{0,45\mu m}$ , é baseado na filtração da torta depositada na membrana, pela qual, as partículas são retidas. Por isso, pode ser usada para prever o caimento do fluxo, ou o aumento da pressão necessário para manter constante a capacidade do sistema de membranas. A torta adiciona resistência ao fluxo além da resistência da membrana (Boerlage *et al.*, 2003). A Tabela 10 apresenta a classificação e a distribuição dos sólidos em função do tamanho.

Tabela 10. Classificação e distribuição dos sólidos em função do tamanho (Von Sperling, 2000)

Sólidos	Diâmetro ( $\mu m$ )
Sólidos Suspensos	$10^0 < \varnothing < 10^3$
Coloidais	$10^{-3} < \varnothing < 10^0$
Sólidos Dissolvidos	$10^{-6} < \varnothing < 10^{-3}$

De acordo com Guo *et al.* (2003), a maioria dos poluentes sólidos particulados da água se apresenta na faixa de 0,02 à 10  $\mu m$ , o que faz da microfiltração uma operação unitária útil no tratamento de águas servidas.

#### 2.5.2.8. Pré-tratamentos para os processos com membranas

Alguns pré-tratamentos podem ser aplicados com o objetivo de minimizar a gradual redução do fluxo filtrado devido a incrustações. Como exemplos tem-se a pré-floculação da água de alimentação da membrana, a qual também tem o objetivo de promover a remoção dos particulados, melhorando a performance da membrana, com a diminuição da incrustação na superfície da membrana e com isso, mantendo o fluxo de

regime na membrana, Kwon *et al.* (1997, *apud* Guo *et al.*, 2004). A floculação pode remover vários compostos orgânicos coloidais presentes nos efluentes provenientes de esgotos. Adin *et al.* (1998, *apud* Guo *et al.*, 2004) aprovou a superioridade do desempenho do cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3$ ) perante o sulfato de alumínio  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  na remoção de colóides orgânicos presentes nos efluentes dos reatores de lodos ativados. Chapman *et al.* (2002, *apud* Guo *et al.*, 2004) também mostrou a importância do  $\text{FeCl}_3$  na floculação de efluentes para a microfiltração de efluentes tratados biologicamente. Segundo estes autores, a floculação somente remove colóides orgânicos não removendo os compostos orgânicos dissolvidos

Por outro lado, o pré-tratamento por adsorção consegue remover os compostos orgânicos dissolvidos. Vigneswaran *et al.* (2003, *apud* Guo *et al.*, 2004) demonstrou a aplicação direta de carvão ativo em pó dentro de um reator de membrana submersa. O resultado apresentado foi a remoção de mais de 80% dos compostos orgânicos dissolvidos, com efetividade a ponto de não se usar a limpeza química da membrana por um longo tempo, minimizando também a formação do *biofouling*.

Abdessemed *et al.* (2000, *apud* Guo *et al.*, 2004) demonstrou experimentalmente que os processos de floculação e adsorção juntos podem ser adequados para remover 86% da demanda química de oxigênio dos esgotos domésticos. Nos estudos deles, foram usados o  $\text{FeCl}_3$  numa concentração de 40 mg/L e o carvão ativo granulado numa dosagem de 20mg/L. Essa tecnologia de pré-tratamento agregada ao uso de membranas vem se tornando importante no reuso de águas servidas.

Outro mecanismo de pré-tratamento para evitar o *fouling*, é o abrandamento das águas. É usado para remover os íons responsáveis pela dureza na água,  $\text{Mg}^{+2}$  e  $\text{Ca}^{+2}$ , apresentados na forma de sais. Porém, o abrandamento pode também remover particulados, bem como os materiais orgânicos naturais, conhecidos como MON. Esse mecanismo então, pode ser aplicado também como pré-tratamento à ultrafiltração (Kweon e Desmond, 2004).

Na pesquisa realizada, foi utilizado como substituto do MON, componentes orgânicos simples devido à complexidade de interpretação dos efeitos do MON em relação ao *fouling*. Lahoussine-Turcaud *et al.* (1990) e Mallevalle *et al.* (1989, *apud* Kweon e Desmond, 2004) após estudos, verificaram que os polissacarídeos são macromoléculas que se apresentam regularmente na torta causadora do *fouling*. Dois polissacarídeos foram escolhidos: dextran e o ácido algínico como substitutos do MON

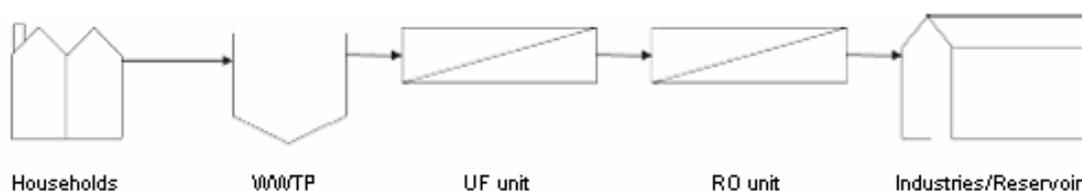
para análise da redução da demanda química de oxigênio, DQO. Foi usado como abrandador a cal, óxido de cálcio, CaO.

### 2.5.2.9. Consumo de energia

De acordo com Zhang *et al.*(2003), o consumo de energia é um aspecto de suma importância numa planta de tratamento de águas servidas, o qual algumas vezes pode afetar a viabilidade de um método de tratamento. Segundo Waterschap e Friesland (1997) e Kim e Hão (2001, *apud* Zhang *et al.*, 2003}, numa planta de tratamento convencional, 80% da energia é gasta nos aeradores.

No caso da aplicação de membranas de ultrafiltração, como pré-tratamento para a osmose reversa, em sistemas de reuso de águas de centros urbanos, a energia demandada por m<sup>3</sup> é de 0,100 kW.h (Qin *et al.*, 2004). A Figura 28, ilustra fluxograma da planta de tratamento.

Figura 28. Fluxograma típico de uma planta de processo para reuso de águas servidas municipais. Tradução: *Households*: unidades urbanas; *WWTP*: estação de tratamento; *UF unit*: unidade de ultrafiltração; *RO unit*: unidade de osmose reversa; *Industries/Reservoir*: indústrias/reservatório. Fonte : Qin. J.-J et tal. 2004



Van Hoof *et al.* (1999) afirmam que os custos operacionais das plantas de tratamento para reuso de águas servidas com uso de membranas de ultrafiltração são dependentes de vários fatores, principalmente no concernente aos sólidos em suspensão.

Os custos operacionais incluem juros, depreciação, eletricidade, manutenção e os produtos químicos envolvidos no processo, mas não se considera a mão de obra em face da grande variação desta pelo mundo. Dois cenários foram analisados. O primeiro, o de melhor resultado, sem floculante, e com fluxo bruto de 80 L/m<sup>2</sup>h, o segundo, o pior caso, com floculação, e fluxo de 60 L/m<sup>2</sup>h. Os custos apresentados para as águas provenientes da estação de tratamento variaram de EU\$ 0,09/m<sup>3</sup> a EU\$ 0,22/m<sup>3</sup>, respectivamente R\$ 0,24/m<sup>3</sup> a R\$ 0,58/m<sup>3</sup> (1EURO=R\$2,61549), conforme pode ser constatado no gráfico da Figura 29, onde é apresentada a variação do custo de tratamento em função da capacidade líquida de processamento para cada um dos casos estudados.

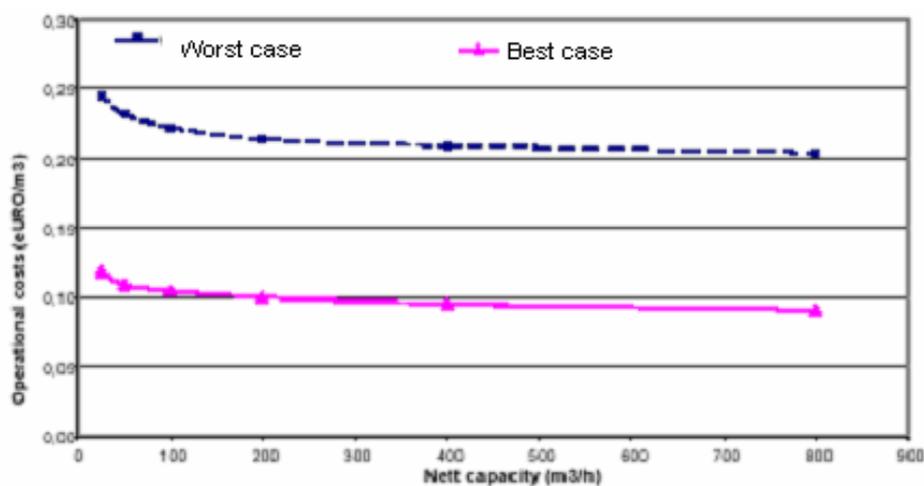


Figura 29. Custo operacional de ETE com ultrafiltração para reuso da água. Tradução: *Operational costs*(EURO/m<sup>3</sup>): custo operacional (EURO/m<sup>3</sup>); *Net capacity* (m<sup>3</sup>/h): capacidade líquida(m<sup>3</sup>/h); *Worst case*: pior caso; *Best case*: melhor caso.

Zhang *et al.* (2003) desenvolveram um biorreator com membrana para tratamento de esgoto com menor consumo de energia. As características da membrana, do tipo de microfiltração, são as seguintes: diâmetro de poro igual a 0,2 µm, área de 2,6 m<sup>2</sup> e comprimento de 1,022 m. Segundo os autores, um dos empecilhos ao grande uso das membranas é o custo energético do processo. Nos sistemas tradicionais de tratamento de efluentes (lodos ativos), o consumo de energia elétrica varia de 0,3 – 0,4 kW.h/m<sup>3</sup> de água tratada, enquanto nos sistemas com uso de membranas, o consumo é de 6 – 8 KW.h/m<sup>3</sup> de água tratada, o que é muito alto para viabilizar este processo. Os autores

tomaram de início um módulo de membrana com uma configuração das fibras orientadas em sentido transversal em relação ao fluxo diferentemente do usual, que é colocar as fibras longitudinalmente, conforme apresentado na Figura 30. Isto proporcionou o aumento da turbulência, diminuindo o *fouling*, sem a necessidade do aumento de velocidade do fluxo de água, demandando assim um menor consumo de energia, bem como uma menor área de membrana para um mesmo volume de água permeada (tratada). O resultado obtido foi de 1,97 kW.h/m<sup>3</sup> de água tratada. O módulo de membrana nesse processo, é responsável de 37,66 à 52,20% do consumo geral ou seja, varia de 0,74 à 1,02 kW.h/ m<sup>3</sup> de permeado.

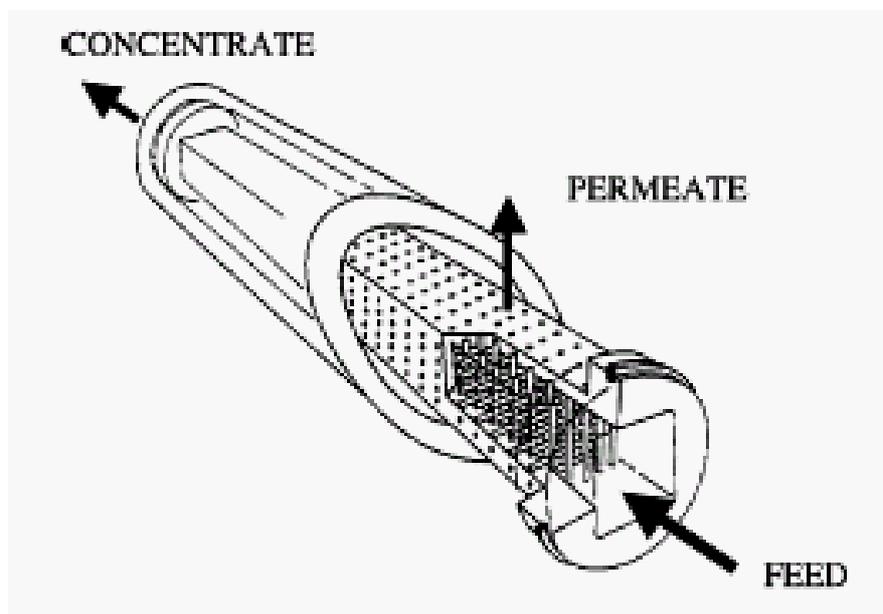


Figura 30. Estrutura de um módulo de membranas transversais. Tradução: *Feed*: alimentação; *permeate*: permeado; *concentrate*: concentrado.

### **3. Objetivos**

Este trabalho tem como objetivo principal desenvolver um estudo de tratabilidade de efluentes proveniente da atividade de lavagem de caminhões de coleta de lixo urbano.

Por sua vez os objetivos específicos são:

- Caracterizar o efluente gerado no processo de lavagem de caminhões de coleta de lixo;
- Analisar a eficiência da estação de tratamento de efluentes (ETE), da empresa em estudo;
- Buscar adequar o efluente tratado aos limites da legislação visando seu reuso.

## 4. Material e Métodos

A pesquisa de campo foi realizada na empresa Koleta Ambiental S.A. especializada na coleta e destinação de resíduos classes IIA e IIB, principalmente lixo de origem comercial e industrial.

### 4.1. Descrição da estação de tratamento da empresa

Focou-se exclusivamente a questão da água utilizada na lavagem das viaturas de coleta de lixo (Figuras 31 e 32) objetivando o seu reuso no processo. O consumo diário é de 14 m<sup>3</sup>/dia, para a lavagem em média de 34 veículos.

O processo de limpeza das viaturas é constituído pelas seguintes fases:

- Varrição da caçamba e segregação dos sólidos;
- Desengraxamento, com detergentes, dos equipamentos;
- Enxágüe com água e (Figura 33);
- Lubrificação.

Todo o efluente dessa lavagem é encaminhado à estação de tratamento da empresa. A estação de tratamento dos efluentes é composta por um sistema preliminar, gradeamento e desarenador (Figura 34), um separador de água e óleo, um tanque de equalização, um decantador primário (Figura 35) e outro secundário, elavatória e por último 2 reatores de lodos ativados (Figura 36), com aeração mecânica, em série, com potência de 5 cv cada aerador. A alimentação do tanque de aeração é feita por meio de uma estação elevatória com potência de 2 cv. A demanda total de energia da estação é de 12 cv. O período de funcionamento é de 24 horas por dia, 365 dias por ano. O tempo de residência é de 32 horas.

Uma das características nos processos de tratamento dos efluentes de lavagem de caminhões de coleta de lixo é a grande flutuação da carga orgânica durante o dia, bem como durante o ano. A coleta do lixo precisa ser enquadrada numa grade de horário, normalmente estabelecida pelos órgãos oficiais. Isso, faz com que haja uma concentração muito grande de veículos num curto espaço de tempo e, conseqüentemente, uma quantidade enorme de resíduos agregados aos caminhões a serem lavados (Figura 32). Conforme ilustrado no hidrograma da Figura 37, a

concentração da lavagem ocorre entre 15 e 17 horas, fruto do retorno de 80% da frota à base operacional. O Fluxograma do processo está ilustrado na Figura 38.

Os resíduos gerados pela ETE, sólidos orgânicos e lodo, classificados como IIA, pela NBR 10.004 da ABNT, são descartados mensalmente em aterro sanitário licenciado.



Figura 31. Caminhão compactador de lixo



Figura 32. Detalhe dos resíduos sólidos



Figura 33. Lavagem



Figura 34. Gradeamento/  
Decantação



Figura 35. Decantador primário



Figura 36. Reator Lodos ativados/  
Decantador secundário

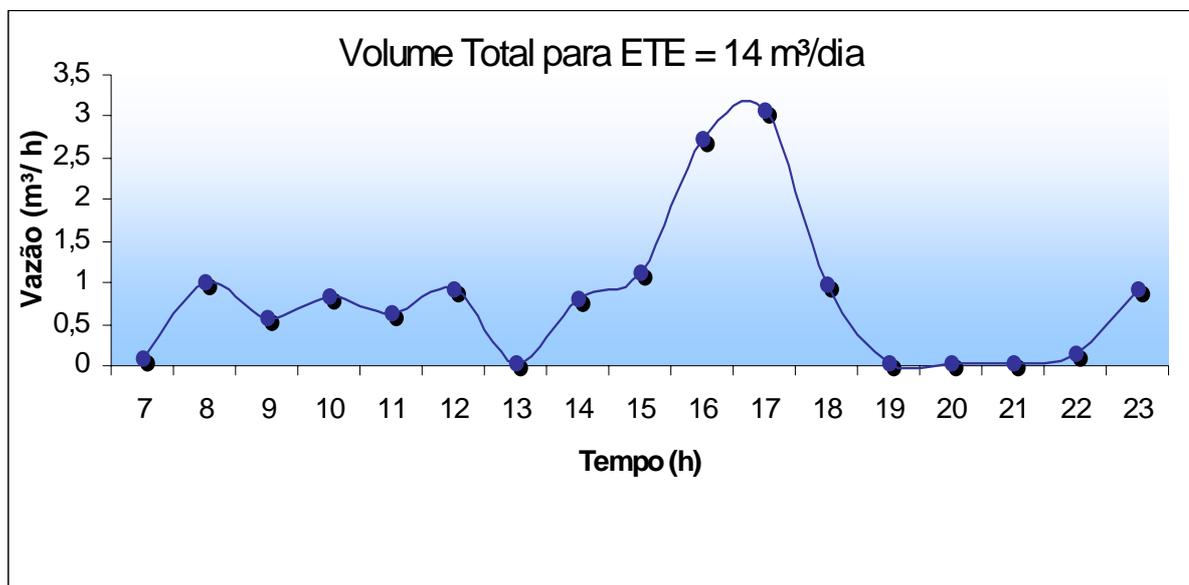


Figura 37. Hidrograma para lavagem e enxágüe das viaturas de coleta de lixo

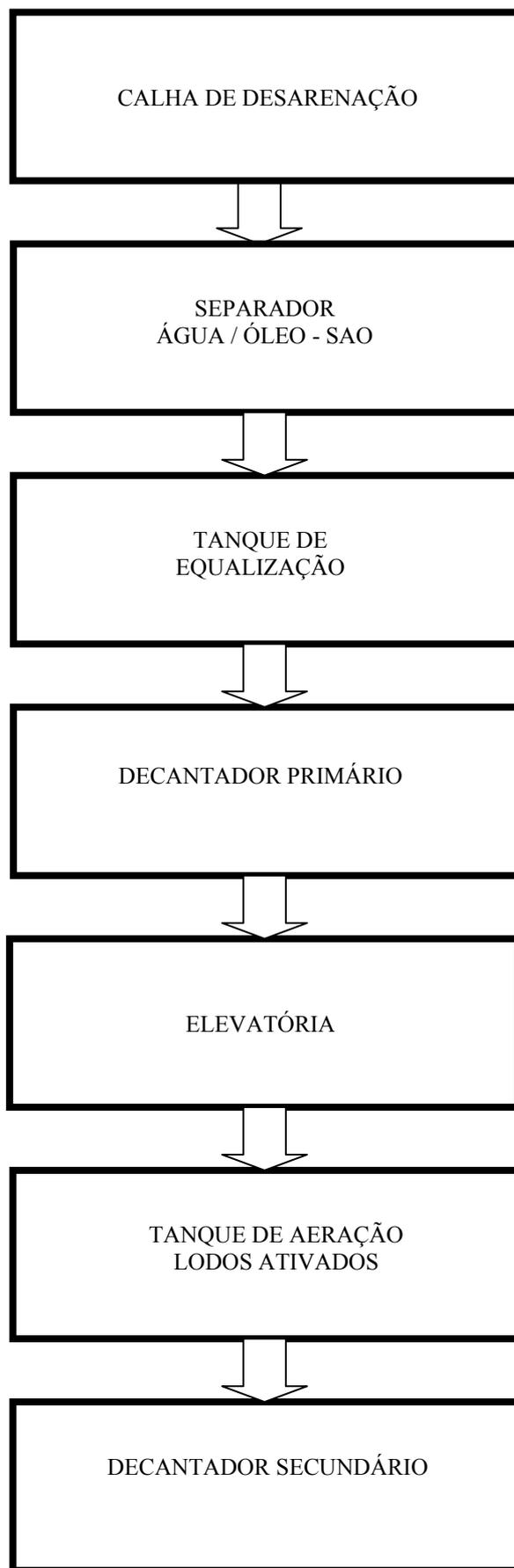


Figura 38. Fluxograma da ETE da empresa

## 4.2. Caracterização do efluente da lavagem dos caminhões de lixo

Segundo Giordano (2003), a caracterização do efluente é fundamental para o desenvolvimento de qualquer projeto que tenha como objetivo o tratamento. Da mesma forma, o estudo de tratabilidade do efluente é necessário para verificação da eficácia do processo unitário de tratamento definido.

O presente estudo consiste da caracterização e estudo de tratabilidade dos efluentes que são gerados na garagem da empresa Koleta Ambiental S.A., durante a lavagem dos caminhões compactadores de lixo.

## 4.3. Metodologia analítica

Os trabalhos de levantamento dos efluentes foram executados pela equipe técnica da TECMA - Tecnologia em Meio Ambiente Ltda, contratada para dar o suporte laboratorial à pesquisa.

A coleta dos efluentes na estação de tratamento de efluentes, ETE, foi realizada nos dias 25 de outubro, 01, 08, 17, e 25 de novembro e 01 de dezembro de 2005, sempre entre 15 e 17 horas, horário de maior demanda de água. Os efluentes da ETE foram coletados em frascos de vidro e polietileno fornecidos pela TECMA e encaminhados posteriormente para o laboratório. A preservação química das amostras foi realizada conforme preconizado na metodologia, a saber:

- DQO - Acidificar ( $\text{pH} < 2$ ) com ácido sulfúrico (2mL/L);
- Nkj (nitrogênio Kjeldahl)- Acidificar ( $\text{pH} < 2$ ) com ácido sulfúrico (2mL/L);
- Óleos e Graxas - Acidificar com HCl ( $\text{pH} < 2$ ), cerca de 2mL/L;
- Zinco – Adição de ácido nítrico (2mL/L) para preservar a amostra para o ensaio de metais.

### 4.3.1. Clarificação Química

Esta etapa consiste na aplicação de produtos químicos (coagulantes) que em determinadas faixas de pH possibilitam a formação de coágulos dos sólidos em

suspensão e colóides que, quando auxiliados pela adição de polímero, otimizam a formação de flocos.

As amostras foram testadas com cloreto férrico e polieletrólito. Com proveta, foram transferidos 500 mL da amostra homogeneizada na bombona para 4 bechers de 1000 mL (teste 1 a 4). Em seguida o pH da amostra foi medido e corrigido com solução de NaOH 1% para uma faixa neutra. Adicionaram-se 100, 200, 300 e 400 mg/L de FeCl<sub>3</sub> nos respectivos frascos, garantindo uma agitação por 1 minuto. Para auxiliar a sedimentação dos flocos, foi adicionada uma concentração de 1,5 mg/L de polieletrólito catiônico marca Union-Química em cada recipiente. Permaneceram em repouso por 60 minutos, onde ocorreu a separação de fases por sedimentação dos flocos.

As amostras foram mantidas em caixa conservadora de isopor até a entrada no laboratório onde foram transferidas para geladeira com controle para garantir a temperatura inferior a 6°C.

A análise dos efluentes foram realizadas nos laboratórios da TECMA – Tecnologia em Meio Ambiente Ltda., utilizando-se os procedimentos e métodos analíticos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water e Wastewater* (AWWA, 1998).

Na Tabela 11 são apresentados os parâmetros analisados neste trabalho, bem como as referências relativas aos respectivos procedimentos utilizados.

Tabela 11. Metodologia analítica utilizada (AWWA, 1998)

<b>Parâmetros</b>	<b>Métodos</b>
Cloreto	SM 4500 (B)
Condutividade	SM 2510 (B)
Cor	SM 2120 (B)
Coliformes Fecais	SM 9221 (E)
Coliformes Totais	SM 9221 (B)
Demanda bioquímica de oxigênio	SM 5210 (B)
Demanda química de oxigênio	SM 5220 (B)
Detergentes	SM 5540 (C)
Dureza	SM 2340(C)
Ferro Total	SM 3010/3020/3030
Metais pesados (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, e Zn)	SM 3010/3020/3030
Nitrogênio amoniacal	SM 4500 NH <sub>3</sub> (F)
Óleos e graxas	SM 5520 (B)
pH	SM 4500 H <sup>+</sup> (B)
Sólidos dissolvidos	SM 2540 (C)
Sólidos suspensos	SM 2540 (D)
Turbidez	SM 2130 (B)

Visando caracterizar a eficiência da estação de tratamento de efluentes da empresa em estudo, foi realizada a caracterização do efluente. Na Tabela 12 são apresentados os parâmetros analisados e os respectivos pontos de coleta de amostras.

Tabela 12. Parâmetros analisados e pontos de coleta de amostra

Parâmetro	Ponto de coleta de amostra
Óleos e graxa	Saída da calha de desarenação
DQO e DBO	Tanque de equalização
RNFT e RNFV	Tanque de aeração
DQO, DBO, Materiais Sedimentáveis, MBAS, Nkj, Óleos e Graxas, pH, RNFT, RNFV, Zinco.	Efluente decantado

#### 4.4. Material e equipamentos

- Bécheres de 500 e 1000 mL;
- Bastão de Vidro;
- Jar-Teste, marca Quimis, modelo Q 305 D 6;
- Pipetas graduadas em 10 mL;
- Frascos de polietileno de 500 mL e 1000 mL para coleta de amostras;
- Frascos de vidro de 250 mL, 1000 mL para coleta de amostras;
- Proveta da Nalgene de 100, 500 e 1000 mL;
- Propipete;
- Pissete;
- Medidor de pH, marca YSI, modelo 60/10, fabricante Hexis;
- Cronômetro;
- Cone de Sedimentação;
- Reator Biológico de polipropileno, capacidade 12 L;
- Bombonas plásticas capacidade 5 L, 20L e 100 L;
- Oxímetro de bancada, marca YSI, modelo 52C;
- Sistema de ultrafiltração fabricado por Osmonics. O sistema é composto por bomba marca Osmonics modelo AS 1600, com capacidade de vazão máxima de 130 L/min,

faixa de pressão operacional variando de 3,5 a 38,5 bar e potência de 1,5 kW. Um pré-filtro de polipropileno (PP), tipo cartucho, com diâmetro de poro 25  $\mu\text{m}$ , foi instalado antes do módulo da membrana para prevenir a entrada de sólidos em suspensão que pudessem danificá-la. O material da membrana aplicada, polissulfona, com área efetiva de filtração de 2,5  $\text{m}^2$ , módulo com 1 metro de comprimento, diâmetro de 6 cm;

- Amperímetro marca Data Hold, modelo 266 – Clamp Meter;
- Polieletrólito catiônico – Union-Química;
- $\text{FeCl}_3$  - Vetec;
- NaOH. – Vetec.

#### 4.5. Estudo de tratabilidade do efluente

Com o objetivo de melhorar a qualidade do efluente visando seu reuso e adequá-lo a classe 2 da resolução Conama 357, foi realizado um estudo de tratabilidade deste efluente consistindo de 6 amostragens realizadas durante 6 semanas consecutivas. Com o intuito de avaliar a variação de carga na alimentação da estação e a reprodutibilidade do sistema, estas análises foram realizadas a partir de amostragens feitas em dias diferentes. Na Tabela 13 são apresentados os dias de amostragem.

“” Tabela 13. Cronograma das coletas

Ensaio	Data da coleta de amostra
1	25/10/2005
2	01/11/2005
3	08/11/2005
4	17/11/2005
5	25/11/2005
6	01/12/2005

Este estudo consistiu das seguintes etapas (realizados nos laboratórios da Tecma Ltda):

- ✓ **Etapa 01:** Correção de pH com adição de NaOH 1%;
- ✓ **Etapa 02:** Coagulação Química com aplicação de  $\text{FeCl}_3$  5% e Polieletrólito;
- ✓ **Etapa 03:** Tratamento Biológico por Lodos Ativos
- ✓ **Etapa 04:** Ultrafiltração em membranas.

Foram realizadas amostragens para o estudo de tratabilidade físico-químico no ponto de saída da calha de desarenação para determinação dos seguintes ensaios laboratoriais: DQO, DBO, RNFT, pH, após a etapa de clarificação química. Para verificar a eficiência da remoção de matéria orgânica durante o estudo por lodos ativados foram analisados os seguintes parâmetros no efluente tratado do reator biológico: DQO, DBO, RNFT, pH.

## 5. Resultados e discussão

Os resultados referentes à avaliação do desempenho da ETE encontram-se nas Tabelas de 14 a 20. Da mesma maneira, são apresentados os resultados dos ensaios do estudo de tratabilidade do efluente bruto e, por último, o resultado do efluente permeado do módulo de membrana de ultrafiltração.

Tabela 14. Resultados da caracterização do ensaio 1, coletados em 25/10/2005

Parâmetros	Calha de Desarenação	Tanque de Equalização	Tanque de Aeração 1	Tanque de Aeração 2	Efluente Decantado
DBO (mg/L)	-	1947	-	-	1630
Detergente (MBAS) (mg/L)	-	-	-	-	10,6
DQO (mg/L)	-	4780	-	-	3195
Mat. Sedimentáveis (mL/L)	-	-	-	-	<0,5
Nitrogênio Kjeldahl (mg/L)	-	-	-	-	23,9
Óleos e Graxas (mg/L)	96	-	-	-	11
pH	-	-	-	-	5,44
RNFT (mg/L)	-	-	379	760	320
RNFV (mg/L)	-	-	308	308	-
Temperatura °C	-	-	-	-	25
Zinco (mg/L)	-	-	-	-	0,79

Tabela 15. Resultados da caracterização do ensaio 2, coletados em 01/11/2005

Parâmetros	Calha de Desarenação	Tanque de Equalização	Tanque de Aeração 1	Tanque de Aeração 2	Efluente Decantado
DBO (mg/L)	-	1058	-	-	1762
Detergente (MBAS) (mg/L)	-	-	-	-	24,6
DQO (mg/L)	-	2351	-	-	2705
Mat. Sedimentáveis (mL/L)	-	-	-	-	<0,5
Nitrogênio Kjeldahl (mg/L)	-	-	-	-	2,72
Óleos e Graxas (mg/L)	192	-	-	-	<0,5
pH	-	-	-	-	5,22
RNFT (mg/L)	-	-	432	573	330
RNFV (mg/L)	-	-	292	387	-
Temperatura °C	-	-	-	-	20,5
Zinco (mg/L)	-	-	-	-	0,64

Tabela 16. Resultados da caracterização do ensaio 3, coletados em 08/11/2005

Parâmetros	Calha de Desarenação	Tanque de Equalização	Tanque de Aeração 1	Tanque de Aeração 2	Efluente Decantado
DBO (mg/L)	-	1087	-	-	3095
Detergente (MBAS) (mg/L)	-	-	-	-	13
DQO (mg/L)	-	3399	-	-	4384
Mat. Sedimentáveis (mL/L)	-	-	-	-	<0,5
Nitrogênio Kjeldahl (mg/L)	-	-	-	-	2,8
Óleos e Graxas (mg/L)	102	-	-	-	14
pH	-	-	-	-	5,17
RNFT (mg/L)	-	-	931	1439	384
RNFV (mg/L)	-	-	662	946	-
Temperatura °C	-	-	-	-	20
Zinco (mg/L)	-	-	-	-	0,81

Tabela 17. Resultados da caracterização do ensaio 4, coletados em 17/11/2005

Parâmetros	Calha de Desarenação	Tanque de Equalização	Tanque de Aeração 1	Tanque de Aeração 2	Efluente Decantado
DBO (mg/L)	-	1023	-	-	2720
Detergente (MBAS) (mg/L)	-	-	-	-	14
DQO (mg/L)	-	2751	-	-	4077
Mat. Sedimentáveis (mL/L)	-	-	-	-	<0,5
Nitrogênio Kjeldahl (mg/L)	-	-	-	-	10,2
Óleos e Graxas (mg/L)	75	-	-	-	10,2
pH	-	-	-	-	5,17
RNFT (mg/L)	-	-	1984	1443	357
RNFV (mg/L)	-	-	1206	894	-
Temperatura °C	-	-	-	-	20
Zinco (mg/L)	-	-	-	-	0,71

Tabela 18. Resultados da caracterização do ensaio 5, coletados em 25/11/2005

Parâmetros	Calha de Desarenação	Tanque de Equalização	Tanque de Aeração 1	Tanque de Aeração 2	Efluente Decantado
DBO (mg/L)	-	3088	-	-	1861
Detergente (MBAS) (mg/L)	-	-	-	-	30,8
DQO (mg/L)	-	4433	-	-	2816
Mat. Sedimentáveis (mL/L)	-	-	-	-	<0,5
Nitrogênio Kjeldahl (mg/L)	-	-	-	-	1,06
Óleos e Graxas (mg/L)	57	-	-	-	<0,5
pH	-	-	-	-	5,91
RNFT (mg/L)	-	-	1045	1333	378
RNFV (mg/L)	-	-	684	833	-
Temperatura °C	-	-	-	-	24
Zinco (mg/L)	-	-	-	-	0,91

Tabela 19. Resultados da caracterização do ensaio 6, coletados em 01/12/2005

Parâmetros	Calha de Desarenação	Tanque de Equalização	Tanque de Aeração 1	Tanque de Aeração 2	Efluente Decantado
DBO (mg/L)	-	1155	-	-	2224
Detergente (MBAS) (mg/L)	-	-	-	-	14,8
DQO (mg/L)	-	2857	-	-	3498
Mat. Sedimentáveis (mL/L)	-	-	-	-	<0,5
Nitrogênio Kjeldahl (mg/L)	-	-	-	-	4,66
Óleos e Graxas (mg/L)	278	-	-	-	10
pH	-	-	-	-	5,29
RNFT (mg/L)	-	-	1863	1485	298
RNFV (mg/L)	-	-	1165	986	-
Temperatura °C	-	-	-	-	19,5
Zinco (mg/L)	-	-	-	-	0,74

Tabela 20. Relação DBO/DQO no Tanque de Equalização – Efluente Bruto - ETE

Parâmetros	Estudo de Caracterização					
DBO, mg/L	1947	1058	1087	1023	3088	1155
DQO, mg/L	4780	2351	3399	2751	4433	2857
Razão DBO/DQO	0,41	0,45	0,32	0,37	0,70	0,40

Verifica-se pelos resultados do monitoramento da estação, a grande flutuação nos valores dos parâmetros avaliados. Isso, fruto da grande variação do lixo urbano. O afluente contém em demasia muito material particulado que dificulta sua degradação. Pela relação DBO/DQO do efluente bruto verifica-se a dificuldade da degradação biológica, pois a relação DBO/DQO é menor que 0,6 (Sridhar, 2002). Como já analisado anteriormente o caminhão de lixo traz agarrado à sua estrutura uma quantidade enorme de resíduos sólidos, os quais com grande percentual não biodegradável.

Concluiu-se, pelos resultados apresentados no sistema ora operante, que a eficiência é muito baixa, haja visto a pequena redução dos parâmetros DQO e DBO. Em algumas vezes, até sem redução da DBO e da DQO.

A taxa  $A/M$  que, segundo Jordão (1995), constitui um parâmetro que mede a razão entre o substrato ( $A$ -alimento) presente na amostra afluente e a carga de microrganismos ( $M$ ) ou lodos ativados, presentes no tanque de aeração (RNFV). A relação  $A/M$  é apresentada na equação 9 e os resultados para os diferentes ensaios, bem como um valor médio de  $A/M$  são apresentados na Tabela 21.

$$A/M = \frac{DQO_a \times Q_a}{RNFV \times V_r} \quad \text{equação (9)}$$

onde :

$DQO_a$  = DQO ( mg/L de  $O_2$ ) do afluente do reator;

$Q_a$  = vazão de alimentação dos reatores ( L/d );

RNFV = SSV - sólidos em suspensão voláteis ( mg/L );

$V_r$  = volume do reator ( L ).

Segundo Jordão (1995), os valores adequados de  $A/M$  situam-se entre 0,2 e 0,6 para esgotos domésticos. Verificou-se que pela relação  $A/M$  média de 9,46 há um

excesso de substrato no reator em relação aos microrganismos presentes para a degradação da matéria orgânica, refletindo na qualidade do efluente final tratado. O resultado mostra que existe muito substrato para pouco microrganismo.

Em face do baixo desempenho foi realizado um estudo de tratabilidade do efluente, visando a otimização da ETE. Esse estudo será apresentado no próximo tópico.

Tabela 21 – Resultados obtidos nos ensaios biológicos

Ensaio	Qa(m <sup>3</sup> /dia)	Vr(m <sup>3</sup> )	RNFV(mg/L)	DQOa(mg/L)	A/M
1	14	9	308	4780	24,14
2	14	9	387	2351	9,45
3	14	9	946	3399	5,59
4	14	9	894	2751	4,79
5	14	9	833	4433	8,28
6	14	9	986	2857	4,51
Média da relação A/M					9,46

## 5.1. Estudo de tratabilidade do efluente

O ensaios de tratabilidade foram desenvolvidos com o objetivo de verificar a eficácia ou não da otimização do tratamento por lodos ativados para o caso do efluente em estudo.

### 5.1.1. Clarificação Química

O melhor ensaio foi obtido utilizando solução de 300 mg/L de cloreto férrico em função do volume de lodo sedimentado. Após o período de sedimentação, a amostra tratada (sobrenadante) foi retirada para determinação dos ensaios físico-químicos. A Tabela 22 mostra os resultados do ensaio de clarificação.

Na Tabela 23, é apresentado o consumo de produtos químicos necessários para a clarificação de 1 m<sup>3</sup> do efluente, conforme o melhor resultado do teste obtido a partir do ensaio de clarificação.

O efluente clarificado, após a precipitação química, teve o pH ajustado para próximo de 7,0 a fim de servir de substrato para os lodos ativados na etapa do tratamento biológico.

Tabela 22. Resultados do ensaio de clarificação química

Parâmetros do Jar-Teste	Teste 1	Teste 2	Teste 3	Teste 4
Volume de amostra, mL	500	500	500	500
pH (inicial) da amostra	4,99			
Volume de NaOH 1%, mL	15	15	16	17
Dosagem de FeCl <sub>3</sub> , mg/L	100	200	300	400
Dosagem de Polieletrólito, mg/L	1,5 – 2,0			
pH(final) da amostra	6,61	6,56	6,37	6,32
Volume de lodo, mL/L	40	50	70	70

Tabela 23. Consumo de produtos químicos durante o ensaio de clarificação

Parâmetro	Teste 3
FeCl <sub>3</sub> - g/m <sup>3</sup>	300
NaOH - g/m <sup>3</sup>	320
Polieletrólito (Floculante) - g/m <sup>3</sup>	2

### 5.1.2. Processo de lodos ativados

Para a realização dos estudos foram desenvolvidos dois reatores de bancada (pequenos tanques de aeração) com um volume de 15 litros cada, sendo utilizadas pequenas bombas de diafragma para a aeração e homogeneização da mistura do reator. A vazão de ar aplicada foi de 1,8 L/min.

Inoculou-se os dois reatores com microrganismos provenientes de estações de tratamento de esgoto sanitário e efluentes industriais (lodos ativados) até atingir a sua aclimatação, mantendo-se a aeração prolongada.

O pH dos reatores, assim como os dos seus afluentes, foram monitorados diariamente a fim de evitar a brusca alteração de pH na mistura dos reatores e, conseqüentemente, a redução da atividade biológica dos microrganismos.

Não foi necessária a adição de nutrientes como fósforo e nitrogênio, uma vez que o efluente proveniente da lavagem dos caminhões recebe contribuições significativas de restos de lixo domiciliar e material orgânico, garantindo uma

concentração suficiente destes nutrientes. O volume de alimentação dos reatores foi determinado através da relação A/M já descrita anteriormente. O cálculo da relação A/M segue demonstrado na Tabela 24. Visando analisar a reprodutibilidade do ensaio, foram feitos 13 experimentos em dias diferentes. O valor médio de A/M obtido foi de 0,152 e o desvio padrão  $\sigma$ , o valor de 0,027 que pela distribuição normal, 68,26 % da amostra tem valor de A/M entre 0,124 e 0,179.

Tabela 24. Cálculo da relação A/M no reator biológico

Ensaio	Qa (m <sup>3</sup> /d)	Vr (m <sup>3</sup> )	RNFV (mg/L)	DQO (mg/L)	A / M
1	0,004	0,03	2800	3544	0,169
2	0,006	0,03	1640	649	0,079
3	0,005	0,03	1628	1149	0,118
4	0,007	0,03	1628	1149	0,153
5	0,007	0,03	1845	1420	0,180
6	0,007	0,03	2126	1420	0,156
7	0,007	0,03	2126	1420	0,156
8	0,007	0,03	2126	1420	0,156
9	0,007	0,03	2126	1420	0,156
10	0,007	0,03	2126	1420	0,156
11	0,007	0,03	2389	1420	0,149
12	0,008	0,03	3552	2520	0,189
13	0,007	0,03	3552	2520	0,154
Média da relação A/M =					0,152
Desvio padrão $\sigma$					0,027

Comparando a relação RNFV/RNFT do reator do ensaio de tratabilidade com o reator da ETE, verifica-se que a atividade do primeiro reator é superior a do segundo. A relação RNFV/RNFT média do reator do ensaio de tratabilidade foi de 0,76 (Tabela 25) e a do reator da ETE, 0,61 (Tabela 26). Segundo Eckenfelder (1989), o valor da razão RNFV/RNFT para esgotos está na ordem de 0,8. Além do exposto, o tratamento físico-químico permitiu um aumento significativo de microrganismos, bem como do substrato, haja visto os valores médios de RNFV e RNFT no reator do ensaio de tratabilidade, respectivamente, 2616 e 3485 mg/L. Os valores médios de RNFV e RNFT para o reator da ETE são respectivamente 725 e 1172 mg/l, comprovando a melhora de desempenho do reator. Estes resultados podem ser constatados nas Tabelas 25 e 26.

Tabela 25. Relação de biomassa nos lodos ativados do reator biológico do ensaio de tratabilidade

Parâmetros	1ª semana	2ª semana	3ª semana	4ª semana	5ª semana	6ª semana
RNFT, mg/L	3455	2091	2727	3164	5053	4421
RNFV, mg/L	2800	1640	2126	2390	3552	3189
Relação RNFV/RNFT	0,81	0,78	0,78	0,76	0,70	0,72

Tabela 26. Relação de biomassa nos lodos ativados do 2º reator biológico da ETE

Parâmetros	1ª semana	2ª semana	3ª semana	4ª semana	5ª semana	6ª semana
RNFT, mg/L	760	573	1439	1443	1333	1485
RNFV, mg/L	308	387	946	894	833	986
Relação RNFV/RNFT	0,41	0,68	0,66	0,62	0,62	0,66

O gráfico da Figura 39 mostra o resultado do teste de respiração com os lodos ativados do reator biológico para a verificação do consumo de oxigênio resultante da atividade microbiana. Construído seguindo o modelo matemático  $y = -0,2949x + 7,5409$ . A reta vermelha representa o modelo teórico da respiração do lodo. A curva azul a respiração real, a qual comportou-se bastante próxima da curva teórica.

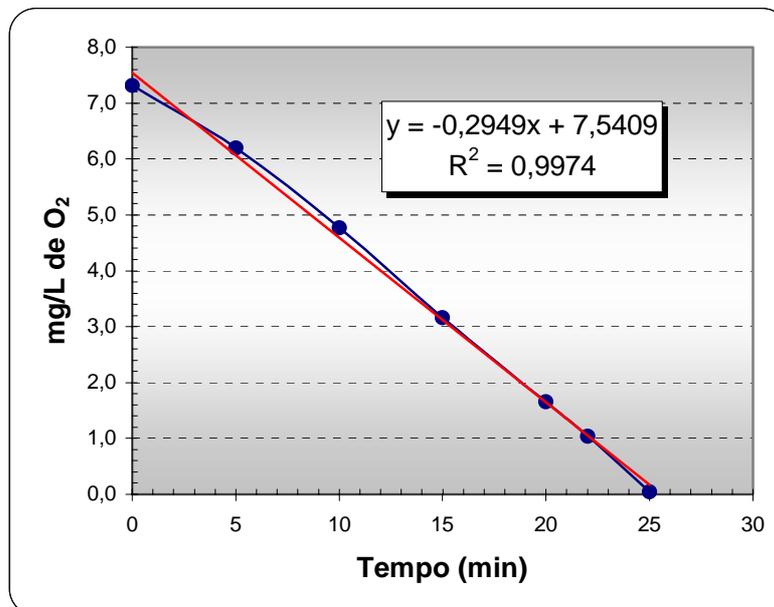


Figura 39. Teste de respiração dos lodos ativados

A inclinação da reta mede a taxa experimental do consumo de oxigênio no reator biológico:

$$0,2949 \text{ mg O}_2 / \text{L} \cdot \text{min} * 1440 \text{ min/dia} = 424 \text{ mg/L} \cdot \text{dia}$$

A concentração de lodos ativados no reator biológico era de 3552 mg/L (RNFV), portanto a taxa de consumo de O<sub>2</sub> por microrganismos é:

$$0,1193 \text{ mg O}_2 / \text{mg}_{\text{RNFV}} \cdot \text{dia} = 0,0000829 \text{ mg O}_2 / \text{mg}_{\text{RNFV}} \cdot \text{min}$$

### 5.1.3. Resultados analíticos da tratabilidade

As Tabelas de 27 a 24 apresentam os resultados do ensaio de tratabilidade da estação de tratamento de bancada realizado durante 6 semanas consecutivas.

Tabela 27. Análise dos efluentes do ensaio 1, coletados em 25/10/2005

Parâmetros	Efluente Bruto	Efluente Clarificado	Reator Biológico	Efluente Biológico
DBO (mg/L)	-	2252	-	81
DQO (mg/L)	5980	3545	-	313
pH	4,80	6,61	-	7,43
RNFT (mg/L)	-	1566	3455	126
RNFV (mg/L)	-	-	2800	-

Tabela 28. Análise dos efluentes do ensaio 2, coletados em 01/11/2005

Parâmetros	Efluente Bruto	Efluente Clarificado	Reator Biológico	Efluente Biológico
DBO (mg/L)	-	306	-	7
DQO (mg/L)	2405	649	-	59
pH	6,01	6,37	-	7,64
RNFT (mg/L)	-	140	2091	41
RNFV (mg/L)	-	-	1640	-

Tabela 29. Análise dos efluentes do ensaio 3, coletados em 08/11/2005

Parâmetros	Efluente Bruto	Efluente Clarificado	Reator Biológico	Efluente Biológico
DBO (mg/L)	-	786	-	7
DQO (mg/L)	3001	1149	-	87
pH	6,71	6,15	-	7,79
RNFT (mg/L)	-	291	2727	51
RNFV (mg/L)	-	-	2126	-

Tabela 30. Análise dos efluentes do ensaio 4, coletados em 17/11/2005

Parâmetros	Efluente Bruto	Efluente Clarificado	Reator Biológico	Efluente Biológico
DBO (mg/L)	-	946	-	24
DQO (mg/L)	3300	1420	-	64
pH	6,19	6,70	-	7,99
RNFT (mg/L)	-	74	3164	30
RNFV (mg/L)	-	-	2390	-

Tabela 31. Análise dos efluentes do ensaio 5, coletado em 25/11/2005

Parâmetros	Efluente Bruto	Efluente Clarificado	Reator Biológico	Efluente Biológico
DBO (mg/L)	-	2115	-	5
DQO (mg/L)	3920	2521	-	64
pH	5,85	5,77	-	8,30
RNFT (mg/L)	-	172	5053	13
RNFV (mg/L)	-	-	3552	-

Tabela 32. Análise dos efluentes do ensaio 6, coletado em 01/12/2005

Parâmetros	Efluente Bruto	Efluente Clarificado	Reator Biológico	Efluente Biológico
DBO (mg/L)	-	5906	-	9
DQO (mg/L)	13990	9261 **	-	103
pH	5,33	5,67	-	7,92
RNFT (mg/L)	-	1123	4421	19
RNFV (mg/L)	-	-	3189	-

Tabela 33. Eficiência de redução da DQO após tratamentos físico-químico e biológico

Ensaio	Efluente Bruto	Efluente Clarificado	Remoção %	Efluente Biológico	Remoção %
1	5980	3545	40,7%	313	91,2%
2	2405	649	73,0%	59	90,9%
3	3001	1149	61,7%	87	92,4%
4	3300	1420	57,0%	64	95,5%
5	3920	2521	35,7%	64	97,5%
6	13990	6376	54,4%	103	98,4%
Média da remoção (%)					94,3%
Desvio padrão $\sigma$					3,3%

A seqüência proposta para a tratabilidade em bancada dos efluentes gerados na lavagem dos caminhões apresentou ótimos resultados, se comparado ao processo atual, em que a ETE da empresa opera sem tratamento físico-químico. A relação  $A/M = 9,46$  (Tabela 21), da ETE nas condições de hoje é um indicador da ineficácia da ETE ora operante. Porém, no ensaio de tratabilidade, na etapa físico-química, a coagulação dos efluentes brutos apresentou uma eficiência de redução de matéria orgânica expressa através da DQO, entre 35,7% a 73% (Tabela 33), com valor médio de 54%. Isso, fruto da desestabilização dos colóides e da redução da solubilidade dos compostos orgânicos e inorgânicos. O volume de lodo gerado nessa etapa foi de 120 mL/L, após 60 minutos de sedimentação evidenciando uma alta carga de particulados na alimentação.

Na etapa subsequente, tratamento por processo biológico por lodos ativados, a redução acumulada ( físico-químico + biológico ) da DQO variou entre 90,9% e 98,4% (Tabela 33). A média total da remoção da DQO e o desvio padrão  $\sigma$  foram respectivamente 94,3% e 3,3%, demonstrando pela curva de Gauss que em 68,26% da amostragem a remoção da DQO ficou entre 91,1 % e 97,6 %. O valor após a 6ª semana, 103 mg/L, já permitiria o seu lançamento, conforme as legislações ambientais Dz 205-R5 e NT 202-R 10, ambas da FEEMA. A relação  $A/M=0,151$  está muito próximo do

valor que a literatura recomenda,  $0,2 < A/M < 0,6$ . Da mesma forma, a respiração dos lodos ativados apresentou resultados conforme o modelo matemático,  $R^2 = 0,9974$  já demonstrada na Figura 39, anteriormente. Confirma-se pelo gráfico e pela literatura que a reação de degradabilidade é da ordem zero. Normalmente, no ramo de tratamento de esgotos as reações são de ordem zero e de primeira ordem (Von Sperling, 1996).

#### 5.1.4. Ultrafiltração

Tendo em vista que os resultados alcançados após o processo biológico ainda não alcançaram o padrão para reuso do efluente, o ensaio com membrana de ultrafiltração objetivou verificar a eficácia dessa tecnologia na geração de água para reuso conforme os padrões de qualidade exigidos pelas Resoluções CONAMA 357 e 274.

As amostras de efluente tratado provenientes do reator biológico foram armazenadas em bombonas de 20 L e mantidas sob refrigeração a temperatura inferior a 6 °C. Para a realização dos ensaios, as amostras de efluente tratado biologicamente foram homogeneizadas em um tanque de 100 L.

O efluente foi bombeado para o sistema de ultrafiltração com pressão de alimentação de 5 bar sendo armazenado em bombonas de 20 L para posterior teste de qualidade. O tempo total do ensaio foi de 40 min. O volume permeado foi de 50 L, ou seja, vazão média de 1,25 L/min (75 L/h). Como o sistema apresenta uma área útil de ultrafiltração de 2,5 m<sup>2</sup>, a taxa de permeação para essa vazão foi de 0,5 L/min.m<sup>2</sup> (30 L/h.m<sup>2</sup>), ilustrado na Figura 40. Levando em consideração a potência da bomba, 1,5 Kw.h e o tempo do ensaio de 40 min, a energia consumida no ensaio foi de 1,00 Kw.h e, considerando o volume permeado, 50 L, obteve-se como resultado final, um consumo de 20,00 kW.h/m<sup>3</sup> de permeado.

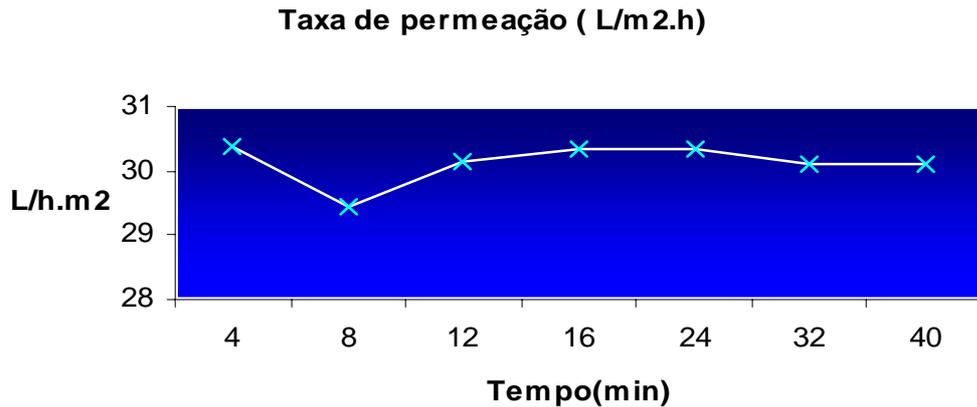


Figura 40. Curva de permeação do efluente do sistema de ultrafiltração

### 5.1.5. Conclusões parciais

Na Tabela 34, os resultados do efluente proveniente da tratabilidade por lodos ativados e ensaiados na membrana de ultrafiltração foram comparados com a legislação que enquandra a qualidade exigida da água para reuso, Resoluções do CONAMA 357 e 274, bem como a legislação estadual do Rio de Janeiro para lançamento no corpo hídrico, NT 202-R10 e DZ 215-R1, ambas da FEEMA.

Foram escolhidos os parâmetros turbidez, pH, nitrogênio, ferro, DQO, DBO, MBAS, coliformes e cloretos como indicadores de qualidade para água de reuso.

Da análise dos resultados apresentados na Tabela 34, pode-se concluir que apenas dois parâmetros não atenderam aos limites estabelecidos: nitrogênio amoniacal e cloreto. Estes resultados são justificados pelo tipo de sistema com membranas utilizado neste trabalho: a ultrafiltração. Em função da faixa média de diâmetro de poros deste tipo de membrana, tem-se a retenção de compostos com alto peso molecular, o que não abrange a amônia, cujo peso molecular é 17,03 Da (Giordano, 2003) e o íon cloreto.

Tabela 34. resultados dos ensaios na amostra permeada do teste de ultrafiltração

<b>Parâmetros</b>	Efluente do Tratamento Biológico	Efluente Permeado da Ultrafiltração	FEEMA NT 202-R10 e DZ 215-R1	CONAMA RES.357 Art.15 e RES. 274 Art. 2
Cloretos, mg/L	-	410	-	250
Coliforme Fecal, NMP/100mL	800	2	-	250
Coliforme Total, NMP/100mL	30000	2	-	-
Condutividade a 25°C, µS/cm	-	1374	-	-
Cor, mg/L	-	5	V.A.	75
DBO, mg/L	< 3	< 3	-	5
Detergentes, mg/L		< 0,2	2,0	-
DQO, mg/L	59	20	200	-
Dureza, mg/L	-	126	-	-
Ferro Total, mg/L		<0,3	15,0 *	0,3 #
Nitrogênio Amoniacal, mg/L	-	0,87	5,0	0,5
Óleos e Graxas, mg/L	-	<5	20	V.A
pH	-	8,93	5,0 – 9,0	6,0 – 9,0
RFT, mg/L	-	30	-	-
RNFT, mg/L	-	2	-	-
Turbidez, uT	-	0,6	-	100

\* O limite de 15 mg/L corresponde ao parâmetro Ferro Solúvel;

V.A. = virtualmente ausente; # Ferro Dissolvido;

## **6. Sugestões de trabalhos futuros**

Ficou claro no trabalho realizado, a necessidade de se aprofundar a pesquisa. O reuso com segurança da água, requer processos com efetividade e por isso mais elaborados.

Precisa-se pesquisar questões como: consumo de energia, o uso de sistemas com osmose inversa bem como o que se fazer com o concentrado. É fato que em quase todos os artigos pouco comentou-se sobre o concentrado, porém é de suma importância seu estudo, pois em alguns casos a vazão do concentrado é maior que a do permeado.

Sugere-se a partir desse trabalho:

- Verificar a aplicabilidade do reuso de águas em outros processos;
- Aprofundar o estudo econômico dos sistemas de reuso de água em atividades similares;
- Levantar fabricantes de equipamentos nacionais, principalmente as membranas objetivando a redução dos custos.

## 7. Conclusões

Esta pesquisa buscou discutir em princípio, a problemática da água em relação ao seu acesso e abastecimento para o homem. Conforme a Organização Mundial de Saúde, em seu relatório (2000), sobre fornecimento global de água e avaliação sanitária, mais de 1 bilhão de pessoas no mundo não tem acesso a água potável. Várias são as causas para esse problema desde as geopolíticas até as ocupações desordenadas do solo, de grande importância na contaminação de mananciais que em alguns casos, comprometendo-os para o abastecimento de água.

Por outro lado, a disponibilidade de novas tecnologias nos processos de tratamento de água vieram dar um alento a escassez da água. No caso específico desse estudo abordou-se os processos de filtração por membranas. Verificou-se que sua aplicação poderá ser num futuro bem próximo, a solução para o abastecimento de água para as cidades, através do uso de águas de “reuso”.

Pontualmente, a pesquisa realizou ensaios de campo, na garagem da empresa Koleta Ambiental, onde realizou-se a análise e a caracterização dos efluentes objetivando avaliar a possibilidade de reuso da água proveniente da lavagem dos caminhões de lixo. Foi realizado ensaio de tratabilidade do efluente composto pelos processos biológicos, físico-químicos e físicos, no caso, membrana de ultrafiltração.

Os resultados desse ensaio mostrou que os processos utilizados na pesquisa ser um caminho a ser aplicado no futuro mas não sem antes se resolver o enquadramento de alguns parâmetros como os cloretos e o nitrogênio em relação aos Conama 357 e 274. Da mesma maneira, a questão do consumo energético precisa ser melhor avaliada.

Por fim, fica evidente a necessidade de aprofundar essa pesquisa, pois como descrito no início desse trabalho, a atividade de coleta de lixo no país é grande demandadora de água no seu negócio, e não faz o mínimo sentido usar água de padrão potável para a lavagem de caminhão de lixo. É um grande desperdício que a sociedade não mais tolera.

## **8. Referências bibliográficas**

AL-JAYYOUSI, O. R.. Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination*, n. 156, p.181-192, 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.004: resíduos sólidos-classificação. Rio de Janeiro, 2004.

BAKER, R.W. *Membrane Technology and Applications*, John Wiley & Sons, Ltd, 2004.

BALMER, P. Operation costs and consumption of resources at Nordic nutrient removal plants. *Water Science and Technology*, n. 41, v. 9, p. 273–279, 2000.

BRAILE, P.M; CAVALCANTI, J.E.W.A. *Manual de Tratamento de águas Residuárias Industriais*. São Paulo: Cetesb, 1993.

BOERLAGE, S. F. E. ; KENNEDY, M. ; ANIYE, M. P. ; SCHIPPERS, J. C. Applications of the MFI-UF to measure and predict particulate fouling in RO systems. *Journal Membrane of Science*, n. 220, p. 97-116, 2003.

CONAMA. Condições de balneabilidade. Brasil: Resolução 274 de 29 de novembro de 2000.

CONAMA. Classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasil: Resolução 357 de 17 de março de 2005.

D'ALMEIDA, M. L. O. ; VILHENA, A. *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*. 2. ed., São Paulo: Editora IPT/CEMPRE, 2000.

ECKENFELDER, J.W.W. *Industrial Water Pollution Control*, 2. ed. New York: Mc Grew-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, 1989.

FEEMA. Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem não industrial. Brasil: Diretriz dz 215 r.1 de 26 de abril de 1994.

FEEMA. Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. Brasil: Norma Técnica nt 202 r.10 de 04 de dezembro de 1986.

FRANCIS, A. J. ; DODGE C. J. .Anaerobic microbial remobilization of toxic metals coprecipitated with iron oxide. *Environment Science Technology*, n. 24, v. 3, p. 373-378, 1990.

GIORDANO, G. Análise e Formulação de Processos para Tratamento dos Chorumes Gerados em Aterros se Resíduos Sólidos Urbanos. Tese de Doutorado, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2003.

GUO, W. S.; VIGNESWARAN, S.; NGO, H. H.; CHAPMAN, H. Experimental investigation of adsorption-flocculation-microfiltration hybrid system in wastewater reuse. *Journal Membrane Science*, n. 242, p. 27-35, 2003.

HAMODA, M.F.; GHUSAIN, A. ; MUTAIRI, A. . Sand filtration of wastewater for tertiary treatment and water reuse. *Desalination*, n. 164, p. 203-211, 2004.

HARMSSEN, J. Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. *Water Research*, n. 17, p. 699-765, 1983.

HELLSTROM, D. An exergy analysis for a wastewater treatmentplant—an estimation of the consumption of physical resources. *Water Environment Research*, n. 69, v. 1, p. 44–51,1997.

INTO, M.; JONSSON, A.; LENGDÉN, G. Reuse of industrial wastewater following treatment with reverse osmosis. *Journal of Membrane Science*, n. 242, p.21-25, 2003.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 3. ed., Rio de Janeiro: Editora ABES, 1995.

KHARE, M. ; DONDERO N. C. Fractionation and concentration from water of volatiles and organics on high vacuum system: Examination of sanitary landfill leachate. *Environment. Science. Technology*, n. 11, v. 8, p. 814-819, 1977.

KOCH MEMBRANE SYSTEM: banco de dados. Disponível em: <[www.kochmembrane.com](http://www.kochmembrane.com)>. Acesso em 31/01/2006.

KROGERUS, M.; HYNINEN, P.; WESTERGREN, L.; VATKA, S. Increased energy efficiency by improved control of the biological wastewater treatment process. *Paper Ja Puu-Paper and Timber*, n. 84, v. 4, p. 253–255, 2002.

KWEON, J. H. ; LAWLER, D. F. Fouling mechanism in the integrated system with softening and ultrafiltration. *Water Research*, n. 38, p. 4164-4172, 2004.

LEMA, J. M. ; MÉNDEZ, R. ; BLAZQUEZ, R. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review. *Water, Air, Soil Pollution*, n. 40, p. 223-250, 1988.

METCALF; EDDY. *Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse*. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1995.

MOTA, S. *Reuso de águas*. Editora Universidade Federal do Ceará, 2000.

QIN, J. ; OO, M. H. ; LEE, H. ; KOLKMAN, R. Dead-end ultrafiltration for pretreatment of RO in reclamation of municipal wastewater effluent. *Journal of Membrane Science*, n. 243, p. 107-113, 2004.

REBOUÇAS, A. *Uso Inteligente da Água*. São Paulo: Editora Escritura, 2004.

REBOUÇAS, A. ; BRAGA, B. ; TUNDISI, J. A. *Águas Doces no Brasil*. 2. ed., São Paulo: Editora Escritura, 2002.

RUSSO, C. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Química. “Controle da Poluição das águas Residuárias”. Rio de Janeiro, 2001, página 7.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso. 1. ed., São Paulo: Editora ABES, 2001.

SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C.; SILVA, F.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; DRAGONI SOBRINHO, G.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Chorume, Impactos Ambientais e Possibilidades de Tratamentos. in: III Fórum de Estudos Contábeis, Faculdades Integradas Claretianas, Rio Claro, SP, 2003.

SRIDHAR, S.; KALE, A.; KHAN, A. A. Reverse osmosis of edible vegetable oil industry effluent. *Journal of Membrane Science*, n. 205, p. 83-90, 2002.

VAN HOOFF, S. C. J. M. ; HASHIM, A. ; KORDES, A. J. The effect of ultrafiltration as pretreatment to reverse osmosis in wastewater reuse and seawater desalination applications. *Desalination*, n. 124, p. 231-242, 1999.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed., v. 1, Belo Horizonte: Editora Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. Lodos Ativados. 2. ed., v. 4, Belo Horizonte: Editora Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

ZHANG, S.; VAN HOUTEN, R.; HEIKELBOOM, D.; DODDEMA, H.; JIANG, Z.; FAN, Y.; WANG, J. Sewage treatment by a low energy membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, n. 90, p. 185-192, 2003.

WHATELY, M. Almanaque Brasil Socioambiental. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2004.

YOUNES, R. Farmácia na Torneira. *Carta Capital*, 3 de agosto de 2005.

## ANEXO I – TRATAMENTO BIOLÓGICO



Figura 1. Vista Superior do reator biológico

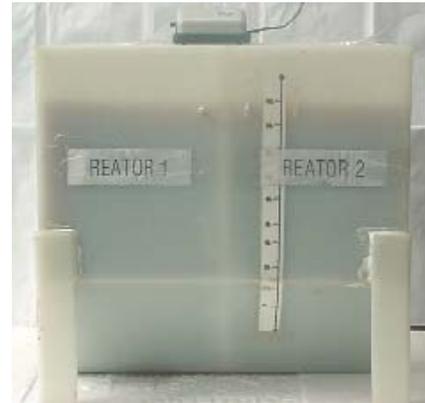


Figura 2. Vista frontal do reator biológico



Figura 3. Efluente biológico clarificado



Figura 4. Efluente biológico - Destaque

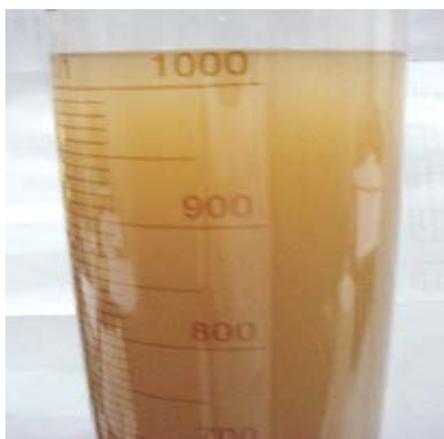


Figura 5. Destaque dos flocos em suspensão



Figura 6. Destaque dos lodos ativados decantados

## ANEXO II – ETAPA DA CLARIFICAÇÃO COM CLORETO FÉRRICO



Figura 7. Efluente Bruto / Efluente Tratado



Figura 8. Efluente Coagulado com  $\text{FeCl}_3$



Figura 9. Efluente Coagulado com  $\text{FeCl}_3$  e polieletrólito catiônico



Figura 10. Efluente coagulado com  $\text{FeCl}_3$  polieletrólito aniônico



Figura 11. Volume de Lodo após 30 min



Figura 12. Volume de Lodo após 1 hora

### Anexo III – SISTEMA DE ULTRAFILTRAÇÃO



Figura 13: Sistema de Reuso

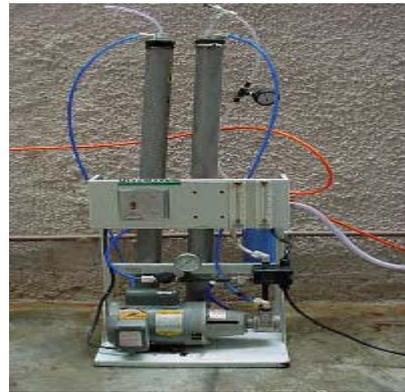


Figura 14: Sistema de Ultrafiltração



Figura 15: Sistema Permeado / Concentrado



Figura 16: Pré-Filtros



Figura 17: Rejeito Biológico



Figura 18: Permeado

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)