

# Trabalho de Conclusão de Curso

## AVALIAÇÃO DO CUSTO-BENEFÍCIO DE BIORREATOR À MEMBRANA PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO VISANDO REÚSO NÃO POTÁVEL

Chéelsea Eichholz Marchi



Universidade Federal de Santa Catarina  
Curso de Graduação em  
Engenharia Sanitária e Ambiental.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E  
AMBIENTAL**

Chélsa Eichholz Marchi

**AVALIAÇÃO DO CUSTO-BENEFÍCIO DE BIORREATOR À  
MEMBRANA PARA TRATAMENTO DE ESGOTO  
DOMÉSTICO VISANDO REÚSO NÃO POTÁVEL**

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado à Universidade Federal de  
Santa Catarina para Conclusão do Curso  
de Graduação em Engenharia Sanitária e  
Ambiental.

Orientador: Prof. Flávio Rubens Lapolli,  
Dr.

Florianópolis  
2013



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E  
AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DO CUSTO-BENEFÍCIO DE BIORREATOR À  
MEMBRANA PARA TRATAMENTO DE ESGOTO  
DOMÉSTICO VISANDO REÚSO NÃO POTÁVEL**

CHÉLSEA EICHHOLZ MARCHI

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte  
dos requisitos para Conclusão do Curso de Graduação  
em Engenharia Sanitária e Ambiental - TCC II

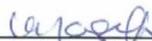
BANCA EXAMINADORA:



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.  
(Orientador)



Prof.<sup>a</sup> Maria Ángeles Lobo Recio, Dra.



Prof.<sup>a</sup> Maria Eliza Nagel Hassemer, Dra.

FLORIANÓPOLIS (SC)  
JULHO/2013



Dedico este trabalho a **Láís Brandão Feilstrecker**, amiga querida, anjo da mais pura aura.



## AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, professor Lapolli, pela atenção a qualquer hora, pelos conhecimentos compartilhados durante as inúmeras reuniões, pela ajuda indispensável no desenvolvimento deste trabalho e pela ótima companhia.

À minha família, sobretudo à minha mãe, Márcia, exemplo de dedicação, superação e alegria, que me inspirou em todos os momentos. Ao meu irmão, Rayan, pela força e lealdade. À minha avó Doryt pelo enorme carinho e pelas sábias palavras. Ao meu pai, Júlio, (in memoriam), que certamente guiou e iluminou meus passos durante mais esta jornada.

Ao Diego – parceiro e companheiro de todos os momentos – pelo amor e paciência. À família Marzarotto, Dona Salete, Seu Mauro, Marina, Júnior e Marley, pessoas que considero como uma segunda família e que exerceram importância fundamental nos últimos anos.

Às amigas Camila, Cibelle, Karina e Laís (in memoriam), pela amizade, companhia e pelas muitas horas de estudos compartilhadas. Aos amigos Thamirys, Hermano, João, Carlos, Pedro e Giovana pela amizade incondicional e pelos tantos maravilhosos anos de convivência.

Ao pessoal do Labhidro, em especial às amigas Patrícia e Nadine que muito me ensinaram durante os anos de faculdade. À equipe SANOVA, Guilherme, Bruno e Manoel que sempre acreditaram no meu trabalho e me deram fundamental apoio e incentivo.

Ao Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) da UFSC e ao Tiago Belli, pela atenção e pelo fornecimento de materiais e dados. À SANASA por ter nos recebido e ter oferecido alicerce à realização deste trabalho.

Por último e mais importante, à Deus, que sempre esteve ao meu lado e que me permitiu chegar aqui com êxito e bravura.

Meus sinceros agradecimentos a todos.



## RESUMO

O esgoto doméstico é composto por 99,9% de água e 0,1% de partículas sólidas e micro-organismos, mesmo assim capazes de torná-lo repugnante ao homem. Em face aos desafios atuais relativos à escassez de água, a tecnologia do biorreator à membrana (BRM) desponta no mercado como uma solução que combina o processo de filtração por membranas ao tratamento biológico, capaz de gerar um efluente final passível de reúso. A partir da utilização de indicadores de desempenho, foi avaliado o custo-benefício de três tratamentos: ETE Piçarrão (UASB seguido por lodos ativados), EPAR Capivari II (BRM em fluxo contínuo) e um BRM em batelada sequencial (BRMBS) dimensionado. Os resultados mostraram que, apesar de a EPAR ocupar uma área construída 22% maior que o BRMBS, para a mesma vazão de projeto, este demanda mais área de membrana e maior aeração, apresentando uma potência instalada 65% maior e um custo ao longo do ciclo de vida de 20 anos estimado em 33% mais alto que o tratamento em fluxo contínuo. Ambos os tratamentos por BRM apresentaram os custos específicos maiores do que os custos para a ETE Piçarrão, mesmo quando a eficiência dos tratamentos foi considerada. Como forma de verificar a equivalência dos custos per capita ao longo do ciclo de vida apresentados, o preço inicial do efluente tratado no ano de 2013 para o BRM (EPAR) deve ser de R\$ 1,71/m<sup>3</sup> e para o BRMBS (dimensionado) de R\$ 3,08/m<sup>3</sup>. A visita à cidade de St. Petersburg, na Florida, possibilitou conhecer uma estação de tratamento de esgoto clássica voltada ao reúso urbano não potável atuante desde 1977. Apoiando-se nas premissas do direito ambiental, como o princípio da precaução, o emprego dos sistemas com BRM tem sido mais aceito para esse fim em outras partes do mundo, uma vez que apresenta maior garantia de geração de água de reúso de qualidade constante e confiável. Neste trabalho foi mostrado que a tecnologia por BRM pode apresentar-se como uma ferramenta importante na difusão do reúso urbano não potável, uma vez que o planejamento de longo prazo mostrou-se ambiental e economicamente favorável.

**Palavras-chave:** Tratamento de Esgoto doméstico; Biorreator à membrana; Avaliação de Custo; Reúso.



## ABSTRACT

The sewage is composed by 99.9% water and 0.1% of solid particles and microorganisms, yet able to make it repulsive to human being. In face of the current challenges related to water scarcity, the membrane bioreactor (MBR) technology emerges in the market as a solution that combines the membrane filtration process to the biological treatment, capable of generating a reuse effluent. From the use of performance indicators, it was evaluated the cost-benefit of three treatments: WWTP Piçarrão (UASB followed by activated sludge), WWTP Capivari II (MBR in continuous flow) and a designed sequencing batch membrane bioreactor (SBMBR). The results showed that, although the WWTP Capivari II occupies a built area 22% greater than the SBMBR, for the same design flow, SBMBR demands more membrane area and increased aeration, with an installed capacity 65% greater and life-cycle cost estimated at 33% higher in 20 years than the continuous flow treatment. Both treatments showed higher specific costs than WWTP Piçarrão even when the treatment efficiency was considered. In order to verify the equivalence of per capita life-cycle costs, the initial price of treated wastewater in 2013 for MBR must be R\$ 1.71/ m<sup>3</sup> and for the SBMBR (designed), R\$ 3.08/m<sup>3</sup>. A visit to the St. Petersburg City, in Florida, allowed to know a classic wastewater treatment plant directed to non-potable urban reuse, working since 1977. Relying on the assumptions of environmental law, such as the precautionary principle, the use of MBR systems have been more accepted for this purpose in other parts of the world, since it is more guaranteed a constant and reliable reclaimed water quality. In this paper it was shown that the MBR technology is presented as an important tool for the dissemination of non-potable urban reuse, since long-term planning proved to be environmentally and economically favorable.

**Keywords:** Wastewater Treatment; Membrane Bioreactor; Cost Evaluation; Reuse.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema de funcionamento de uma membrana.....	35
Figura 2: Materiais retidos em diferentes processos de filtração por membranas. ....	36
Figura 3: (a) Esquema de operação de uma membrana do tipo fibra oca. (b) Visualização microscópica da fibra. ....	37
Figura 4: Configurações de biorreatores à membrana: (a) BRM com módulo de membrana externa; (b) BRM com módulo de membrana submersa.....	38
Figura 5: Etapas do ciclo normalmente empregado em BRMBS.....	39
Figura 6: Exemplo da composição de sistemas submersos de membrana que utilizam fibra oca. ....	40
Figura 7: Configuração usual de tratamento com BRM com módulos submersos. ....	41
Figura 8: Aparecimento de <i>fouling</i> e limpeza das membranas.....	44
Figura 9: Representação dos sistemas de aeração: (a) Ar difuso; (b) Aeração mecânica. ....	46
Figura 10: Crescimento do mercado dos BRM na Europa. ....	48
Figura 11: Número acumulado de instalações municipais para tratamento de esgoto com BRM nos Estados Unidos. ....	48
Figura 12: Comparação entre os custos totais do ciclo de vida do BRM, lodos ativados (LA) e lodos ativados com filtração posterior (LA + F). ....	56
Figura 13: Divisão da demanda de energia no tratamento de esgoto municipal com membranas do tipo fibra oca conforme dois estudos distintos. ....	56
Figura 14: Inflação medida pelo IPCA no Brasil no período de 2004 a 2012.....	59
Figura 15: Variação do IGP-M no período de 2004 a 2012. ....	61
Figura 16: Comparação IPCA x IGP-M para o período considerado....	62
Figura 17: Localização da cidade de Campinas. ....	68
Figura 18: Desenho esquemático da unidade piloto.....	70
Figura 19: Módulo de membranas utilizado.....	70
Figura 20: Imagem aérea da ETE Piçarrão.....	84



Figura 21: Estrutura da ETE Piçarrão - Visita técnica. ....	85
Figura 22: Colocação de um dos Cassetes de membranas durante fase de implantação da EPAR.....	90
Figura 23: Desenho esquemático do caminho do efluente na EPAR ....	92
Figura 24: Imagem aérea do lote 1 da EPAR Capivari II.....	94
Figura 25: Estrutura da EPAR Capivari II - Visita técnica .....	95
Figura 26: Eficiência dos tratamentos avaliados para os principais parâmetros de qualidade do efluente. ....	105
Figura 27: Principais estruturas das ETEs de St. Petersburg - Visita técnica .....	111
Figura 28: Instalações de reúso observadas na cidade de St. Petersburg durante visita (cor de referência ao reúso: roxo). ....	112



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Concentrações médias efluentes para os principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos.....	33
Tabela 2: Eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos. ....	33
Tabela 3: Características típicas dos sistemas considerados, expressos em valores per capita referentes ao ano de 2004.....	34
Tabela 4: BRM com módulos de membrana.....	42
Tabela 5: Características típicas do efluente tratado por BRM. ....	43
Tabela 6: Constatações de estudos realizados para verificar o comportamento da membrana perante situações críticas. ....	47
Tabela 7: Valores de parâmetros operacionais de BRM com módulo submerso das empresas ZENON e KUBOTA.....	49
Tabela 8: Fornecedores e modelos dos principais módulos de membrana.....	50
Tabela 9: Guia de fornecedores de membranas.....	51
Tabela 10: Distribuição percentual dos custos de implantação e operação em sistemas de ultrafiltração. ....	53
Tabela 11: Distribuição percentual dos custos de implantação e operação de sistema de tratamento de esgoto por BRM dimensionado para vazão média e para vazão máxima. ....	54
Tabela 12: Equivalente dos custos do ciclo de vida de estação de tratamento de esgoto utilizando BRM e Lodo Ativado Convencional (LAC) em função da vazão de projeto. ....	55
Tabela 13: Histórico de metas e inflação efetiva no Brasil. ....	59
Tabela 14: Histórico do IGP-M no período de 2004 a 2012. ....	61
Tabela 15: Diretrizes básicas para idealização dos custos. ....	71
Tabela 16: Faixas aceitáveis para parâmetros necessários ao dimensionamento do BRM de acordo com diferentes autores.....	74
Tabela 17: Padrões de reúso urbano irrestrito não potável.....	81
Tabela 18: Dimensões das unidades da ETE Piçarrão. ....	83
Tabela 19: Dados de custos de energia da ETE Piçarrão para o ano de 2007.....	86
Tabela 20: Estimativa de custos de energia obtidos ao longo do ciclo de vida para a ETE Piçarrão e valor presente calculado .....	88



Tabela 21: Dados médios de entrada e saída da ETE Piçarrão para o ano de 2012. ....	89
Tabela 22: Especificações dos componentes de cada tanque de membranas .....	93
Tabela 23: Dimensões de cada unidade da EPAR Capivari II .....	93
Tabela 24: Dados médios de demandas específicas de aeração e energia em estações de tratamento de esgoto municipal que utilizam BRM com membranas de fibra oca submersas. ....	96
Tabela 25: Estimativa de custos de energia obtidos ao longo do ciclo de vida para a EPAR Capivari II e valor presente calculado .....	98
Tabela 26: Dados médios de entrada e saída da EPAR Capivari II para o ano de 2012. ....	99
Tabela 27: Parâmetros adotados para o cálculo do volume do reator. ....	100
Tabela 28: Composição dos tempos de cada ciclo. ....	100
Tabela 29: Estimativa de custos de energia obtidos ao longo do ciclo de vida para o BRMBS dimensionado e valor presente calculado.....	103
Tabela 30: Dados médios de entrada e saída do BRMBS do LaRA para o mês de outubro de 2012. ....	104
Tabela 31: Resumo dos dados e resultados obtidos para os tratamentos estudados .....	106
Tabela 32: Demonstrativo da receita gerada pela distribuição do efluente tratado para equivalência do valor presente por habitante de projeto da EPAR Capivari II ao da ETE Piçarrão. ....	108
Tabela 33: Demonstrativo da receita gerada pela distribuição do efluente tratado para equivalência do valor presente por habitante de projeto do BRMBS dimensionado ao da ETE Piçarrão.....	109
Tabela 34: Dados médios de entrada e saída do tratamento em St. Petersburg para o mês de abril de 2012.....	111
Tabela 35: Índices médios alcançados pelos tratamentos estudados comparados a alguns padrões nacionais e internacionais para a modalidade de reúso urbano não potável irrestrito.....	114



## ÍNDICE GERAL

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	25
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	28
2.1	Objetivo Geral.....	28
2.2	Objetivos Específicos .....	28
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	30
3.1	Tecnologias convencionais de tratamento de esgotos.....	30
3.2	Membranas de filtração .....	35
3.3	Biorreator à membrana (BRM).....	37
3.3.1	Características do tratamento e configurações existentes	37
3.3.2	Aspectos operacionais importantes do BRM .....	43
3.3.3	Perspectivas futuras para o mercado do BRM .....	47
3.3.4	Custos da tecnologia .....	52
3.4	Análise do custo do ciclo de vida .....	57
3.4.1	O valor temporal do dinheiro .....	58
3.5	Reúso urbano não potável de efluente tratado .....	62
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	67
4.1	Levantamento das unidades de tratamento em escala real – Campinas.....	68
4.2	Descrição da unidade piloto BRMBS do LaRA .....	69
4.3	Dimensionamento do BRMBS em escala real.....	71
4.3.1	Critérios e parâmetros de dimensionamento de um reator em batelada adaptado às condições de funcionamento da membrana... 72	
4.3.2	Metodologia de cálculo para o dimensionamento de reatores em batelada.....	75
4.3.3	Metodologia de cálculo para o dimensionamento das membranas.....	76
4.3.4	Metodologia de cálculo para o dimensionamento do sistema de aeração.....	76
4.4	Custo do ciclo de vida das estações de tratamento de esgoto consideradas .....	78
4.5	Análise do custo-benefício do BRM frente tecnologia clássica de tratamento de esgoto.....	79
4.6	Enquadramento normativo do efluente para fins de reúso urbano não potável .....	80
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	82
5.1	Caracterização dos tratamentos estudados .....	82
5.1.1	Levantamento técnico da ETE Piçarrão.....	82



5.1.2	Levantamento técnico da EPAR Capivari II.....	89
5.1.3	BRMBS.....	99
5.2	Análise da eficiência dos tratamentos.....	104
5.3	Demonstrativo da relação custo-benefício dos tratamentos com a utilização de indicadores de desempenho.....	106
5.4	Levantamento técnico do sistema de reúso da cidade de St. Petersburg, Florida .....	110
5.5	Enquadramento normativo dos efluentes gerados pelos tratamentos estudados .....	113
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>116</b>
<b>7</b>	<b>LIMITAÇÕES DO TRABALHO E RECOMENDAÇÕES ..</b>	<b>118</b>
<b>8</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>119</b>



## 1 INTRODUÇÃO

O esgoto doméstico é composto por aproximadamente 99,9% de água e apenas 0,1% de partículas sólidas e micro-organismos, mesmo assim capazes de torná-lo repugnante ao homem. Visto da importância deste bem tão valioso à humanidade, é essencial encontrar formas de recuperar a água dos esgotos por meio de técnicas cada vez mais seguras de tratamento. O gerenciamento dos ciclos internos da água, em que suas características são alteradas pelo homem, torna-se primordial para a manutenção da qualidade da água desejada em função dos seus diversos usos (VON SPERLING, 2005).

A carga de nutrientes presentes nos esgotos domésticos contribui diretamente para a eutrofização dos corpos receptores, levando a problemas de odor, turbidez e baixo nível de oxigênio dissolvido, que pode muitas vezes causar a mortandade da biota aquática. Mesmo depois de tratados, os efluentes ainda causam impacto ao ambiente, diminuindo gradativamente a disponibilidade de água de diluição dos corpos receptores e conseqüentemente seu limite de autodepuração. Por este motivo, existe uma tendência mundial em elevar os padrões de emissão do efluente tratado, tornando as legislações ambientais mais restritivas e incentivando as práticas de reúso condizentes com determinadas finalidades (MANCUSO e SANTOS, 2003; TELLES e COSTA, 2007; BELLI, 2011).

O reúso já é uma prática bem desenvolvida e estabelecida em muitas partes do mundo, destacando-se nos estados da Califórnia e Flórida nos Estados Unidos, na Austrália e no Oriente Médio. No Brasil, principalmente nos grandes aglomerados urbanos, a escassez de água vem se tornando uma realidade e a água de reúso, proveniente dos esgotos domésticos devidamente tratados, aparece como uma provável solução. O grande entrave para a consolidação desta prática é a ausência de leis e normas nacionais que deem suporte e rejam com confiabilidade os projetos nessa área. (MANCUSO e SANTOS, 2003; MAESTRI, 2007). Apesar disso, a prática já é presente no país, tendo o exemplo do promissor projeto Aquapolo, construído para abastecer com água de reúso as indústrias da região do ABC paulistano.

Em face aos desafios atuais relativos à escassez de água, a tecnologia do biorreator à membrana (BRM) desponta no mercado como uma solução que combina o processo de filtração por membranas ao tratamento biológico com alta eficiência, capaz de gerar um efluente

final passível de reutilização (SCHNEIDER e TSUTIYA, 2001; CAMPELLO, 2009).

Historicamente, as membranas foram mais empregadas em estações de tratamento de esgoto menores devido aos altos custos de implantação e operação. Atualmente, contudo, elas tem recebido novas aplicações, o que vem propiciando diminuições de seus custos globais, podendo tornar-se atrativas frente às tecnologias convencionais ao se analisar os custos durante a sua vida útil de utilização (JUDD, 2006; USEPA, 2007).

O emprego do BRM abre possibilidade para a substituição segura da água potável com finalidades específicas menos nobres como, por exemplo, regas de jardins e serviços de limpeza externa em geral, entre outros. Telles e Costa (2007) mencionam que esta mudança de hábito está associada ao importante conceito do “uso racional da água”, em que a qualidade da água deve ser condizente com a utilização, assim aumentando a disponibilidade hídrica para o seu uso prioritário: o consumo humano.

Considerando o cenário exposto, verifica-se a importância em se desenvolver pesquisas relacionadas a tecnologias alternativas que sejam capazes de otimizar a remoção de poluentes dos efluentes. Deste modo, visando avaliar o desempenho de um BRM, o Laboratório de Reúso de Águas – LaRA, pertencente ao departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, construiu uma estrutura piloto e desde então vem realizando pesquisas através da análise dos parâmetros de qualidade neste processo de tratamento de esgotos domésticos. Em consonância com o que vem sendo desenvolvido pelo laboratório supracitado, o trabalho proposto possibilitará traçar comparativos entre as características obtidas para o BRM frente a um sistema clássico, através da análise dos custos de implantação e operação ao longo de sua vida útil e através da comparação entre as eficiências de remoção de compostos poluentes. Como ferramenta para aquisição de informações dos tratamentos estudados, visitas técnicas foram realizadas, inclusive a um sistema de reúso urbano para melhor compreensão do processo, dos cuidados e dos riscos intrínsecos à esta prática. Com intuito de verificar a potencialidade de reúso do efluente tratado pelo BRM, ao final será realizado o enquadramento da qualidade do permeado com finalidade de reúso urbano não potável, de acordo com normas existentes.



## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar os custos e benefícios de dois processos com biorreator à membrana frente a um sistema clássico de tratamento de esgoto doméstico com vistas ao reúso não potável.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- ✓ Levantar dados técnicos de uma estação de tratamento de esgoto clássica e outra por BRM em escala real;
- ✓ Realizar o pré-dimensionamento de um biorreator à membrana em batelada sequencial com base nos estudos realizados em escala piloto;
- ✓ Avaliar os custos e benefícios da utilização do biorreator à membrana em fluxo contínuo e em batelada sequencial para tratamento de esgoto doméstico frente tecnologia clássica;
- ✓ Levantar e apresentar os dados de uma estação de tratamento de esgoto doméstico voltada ao reúso urbano;
- ✓ Analisar o enquadramento normativo dos efluentes tratados nos sistemas avaliados para fins de reúso urbano não potável.



### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Tecnologias convencionais de tratamento de esgotos

Segundo Von Sperling (1996), os corpos de água naturalmente tem a capacidade de transformar a matéria orgânica em produtos mineralizados inertes, caracterizando assim o processo de autodepuração. As estações de tratamento de esgoto têm por finalidade desenvolver condições controladas para que o fenômeno da depuração, a degradação da matéria orgânica, ocorra em altas taxas.

De maneira geral, o tratamento de efluente pode ser dividido em tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.

O tratamento preliminar possibilita a separação de materiais sobrenadantes como óleos e gorduras, além da areia, galhos e outros materiais que possam causar problemas posteriores de manutenção e operação no processo. O tratamento primário tem como objetivo a remoção de uma porção dos sólidos suspensos e da matéria orgânica. O tratamento secundário, por sua vez, atua diretamente na remoção de compostos solúveis e sólidos suspensos biodegradáveis, podendo ser realizado em condições aeróbias ou anaeróbias. O tratamento terciário é destinado à remoção dos sólidos suspensos residuais, geralmente com a utilização de filtração. Eventualmente, pode haver o tratamento avançado para a remoção do restante dos contaminantes a fim de proporcionar o reúso do efluente como fonte de água (METCALF & EDDY, 2003; SILVA, 2009).

Oliveira e Von Sperling (2007) apresentam algumas tecnologias de tratamento de esgoto sanitário usualmente encontradas no Brasil, as quais foram descritas a seguir e suas características gerais estão apresentadas na Tabela 1, na Tabela 2 e na Tabela 3.

- **Lagoas de Estabilização:** Os sistemas de lagoas constituem sistemas mais simples para o tratamento de esgoto, mas que geralmente demandam áreas maiores para sua construção. Entre os sistemas existentes está a lagoa facultativa, cujo mecanismo de limpeza do efluente ocorre em três zonas: a zona anaeróbia, a zona aeróbia e a zona facultativa. A zona anaeróbia constitui a zona de fundo da lagoa em que micro-organismos anaeróbios decompõem a matéria orgânica que sedimenta. A matéria orgânica constituída pela porção da DBO solúvel e DBO finamente particulada não sedimentam, permanecendo mais

próximo à superfície da lagoa. Nesta zona, os micro-organismos aeróbios são responsáveis por oxidar a matéria orgânica, constituindo a zona aeróbia. A zona facultativa é a zona de transição, onde pode ocorrer a presença ou a ausência de oxigênio. Uma alternativa bastante utilizada, principalmente para efluentes altamente orgânicos, como é o caso dos efluentes domésticos, é a inserção de uma lagoa anaeróbia preliminar à lagoa facultativa. A grande vantagem desta conformação é a substancial economia de área, que diminui devido à boa remoção prévia de DBO, apesar da inclusão da lagoa anaeróbia (VON SPERLING, 2002a).

- **Lodos Ativados:** De forma resumida, o lodo ativado pode ser definido como uma massa ativa de micro-organismos capazes de estabilizar os contaminantes presentes no efluente. O processo se baseia na oxidação da matéria orgânica por bactérias aeróbias em um tanque de aeração. Posteriormente, o conteúdo do tanque é direcionado ao decantador secundário. Neste, parte do lodo sedimentado é recirculado ao tanque de aeração, promovendo a reativação da população de bactérias mediante fornecimento de alimento. Duas variações deste processo diferenciam-se entre si com a utilização ou não de um decantador primário, sendo presente no sistema de lodos ativados convencional e ausente no sistema de lodos ativados do tipo aeração prolongada. A técnica de lodos ativados em bateladas sequenciais difere das anteriores com relação ao fluxo, operando com fluxo intermitente. O processo consiste em um ou mais reatores de mistura completa em que ocorrem todas as etapas do tratamento através de ciclos de operação com durações definidas. Este modelo dispensa os decantadores, simplificando o fluxograma do processo (VON SPERLING, 2002b; SILVA, 2009).
- **Reator UASB:** Os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) ou RAFA (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente), são reatores que funcionam em ambiente anaeróbio. Segundo o Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), o esgoto é lançado ao fundo do reator onde se encontra grande concentração da biomassa, denominada de leito de lodo. A estabilização da matéria orgânica é realizada por micro-

organismos anaeróbios, gerando biogás e novas células microbianas. Na parte superior do reator, existe um mecanismo de separação trifásica, o qual permite o encaminhamento correto das fases sólida, líquida e gasosas presentes dentro da unidade.

- **Reator UASB seguido por Lodos Ativados:** Esta é uma alternativa promissora em regiões de clima quente. Este sistema assemelha-se ao de lodos ativados convencional apenas substituindo o decantador primário pelo reator UASB. Apresenta como maior vantagem a redução na produção de lodo, uma vez que o lodo proveniente do sistema de lodos ativados retorna ao reator UASB, sofrendo a digestão conjuntamente ao lodo anaeróbio. O lodo misto resultante apresenta características que favorecem e facilitam a desidratação (PROSAB, 2006). No Brasil essa configuração de sistema tem sido cada vez mais difundida, podendo-se encontrar exemplos de aplicação em diversas regiões do país.

Tabela 1: Concentrações médias efluentes para os principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos

Sistema	Qualidade média do efluente							
	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Amônia-N (mg/L)	N total (mg/L)	P total (mg/L)	CF (NMP/100ml)	Ovos (ovo/L)
<b>Lagoa facultativa</b>	50-80	120-200	60-90	> 15	> 20	> 4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	< 1
<b>Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa</b>	50-80	120-200	60-90	> 15	> 20	> 4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	< 1
<b>Reator UASB</b>	70-100	180-270	60-100	> 15	> 20	> 4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	> 1
<b>Lodos Ativados</b>	15-40	45-120	20-40	< 5	> 20	> 4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	> 1
<b>Reator UASB + Lodos ativados</b>	20-50	60-150	20-40	5-15	> 20	> 4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	> 1

Fonte: Von Sperling (2005)

Tabela 2: Eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos

Sistema	Eficiência média de remoção							
	DBO <sub>5</sub> (%)	DQO (%)	SST (%)	Amônia-N (%)	N total (%)	P total (%)	CF (unid. log)	
<b>Lagoa facultativa</b>	75-85	65-80	70-80	< 50	< 60	< 35	1-2	
<b>Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa</b>	75-85	65-80	70-80	< 50	< 60	< 35	1-2	
<b>Reator UASB</b>	60-75	55-70	65-80	< 50	< 60	< 35	≈1	
<b>Lodos Ativados</b>	85-93	80-90	87-93	> 80	< 60	< 35	1-2	
<b>Reator UASB + Lodos ativados</b>	83-93	75-88	87-93	50-85	< 60	< 35	1-2	

Fonte: Von Sperling (2005)

Tabela 3: Características típicas dos sistemas considerados, expressos em valores per capita referentes ao ano de 2004

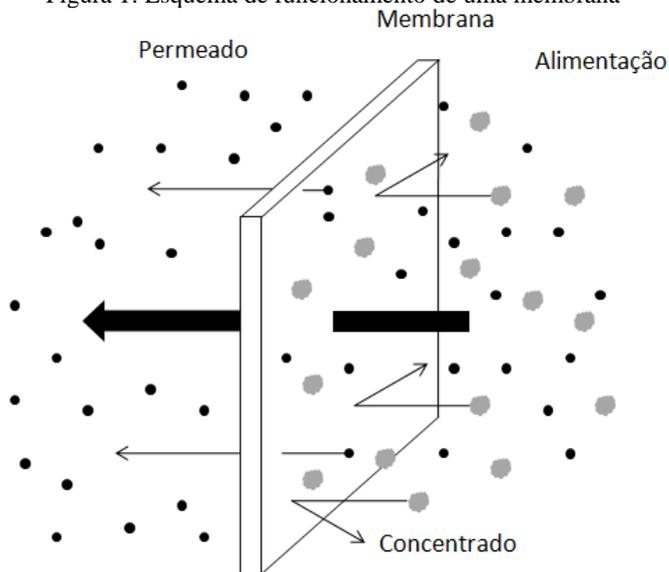
Sistema	Demanda de área (m <sup>2</sup> /hab)	Potência para aeração		Volume de lodo		Custos	
		Potência Instalada (W/hab)	Potência Consumida (kWh/hab.ano)	Lodo líquido a ser tratado (L/hab.ano)	Lodo a ser disposto (L/hab.ano)	Implantação (R\$/hab)	Operação e manutenção (R\$/hab.ano)
<b>Lagoa facultativa</b>	2,0-4,0	0	0	35-90	15-30	40-80	2,0-4,0
<b>Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa</b>	1,5-3,0	0	0	55-160	20-60	30-75	2,0-4,0
<b>Reator UASB</b>	0,03-0,10	0	0	70-220	10-35	30-50	2,5-3,5
<b>Lodos Ativados</b>	0,12-0,25	2,5-4,5	18-26	1100-3000	35-90	100-160	10-20
<b>Reator UASB + Lodos ativados</b>	0,08-0,2	1,8-3,5	14-20	180-400	15-60	70-110	7,0-12

Fonte: Von Sperling (2005)

### 3.2 Membranas de filtração

O papel da membrana aplicada ao tratamento de esgoto é servir como uma barreira seletiva que permite somente a passagem de alguns componentes físicos ou químicos, retendo outros constituintes encontrados, indesejáveis para a saúde humana ou à integridade do meio ambiente (SCHNEIDER E TSUTIYA, 2001; METCALF & EDDY, 2003; JUDD, 2006). Os mesmos autores identificam como *permeado* o líquido que passa pela membrana semipermeável e como *concentrado* o líquido retido, conforme ilustrado na Figura 1.

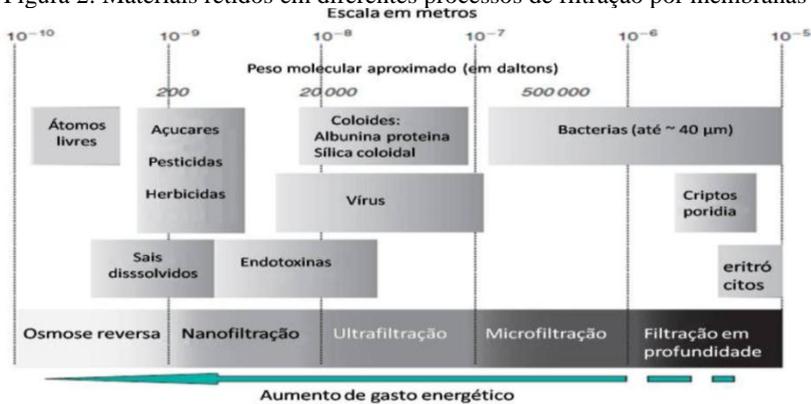
Figura 1: Esquema de funcionamento de uma membrana



Fonte: Adaptado de Schneider e Tsutiya (2001)

Judd (2006) comenta que o grau de seletividade das membranas depende do tamanho do poro da membrana. Os processos de filtração mais utilizados são: microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa. A Figura 2 expõe as características gerais desses processos.

Figura 2: Materiais retidos em diferentes processos de filtração por membranas



Fonte: Judd (2006) *apud* Belli (2011)

As membranas podem ser confeccionadas de material orgânico (polímeros) ou inorgânico (metal ou cerâmica). Entretanto, a maioria das membranas utilizadas comercialmente são poliméricas, devido ao seu custo mais acessível (CAMPELLO, 2009).

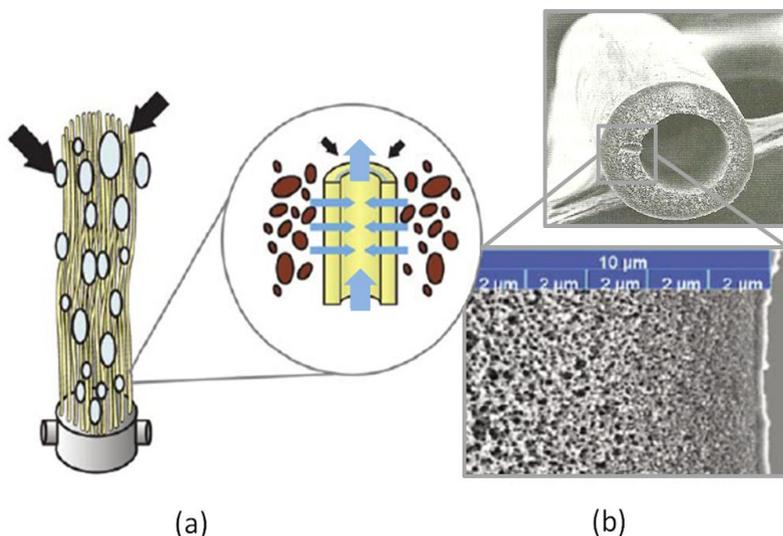
Para viabilizar sua utilização em diversos processos, inclusive nas estações de tratamento de esgoto, as membranas devem ser acomodadas em módulos compactos que suportem pressão e que possuam canais de alimentação e remoção do permeado e do concentrado (GIACOBBO, 2010).

Os principais tipos de módulos comercializados são: módulos com placas, tubulares, espirais, com fibras ocas e com discos rotatórios (SCHNEIDER E TSUTIYA, 2001). Será detalhada a seguir a configuração utilizando o módulo com membranas do tipo fibra oca, o qual foi objeto de estudo neste trabalho.

Belli (2011) informa que as membranas de fibra oca apresentam-se em formato cilíndrico, sendo que o diâmetro interno das fibras pode variar de 25µm a 2mm. Segundo Dias (2009), uma das membranas mais utilizadas são as do tipo fibra oca, que quando projetadas com fluxo de fora para dentro, fazem com que o lodo ativado permaneça do lado de fora, e o permeado limpo seja coletado no interior da membrana, conforme mostrado na Figura 3. Belli (2011) comenta ainda que a preferência por este tipo de membrana é explicada, pois são consideradas economicamente mais acessíveis e mais simples em relação às demais configurações. Além disso, aponta que os módulos em

fibra oca são bastante compactos, mesmo quando apresentam elevadas áreas de superfície filtrante. Schneider e Tsutiya (2001) complementam indicando que o número de fibras por módulo varia de centenas até milhares, dependendo do fabricante.

Figura 3: (a) Esquema de operação de uma membrana do tipo fibra oca. (b) Visualização microscópica da fibra



Fonte: Adaptado de Dias (2009)

### 3.3 Biorreator à membrana (BRM)

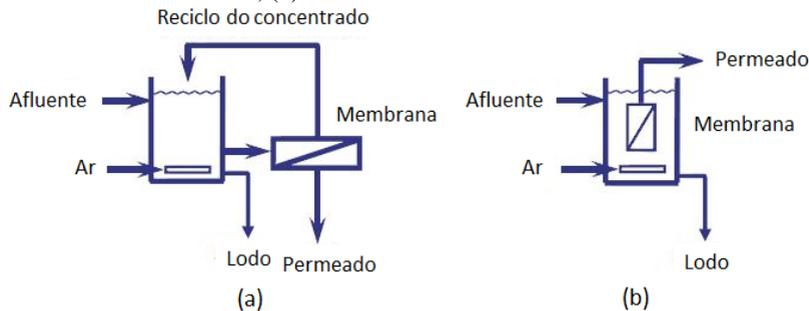
#### 3.3.1 Características do tratamento e configurações existentes

O biorreator à membrana é uma tecnologia que vem sendo utilizada no tratamento de esgoto e se caracteriza por apresentar-se associado a um sistema de microfiltração ou ultrafiltração, alcançando a retenção completa dos sólidos suspensos e da biomassa (SCHNEIDER E TSUTIYA, 2001). Desta forma, Giacobbo (2010) caracteriza o biorreator à membrana como um tratamento híbrido, que combina um processo biológico, geralmente aeróbio, a um processo físico de filtração por membranas. Judd (2011) define o termo "biorreator à membrana" como sendo o processo de tratamento da água ou esgoto que integra uma membrana de permeabilidade seletiva a um reator biológico.

Viana (2004) expõe que os BRM operam de maneira semelhante ao processo de lodos ativados, apenas substituindo o decantador secundário pelo módulo de membranas. Em adição, Schneider e Tsutiya (2001) apontam ainda que os BRM permitem atingir concentrações de biomassa muito maiores no reator biológico do que em sistemas de lodo ativado convencionais, aumentando a eficiência do tratamento.

No que tange as configurações existentes, Judd (2011) indica duas formações distintas. Na primeira, Figura 4 (a), a mistura é retirada do tanque aerado por uma bomba de recirculação para então ser submetida ao módulo de membrana instalado fora do tanque aerado. Na segunda, Figura 4 (b), a bomba de sucção retira o permeado do módulo de membrana, operante imerso no tanque de aeração.

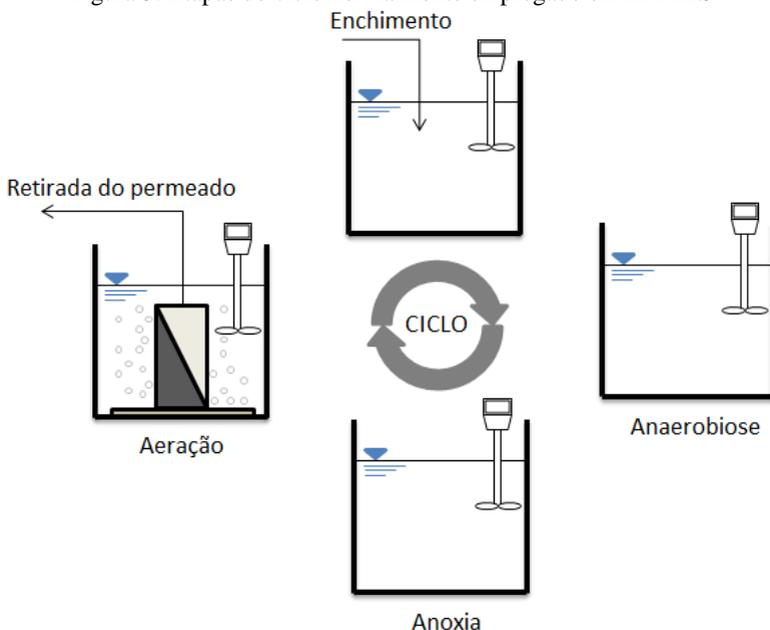
Figura 4: Configurações de biorreatores à membrana: (a) BRM com módulo de membrana externa; (b) BRM com módulo de membrana submersa



Fonte: Judd (2006)

Uma outra configuração de BRM que vem sendo pesquisada é aqui denominada biorreator à membrana em batelada sequencial (BRMBS), em que as etapas de tratamento ocorrem em um único tanque. Isso é conseguido através do estabelecimento de ciclos de operação com durações definidas, em que a massa biológica permanece no reator durante todas as etapas, sendo elas, a *entrada de esgoto bruto*, *anaerobiose*, *anoxia*, *aeração* e *retirada do esgoto tratado* (Figura 5). Belli (2011) menciona que a substituição dos decantadores pelas membranas neste tipo de sistema, elimina a necessidade de sedimentação e torna possível a retirada do efluente simultaneamente à etapa de aeração.

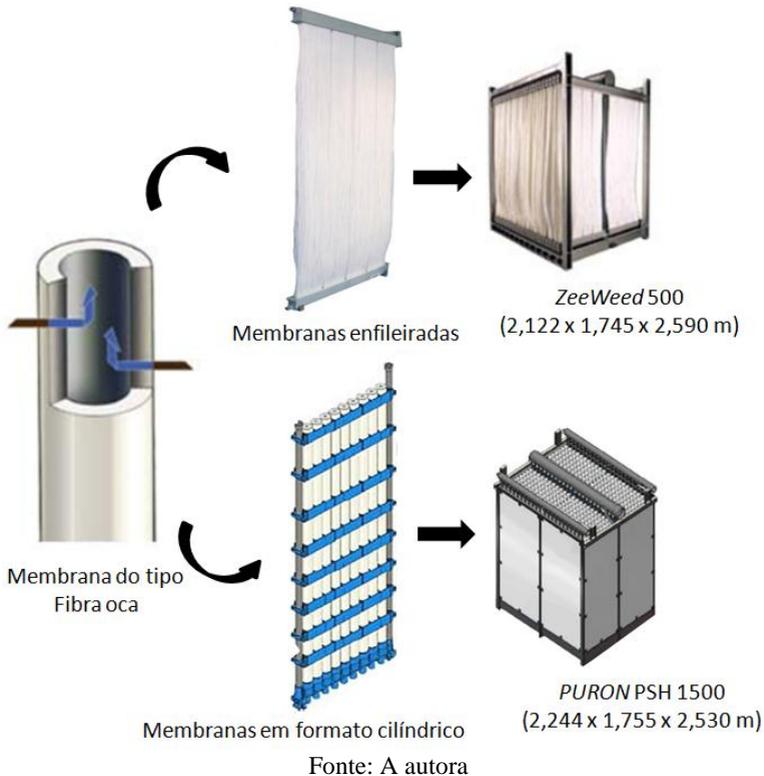
Figura 5: Etapas do ciclo normalmente empregado em BRMBS



Fonte: A autora

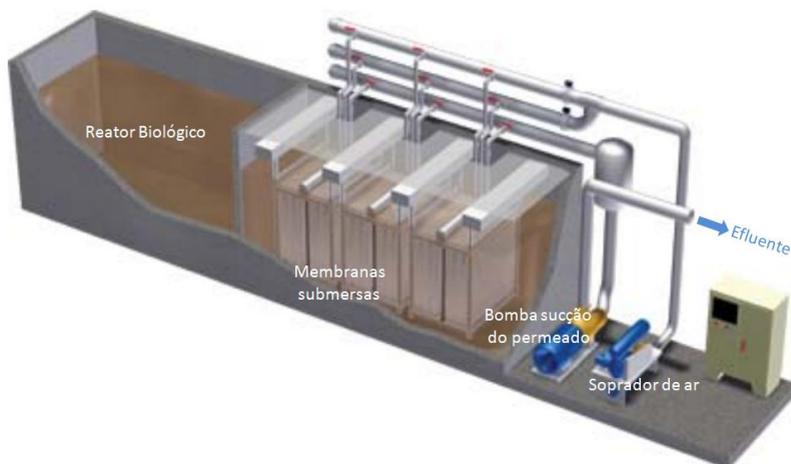
Schneider e Tsutiya (2001) comentam que os primeiros trabalhos sobre biorreatores com membrana no tratamento de esgoto foram publicados no final da década de 1960, os quais utilizaram a configuração com acoplamento externo de módulos de ultrafiltração. Somente no início dos anos 1990, foi lançada a tecnologia de biorreatores com membranas submersas, viabilizando sua inserção no mercado de tratamento de esgotos domésticos. A Figura 6 apresenta a composição de dois sistemas submersos comercializados por diferentes fabricantes.

Figura 6: Exemplo da composição de sistemas submersos de membrana que utilizam fibra oca



De maneira geral para sistemas submersos, Metcalf & Eddy (2003) explicam que as membranas são submetidas ao vácuo, possibilitando a segregação das partículas através da retenção dos sólidos no reator e a consequente formação do permeado. Além disso, o ar comprimido deve ser introduzido na base dos módulos de membranas apresentando três funções indispensáveis: manter os sólidos em suspensão; permitir a limpeza das membranas à medida que as bolhas de ar sobem à superfície; e fornecer oxigênio para a conservação das condições aeróbias do reator. As membranas podem estar inseridas no reator biológico ou em tanques isolados, comercialmente mais comum, como pode ser observado na Figura 7.

Figura 7: Configuração usual de tratamento com BRM com módulos submersos



Fonte: Dias (2009)

Campello (2009) ressalta que a utilização dos módulos de membrana submersos é mais vantajosa ao se considerar a possibilidade de manutenção do fluxo estável por maiores períodos de tempo, diminuindo a frequência de limpeza das membranas. Além disso, Maestri (2007) e Schneider e Tsutiya (2001) destacam um consumo de energia significativamente menor na utilização dos BRM com membranas submersas. Em contrapartida, Giacobbo (2010) aponta que as versões com módulos externos apresentam vantagem operacional por permitirem a aplicação de maiores fluxos e necessitarem de menor área de membrana do que o BRM com membrana submersa. A Tabela 4 traz uma comparação entre dois produtos, um com membrana externa e outro com membrana submersa, ambos fabricados pela empresa Zenon.

Tabela 4: BRM com módulos de membrana

<b>Características</b>	<b>Biorreator com membrana submersa</b>	<b>Biorreator com membrana externa</b>	<b>Unidade</b>
<b>Modelo</b>	ZeeWeed ZW - 500	PermaFlow Z - 8	-
<b>Área Superficial</b>	46	2	m <sup>2</sup>
<b>Fluxo</b>	20 - 50	50 - 100	L/m <sup>2</sup> .h
<b>Pressão aplicada</b>	20 - 50	400	kPa
<b>Vazão de ar</b>	40	-	Nm <sup>3</sup> /h
<b>Razão de recirculação</b>	-	25 - 75	-
<b>Energia consumida</b>	0,3 - 0,6	4 - 12	kWh/m <sup>3</sup>

Fonte: Vidal (2006) *apud* Belli (2011)

Metcalf & Eddy (2003) listam as seguintes vantagens e desvantagens da utilização dos biorreatores à membrana para o tratamento de esgoto sanitário:

- ✓ Tratamento de altas cargas volumétricas em menor tempo de detenção hidráulica;
- ✓ Alta qualidade dos efluentes gerados em termos de baixa turbidez, bactérias, SST e DBO;
- ✓ Menor produção de lodo;
- ✓ Demanda menos área útil comparado às tecnologias convencionais;
- ✓ Alto investimento inicial;
- ✓ Custos consideráveis com trocas das membranas;
- ✓ Altos custos de energia;
- ✓ Necessidade de controle de colmatação das membranas.

Choi *et al.* (2002) *apud* Silva (2009) citam que a quantidade de lodo gerada por sistemas com BRM é estimada em 50% menor em comparação aos processos de lodo ativado. Para USEPA (2007), as vantagens do biorreator à membrana em relação às tecnologias convencionais incluem, menor produção de lodo, menor espaço requerido e principalmente melhor qualidade do efluente tratado. Estudos tem mostrado que o efluente tratado por esta tecnologia apresenta baixa concentração de bactérias, sólidos suspensos totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e fósforo, conforme mostrado na Tabela 5, possibilitando a desinfecção de alto nível.

Tabela 5: Características típicas do efluente tratado por BRM

Parâmetro	Qualidade média do efluente	Eficiência média de remoção (%)
<b>DBO</b>	< 2 mg/L	> 97
<b>DQO</b>	-	90 a 98
<b>SST</b>	< 2 mg/L	> 99
<b>Amônia-N</b>	< 2 mg/L	> 96
<b>N total</b>	< 0,5 mg/L	> 97
<b>P total</b>	< 0,1 mg/L	> 99
<b>Turbidez</b>	< 0,1 NTU	> 99
<b>Colif. totais</b>	< 200 NMP/100ml	> 99,99999
<b>Colif. fecais</b>	< 20 NMP/100ml	> 99,99999

Fonte: Adaptado de Hotchkies (2000) e Viana (2004)

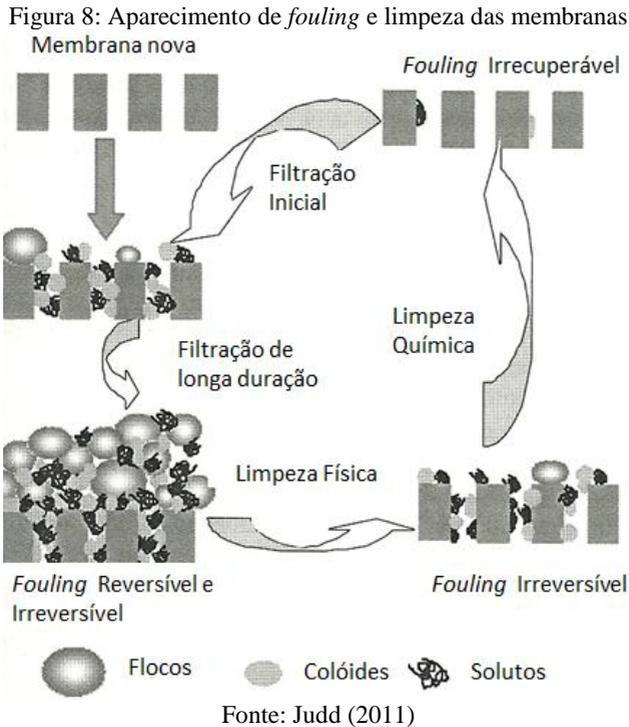
### 3.3.2 Aspectos operacionais importantes do BRM

Segundo Judd (2006), os eventuais acréscimos hidráulicos devido às chuvas e a flutuação da qualidade do esgoto, representam grandes desafios para a realização do projeto e operação dos BRM. De acordo com Meng *et al.* (2009), os maiores entraves para a consolidação mundial da tecnologia por BRM são os altos custos das membranas e seu complexo controle de colmatação (*fouling*). Neste sentido, Judd (2006) lista cinco estratégias para facilitar o controle de *fouling*:

- ✓ Aplicar um pré-tratamento adequado ao efluente;
- ✓ Realizar limpezas físicas ou químicas apropriadas;
- ✓ Reduzir o fluxo;
- ✓ Aumentar a aeração;
- ✓ Controlar química ou biologicamente a qualidade da biomassa no reator.

O processo de *fouling* é caracterizado pela deposição indesejável e acúmulo de micro-organismos, colóides, solutos e restos celulares sobre a membrana (MENG *et al.*, 2009). Segundo Belli (2011), o *fouling* pode ser classificado em reversível ou irreversível. O *fouling* reversível ocorre de maneira superficial à membrana, sendo facilmente removido através de retrolavagens. O *fouling* irreversível é a incrustação mais severa em que são necessários ciclos semanais ou mensais de limpeza química, dependendo da gravidade do problema. A Figura 8 ilustra o *fouling* na membrana e o ciclo de limpeza da membrana. De acordo com Schneider e Tsutiya (2001), a limpeza ácida (normalmente ácido cítrico) é empregada para a remoção de depósitos inorgânicos, enquanto que,

depósitos orgânicos e biofilmes são removidos com formulações alcalinas como o hipoclorito de sódio.



Metcalf & Eddy (2003) mencionam um procedimento de controle de *fouling* desenvolvido pela empresa Zenon que envolve três etapas. Primeiramente, a aeração diretamente abaixo dos módulos de fibras ocas permite uma limpeza mecânica através da agitação das fibras umas contra as outras, além do arraste dos sólidos depositados sobre a membrana pelas bolhas de ar. Em segundo, a filtração deve ser interrompida para retrolavagens com permeado de 30 a 45 segundos de duração a cada 15 a 30 minutos. Em terceiro, uma solução de hipoclorito de sódio é utilizada em retrolavagens de 45 minutos de duração três vezes por semana. Ao todo esta última operação dura em torno de 75 minutos considerando as lavagens seguintes com permeado necessárias para o sistema voltar a operar normalmente.

A pressão transmembrana é um aspecto bastante importante, que está diretamente relacionada ao acúmulo de partículas sobre a

membrana. Campello (2009) define a pressão transmembrana como sendo a combinação da pressão negativa proporcionada pela bomba de sucção do permeado, com a pressão gerada pela coluna de água sobre o módulo submerso. Em sistemas com módulos submersos, a operação é realizada a baixas pressões (0,2 - 0,8 bar), pois quanto maior for a pressão transmembrana, mais rápido e mais grave será o entupimento dos poros da membrana (GIACOBBO, 2010).

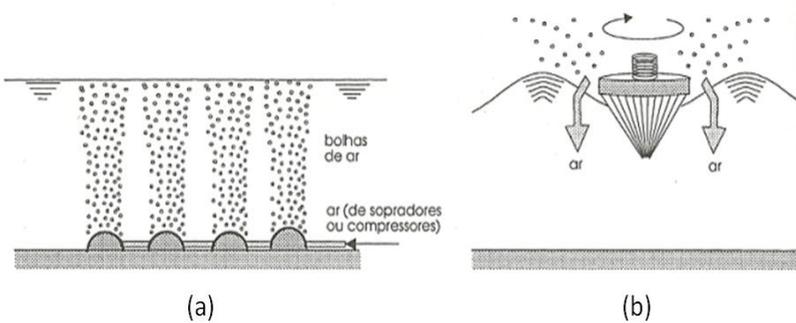
O conhecimento do fluxo crítico permite alcançar condições de operação aceitáveis maximizando o tempo sem que haja a necessidade de limpeza da membrana (CAMPELLO, 2009). Maestri (2007) acrescenta constatando que sistemas com operação em fluxo crítico geram um maior consumo de energia, uma colmatação mais rápida ou irreversível podendo causar danos à membrana. Belli (2011) observa que o ideal é realizar o processo de filtração abaixo do fluxo crítico, o que possibilita uma operação mais estável. De maneira geral, Judd (2011) explica que o fluxo crítico nos processos com membranas é aquele que existe um fluxo logo abaixo o qual não se observa um declínio do fluxo de filtração com o tempo; acima deste, o *fouling* passa a ser observado.

A quantidade de oxigênio injetada no sistema é um aspecto operacional essencial para o bom funcionamento do tratamento. A aeração deve garantir que a concentração de oxigênio dissolvido seja suficiente para a oxidação da matéria orgânica carbonácea e para a nitrificação, que consiste na oxidação da amônia a nitrito e do nitrito a nitrato por bactérias específicas (VIANA, 2004). Além disso, a aeração também deve garantir uma turbulência no interior do tanque capaz de manter os sólidos em suspensão, que se encontram normalmente com valores entre 8.000 e 15.000 mg/L para tratamento de esgoto doméstico (VIANA, 2004; BELLI, 2011). Judd (2011) comenta que o oxigênio dissolvido é controlado pela taxa de aeração, a qual fornece oxigênio para a biomassa e que também é utilizado para o controle da colmatação das membranas. Segundo Metcalf & Eddy (2003), é comum manter o oxigênio dissolvido próximo a 2,0 mg/L no reator biológico aeróbio para se alcançar uma condição ótima para a oxidação da matéria orgânica.

Segundo Judd (2006), em sistemas aeróbios de tratamento de esgoto, o oxigênio é usualmente fornecido pelo ar atmosférico através de difusores de bolhas de ar imersos ou por aeração superficial. Da mesma maneira, Von Sperling (1996) comenta que existem duas formas principais de se produzir a aeração artificial necessária ao sistema (Figura 9):

- Introduzindo ar ou oxigênio no líquido (aeração por ar difuso);
- Causando grande turbilhonamento e expondo o líquido ao ar para possibilitar a entrada do ar atmosférico no meio líquido (aeração superficial ou mecânica).

Figura 9: Representação dos sistemas de aeração: (a) Ar difuso; (b) Aeração mecânica



Fonte: Von Sperling (1996)

A turbulência promovida pela aeração desempenha papel essencial na remoção da torta que se deposita sobre a membrana, resultando numa maior eficiência do processo através da minimização da colmatação das membranas (BELLI, 2011). Entretanto, Viana (2004) atenta para se ter cuidado com vazões de ar muito elevadas, principalmente nos módulos submersos com membranas do tipo fibra oca, a fim de evitar o rompimento das fibras.

Ao longo da última década, cerca de 1.500 estudos baseados no biorreator à membrana para tratamento de esgoto foram realizados, sendo o tema *fouling* o mais estudado (JUDD, 2011). A Tabela 6 apresenta algumas observações sobre o comportamento da membrana quando submetida a algumas situações e outras constatações relevantes observadas por estudiosos da área.

Tabela 6: Constatções de estudos realizados para verificar o comportamento da membrana perante situações críticas

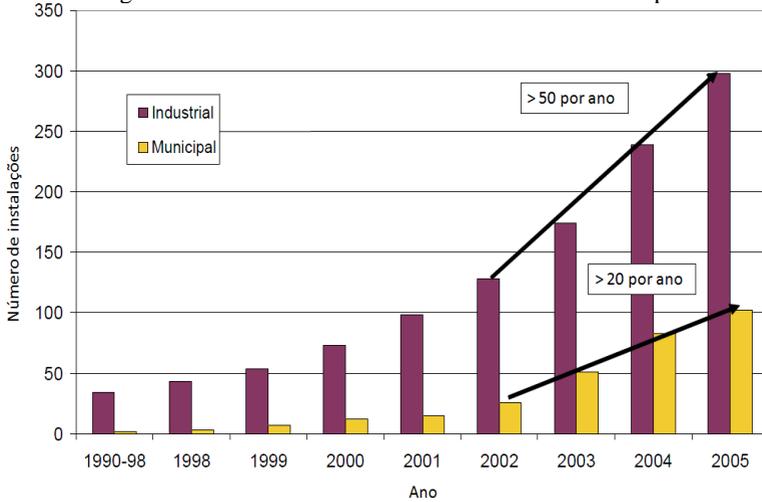
Propriedade	Efeito no desempenho da membrana		
Sólidos suspensos ↑	Permeabilidade ↓	Fouling ↑	OBS: Os subprodutos do metabolismo celular (proteínas e polissacarídeos) causam o <i>fouling</i> mais rapidamente que os sólidos suspensos.
Tempo de detenção hidráulica ↓		Fouling ↑	
Intensidade de aeração ↑	Permeabilidade ↑	OBS: O ar difuso melhora o fluxo de filtração.	OBS: A utilização de bolhas maiores é preferível para o controle do <i>fouling</i> .
Fluxo ↓ que o fluxo crítico		Fouling ↓	

Fonte: Adaptado de Judd (2011)

### 3.3.3 Perspectivas futuras para o mercado do BRM

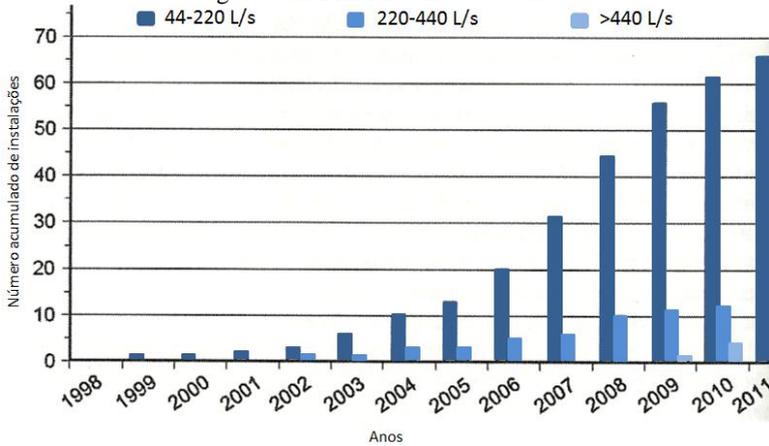
A tecnologia de biorreator à membrana vem sendo incorporada no mercado mundial com maior ênfase na última década, alcançando uma taxa de crescimento anual médio de 10,9%, podendo alcançar 100% em países como a China (ZHENG *et al.*, 2009). Judd (2011) aponta uma taxa de crescimento anual de 50% na China e 20% em alguns países da Europa. Estudos mostram que a expectativa de construção dos BRM na Europa é de mais de 20 estruturas anuais considerando somente a aplicação nas estações de tratamento de esgotos municipais, conforme Figura 10, sendo o formato de membranas submersas quase totalidade dessas futuras instalações (LESJEAN & HUISJES, 2008). A Figura 11 mostra o crescimento do número de instalações municipais contendo a tecnologia por BRM nos Estados Unidos.

Figura 10: Crescimento do mercado dos BRM na Europa



Fonte: Lesjean e Huisjes (2008)

Figura 11: Número acumulado de instalações municipais para tratamento de esgoto com BRM nos Estados Unidos



Fonte: Judd (2011)

O desenvolvimento comercial do BRM foi alavancado após a introdução da versão com módulos submersos, sendo que as japonesas Kubota e Mitsubishi Rayon e a canadense Zenon detém entre 85 e 90% do mercado de BRM para tratamento de esgoto doméstico, juntas alcançando, no final de 2009, a marca de 4.400 instalações para esse fim (JUDD 2011). Viana (2004) elenca condições operacionais e características do BRM com módulo de membrana submerso para as duas maiores produtoras deste equipamento no mercado, conforme mostrado na Tabela 7.

A Tabela 8 apresenta os principais fornecedores e a data de lançamento das suas tecnologias. Ao todo, no ano de 2009, constatou-se 60 produtos diferentes envolvendo o tratamento por BRM através dos módulos de membranas.

Tabela 7: Valores de parâmetros operacionais de BRM com módulo submerso das empresas ZENON e KUBOTA

<b>BRM</b>	<b>ZENON</b>	<b>KUBOTA</b>
<b>Efluente</b>	Doméstico	Doméstico
<b>SST (mg/L)</b>	12.000 - 20.000	15.000 - 20.000
<b>Idade do lodo (d)</b>	15 - 20	30 - 60
<b>TDH (h)</b>	4	5 - 6
<b>Q de filtração (L/m<sup>2</sup>.h)</b>	30 - 70	20 - 25
<b>DBO efluente (mg/L)</b>	< 2	< 8
<b>Remoção de SST (%)</b>	> 99	> 99,5
<b>Remoção Colif. fecais (%)</b>	> 99,99999	> 99,9998
<b>Turbidez (NTU)</b>	< 0,10	0,07 - 1,50

Fonte: Viana (2004)

Tabela 8: Fornecedores e modelos dos principais módulos de membrana

<b>Fornecedor – Modelo</b>	<b>País</b>	<b>Lançamento</b>
<b>Asahi Kasei</b>	Japão	2004
<b>GE - ZeeWeed®</b>	EUA	1993
<b>Korea Membrane Separation - KSMBR®</b>	Coréia	2000
<b>Koch Membrane Systems - PURON®</b>	EUA	2001
<b>Kubota - EK</b>	Japão	1990
<b>Kubota - RW</b>	Japão	2009
<b>Memstar</b>	Singapura	2005
<b>MICRODYN - NADIR</b>	Alemanha	2005
<b>Mitsubishi Rayon - SADP</b>	Japão	2005
<b>Mitsubishi Rayon - SUR</b>	Japão	1993
<b>Morito</b>	China	2000
<b>Norit</b>	Holanda	2002
<b>Siemens Water Tech. - MEMCOR®</b>	Alemanha	2002
<b>Toray</b>	Japão	2004

Fonte: Judd (2011)

A edição de abril de 2013 da revista *Hydro* traz um guia dos fornecedores de membranas atuantes nas áreas de saneamento municipal e industrial. A Tabela 9 apresenta informações dos produtos comercializados e algumas características das membranas, elemento básico dos módulos.

Tabela 9: Guia de fornecedores de membranas

Empresa	Tipo de membrana			Material					Configuração					Sentido de permeação			
	Microfiltração	Ultrafiltração	Nanofiltração	Poliétersulfona (PS)	Poliéster sulfona (PE)	Fluoreto de polivinilideno (PVDF)	Poliamida	Acetado de celulose	Outra	Folha plana	Placa plana	Tubular	Fibra oca pressurizada	Fibra oca submersa	Espiral	De dentro para fora	De fora para dentro
Centroprojekt - BR	☺	☺	☺						☺		☺						☺
Degrémont		☺			☺			☺				☺	☺			☺	
Enfil		☺			☺	☺						☺	☺				☺
Huber Technology		☺			☺						☺						☺
Hydranautics	☺	☺	☺		☺		☺								☺		☺
Koch Membranas	☺	☺	☺		☺	☺	☺	☺		☺		☺	☺		☺	☺	☺
Magni	☺	☺			☺				☺			☺				☺	☺
Mann+Hummel		☺			☺		☺					☺	☺				☺
PAM Membranas	☺	☺	☺		☺				☺			☺	☺		☺		☺
PentairWater		☺			☺	☺			☺			☺	☺			☺	
The Dow Chemical		☺	☺			☺	☺		☺			☺	☺		☺		☺
Tinamma Ambiental		☺			☺							☺	☺			☺	
Toray	☺	☺	☺			☺	☺		☺	☺		☺	☺				☺
Vexer		☺	☺	☺	☺									☺			☺

Fonte: Revista *Hydro* (2013)

Com relação à aplicação, Lesjean e Huisjes (2008) afirmam que para o mercado industrial, o BRM é considerado por muitas indústrias, a melhor tecnologia disponível para tratamento de efluentes. O mesmo autor aponta um cenário diferente, ainda não consolidado, para o mercado constituído pelas estações de tratamento de esgotos municipais. Contudo, nos próximos anos espera-se um aumento da aplicação do BRM para este fim, bem como a diminuição dos custos das membranas causada pelo aumento na competitividade entre os fornecedores.

Os fatores principais que devem impulsionar o mercado do BRM são apontados por Judd (2006), sendo eles:

- ✓ Legislações mais restritivas para descargas de efluentes;
- ✓ Escassez local de água;
- ✓ Incentivo ao reúso de esgoto tratado;
- ✓ Custos de investimento mais atrativos;
- ✓ Crescimento da confiança na tecnologia do BRM.

Em consonância, Lesjean e Huisjes (2008) indicam que o reúso de água deve motivar muitos projetos com BRM na Europa, efetivando sua consolidação no mercado de tratamento de esgotos sanitários. Metcalf & Eddy (2003) colocam em destaque o uso de membranas e sua aplicação no BRM como sendo uma das mais promissoras tecnologias para a produção de esgotos tratados de alta qualidade.

No Brasil, o BRM ainda é incipiente e vários estudos citados por Giacobbo (2010) e Belli (2011) vem sendo realizados no sentido de melhor conhecer e aprimorar esta tecnologia de tratamento de efluentes (ANDRADE, 2001; BEAL, 2004; VIANA, 2004; PELEGRIN, 2004; PROVENZI, 2005; MAESTRI, 2007; LOURES, 2007; SOUSA, 2008; BOFF, 2008; SILVA, 2009; CAMPELLO, 2009).

### **3.3.4 Custos da tecnologia**

Os custos iniciais dos sistemas BRM tendem a ser mais altos do que das tecnologias de tratamento de esgoto convencionais, porém, em algumas situações o investimento pode tornar-se competitivo devido a menor área ocupada, reduzindo os custos de implantação. Os custos de operação são maiores devido à energia despendida na limpeza das membranas para evitar a colmatação (USEPA, 2007).

Judd (2011) afirma que as membranas, muitas vezes, podem durar mais de uma década, e, combinado a novas tecnologias, que tendem a ter maior eficiência energética, e a maior competitividade de

mercado, os custos de instalação e operação do BRM podem ficar comparáveis aos custos das tecnologias convencionais considerando-se o ciclo de vida da estação de tratamento, sem contar o benefício na melhoria da qualidade do efluente.

De forma geral, os custos principais de implantação de uma estação com tratamento por BRM são relativos à: aquisição do terreno; obra civil; sistemas de grades, peneiras, aeração; membranas; bombas e mão de obra. Já os custos de operação resumem-se a: energia; tratamento e disposição do lodo e insumos químicos para a limpeza das membranas. A Tabela 10 traz uma distribuição de custos normalmente encontrada em estações de tratamento que utilizam o BRM.

Tabela 10: Distribuição percentual dos custos de implantação e operação em sistemas de ultrafiltração

<b>Custos de implantação e operação</b>	<b>%</b>
<b>Custos de implantação</b>	
Bombas	30
Módulos de membranas	30
Tubulação, válvulas, obra civil	20
Controladores	20
<b>Total</b>	<b>100</b>
<b>Custos de operação</b>	
Substituição de membranas	30-50
Limpeza das membranas	10-30
Energia	20-30
Mão de obra	15
<b>Total</b>	<b>100</b>

Fonte: Baker (2004) *apud* Belli (2011)

Verrecht *et al.* (2010) concluiu que o valor presente calculado para uma estação de tratamento de esgoto municipal por BRM dimensionada para vazão máxima, considerando 30 anos de operação, 10 anos de vida útil das membrana e taxa de inflação anual de 3%, supera em mais de 58% o valor presente calculado quando dimensionada para vazão média. As distribuições percentuais para os custos de ambas situações estão relacionadas na Tabela 11.

Tabela 11: Distribuição percentual dos custos de implantação e operação de sistema de tratamento de esgoto por BRM dimensionado para vazão média e para vazão máxima

<b>Custos de implantação e operação</b>	<b>Vazão média %</b>	<b>Vazão máxima %</b>
<b>Custos de implantação</b>		
<b>Gradeamentos</b>	11,8	8,4
<b>Membranas</b>	46,9	56,5
<b>Construção dos tanques</b>	33,0	27,9
<b>Sopradores (reator biológico)</b>	1,4	0,8
<b>Sopradores (tanque de membranas)</b>	1,5	1,6
<b>Bombas de sucção do permeado</b>	1,5	2,2
<b>Equipamentos de mistura do líquido</b>	1,9	1,4
<b>Bombas de recirculação</b>	2,0	1,2
<b>Total</b>	100	100
<b>Custos de operação</b>		
<b>Energia</b>	79,6	84,1
<b>Tratamento e disposição do lodo</b>	17,9	12,3
<b>Produtos químicos</b>	2,5	3,6
<b>Total</b>	100	100

Fonte: Verrecht *et al.* (2010)

Davies *et al.* (1998) avaliaram os custos de implantação e operação ao longo do ciclo de vida para estações de tratamento de esgoto através dos processos de lodo ativado convencional e BRM com membrana submersa. Os custos de implantação incluíam: sistema de membranas (para BRM), terreno e obra civil. Já os custos de operação foram divididos em: energia, produtos químicos, pessoal, troca das membranas (para BRM) e despesas gerais. Os dados básicos para a estimativa do custo do ciclo de vida foram: taxa de inflação anual de 3,5%, tempo de operação da estação de 25 anos e vida útil das membranas de 7 anos (a primeira troca foi incorporada ao custo de implantação). Considerando estes dados e os custos levantados por Davies *et al.* (1998), a Tabela 12 mostra que para vazões menores o custo de implantação obtido para o BRM chega a ser 60% do custo de implantação de estações utilizando lodo ativado convencional (LAC) e o custo de implantação somado à operação ao longo de 25 anos, 90%. Quando foram consideradas as trocas das membranas e estações de maior vazão, os custos do BRM sempre superaram os custos do lodo ativado convencional.

Tabela 12: Equivalente dos custos do ciclo de vida de estação de tratamento de esgoto utilizando BRM e Lodo Ativado Convencional (LAC) em função da vazão de projeto

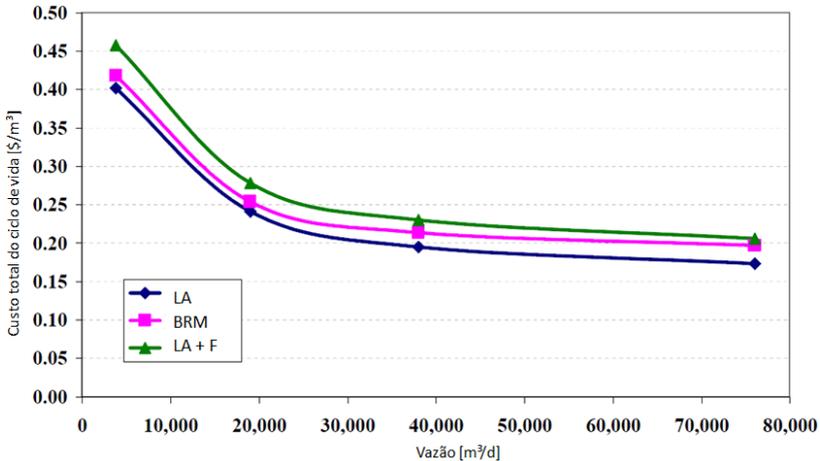
	<b>Equivalente dos custos do ciclo de vida do BRM em função do Lodo Ativado Convencional</b>	
<b>População atendida</b>	2.350	37.500
<b>Vazão máxima (l/s)</b>	16,2	260,4
<b>Implantação</b>	0,6 x LAC	1,8 x LAC
<b>Implantação + Operação</b>	0,9 x LAC	2,0 x LAC
<b>Implantação + Operação + Troca de membranas</b>	1,5 x LAC	3,8 x LAC

Fonte: Adaptado de Davies *et al.* (1998)

Os autores ressaltam, porém, que como os custos das membranas vêm reduzindo, esta tecnologia deverá, no futuro, se tornar mais competitiva. Consolidando o que mencionaram Davies *et al.* (1998), a Revista *Hydro* publicada em abril de 2013 comenta que as tecnologias com sistemas de membrana vêm evoluindo e tem apresentado custos bem mais acessíveis, permitindo aplicações que no passado eram economicamente inviáveis. Judd (2006) completa mostrando que os custos das membranas reduziram de \$400/m<sup>2</sup> em 1992 para menos de \$50/m<sup>2</sup> em 2005.

Jeffery (2005) realiza um comparativo entre os custos do ciclo de vida da tecnologia de lodos ativados convencional, lodos ativados com filtração posterior e do BRM, em função da vazão (Figura 12). Nota-se que para estações menores, os custos do ciclo de vida do BRM aproximaram-se daqueles dependidos para o tratamento por lodos ativados e para vazões maiores o custo do ciclo de vida do BRM distanciou-se para mais com relação ao tratamento por lodo ativado convencional e aproximou-se do custo do ciclo de vida do tratamento por lodos ativados com filtração posterior.

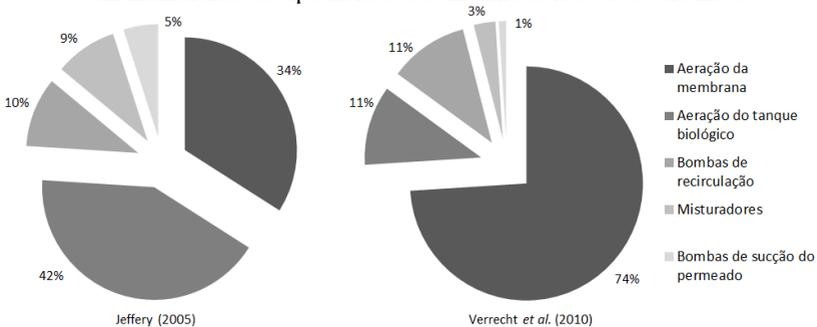
Figura 12: Comparação entre os custos totais do ciclo de vida do BRM, lodos ativados (LA) e lodos ativados com filtração posterior (LA + F)



Fonte: Jeffery (2005)

Segundo Verrecht (2010), anteriormente a substituição das membranas representava o maior custo de manutenção e operação do BRM. Atualmente, os maiores custos ficam por conta dos gastos energéticos e da disposição final do lodo, em razão da diminuição dos custos das membranas e de sua vida útil observada na prática ser maior do que se previa em estudos e projetos. Conforme estudos realizados por Jeffery (2005) e Verrecht *et al.* (2010), a Figura 13 mostra a segregação dos gastos energéticos para estações de tratamento de esgoto com BRM que utilizam fibra oca.

Figura 13: Divisão da demanda de energia no tratamento de esgoto municipal com membranas do tipo fibra oca conforme dois estudos distintos



Fonte: Jeffery (2005) e Verrecht *et al.* (2010)

### 3.4 Análise do custo do ciclo de vida

De acordo com o Instituto Nacional de Normas e Tecnologia dos Estados Unidos (*National Institute of Standards and Technology - NIST*), o custo do ciclo de vida (*Life Cycle Cost - LCC*) é o valor total despendido com a implantação, operação, manutenção e descarte de uma construção durante um período de tempo. Já a análise do custo de vida (*Life Cycle Cost Analysis - LCCA*) é uma técnica de avaliação econômica que determina o custo total com a implantação e operação das instalações durante seu período de vida útil.

O custo do ciclo de vida tem sido empregado para avaliar todos os custos associados a produtos, sistemas e processos, apresentando-se de maneira importante para as tomadas de decisão por levar em conta as compensações entre os custos incorridos ao longo de todas as etapas do ciclo de vida: construção, operação, manutenção e eliminação (LIM, LEE e PARK, 2009).

Segundo Marques (2010), trata-se fundamentalmente de uma ferramenta de apoio à decisão onde é feita uma análise econômica do projeto, possibilitando o estudo de diferentes propostas para que se encontre a opção mais vantajosa de acordo com os custos globais obtidos. Para isso, é contabilizado o custo total do projeto durante o seu período de vida útil, onde merecem especial atenção, os custos de projeto, instalação, operação, manutenção, energia entre outros.

Para Pereira (2009), a utilização da técnica do custo do ciclo de vida justifica-se ainda mais quando se está perante a aquisição de um bem sujeito a manutenções periódicas ou consumos energéticos elevados ao longo de todo o período de utilização, pressupondo na maior parte dos casos a análise de quatro principais fatores:

- Energia – Os custos de energia deverão ser levados em conta dada sua importância no balanço final dos custos;
- Vida útil – Quanto maior a vida útil, maior será a probabilidade de se gerarem mais custos de manutenção ou energia;
- Eficiência – Uma boa gestão influencia na análise dos custos;
- Investimento inicial – Quanto maior for o investimento inicial mais relevante será a análise do custo do ciclo de vida.

De acordo com Judd (2011), a análise de custos deve ser calculada levando em conta os custos de implantação e operação de uma

estação de tratamento de esgoto com vida útil de funcionamento de 30 anos (Equação 1).

$$Valor\ Presente\ em\ reais = \sum_{t=0}^{29} \frac{(C_{im})_t + (C_{op})_t}{(1+i)^t}$$

Equação 1

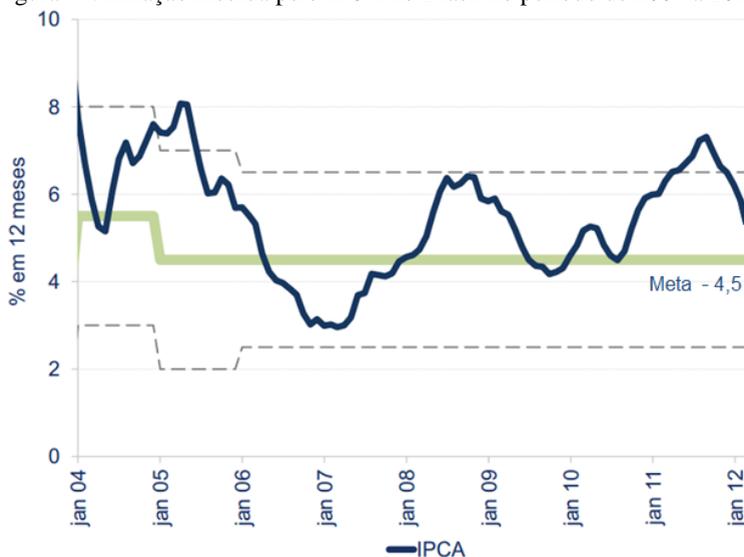
$i$  = taxa de inflação [% a.a];  
 $t$  = período considerado [anos];  
 $C_{im}$  = Custos de implantação  
 $C_{op}$  = Custos de operação anual

### 3.4.1 O valor temporal do dinheiro

O valor temporal do dinheiro é extremamente importante, sobretudo, devido à inflação. A contínua elevação dos preços dos bens, produtos e serviços, ocasiona uma constante desvalorização do dinheiro. Desta forma, é indispensável levá-la em consideração, especialmente quando realizados investimentos de longo prazo.

De acordo com o Banco Central do Brasil, a inflação é medida por meio de diversos índices, divulgados por várias instituições, tais como o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a Fundação Getúlio Vargas (FGV) e a Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas (FIPE). O Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA) é o índice comumente utilizado para retratar a inflação no país. O IPCA mede a variação mensal nos preços de produtos e serviços consumidos pelas famílias com renda entre 1 e 40 salários mínimos (BRASIL, 2012). A variação anual da inflação medida pelo IPCA no Brasil desde 2004 pode ser observada na Figura 14.

Figura 14: Inflação medida pelo IPCA no Brasil no período de 2004 a 2012



Fonte: BCB (2012b)

No Relatório de Inflação publicado pelo Banco Central em Setembro de 2012, relata-se a expectativa de que a inflação continue em trajetória de convergência para a meta, de forma não linear (BCB, 2012c). Esta afirmação e o histórico de metas para a inflação podem ser observados na Tabela 13.

Tabela 13: Histórico de metas e inflação efetiva no Brasil

Ano	Norma	Meta (%)	Inflação Efetiva (IPCA % a.a)
2004	Resolução 3.108	5,5	7,60
2005	Resolução 3.108	4,5	5,69
2006	Resolução 3.210	4,5	3,14
2007	Resolução 3.291	4,5	4,46
2008	Resolução 3.378	4,5	5,90
2009	Resolução 3.463	4,5	4,31
2010	Resolução 3.584	4,5	5,91
2011	Resolução 3.748	4,5	6,50
2012	Resolução 3.880	4,5	5,84
2013	Resolução 3.991	4,5	-
2014	Resolução 4.095	4,5	-

Fonte: Adaptado de BCB (2012a) e IBGE (2013)

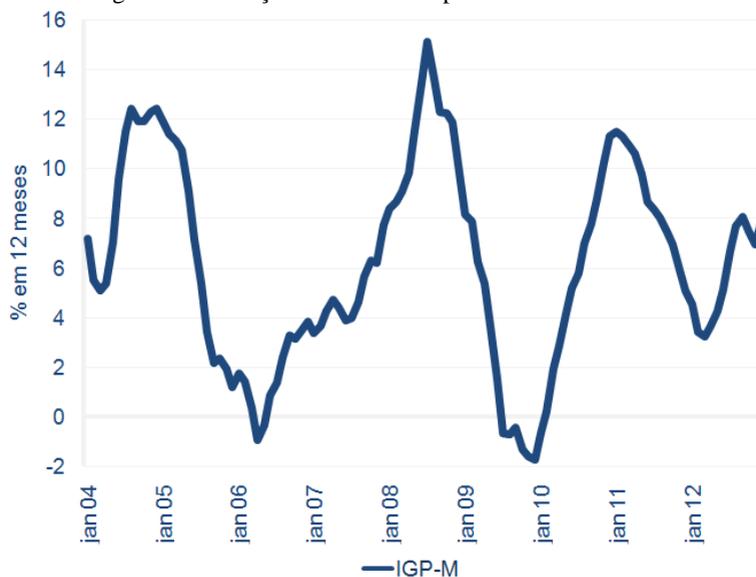
O Índice Geral de Preços - Mercado (IGP-M) é outro índice de inflação considerado importante no país. É medido pela Fundação Getúlio Vargas (FGV) e registra a inflação de preços desde matérias-primas agrícolas e industriais até bens e serviços finais. Atualmente este índice é utilizado para balizar os aumentos da energia elétrica e dos contratos de alugueis. A criação do IGP-M teve por finalidade refletir a evolução dos negócios, retratando diretamente a atividade econômica do país.

O IGP-M é composto pela soma de três outros índices de preços, considerando seus pesos agregados, sendo eles:

- 60%, representados pelo Índice de Preços ao Produtor Amplo - Mercado (IPA-M), equivalem ao valor adicionado pela produção de bens agropecuários e industriais, nas transações comerciais em nível de produtor;
- 30%, representados pelo Índice de Preços ao Consumidor - Mercado (IPC-M), equivalem ao valor adicionado pelo setor varejista e pelos serviços destinados ao consumo das famílias;
- quanto aos 10% complementares, representados pelo Índice Nacional de Custo da Construção - Mercado (INCC-M), equivalem ao valor adicionado pela indústria da construção civil.

Na Figura 15 e Tabela 14 observa-se a variação anual do IGP-M durante o período de 2004 a 2012.

Figura 15: Variação do IGP-M no período de 2004 a 2012



Fonte: SindusCon-PR (2013)

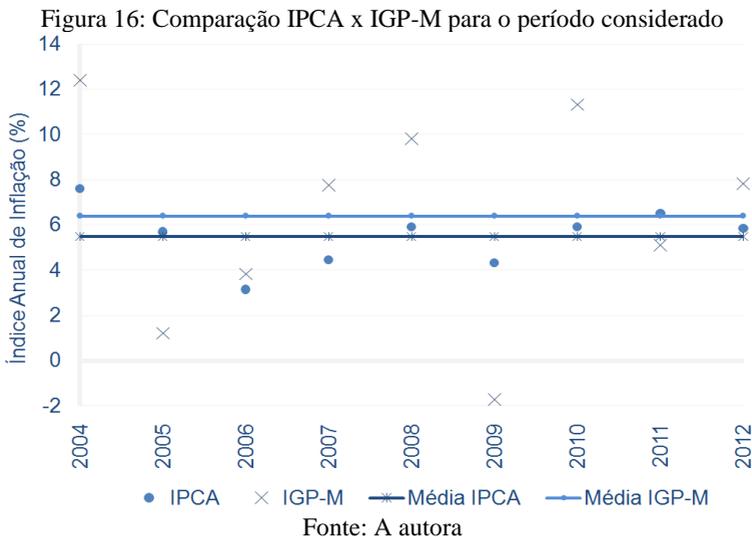
Tabela 14: Histórico do IGP-M no período de 2004 a 2012

Ano	Inflação Efetiva (IPG-M % a.a)
2004	12,41
2005	1,21
2006	3,83
2007	7,75
2008	9,81
2009	-1,72
2010	11,32
2011	5,10
2012	7,82
2013	-
2014	-

Fonte: SindusCon-PR (2013)

Dazordi e Silva (2007) afirmam que os índices IPCA e IGP-M figuram entre os principais índices de preços considerados. De acordo com a Figura 16, observa-se uma variação acentuada do IGP-M e uma variação mais contida do IPCA para o período analisado. Nos anos de 2011 e 2012 houve uma tendência de aproximação entre os índices e

suas médias, calculadas de 2004 a 2012, e também uma tendência de aproximação entre os dois índices anuais para aqueles anos. Silva (2008) observou que entre os principais índices de inflação do Brasil, para o ano de 2008, o IGP-M apresentou maior variação e o IPCA apresentou variação bastante inferior aos demais índices.



### 3.5 Reúso urbano não potável de efluente tratado

O reúso de água pode ser definido como sendo o aproveitamento de águas já utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, podendo ser direto ou indireto, bem como decorrer de ações planejadas ou não planejadas (LAVRADOR FILHO, 1987 *apud* MANCUSO e SANTOS, 2003). Para Telles e Costa (2007), pode-se entender o reúso como o aproveitamento de efluentes após tratamento adequado, respeitando a qualidade da água exigida por norma de acordo com a finalidade.

As terminologias para descrever as diversas possibilidades de reúso da água são descritas conforme PROSAB (2006):

- Reúso indireto não planejado: ocorre quando a água já utilizada é descarregada no meio ambiente, portanto sendo diluída, e novamente utilizada à jusante de maneira não intencional;

- Reúso indireto planejado: ocorre quando os efluentes, depois de convenientemente tratados, são descarregados de maneira planejada nos cursos de água, para serem utilizados à jusante de forma intencional e controlada (Relacionado às resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011 que dispõem sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes);
- Reúso planejado direto: ocorre quando os efluentes, depois de convenientemente tratados, são encaminhados diretamente ao local de reúso.

Em adição, de acordo com a legislação CRNH nº 054/2005 que estabelece diretrizes gerais para o reúso direto não potável, esta forma de reúso de água abrange as seguintes modalidades:

- Reúso para fins urbanos;
- Reúso para fins agrícolas e florestais;
- Reúso para fins ambientais;
- Reúso para fins industriais;
- Reúso na aquicultura.

Segundo Crook (*in* 1º Congresso Internacional de Reúso de Água: Curitiba 2012<sup>1</sup>), a aceitação quanto à água de reúso tem sido problemática nos Estados Unidos, inclusive barrando projetos relacionados ao tema devido à oposição pública ou política. Este ressalta ainda a importância da mídia e das marcas de vinculação mundial na educação da população e das partes interessadas no processo de conscientização.

Mancuso e Santos (2003) afirmam que a aceitação pública é o mais crucial dos elementos na determinação do sucesso ou do insucesso de um programa de reúso. Por este motivo, os mesmos autores entendem que é essencial implementar programas de educação ambiental com finalidade específica de demonstrar à população os seguintes aspectos:

- A necessidade de suprimentos adicionais de água;
- A disponibilidade de suprimentos adicionais de água;
- O impacto dos efluentes tratados no ambiente com relação à diminuição gradativa da água de diluição e, conseqüentemente, do limite da autodepuração dos rios;

---

<sup>1</sup>Nota: A Autora esteve presente no evento.

- O estágio atual da tecnologia de reúso de água;
- As garantias incorporadas aos processos de recuperação e reúso de águas e monitoramento intensivo.

Trabalhos como o apresentado por Bastos (*in* 1º Congresso Internacional de Reúso de Água: Curitiba 2012), o qual tem por finalidade estudar o risco aceitável de potenciais efeitos adversos à saúde devido ao consumo de hortaliças irrigadas com efluente tratado, procuram identificar e quantificar os riscos inerentes à prática do reúso.

Os riscos incorporados existem, conforme mencionam Bastos e Crook (*in* 1º Congresso Internacional de Reúso de Água: Curitiba 2012), entretanto podem ser minimizados com o aprimoramento das técnicas e práticas corretas viabilizadas por legislações atuantes e específicas.

De acordo com Vigneswaran e Sundaravadivel (2004), um estudo realizado na cidade de St. Petersburg, no estado americano da Flórida, concluiu que não houve evidência de riscos significativos à saúde da população exposta à água de reúso, tanto pelo contato primário quanto pelo ar, pois não foi constatado aumento de casos de doenças entéricas ou virais/microbianas, respectivamente.

O reúso potável, por sua vez, embora encontre exemplo de aplicação prática em alguns países, não tem sido recomendado em função da dificuldade de caracterização pormenorizada dos esgotos sanitários e, portanto, dos maiores riscos associados à saúde (PROSAB, 2006).

Os lugares que mais realizam a prática do reúso são aqueles que mais sofrem com a escassez de água, como a Austrália, Oriente Médio e a região sudoeste dos Estados Unidos. Este artifício está crescendo também nas regiões com restrições severas relativas à disposição dos efluentes tratados, como a Flórida, as ilhas do sul da França, Espanha e Itália, e nos países europeus e asiáticos densamente povoados como Inglaterra, Alemanha e Japão. (AISSE, *in* 1º Congresso Internacional de Reúso de Água: Curitiba 2012).

Os Estados Unidos despontam na prática do reúso, acabando de lançar a mais nova revisão sobre o assunto no documento intitulado *Guidelines for Water Reuse - 2012*, iniciado em 1980, ganhou novas versões nos anos de 1992, 2004 e 2012. O guia visa auxiliar os estados americanos a atualizarem suas normativas, informando as novas aplicações, conceitos e avanços tecnológicos sobre o assunto (USEPA, 2012).

No Brasil, o documento *Conservação e Reúso da Água em Edificações*, realizado em 2005 pela Agência Nacional de Águas (ANA) em parceria com o Sindicato da Indústria da Construção do Estado de São Paulo (SindusCon-SP), reuni as principais informações e orientações existentes no mercado e o conhecimento disponível no meio acadêmico sobre o assunto. No âmbito regulatório federal, as legislações CRNH nº 054/2005 e a Norma NBR 13969/1997 trazem alguma orientação sobre conceitos e projetos vinculados ao tema. É importante destacar que na formulação de marcos regulatórios específicos para o reúso, o problema deve ser considerado nos âmbitos de saúde pública, ambiental, econômico e social (PROSAB, 2006). Algumas legislações municipais se destacam na tentativa de incentivar o reúso não potável urbano, entre elas:

- Lei Municipal nº 13.309/2002 - São Paulo: Estabelece que o município de São Paulo utilizará água de reúso, não potável, proveniente das Estações de Tratamento de Esgoto, para a lavagem de ruas, praças públicas, passeios públicos, municipais e outros logradouros, bem como para a irrigação de jardins, praças, campos esportivos e outros equipamentos;
- Lei Municipal nº 14.018/2005 - São Paulo: Institui o Programa Municipal de Conservação e Uso Racional da Água em Edificações;
- Lei Municipal nº 2.856/2011 - Niterói: Institui mecanismos de estímulo à instalação de sistemas de coleta e reutilização de águas servidas em edificações públicas e privadas.

Maestri (2007) ressalta que a falta de uma legislação ou norma específica a nível federal para a normalização do reúso das águas a partir de efluentes tratados, tem desmotivado os interessados na adoção desta prática. Apesar da ausência de leis federais, o reúso já está sendo praticado no país, principalmente no sudeste, lugar em que as leis municipais vêm suprindo a demanda iminente de novas fontes de água. Tendo isso em vista, a SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo) apresenta como um de seus produtos, a água de reúso, vendida às empresas interessadas através de caminhões pipa. Além disso, em 2012 entrou em funcionamento o promissor Projeto

Aquapolo, construído para abastecer com água de reúso as indústrias da região do ABC paulistano.

A Estação de Produção de Água Industrial (EPAI), batizada de Projeto Aquapolo, recebe os efluentes de praticamente todas as estações de tratamento de esgoto da região metropolitana de São Paulo e é responsável por produzir, através da filtração por BRM com módulos de membrana submersa, um efluente de qualidade condizente ao reúso industrial. O efluente recebe a desinfecção com dióxido de cloro e, quando necessário, existe ainda um sistema auxiliar de osmose reversa (AQUAPOLO, 2011).

Considerando o projeto e construção da EPAI, a adutora que leva o efluente tratado às indústrias e as redes de distribuição interna, foram investidos R\$ 360 milhões de reais, gerando 800 empregos diretos, 1.000 litros de água de reúso por segundo e uma economia de 2,58 bilhões de litros de água potável por mês (AQUAPOLO, 2011).

Também com intuito de produzir água de reúso, a SANASA (Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A de Campinas) iniciou em abril de 2012, a operação da primeira EPAR (Estação de Produtora de Água de Reuso) do Brasil, localizada na cidade de Campinas, no estado de São Paulo. De acordo com a SANASA, inicialmente a água produzida deverá ser destinada ao aeroporto Viracopos através de uma tubulação de 7 quilômetros de extensão, servindo para a lavagem das pistas e rega dos gramados. Por ser um dos focos deste estudo, o funcionamento da EPAR será melhor descrito no decorrer do trabalho.

Telles e Costa (2007) observam que o Brasil caminha lentamente na direção da sustentabilidade já adotada mundialmente, principalmente no que se refere ao uso inteligente da água, esbarrando na aceitação popular, na aprovação mercadológica e na vontade política. Todavia, a expansão do reúso é uma realidade e revela-se como uma técnica segura e confiável, atraindo investimentos que tendem a ser cada vez menores e que, por isso, incentivam uma prática cada vez mais acessível.

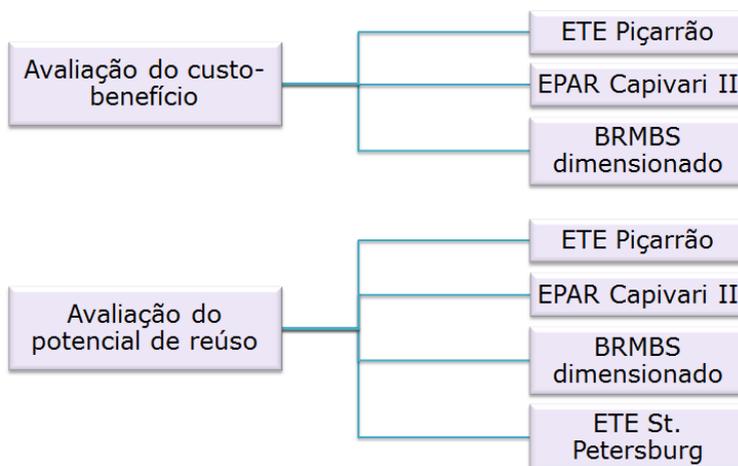
## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

Na realização deste trabalho foram consideradas as seguintes abordagens:

- a) Levantamento de duas unidades de tratamento em escala real junto à SANASA, sendo uma ETE clássica e uma ETE com a tecnologia BRM;
- b) Pré-dimensionamento de um BRMBS a partir da unidade piloto pertencente ao LaRA;
- c) Avaliação do custo-benefício dos tratamentos e do potencial de reúso de BRM.

Para análise e avaliação do potencial de reúso, foram consideradas as duas unidades levantadas junto à SANASA, o piloto do LaRA (BRMBS) e também os dados levantados junto à ETE de St. Petersburg (Florida), que produz água de reúso.

O fluxograma abaixo resume os procedimentos explicados.



#### 4.1 Levantamento das unidades de tratamento em escala real - Campinas

A cidade de Campinas localiza-se no estado de São Paulo (Figura 17), distante 100 quilômetros da capital, a 680 metros de altitude e possui uma área de aproximadamente 800 km<sup>2</sup>. Segundo o Censo IBGE realizado em 2010, a cidade possui mais de 1.080.000 habitantes, sendo 98% da população urbana.

Campinas faz parte de um dos maiores pólos metropolitanos do país, desempenhando um importante papel estratégico no desenvolvimento do estado de São Paulo através da indústria, serviços e geração de tecnologia, além de contar com importantes Universidades e infraestrutura aeroportuária.

Figura 17: Localização da cidade de Campinas



Fonte: Site da Prefeitura de Campinas

A Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A de Campinas (SANASA Campinas) é uma empresa de economia mista, com maioria do capital municipal, responsável pelos serviços públicos de saneamento básico do município de Campinas. Segundo o perfil institucional da empresa, a SANASA opera 24 ETES, que possuem

capacidade instalada para o tratamento de 80% do esgoto produzido no município, com previsão de alcançar 100% ainda no ano de 2013.

A SANASA é a primeira empresa pública da América Latina a utilizar o BRM para tratamento de esgoto municipal ao inaugurar a EPAR Capivari II, no ano de 2012. A escolha do BRM fundamentou-se em algumas premissas levantadas pelo departamento de planejamento e projetos da empresa. Com o BRM, antecipou-se a tendência ainda não expressa em lei que em breve deve obrigar as companhias a realizarem o tratamento terciário do esgoto para remoção de fósforo e nitrogênio. Além disso, a ideia principal com a escolha do BRM é criar receita com a venda da água de reúso ao gerar um efluente passível de reutilização pelo diversificado parque industrial de Campinas e pelo Aeroporto de Viracopos, além de contribuir com a recuperação do Rio Capivari, que deixará de receber a carga poluidora.

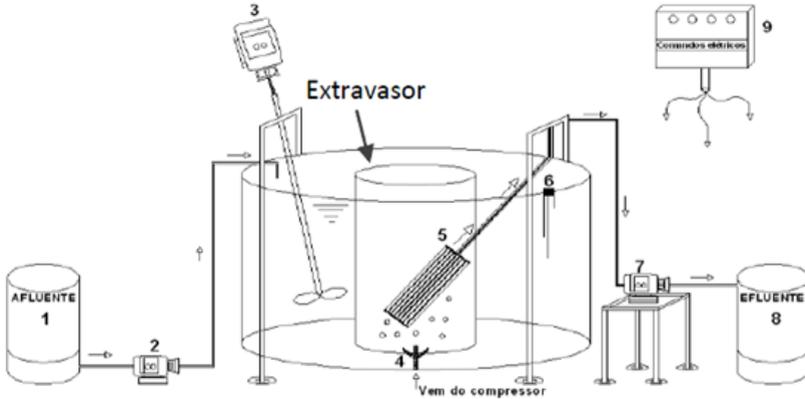
Com intuito de levantar informações e dados, foi realizada uma visita técnica à SANASA nos dias 23 e 24 de abril de 2013, em que duas estações de tratamento de esgoto foram visitadas, sendo uma por BRM em fluxo contínuo e a outra por reatores UASB seguidos por lodos ativados e flotadores.

#### **4.2 Descrição da unidade piloto BRMBS do LaRA**

O biorreator à membrana em batelada sequencial (BRMBS) piloto está em funcionamento no Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) pertencente ao departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina e foi utilizado como modelo para o dimensionamento em escala real do BRMBS, que tem por princípio apresentar todas as etapas dos ciclos de tratamento em um mesmo tanque.

A Figura 18 mostra o esquema representativo do sistema experimental do LaRA em que observa-se duas bombas peristálticas, a primeira leva o esgoto bruto ao tanque e a segunda retira o permeado da membrana. Nota-se também, a presença de um misturador mecânico para manter a biomassa homogeneizada e os difusores de ar, responsáveis por promover a injeção de oxigênio no tanque, possibilitando as reações aeróbias e limpeza superficial da membrana. Ainda, ressalta-se que o sistema de aeração, a bomba de alimentação e a bomba de sucção foram automatizados, sendo controlados a partir de um painel de comando.

Figura 18: Desenho esquemático da unidade piloto



1. Reservatório do afluente 2. Bomba de alimentação 3. Misturador
  4. Difusor de ar 5. Módulo de membranas 6. Sensor de nível
  7. Bomba de sucção 8. Reservatório do efluente 9. Painel de comando
- Fonte: Belli (2011)

Os módulos de membrana são do tipo fibra oca as quais são compostas por um feixe de pequenos tubos, com um diâmetro interno de 1,40 mm, conforme Figura 19.

Figura 19: Módulo de membranas utilizado



Fonte: Belli (2011)

O funcionamento do BRMBS apresenta três fases: alimentação, fase anóxica e fase aeróbia e de filtração. A alimentação ocorre através de uma bomba, encarregada de encher o reator até que seu nível máximo seja atingido. Em seguida, dá-se início a fase anóxica, e assim como na etapa anterior, o sistema de aeração permanece desativado. Na última fase do ciclo, a fase aeróbia e de filtração, ocorre o acionamento simultâneo do sistema de aeração e da bomba de sucção do permeado (retirada do efluente filtrado). Assim que o nível mínimo é atingido no reator, inicia-se um novo ciclo, representado pelo desligamento da aeração e da bomba de sucção e a ativação da bomba de alimentação de esgoto (BELLI, 2011).

### 4.3 Dimensionamento do BRMBS em escala real

O dimensionamento do biorreator à membrana em batelada sequencial foi realizado com base na metodologia de cálculo apresentada por Von Sperling (2002b) para reator em batelada, pelas diretrizes estabelecidas por Judd (2006) e dados obtidos a partir do estudo em escala piloto.

Na Tabela 15 encontram-se diretrizes básicas e valores para o dimensionamento do BRM visando a determinação dos custos.

Tabela 15: Diretrizes básicas para idealização dos custos

Parâmetro	Valor	Unidade
Gradeamento grosso	6	mm
Gradeamento fino	0,75	mm
Fluxo de Filtração méd.	20	L.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup>
Fluxo de Filtração máx.	28	L.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup>
Idade do lodo	25	d
TDH (reator biológico)	8	h
Demanda de aeração específica	0,3	Nm <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
Pressão de sucção do soprador*	101.300	Pa
Pressão de descarga do soprador*	160.300	Pa
Temperatura na sucção do soprador de ar	293	K
Profundidade de imersão dos difusores de ar	5	m
Perda de carga no sistema de distribuição de ar	3	m
Eficiência soprador de ar	0,60	-
Eficiência bomba – lodo	0,50	-
Eficiência bomba - sucção do permeado	0,75	-
Pressão transmembrana	0,35	bar
Tempo de vida útil da membrana	10	anos

\*Adotar um mínimo de 4 tanques de membranas, sendo que cada tanque deve ter um soprador de ar e comportar um máximo de 10.000 m<sup>2</sup> de membrana.

Fonte: Judd (2011)

#### 4.3.1 Critérios e parâmetros de dimensionamento de um reator em batelada adaptado às condições de funcionamento da membrana

- **Idade do lodo:** Também denominado de tempo de residência celular, é caracterizado pelo tempo de permanência dos sólidos no sistema. A idade do lodo está relacionada ao teor de sólidos e à remoção de lodo do tanque, que por sua vez podem estar relacionados ao acúmulo de partículas sobre a membrana, causando sua colmatagem.
- **Sólidos suspensos totais no tanque de aeração (SST):** Para a concentração de sólidos suspensos nos BRM tratando esgoto doméstico, recomenda-se valores entre 8.000 mg/L e 15.000 mg/L. Frequentemente, os sólidos suspensos voláteis representam a parte orgânica da biomassa, responsáveis pela estabilização do substrato. Segundo Von Sperling (2002b), os sólidos suspensos voláteis podem representar 80% dos sólidos suspensos totais e para Metcalf & Eddy (2003), esse valor pode chegar a 85%.
- **Ciclos operacionais:** Os ciclos de operação podem variar amplamente, de aproximadamente 6 a 48 horas. Devido à automação e ao maior controle dos processos, os projetos mais recentes apresentam tendências de otimização dos tempos dos ciclos.
- **Dispositivos de aeração:** No dimensionamento dos equipamentos de aeração deve-se levar em conta que toda a demanda de oxigênio durante a reação deve ser satisfeita para que a estabilização da matéria orgânica ocorra com êxito.
- **Coefficientes cinéticos:** Estes coeficientes estão relacionados com a produção celular e a respiração endógena e são adotados de acordo com faixas aceitáveis. Ressalta-se que o aumento do coeficiente de produção celular é determinado pelo aumento da concentração de matéria orgânica, assim consolidando um acréscimo da população bacteriana no reator. De forma antagônica, o aumento do coeficiente de respiração endógena caracteriza uma insuficiência de matéria orgânica, determinando o decréscimo da concentração bacteriana.

- **Aspectos construtivos:** O comprimento e a largura do reator devem permitir uma distribuição homogênea do oxigênio injetado.
- **Fluxo de filtração:** O fluxo de filtração através da membrana é um parâmetro de projeto a ser adotado com certa cautela, pois valores altos podem causar rápido entupimento dos poros. No entanto, valores baixos demandam maiores áreas de membrana instaladas, acarretando custos elevados.

A Tabela 16 traz informações compiladas de diferentes autores com relação a faixas aceitáveis para parâmetros relacionados ao dimensionamento do reator biológico, das membranas e do sistema de aeração, os quais são estruturas componentes do tratamento através do biorreator à membrana.

Tabela 16: Faixas aceitáveis para parâmetros necessários ao dimensionamento do BRM de acordo com diferentes autores

<b>Coefficiente</b>	<b>Descrição</b>	<b>Unidade</b>	<b>Faixa</b>	<b>Referência</b>
<b>Y</b>	Coef. de produção Celular	kgSSV/kgDBO <sub>5</sub>	0,4 - 0,8	Metcalf & Eddy (2003)
			0,28 - 0,67	Judd (2006)
			0,4	Judd (2011)
<b>K<sub>d</sub></b>	Coef. de respiração endógena	d <sup>-1</sup>	0,06 - 0,15	Metcalf & Eddy (2003)
			0,023 - 0,2	Judd (2006)
			0,12	Judd (2011)
<b>θ<sub>c</sub></b>	Idade do lodo	dias	30 - 60	Viana (2004)
			5 - 72	Campello (2009)
			20 - 80	Giacobbo (2010)
<b>SST</b>	Sólidos suspensos totais no reator	mg/L	15.000 - 25.000	Schneider e Tsutiya (2001)
			8.000 - 10.000	Metcalf & Eddy (2003)
			8.000 - 15.000	Belli (2011)
<b>F<sub>f</sub></b>	Fluxo de filtração na membrana	L/m <sup>2</sup> .h	17 - 30	Schneider e Tsutiya (2001)
			15 - 30	Melin <i>et al.</i> (2006)
			25	Judd (2011)
<b>β</b>	fator de correção para determinar a vazão de ar	-	0,70 - 0,98	Von Sperling (2002b)
			0,95	Judd (2011)
<b>α</b>	fator de correção para determinar a vazão de ar	-	0,4 - 0,8	Von Sperling (2002b)
			0,43 - 0,51	Judd (2011)

Fonte: A autora

### 4.3.2 Metodologia de cálculo para o dimensionamento de reatores em batelada

O volume do reator em batelada é calculado através da Equação 2, em que considera-se a soma do volume da reação, o volume de enchimento em cada ciclo e o volume de transição. Para este último, adota-se comumente o valor de 10% do volume de enchimento de cada ciclo.

$$V = V_{\text{reação}} + V_{\text{enchimento}} + V_{\text{transição}}$$

$$V = \frac{Y \cdot \theta_c \cdot Q \cdot (S_o - S)}{X_v \cdot (1 + K_d \cdot f_b \cdot \theta_c)} + \frac{Q}{m} + 0,1 \cdot \frac{Q}{m}$$

Equação 2

Von Sperling (2002b) comenta que dos sólidos voláteis logo após serem produzidos, cerca de 20% são inertes e 80% são biodegradáveis. Tais valores podem ser observados no cálculo da fração biodegradável de SSV gerados, de acordo com a Equação 3.

$$f_b = \frac{f_b'}{1 + (1 - f_b') \cdot K_d \cdot \theta_c}$$

Equação 3

$X_v$  = Sólidos suspensos voláteis no reator [mg/L];

$V$  = Volume do reator [m<sup>3</sup>];

$Q$  = Vazão de esgoto afluyente [m<sup>3</sup>/d].

$Y$  = Coeficiente de produção celular;

$S_o$  = DBO afluyente [usual para esgoto doméstico = 300 mg/L];

$S$  = DBO efluente [requerido para reúso não potável irrestrito = 10 mg/L];

$K_d$  = Coeficiente de respiração endógena [d<sup>-1</sup>];

$f_b$  = Fração biodegradável dos SSV gerados no sistema;

$f_b'$  = Fração biodegradável dos SSV imediatamente após sua a geração no sistema [Valor típico = 0,8];

$\theta_c$  = idade do lodo [dias];

$m$  = número de ciclos por dia;

### 4.3.3 Metodologia de cálculo para o dimensionamento das membranas

A área da membrana deverá ser calculada através da Equação 4, dependente do volume a ser tratado por ciclo no reator operado em batelada, do tempo de reação e filtração do ciclo e do fluxo de filtração requerido a ser adotado.

$$A_m = \frac{Q_f}{F_f}$$

Equação 4

$A_m$  = Área da membrana [ $m^2$ ];  
 $Q_f$  = Vazão de Filtração [L/h];  
 $F_f$  = Fluxo de filtração [ $L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ ].

### 4.3.4 Metodologia de cálculo para o dimensionamento do sistema de aeração

Para o dimensionamento do sistema de aeração, deve-se determinar a massa de oxigênio necessária para satisfazer as necessidades diárias de metabolismo dos organismos, conforme Equação 5 (VON SPERLING, 2002b e VIANA, 2004).

$$M = a' \cdot Q \cdot (S_o - S) + b' \cdot X_v \cdot V$$

Equação 5

$M$  = Massa de oxigênio necessária [ $mgO_2/d$ ];  
 $a'$  = 1,46 - 1,42.Y;  
 $Q$  = Vazão afluyente [L/d]  
 $S_o$  = DBO afluyente [mg/L];  
 $S$  = DBO efluyente [mg/L];  
 $b'$  = 1,42.f<sub>b</sub>.K<sub>d</sub>;  
 $X_v$  = Sólidos suspensos voláteis no reator [mg/L];  
 $V$  = Volume do reator [L].

Von Sperling (2002b) afirma que esta é uma maneira apropriada de calcular o consumo de oxigênio no reator, pois considera dois componentes principais: a *síntese da biomassa* e a *respiração da biomassa*.

Através do valor calculado para a massa de oxigênio necessária ao processo, aplica-se um fator correspondente a vazão máxima dividida pela vazão média para obter a taxa de transferência de oxigênio nas condições de campo ( $TTO_{campo}$ ). Sendo assim, é possível encontrar a taxa de transferência de oxigênio nas condições padrão (Equação 6), a quantidade de ar requerida (Equação 7), a potência requerida pelo soprador de ar (Equação 8) e a eficiência de oxigenação (Equação 9), por conseguinte.

$$TTO_{padr\tilde{a}o} = \frac{TTO_{campo}}{\frac{\beta \cdot f_H \cdot C_S - C_L}{C_S(20^\circ C)} \cdot \alpha \cdot \theta^{T-20}}$$

Equação 6

$$Q_{ar} = \frac{TTO_{padr\tilde{a}o}}{M_{ear} \cdot f_{O_{2ar}} \cdot Ef_{Transf_{O_2}}}$$

Equação 7

$$P = \frac{Q_{ar} \cdot \rho \cdot g \cdot (d_i + \Delta H)}{\eta}$$

Equação 8

$$EO = \frac{TTO_{padr\tilde{a}o}}{P}$$

Equação 9

$TTO_{padr\tilde{a}o}$  = taxa de transferência de oxigênio nas condições padrão (água limpa, temperatura do líquido = 20°C, nível do mar, sistema de aeração instalado em um tanque teste) [kgO<sub>2</sub>/h];

$TTO_{campo}$  = taxa de transferência de oxigênio nas condições de campo (esgoto, temperatura real do líquido, altitude da estação, sistema de aeração instalado no reator real) [kgO<sub>2</sub>/h];

$C_S$  = concentração de saturação de oxigênio na água limpa para as condições de campo [g/m<sup>3</sup>];

$C_L$  = concentração média de oxigênio mantida no reator [usual = 1,5-2,0 g/m<sup>3</sup>];

$C_S$  = concentração de saturação de oxigênio na água limpa para as condições padrão [9,2 g/m<sup>3</sup>];

$f_H$  = fator de correção do  $C_S$  para a altitude da estação;

$\beta$  = fator de correção do coeficiente de transferência de oxigênio em relação a presença de sais;

$\alpha$  = fator de correção do coeficiente de transferência de oxigênio em relação às características do esgoto;

$\theta$  = coeficiente de temperatura [valor usual = 1,024];

$T$  = Temperatura do líquido [ $^{\circ}\text{C}$ ].

$Q_{\text{ar}}$  = vazão real de ar requerida [ $\text{m}^3 \text{ ar/d}$ ];

$M_{\text{ear}}$  = massa específica de ar nas condições padrão ( $20^{\circ}\text{C}$ , Altitude = 0m) [ $1,2 \text{ kg/m}^3$ ];

$f\text{O}_{2\text{ar}}$  = peso da fração de  $\text{O}_2$  no ar [ $0,23 \text{ gO}_2/\text{g ar}$ ];

$Ef_{\text{TransfO}_2}$  = Eficiência de transferência de  $\text{O}_2$  [bolhas médias = 6-15%];

$P$  = potência requerida [ $\text{W}$ ];

$\rho$  = peso específico do líquido [ $1000 \text{ kg/m}^3$ ];

$g$  = aceleração da gravidade [ $9,81 \text{ m/s}^2$ ];

$d_i$  = profundidade de imersão dos difusores [ $\text{m}$ ];

$\Delta H$  = perda de carga no sistema de distribuição de ar [ $\text{m}$ ];

$\eta$  = eficiência do soprador [Usual = 60%].

$\text{EO}$  = eficiência de oxigenação resultante [ $\text{kgO}_2/\text{kWh}$ ];

#### 4.4 Custo do ciclo de vida das estações de tratamento de esgoto consideradas

Os custos considerados são de implantação e de energia. Os custos de energia representa a maior parte dos custos de operação nas ETEs. De acordo com Verrecht *et al.* (2010) o custo com energia chega a 80% em ETEs com BRM. Para os cálculos foi considerado um tempo de vida útil das estações de 20 anos, pressupondo custo residual e de desativação nulos.

Com intuito de realizar a atualização dos custos de implantação, considerou-se que a taxa de inflação é o resultado da média aritmética dos dois índices de preços mais relevantes do país, IPCA e IGP-M, sendo que para um mesmo ano optou-se por utilizar o maior índice. O custo operacional, neste trabalho representado pelo gasto em energia elétrica, foi atualizado e projetado somente pela média aritmética do IGP-M, pois é considerado o índice de referência para a correção das tarifas de energia no país. Todos os custos foram reajustados para o ano base de 2013 para possibilitar comparações entre os resultados alcançados. A Equação 10, a Equação 11 e a Equação 12 foram utilizadas para atualização e projeção dos custos, considerando a vida útil das instalações.

$$F = P(1 + i)^t$$

Equação 10

$$F = A \left[ \frac{(1+i)^t - 1}{i} \right]$$

Equação 11

$$P = A \left[ \frac{(1+i)^t - 1}{i(1+i)^t} \right]$$

Equação 12

$i$  = taxa de inflação [% a.a];

$t$  = período considerado [anos];

$A$  = série de pagamentos uniformes que se inicia no período 1 e termina no período  $n$  [reais];

$F$  = Quantia existente ou equivalente em um instante futuro ou valor futuro [reais];

$P$  = Quantia existente ou equivalente no instante inicial ou valor presente [reais].

#### **4.5 Análise do custo-benefício do BRM frente tecnologia clássica de tratamento de esgoto**

A análise de custo-benefício dos tratamentos foi baseada em três frentes distintas: o levantamento técnico da EPAR Capivari II, que trabalha com o BRM de fluxo contínuo, a ETE Piçarrão, que trabalha com o reator UASB seguido por lodos ativados e flotadores e um BRMBS, dimensionado nos moldes do piloto em operação no LaRA.

Os custos de implantação e características do tratamento da EPAR Capivari II e da ETE Piçarrão foram disponibilizados pela SANASA. Em virtude das dificuldades no levantamento preciso dos custos operacionais, em especial para a EPAR Capivari II devido às constantes modificações iniciais, foram utilizados valores bibliográficos encontrados em Judd (2011) para a demanda específica de aeração total (kWh/m<sup>3</sup>) em ETEs municipais por BRM e estudos realizados para verificar a distribuição da demanda de energia nesses tipos de ETEs. Para a ETE Piçarrão foram utilizados dados de gastos com energia apresentados por Rossetto (2008). Ambos os valores encontrados foram reajustados de acordo com o IGP-M.

Para o BRMBS dimensionado, os custos foram levantados junto a uma empresa fornecedora da tecnologia e os dados de eficiência do tratamento foram disponibilizados pelo LaRA, cujo BRMBS piloto é

foco de tese de doutorado em andamento no departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

A análise do custo-benefício foi realizada através de indicadores de desempenho específicos para estações de tratamento de esgoto a partir do critério da eficiência econômica, que permite conhecer a eficiência do tratamento obtida no âmbito de suas despesas e investimentos realizados. Bálmer e Hellström (2012) *apud* Barros (2013) explicam que comumente os indicadores de desempenho para avaliação de estações de tratamento de esgoto são razões compostas por algum tipo de consumo ou custo no numerador e um número relacionado com a capacidade ou com o desempenho da estação no denominador.

Barros (2013) realizou uma pesquisa bibliográfica sobre os indicadores de desempenho aplicáveis a ETEs, dos quais os de interesse e utilizados no presente trabalho estão relacionados abaixo.

$$ID1 = \frac{\text{Potência Instalada}}{\text{Habitante de projeto}} \quad ID2 = \frac{\text{Custo de Implantação}}{\text{Habitante de projeto}}$$

$$ID3 = \frac{\text{Área Construída}}{\text{Habitante de projeto}} \quad ID4 = \frac{\text{Custo de Energia}}{\text{m}^3 \text{ tratado}}$$

$$ID5 = \frac{\text{Custo de Energia}}{\text{kg de DBO removida}} \quad ID6 = \frac{\text{Custo de Energia}}{\text{kg de DQO removida}}$$

$$ID7 = \frac{\text{Custo de Energia}}{\text{kg de SST removido}}$$

Com intuito de comparar as estações através dos custos associados à vida útil de 20 anos, utilizou-se a relação demonstrada abaixo:

$$ID8 = \frac{\text{Valor presente calculado}}{\text{Habitante de projeto}}$$

#### **4.6 Enquadramento normativo do efluente para fins de reúso urbano não potável**

As práticas de reúso mostram-se eficientes e vem sendo utilizadas em muitos países. Com intuito de conhecer o funcionamento de um

sistema de reúso de água e os benefícios desta prática, foi realizada, no dia 31 de agosto de 2012, uma visita técnica à cidade de St. Petersburg, no estado americano da Florida, incluindo a visitação de uma das quatro plantas responsáveis pela produção de água de reúso da cidade.

Os guias de reúso desenvolvidos pelos Estados Unidos e pela Austrália são os mais atuais existentes e apresentam alguns limites para parâmetros considerados importantes para cada modalidade de reúso. A Tabela 17 informa os valores obtidos para esses países em comparação às diretrizes brasileiras, com relação ao reúso urbano irrestrito não potável, que inclui os usos onde é provável que haja exposição do público e, por isso, requer um grau de tratamento elevado.

Tabela 17: Padrões de reúso urbano irrestrito não potável

Parâmetro	USEPA EUA (2012)	EPA Queensland/ Austrália (2004)	ANA, FIESP & SINDUSCON SP/Brasil (2005)	ABNT NBR 13969/97 Brasil (1997)
<b>DBO<sub>5</sub> (mg/L)</b>	< 10,0	-	≤ 10,0	-
<b>SST (mg/L)</b>	-	< 5,0	≤ 5,0	-
<b>Turbidez (NTU)</b>	< 2,0	< 2,0	≤ 2,0	< 5,0
<b>Colif. fecal (NMP/100mL)</b>	Não detectável	< 1,0	Não detectável	< 200,0
<b>Cloro residual (mg/L)</b>	≥ 1,0	≥ 1,0	-	0,5 - 1,5

Fonte: Adaptado de USEPA (2012); EPA (2004); ANA (2005) e ABNT (1997)

De posse desses dados, foi verificado junto ao LaRA os parâmetros de qualidade de entrada e saída do esgoto do BRMBS piloto, permitindo verificar o enquadramento do permeado de acordo com os padrões de qualidade apresentados, os quais situam-se entre os mais restritos para reúso urbano não potável. O mesmo procedimento foi realizado para os dados das três estações, fornecidos pela SANASA de Campinas e pelo Departamento de Recursos Hídricos de St. Petersburg, Florida (*St. Petersburg Water Resources Department*).

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### **5.1 Caracterização dos tratamentos estudados**

#### **5.1.1 Levantamento técnico da ETE Piçarrão**

Conforme dados fornecidos pela SANASA, a Estação de Tratamento de Esgoto Piçarrão, inaugurada em 2004, foi projetada para atender uma população de pouco mais de 221 mil habitantes, com capacidade para vazão média de 556 L/s. Seu sistema é constituído por reatores UASB seguido por lodo ativado, com substituição do decantador secundário por flotores, sendo o corpo receptor, o Ribeirão Piçarrão.

Ao chegar na estação, o efluente passa por um gradeamento grosseiro com barras de espaçamento de 4 centímetros. Em seguida uma estação elevatória de esgoto bruto bombeia o efluente a cerca de 30 metros de altura até o início do tratamento. No ponto mais alto da estação há o gradeamento fino com barras de 3 milímetros de espaçamento para retirada do restante do material grosseiro, seguido por desarenadores para a remoção da areia. Depois do tratamento preliminar, o efluente é encaminhado a uma caixa divisora de vazão que distribui o fluxo aos 32 reatores UASB existentes.

Nos reatores UASB ou RAFA (reator anaeróbio de fluxo ascendente) o efluente é lançado ao fundo e recolhido na parte superior do mesmo. O contato entre os micro-organismos e o substrato na manta de lodo formada no fundo, possibilita a estabilização biológica da matéria orgânica, gerando gases como o metano e o ácido sulfídrico, além de novas células microbianas. Os defletores e o separador trifásico posicionados estrategicamente na parte superior do reator possibilitam o encaminhamento correto dos gases, do líquido e dos sólidos. O gás metano formado vai para o queimador e, como o ácido sulfídrico permanece em grande quantidade na fase líquida, este é encaminhado para a torre de lavagem, sendo utilizada a solução de hipoclorito e hidróxido de sódio. O ácido sulfídrico que escapa e desprende do líquido em forma de gás provoca mal cheiro, o que causa reclamações por parte da população dos arredores. A solução encontrada foi instalar próximo à origem da geração do odor equipamentos que borrifam desodorizadores no ar.

Posterior ao UASB, o efluente passa para os tanques de aeração, os quais são efetivamente responsáveis por retirar a carga orgânica em forma de DBO através da transformação biológica da matéria orgânica

em gás carbônico, água e energia. A entrada contínua de alimento propicia a reprodução e crescimento da biomassa. Para haver um equilíbrio no sistema, é necessário retirar o lodo biológico excedente produzido diariamente na forma de uma descarga de fundo. A transferência de oxigênio para a massa líquida em cada tanque de aeração é realizada por um soprador de 204 CV de potência que proporciona a formação de bolhas ao injetar ar em mangueiras de material reforçado perfuradas, instaladas no fundo dos tanques.

O último estágio do tratamento é constituído por tanques circulares de flotação a ar dissolvido, em que há a aderência de microbolhas de ar às partículas do efluente diminuindo sua densidade e promovendo seu arraste para a superfície onde ocorre a remoção. Devido a uma adequação operacional, atualmente os flotadores estão funcionando como decantadores, ocorrendo raspagem de fundo para retirada do lodo. Segundo a empresa, o sistema de desinfecção ainda não foi implementado, pois o corpo receptor é Classe 4, segundo o Decreto Estadual 8.468/76. A Tabela 18 mostra os dados gerais das estruturas que compõem a ETE disponibilizados pela SANASA.

A Figura 20 apresenta a imagem aérea das unidades principais de tratamento da ETE Piçarrão e a Figura 21 mostra as principais estruturas durante a visita técnica em 24 de abril de 2013.

Tabela 18: Dimensões das unidades da ETE Piçarrão

	Canal de grades finas	Caixa de areia	Reator UASB	Tanque de aeração	Flotador
<b>Número de unidades</b>	2	2	32	3	3
<b>Largura (m)</b>	1,9	7,62	8,75	19,8	-
<b>Comprimento (m)</b>	5,6	10,82	14	39,5	-
<b>Altura útil (m)</b>	1,4	1,47	5,60	6	4,90
<b>Diâmetro (m)</b>	-	-	-	-	23
<b>Volume (m<sup>3</sup>)</b>	14,9	121,2	686	4692,6	2034,8
<b>Área total (m<sup>2</sup>)</b>	21,3	164,90	3920	2346,3	1245,8
<b>Área total construída (m<sup>2</sup>)</b>			7698,3		

Figura 20: Imagem aérea da ETE Piçarrão



Fonte: Site da Prefeitura de Campinas

Figura 21: Estrutura da ETE Piçarrão - Visita técnica



Fonte: A autora

### 5.1.1.1 *Análise dos custos ao longo do ciclo de vida e eficiência do tratamento*

O custo de implantação da ETE Piçarrão, para o início do ano de 2004, foi de 53 milhões de reais. Considerando os valores para o IPCA e o IGP-M, a inflação anual média calculada, de 2004 a 2012, foi de 7,72% e o custo atualizado da estação foi calculado abaixo:

$$\text{Custo implantação ETE Piçarrão 2013} = 53.000.000(1 + 0,0772)^9 = 103.500.625 \text{ reais}$$

Na Tabela 19 estão representados os dados de referência para o cálculo da tarifa de energia no ano de 2007 e o custo da energia na ETE Piçarrão para este mesmo ano.

Tabela 19: Dados de custos de energia da ETE Piçarrão para o ano de 2007

Ano	Vazão média de 2007 (L/s)	Consumo total de energia (kWh/ano)	Custo da Energia elétrica (R\$/ano)	Consumo específico de energia (kWh/m <sup>3</sup> tratado)
2007	320	4.895.333	1.436.110	0,50

Fonte: Rosseto (2008)

De acordo com Rosseto (2008), o valor da tarifa da energia paga em 2007 era igual a 293 reais/MWh ou 0,293 reais/kWh. A tarifa de energia foi corrigida com o IGP-M para o ano base considerado (2013) e será utilizada para o cálculo dos custos de energia.

$$\text{Tarifa 2013} = 293(1 + 0,0646)^5 \cong 400 \frac{\text{reais}}{\text{MWh}} \cong 0,40 \frac{\text{reais}}{\text{kWh}}$$

Ao longo da vida útil da estação, existe uma tendência em aumentar os custos de energia não somente devido aos reajustes anuais, como também devido a maior utilização da capacidade dos equipamentos já que a vazão de entrada aumenta progressivamente de acordo com o aumento da população.

Considerando o exposto, sabe-se que em 2007 a estação estava operando com uma vazão média de 320 L/s e que atualmente (2013) opera com uma média de 400 L/s. Segundo este padrão de progressão, considerou-se que a cada ano decorrido, a vazão aumenta em 15L/s, iniciando os trabalhos em 271 L/s para alcançar 556 L/s no começo do

ano de 2032. Em função do aumento da vazão e do reajuste da tarifa de energia de 6,39% a.a., o custo estimado com energia no período de 2013 a 2033 foi calculado conforme demonstrativos abaixo para os anos de 2013, 2014 e 2015.

$$\frac{\text{Custo}}{\text{m}^3} \text{ 2013} = 0,50 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \times 0,40 \frac{\text{reais}}{\text{kWh}} = 0,20 \frac{\text{reais}}{\text{m}^3}$$

$$\text{Custo 2013} = 0,20 \frac{\text{reais}}{\text{m}^3} \times 8.429.184 \frac{\text{m}^3}{\text{ano}} = 1.685.837 \frac{\text{reais}}{\text{ano}}$$

$$\frac{\text{Custo}}{\text{m}^3} \text{ 2014} = 0,50 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \times [0,40(1 + 0,0639)^1] \frac{\text{reais}}{\text{kWh}} =$$

$$0,2128 \frac{\text{reais}}{\text{m}^3}$$

$$\text{Custo 2014} = 0,2128 \frac{\text{reais}}{\text{m}^3} \times 8.895.744 \frac{\text{m}^3}{\text{ano}} = 1.892.836 \frac{\text{reais}}{\text{ano}}$$

$$\text{Transp. para 2013} = \frac{1.892.836}{(1 + 0,0639)^1} = 1.779.149 \text{ reais}$$

$$\frac{\text{Custo}}{\text{m}^3} \text{ 2015} = 0,50 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \times [0,40(1 + 0,0639)^2] \frac{\text{reais}}{\text{kWh}} =$$

$$0,2264 \frac{\text{reais}}{\text{m}^3}$$

$$\text{Custo 2015} = 0,2264 \frac{\text{reais}}{\text{m}^3} \times 9.362.304 \frac{\text{m}^3}{\text{ano}} = 2.119.407 \frac{\text{reais}}{\text{ano}}$$

$$\text{Transp. para 2013} = \frac{2.119.407}{(1 + 0,0639)^2} = 1.872.461 \text{ reais}$$

O valor presente (VP) é resultado da soma dos custos considerados (implantação e gasto energético) ao longo do ciclo de 20 anos de vida útil da estação, transportados à data de 2013, tendo por base uma taxa de inflação calculada a partir de um histórico dos índices de inflação IPCA e IGP-M. Os resultados finais estão apresentados na Tabela 20.

Tabela 20: Estimativa de custos de energia obtidos ao longo do ciclo de vida para a ETE Piçarrão e valor presente calculado

Ano	Reais/kWh (6,39 a.a)	Reais/m <sup>3</sup> tratado	Vazão L/s	m <sup>3</sup> tratado/ ano	Reais/ano	Transp. para 2013
2013	0,4000	0,2000	271	8429184	1685837	1685837
2014	0,4256	0,2128	286	8895744	1892836	1779149
2015	0,4528	0,2264	301	9362304	2119407	1872461
2016	0,4817	0,2408	316	9828864	2367204	1965773
2017	0,5125	0,2562	331	10295424	2638016	2059085
2018	0,5452	0,2726	346	10761984	2933772	2152397
2019	0,5800	0,2900	361	11228544	3256554	2245709
2020	0,6171	0,3086	376	11695104	3608608	2339021
2021	0,6565	0,3283	391	12161664	3992358	2432333
2022	0,6985	0,3493	406	12628224	4410416	2525645
2023	0,7431	0,3716	421	13094784	4865600	2618957
2024	0,7906	0,3953	436	13561344	5360948	2712269
2025	0,8411	0,4206	451	14027904	5899735	2805581
2026	0,8949	0,4474	466	14494464	6485488	2898893
2027	0,9521	0,4760	481	14961024	7122011	2992205
2028	1,0129	0,5065	496	15427584	7813400	3085517
2029	1,0776	0,5388	511	15894144	8564067	3178829
2030	1,1465	0,5732	526	16360704	9378767	3272141
2031	1,2198	0,6099	541	16827264	10262616	3365453
2032	1,2977	0,6489	556	17293824	11221125	3458765

Total energia transp. 2013	51.446.016
Implantação 2013	103.500.625
Valor Presente 2013	154.946.641

Para posterior análise de custo-benefício do tratamento, foi solicitado junto à SANASA, os dados de eficiência de remoção de poluentes da ETE Piçarrão, os quais estão apresentados Tabela 21.

Tabela 21: Dados médios de entrada e saída da ETE Piçarrão para o ano de 2012

Parâmetro	Unidade	Valor de entrada	Valor de saída	Eficiência de remoção (%)
DBO <sub>5</sub>	mg/L	262	25	90,46
DQO	mg/L	473	48	89,85
SST	mg/L	262	19	92,75
Amônia-N	mg/L	38,04	27,2	28,50
N total	mg/L	52,51	33,24	36,70
P total	mg/L	5,81	4,4	24,27
Colif. fecais	NMP/100mL	Não analisado	Não analisado	-
Turbidez	NTU	Não analisado	8,2	-
Cor	uC	Não analisado	111	-

### 5.1.2 Levantamento técnico da EPAR Capivari II

A Estação de Produção de Água de Reúso Capivari II foi projetada para atender uma população próxima a 352 mil habitantes, com capacidade para vazão média de 720 L/s. Atualmente apenas um lote está em operação, inaugurado em 2012, e o segundo está em construção. Segundo a SANASA, cada lote trata uma vazão média de projeto de 180 L/s, representando aproximadamente uma população de final de plano de 88 mil habitantes. Ao todo serão instalados 4 lotes idênticos, cada um constituído por tanque anaeróbio, tanque anóxico, tanque de aeração, tanques de membranas e tanque de desoxigenação. Esta composição favorece a remoção de nutrientes, pois a alternância entre condições anaeróbias e aeróbias é essencial para que haja a remoção do fósforo e a zona anóxica para a remoção do nitrogênio.

Após ser submetido ao gradeamento grosseiro, o efluente é recalcado até o ponto mais alto da estação onde passa por um gradeamento médio com barras de 15 milímetros de espaçamento, sendo então encaminhado às peneiras rotativas com malha de 2 milímetros. Após passar pelo desarenador, o efluente entra em uma caixa divisora de vazão que deverá realizar a distribuição do efluente aos 4 lotes, encontrando-se atualmente em funcionamento apenas o lote 1.

O efluente entra na estrutura do lote pelo tanque anaeróbio onde parte da DBO solúvel é degradada, disponibilizando ácidos graxos voláteis e outras moléculas orgânicas mais simples no líquido. Segundo Von Sperling (2002b), os organismos acumuladores de fósforo assimilam os ácidos graxos voláteis rapidamente e, em decorrência disso, há uma prevalência destes organismos em zona anaeróbia. De

forma simplificada, os organismos acumuladores de fósforo liberam o fosfato para o meio líquido na etapa anaeróbia para a geração de energia e na etapa aeróbia esses organismos retiram da solução o fosfato solúvel, armazenando-o em sua estrutura celular. Para a remoção do fósforo deve haver descarte do lodo aeróbio excedente, rico em organismos acumuladores de fósforo.

A remoção do nitrogênio é alcançada em condições anóxicas, ou seja, quando há ausência de oxigênio e presença de nitratos. No tanque de aeração ocorre a etapa preliminar denominada de nitrificação. Esse processo transforma a amônia em nitrato, ocorrendo apenas a conversão da forma do nitrogênio. O nitrato gerado em condição aeróbia será utilizado, em condição anóxica, por um grupo de bactérias capazes de converter esse composto em nitrogênio gasoso (desnitrificação), que se desprende para a atmosfera completando a remoção deste nutriente.

A remoção substancial da carga orgânica fica por conta do tanque de aeração e, as membranas, presentes nas unidades seguintes, encarregam-se de realizar a separação do permeado e do concentrado em função do tamanho do poro da membrana e das partículas presentes no meio líquido. A Figura 22 mostra as membranas de fibra oca enfileiradas em módulos utilizadas na EPAR, sendo que 48 módulos constituem um Cassete, conforme denominação do fabricante, a GE/Zenon.

Figura 22: Colocação de um dos Cassetes de membranas durante fase de implantação da EPAR

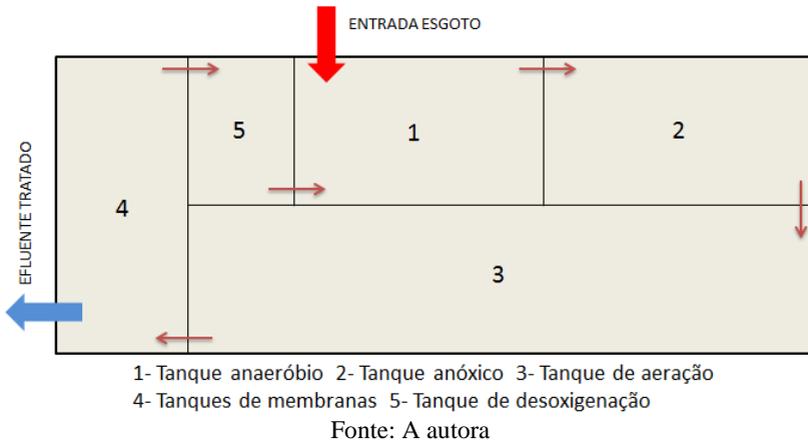


Fonte: Site da Prefeitura de Campinas

Além dos 12000 m<sup>2</sup> de membranas distribuídos nos 8 Cassettes, cada um dos 3 tanques de membrana existentes dispõe de um soprador de 150 CV de potência que gera uma vazão de aproximadamente 4.900 m<sup>3</sup> de ar por hora. Além do soprador, cada tanque possui uma bomba de lóbulos que permite a inversão do rotor para realizar tanto a sucção do permeado quanto a retrolavagem das membranas. A sucção ocorre quando há geração de pressão negativa pela bomba, em que o líquido é "sugado" para a parte interna oca da membrana, sendo o permeado capturado e armazenado como resultado do tratamento. A retrolavagem consiste em realizar o processo contrário, "empurrando" parte do efluente tratado através da membrana para dentro do tanque. Segundo a engenheira responsável pela EPAR, o fluxo de filtração de projeto é de 19 L/m<sup>2</sup>.h, mas que devido à baixa vazão de filtração inicial oscila entre 15 e 18 L/m<sup>2</sup>.h. Para diferentes vazões de filtração existe um protocolo de limpeza recomendado pelo fabricante das membranas. Atualmente a vazão média da EPAR é de 35 L/s. Para esta vazão média, são realizados ciclos de relaxamento de 30 segundos a cada 12 minutos de produção. Ao completar 10 ciclos, aproximadamente 2 horas, é realizada uma retrolavagem de 30 segundos de duração. Devido às características do esgoto, predominantemente doméstico, a retrolavagem com hipoclorito para limpeza orgânica é realizada uma vez na semana e a limpeza inorgânica uma vez ao mês.

O líquido circula permanentemente através dos tanques, sendo misturado ao esgoto proveniente do tratamento preliminar na etapa de anaerobiose. Ao sair do tanque de membranas, o líquido apresenta o oxigênio dissolvido elevado devido à intensa aeração recebida e, por isso, se faz necessária a sua passagem por um tanque de desoxigenação, responsável por retirar o oxigênio do líquido e prepará-lo para a zona anaeróbia imediatamente posterior. A Figura 23 mostra um esquema da entrada e saída do efluente da EPAR Capivari II, além do caminho que o concentrado percorre, até voltar novamente ao tanque de membranas.

Figura 23: Desenho esquemático do caminho do efluente na EPAR



Atualmente o efluente tratado é lançado no Rio Capivari. Uma das expectativas da SANASA é realizar a distribuição da água de reúso para suprir parte da demanda de consumo de água industrial da região e gerar renda à companhia.

As especificações das estruturas encontradas em cada tanque de membranas podem ser observadas na Tabela 22 e as informações de dimensões das unidades do tratamento completo na Tabela 23, conforme dados fornecidos pela SANASA. A Figura 24 apresenta a imagem aérea das unidades principais de tratamento da EPAR Capivari II e Figura 25 a mostra algumas das estruturas durante a visita técnica em 23 de abril de 2013.

Tabela 22: Especificações dos componentes de cada tanque de membranas

	<b>Informação</b>	<b>Unidade</b>
<b>Área de membranas</b>	12.000	m <sup>2</sup>
<b>Modelo dos Cassetes</b>	GE/ZENON - <i>ZeeWeed</i> ® (ZW500D)	-
<b>Dimensões dos Cassetes</b>	2122 x 1745 x 2590	Mm
<b>Número de Cassetes</b>	8	-
<b>Módulos de membrana por Cassete</b>	48	-
<b>Diâmetro externo da membrana</b>	1,9	Mm
<b>Tamanho do poro da membrana</b>	0,04	Mm
<b>Material da membrana</b>	Fluoreto de Polivinilideno (PVDF)	-
<b>Potência soprador de ar</b>	150	CV
<b>Vazão de ar</b>	4874	m <sup>3</sup> ar/h
<b>Potência bomba sucção permeado</b>	60	CV
<b>Vazão da bomba de permeado</b>	117 a 518	m <sup>3</sup> /h

Tabela 23: Dimensões de cada unidade da EPAR Capivari II

	<b>Canal de grades finas</b>	<b>Caixa de areia</b>	<b>Tanque anaeróbio</b>	<b>Tanque anóxico</b>	<b>Tanque de aeração</b>	<b>Tanque de membranas</b>	<b>Tanque de desoxigenação</b>
<b>Número de unidades</b>	1	1	1	1	1	3	1
<b>Largura (m)</b>	2,8	5	14	14	14	10	14
<b>Comprimento (m)</b>	7,6	5	24,1	24,1	59	6,4	10,4
<b>Altura útil (m)</b>	4,15	0,5	5	5	5	3,8	5
<b>Volume (m<sup>3</sup>)</b>	88,3	12,5	1687	1687	4130	243,2	728
<b>Área total (m<sup>2</sup>)</b>	21,3	25	337,4	337,4	826	192	145,6
<b>Área total construída (m<sup>2</sup>)</b>				1884,7			

Figura 24: Imagem aérea do lote 1 da EPAR Capivari II



Fonte: Site da Prefeitura de Campinas

Figura 25: Estrutura da EPAR Capivari II - Visita técnica



### 5.1.2.1 *Análise dos custos ao longo do ciclo de vida e eficiência do tratamento*

O custo de implantação do lote 1 da EPAR Capivari II, no ano de 2009, foi de 49,2 milhões de reais. Considerando os valores para o IPCA e o IGP-M, a inflação anual média calculada, de 2009 a 2012, foi de 7,49% e o custo atualizado da estação foi calculado abaixo:

$$\text{Custo implantação EPAR Capivari II 2013} = 49.200.000(1 + 0,0749)^4 = 65.680.637 \text{ reais}$$

De acordo com as orientações de Judd (2011), deve haver uma troca das membranas a cada 10 anos de funcionamento. Sendo assim, foi prevista uma troca no ano de 2023. Segundo orçamento atualizado solicitado a uma empresa fornecedora de membranas, para a quantidade equivalente àquela utilizada na EPAR Capivari II, em 2013 seriam gastos R\$ 7.500.000.

Os custos de energia foram realizados tendo por base valores bibliográficos de consumo de energia para BRM. Judd (2011) reuniu em uma tabela os valores médios para algumas demandas específicas encontradas em estações de tratamento de esgoto municipal utilizando BRM com membranas de fibra oca submersas (Tabela 24).

Tabela 24: Dados médios de demandas específicas de aeração e energia em estações de tratamento de esgoto municipal que utilizam BRM com membranas de fibra oca submersas.

Parâmetro	Número de estações avaliadas	Valor médio encontrado	Unidade
<b>Fluxo de Filtração</b>	14	19,5	L.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup>
<b>Demanda de aeração específica com relação a área da membrana</b>	11	0,3	Nm <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
<b>Demanda de aeração específica com relação ao volume do permeado</b>	11	15,4	Nm <sup>3</sup> de ar /m <sup>3</sup>
<b>Demanda de energia específica para a aeração das membranas</b>	9	0,29	kWh/m <sup>3</sup>
<b>Demanda total de energia específica para a aeração</b>	12	0,84	kWh/m <sup>3</sup>

Fonte: JUDD (2011)

Jeffery (2005) e Verrecht *et al.* (2010) estudaram a divisão da demanda de energia para o mesmo tipo de tratamento que Judd (2011), e ambos encontraram valores próximos a 75% para a parcela de aeração total (tanque de membranas e tanque de aeração). Observando o que foi exposto, 0,84 kWh/m<sup>3</sup> representa 75% do total, então a demanda de energia teórica total para BRM é de 1,12 kWh/m<sup>3</sup> tratado. Verrecht *et al.* (2010) completa mostrando que o consumo de energia específico para BRM geralmente apresenta-se entre 0,5 e 1,8 kWh/m<sup>3</sup>. Para a estimativa deste parâmetro, considerou-se a vazão de projeto e a potência instalada, conforme demonstrado abaixo.

$$\frac{\text{Consumo}}{\text{m}^3} = \frac{814\text{kW} \times 24\text{h}}{15.552 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}} = 1,26 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3}$$

A vazão considerada teve um aumento constante e anual de 8L/s iniciando em 28 L/s até alcançar 180 L/s no começo de 2032. Em função do aumento da vazão e do reajuste da tarifa de energia de 6,39% a.a., o custo estimado com energia no período de 2013 a 2033 foi calculado conforme demonstrativos abaixo para os anos de 2013, 2014 e 2015 (valores arredondados).

$$\frac{\text{Custo}}{\text{m}^3} 2013 = 1,26 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \times 0,40 \frac{\text{reais}}{\text{kWh}} = 0,5040 \frac{\text{reais}}{\text{m}^3}$$

$$\text{Custo } 2013 = 0,5040 \frac{\text{reais}}{\text{m}^3} \times 870.912 \frac{\text{m}^3}{\text{ano}} = 438.940 \frac{\text{reais}}{\text{ano}}$$

$$\frac{\text{Custo}}{\text{m}^3} 2014 = 1,26 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \times [0,40(1 + 0,0639)^1] \frac{\text{reais}}{\text{kWh}} =$$

$$0,5362 \frac{\text{reais}}{\text{m}^3}$$

$$\text{Custo } 2014 = 0,5362 \frac{\text{reais}}{\text{m}^3} \times 1.119.744 \frac{\text{m}^3}{\text{ano}} = 600.413 \frac{\text{reais}}{\text{ano}}$$

$$\text{Transp. para } 2013 = \frac{600.413}{(1 + 0,0639)^1} = 564.351 \text{ reais}$$

$$\frac{\text{Custo}}{\text{m}^3} 2015 = 1,26 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \times [0,40(1 + 0,0639)^2] \frac{\text{reais}}{\text{kWh}} =$$

$$0,5705 \frac{\text{reais}}{\text{m}^3}$$

$$\text{Custo 2015} = 0,5705 \frac{\text{reais}}{\text{m}^3} \times 1.368.576 \frac{\text{m}^3}{\text{ano}} = 780.730 \frac{\text{reais}}{\text{ano}}$$

$$\text{Transp. para 2013} = \frac{780.730}{(1 + 0,0639)^2} = 689.762 \text{ reais}$$

O valor presente (VP) é resultado da soma dos custos considerados (implantação e gasto energético) ao longo do ciclo de 20 anos de vida útil da estação, transportados à data de 2013, tendo por base uma taxa de inflação calculada a partir de um histórico dos índices de inflação IPCA e IGP-M. Os resultados finais estão apresentados na Tabela 25.

Tabela 25: Estimativa de custos de energia obtidos ao longo do ciclo de vida para a EPAR Capivari II e valor presente calculado.

Ano	Reais/kWh (6,39 a.a)	Reais/ m <sup>3</sup> tratado	Vazão L/s	m <sup>3</sup> /ano	Reais/ano	Transportado para 2013
2013	0,4000	0,5040	28	870912	438940	438940
2014	0,4256	0,5362	36	1119744	600413	564351
2015	0,4528	0,5705	44	1368576	780730	689762
2016	0,4817	0,6069	52	1617408	981641	815174
2017	0,5125	0,6457	60	1866240	1205039	940585
2018	0,5452	0,6870	68	2115072	1452980	1065996
2019	0,5800	0,7309	76	2363904	1727688	1191408
2020	0,6171	0,7776	84	2612736	2031570	1316819
2021	0,6565	0,8273	92	2861568	2367233	1442230
2022	0,6985	0,8801	100	3110400	2737500	1567642
2023	0,7431	0,9364	108	3359232	3145420	1693053
2024	0,7906	0,9962	116	3608064	3594295	1818464
2025	0,8411	1,0598	124	3856896	4087692	1943876
2026	0,8949	1,1276	132	4105728	4629469	2069287
2027	0,9521	1,1996	140	4354560	5223795	2194698
2028	1,0129	1,2763	148	4603392	5875173	2320110
2029	1,0776	1,3578	156	4852224	6588466	2445521
2030	1,1465	1,4446	164	5101056	7368929	2570932
2031	1,2198	1,5369	172	5349888	8222233	2696344
2032	1,2977	1,6351	180	5598720	9154501	2821755
Total Transp. 2013						32.606.945
Implantação 2013						65.680.637
Membranas 2013						7.500.000
Valor Presente 2013						105.787.582

Para posterior análise de custo-benefício do tratamento, foi solicitado junto à SANASA, os dados de eficiência de remoção de poluentes da EPAR Capivari II, os quais estão apresentados na Tabela 26.

Tabela 26: Dados médios de entrada e saída da EPAR Capivari II para o ano de 2012

Parâmetro	Unidade	Valor de entrada	Valor de saída	Eficiência de remoção (%)
DBO <sub>5</sub>	mg/L	390	0,88	99,77
DQO	mg/L	695	17	97,55
SST	mg/L	300	1,39	99,54
Amônia-N	mg/L	42,4	0,16	99,62
N total	mg/L	60	4,24	92,93
P total	mg/L	8,9	3,46	61,12
Colif. fecais	NMP/100mL	Não analisado	<2	-
Turbidez	NTU	Não analisado	0,34	-
Cor	uC	Não analisado	48	-

### 5.1.3 BRMBS

#### 5.1.3.1 Dimensionamento do BRMBS

Segundo Tsutiya (2011), a contribuição per capita de esgoto é o consumo de água efetivo per capita multiplicado pelo coeficiente de retorno. O coeficiente de retorno representa a porcentagem da água consumida que retorna como esgoto para a rede coletora, sendo que o restante é utilizado nas lavagens e irrigações externas, e portanto, não contribui com a vazão encaminhada para a ETE. Para este parâmetro, a ABNT NBR 9649/86 recomenda o valor de 0,8 na falta de valores obtido em campo. Para fins de comparação, estabeleceu-se que a vazão média de projeto deve ser igual a da EPAR, ou seja, 180 L/s.

A Tabela 27 apresenta os parâmetros adotados conforme bibliografias específicas mostradas na Tabela 16. Utilizando os valores adotados, foi calculada a fração biodegradável dos SSV gerados no sistema (Equação 3) e em seguida foi calculado o volume do reator em batelada utilizando a Equação 2. Considerou-se que 85% dos SST no reator são voláteis.

Tabela 27: Parâmetros adotados para o cálculo do volume do reator.

Parâmetro	Descrição	Unidade	Valor adotado
<b>Y</b>	Coef. de produção celular	kgSSV/kgDBO <sub>5</sub>	0,5
<b>K<sub>d</sub></b>	Coef. de respiração endógena	d <sup>-1</sup>	0,08
<b>θ<sub>c</sub></b>	Idade do lodo Sólidos	dias	20
<b>SST</b>	suspensos totais no reator	mg/L	9000
<b>f<sub>b</sub>'</b>	Fração biodegradável dos SSV logo após gerado	-	0,8
<b>So</b>	DBO afluente	mg/L	300
<b>S</b>	DBO efluente requerida	mg/L	10
<b>m</b>	Número de ciclos diários	-	6

$$f_b = \frac{0,8}{1 + (1 - 0,8).0,08.20} = 0,61$$

$$V = \frac{0,5.20.15552.(300 - 10)}{7650.(1 + 0,08.0,61.20)} + \frac{15552}{6} + 0,1.\frac{15552}{6} = 5835 \text{ m}^3$$

Seguindo a recomendação de Judd (2011), o volume total foi dividido em 4 tanques para facilitar a operação do sistema. Cada um dos 4 tanques foi dimensionado com 15 metros de largura, 25 metros de comprimento e 4 metros de altura, totalizando 1500 m<sup>3</sup>.

A Tabela 28 apresenta os tempos das etapas do ciclo que vem sendo utilizado nos estudos desenvolvidos no LaRA. Seguindo o mesmo modelo, os reatores dimensionados serão operados considerando 6 ciclos por dia, cada um com um total de 4 horas.

Tabela 28: Composição dos tempos de cada ciclo.

Alimentação	Etapa anóxica	Etapa aeróbia e de filtração	Tempo total do ciclo
<b>10 minutos</b>	50 minutos	180 minutos	240 minutos (4 horas)

Como o volume total de esgoto a ser tratado em um dia é de 15552 m<sup>3</sup>, logo em cada um dos 6 ciclos deverão ser tratados 2592 m<sup>3</sup>. O fluxo de filtração adotado foi 18 L/m<sup>2</sup>.h. A vazão de filtração foi calculada a partir do tempo de filtração de cada ciclo, igual a 3 horas. Utilizando a Equação 4 encontrou-se a área total de membranas necessária.

$$A_m = \frac{\left(\frac{2592000}{3}\right)}{18} = 48000 \text{ m}^2$$

O total de membranas deve ser distribuído entre os 4 tanques, sendo que cada um dos tanques deverá conter 12000 m<sup>2</sup> de área de membranas de filtração.

Para cada um dos 4 tanques, o sistema de aeração foi dimensionado considerando aeração por ar difuso com bolhas médias e utilizando-se condições de temperatura e pressão da cidade de Campinas, sendo que cada tanque terá um soprador de ar. Os resultados estão apresentados abaixo, de acordo com a Equação 5, a Equação 6, a Equação 7, a Equação 8 e a Equação 9, respectivamente.

$$M = [1,46 - (1,42 \times 0,5)]. 3888000. (300 - 10) + [(1,42 \times 0,61 \times 0,08). 7650.1500.1000] = 1636 \times 10^6 \frac{\text{mgO}_2}{\text{d}} = 1636 \frac{\text{kgO}_2}{\text{d}}$$

$$TTO_{\text{padrão}} = \frac{2 \times 1636}{\frac{0,95 \cdot 0,93 \cdot 8,3 - 2}{9,2} \cdot 0,49 \cdot 1,024^{24-20}} = 10475 \frac{\text{kgO}_2}{\text{d}}$$

$$Q_{\text{ar}} = \frac{10475}{1,2 \cdot 0,23 \cdot 0,15} = 253019 \frac{\text{m}^3 \text{ar}}{\text{d}} = 2,93 \frac{\text{m}^3 \text{ar}}{\text{s}}$$

$$P = \frac{2,93 \cdot 1000 \cdot 9,81 \cdot (4 + 2)}{0,6} = 287433 \text{ W} = 287 \text{ kW} = 391 \text{ CV}$$

$$EO = \frac{10475}{287} = 36,5 \frac{\text{kgO}_2}{\text{kWd}} = 1,52 \frac{\text{kgO}_2}{\text{kWh}}$$

A eficiência de oxigenação padrão encontrada está dentro da faixa de valores para as características de sistemas de aeração por ar

difuso do tipo bolhas médias (1-1,6 kgO<sub>2</sub>/kWh), de acordo com Von Sperling (2002b).

A fim de verificar se a taxa de aeração atende aos valores recomendados para a aeração das membranas, utilizou-se como parâmetro o valor de 0,3 Nm<sup>3</sup>/h.m<sup>2</sup> de membrana, apresentado por Judd (2011). O valor obtido foi de 0,88 m<sup>3</sup>/h.m<sup>2</sup> de membrana. Assim, observando as condições de Campinas (680 metros de altitude, 24°C na entrada do ar e 80% de umidade relativa) foi possível converter o valor para as condições padrão em que foi obtido o valor de 0,71 Nm<sup>3</sup>/h.m<sup>2</sup> de membrana para a taxa de aeração, superando o valor de 0,3 Nm<sup>3</sup>/h.m<sup>2</sup>.

Com relação à área construída, foi considerado que haverá um sistema de tratamento preliminar aos moldes da EPAR, com 46,3 m<sup>2</sup>, totalizando 1546,3 m<sup>2</sup> de área construída.

Cada tanque apresenta a mesma quantidade de membranas que os tanques de membrana da EPAR Capivari II (12.000 m<sup>2</sup>), sendo assim a potência das bombas de sucção do permeado e retirada de lodo foram consideradas as mesmas. A potência instalada da estação de tratamento por BRMBS, para 180L/s, apresenta-se calculada abaixo.

$$\begin{aligned} \text{Potência instalada} &= 4x391 + 4x60 + 27,5 = \\ &1831,5 \text{ CV} = 1347 \text{ kW} \end{aligned}$$

### ***5.1.3.2 Análise dos custos ao longo do ciclo de vida e eficiência do tratamento***

O orçamento do sistema dimensionado foi solicitado a uma empresa especializada no fornecimento das membranas e da tecnologia por BRM, obtendo o valor de R\$ 10.000.000 para o conjunto de módulos de membranas de fibra oca submersas necessárias. Para a estimativa do custo de implantação total, considerou-se que as membranas representam a mesma porcentagem do custo de implantação da EPAR Capivari II, ou seja, aproximadamente 11%. O consumo de energia foi calculado de acordo com a vazão de projeto e a potência instalada. A potência dos equipamentos instalados deve ser suficiente para suprir, durante um intervalo de tempo menor (fase de aeração), toda a massa de oxigênio requerida. Neste caso, como foram considerados 6 ciclos, a aeração permanece ligada 18 horas por dia, durante 3 das 4 horas de cada ciclo.

$$\frac{\text{Consumo}}{m^3} = \frac{1347kW \times 18h}{15.552 \frac{m^3}{d}} = 1,56 \frac{kWh}{m^3}$$

Os cálculos dos custos com energia foram realizados conforme demonstrado anteriormente para a ETE Piçarrão e pra a EPAR. O valor presente calculado pode ser visualizado na Tabela 29, tendo sido considerada uma troca de membranas durante o tempo de vida útil da estação.

Tabela 29: Estimativa de custos de energia obtidos ao longo do ciclo de vida para o BRMBS dimensionado e valor presente calculado

Ano	Reais/kWh (6,39 a.a)	Reais/m <sup>3</sup>	Vazão L/s	m <sup>3</sup> /ano	Reais/ano	Transportado para 2013
2013	0,4000	0,6240	28	870912	543449	543449
2014	0,4256	0,6639	36	1119744	743368	698720
2015	0,4528	0,7063	44	1368576	966619	853991
2016	0,4817	0,7514	52	1617408	1215365	1009263
2017	0,5125	0,7994	60	1866240	1491954	1164534
2018	0,5452	0,8505	68	2115072	1798928	1319805
2019	0,5800	0,9049	76	2363904	2139042	1475076
2020	0,6171	0,9627	84	2612736	2515277	1630347
2021	0,6565	1,0242	92	2861568	2930860	1785618
2022	0,6985	1,0897	100	3110400	3389285	1940890
2023	0,7431	1,1593	108	3359232	3894329	2096161
2024	0,7906	1,2334	116	3608064	4450079	2251432
2025	0,8411	1,3122	124	3856896	5060952	2406703
2026	0,8949	1,3960	132	4105728	5731724	2561974
2027	0,9521	1,4852	140	4354560	6467556	2717245
2028	1,0129	1,5801	148	4603392	7274023	2872517
2029	1,0776	1,6811	156	4852224	8157149	3027788
2030	1,1465	1,7885	164	5101056	9123436	3183059
2031	1,2198	1,9028	172	5349888	10179908	3338330
2032	1,2977	2,0244	180	5598720	11334144	3493601

Total Transp. 2013	40.370.504
Implantação 2013	90.909.091
Membranas 2013	10.000.000
VP 2013	141.279.595

Para posterior análise de custo-benefício do tratamento, foi solicitado junto ao LaRA, os dados de eficiência de remoção de poluentes do BRMBS piloto, os quais estão apresentados na Tabela 30.

Tabela 30: Dados médios de entrada e saída do BRMBS do LaRA para o mês de outubro de 2012

Parâmetro	Unidade	Valor de entrada	Valor de saída	Eficiência de remoção (%)
<b>DBO<sub>5</sub></b>	mg/L	464,9	8,8	98,11
<b>DQO</b>	mg/L	662,5	20,6	96,89
<b>SST</b>	mg/L	Não analisado	0	100
<b>Amônia-N</b>	mg/L	58,3	0,4	99,35
<b>N total</b>	mg/L	70,3	17,1	75,68
<b>P total</b>	mg/L	10,7	4	62,86
<b>Colif. fecais</b>	NMP/100mL	407200	Não detectável	100
<b>Turbidez</b>	NTU	133,7	0,2	99,83
<b>Cor</b>	uC	241,9	73,4	69,66

## 5.2 Análise da eficiência dos tratamentos

As eficiências de remoção presentes na ETE Piçarrão estão de acordo com bibliografias que apresentam eficiências médias de remoção para o tratamento através de reatores UASB seguidos por lodos ativados, exceto em relação ao nitrogênio total, que ficou abaixo da média. A desinfecção não é feita, por isso os testes de coliformes também não são realizados nessa estação.

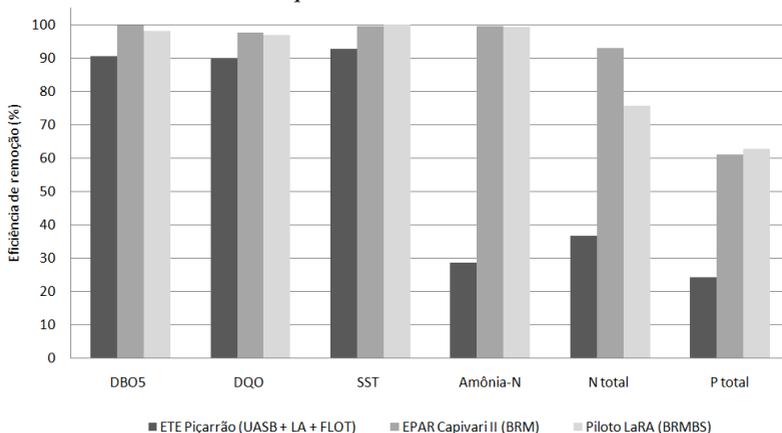
Para as eficiências alcançadas pelos tratamentos por BRM estudados, somente a remoção de nutrientes não alcançou os padrões médios encontrados em literatura para este tipo de tratamento. A engenheira responsável pela EPAR Capivari II explica que devido à recente instalação, a estação ainda passa por adequações operacionais, o que desfavorece a adaptação das populações de micro-organismos. Este fator vem interferindo na eficiência de remoção principalmente de fósforo, sendo a zona anaeróbia uma etapa que está demandando maiores estudos e atenção por parte dos engenheiros e técnicos responsáveis.

Na EPAR Capivari II, a medição de coliformes fecais não é realizada na entrada do tratamento, saindo com um valor menor que 2 NMP/100mL. De acordo com os dados médios para o mês de outubro de

2012, o BRMBS piloto do LaRA obteve 100% na remoção de coliformes fecais.

Considerando as limitações de cada tratamento, os parâmetros mais importantes analisados obtiveram eficiências de remoção satisfatórias, apresentando problemas na remoção de nutrientes (Figura 26). Segundo PROSAB (2009), a remoção simultânea de nitrogênio e fósforo é complicada porque as condições necessárias são conflitantes: para uma boa remoção de fósforo, a presença de uma zona anaeróbia grande é indispensável, mas a presença desta zona limita o tamanho da zona anóxica e conseqüentemente diminui a capacidade de desnitrificação. Por outro lado, ao se escolher essas zonas grandes, a zona aeróbia será pequena e pode haver perda de eficiência da remoção de nitrogênio e até mesmo de material orgânico. Desta forma, os fatores que são necessários à remoção dos nutrientes devem estar sensivelmente ajustados, como por exemplo, a aeração do tanque aerado deve ser ideal e uma concentração mínima de DQO solúvel no afluente é imprescindível para a remoção significativa de fósforo. Além disso, se faz necessária uma retenção de sólidos em suspensão eficaz quando é desejado um efluente final com baixos teores de fósforo, optando-se em alguns casos por realizar filtração posterior.

Figura 26: Eficiência dos tratamentos avaliados para os principais parâmetros de qualidade do efluente



### 5.3 Demonstrativo da relação custo-benefício dos tratamentos com a utilização de indicadores de desempenho

A Tabela 31 traz o resumo dos dados e resultados obtidos para os tratamentos considerados. O valor presente calculado representa os custos totais ao longo do ciclo de vida de 20 anos, transportados ao ano base de 2013 e inclui o custo de implantação, o custo de troca das membranas (quando houver) e os custos com energia elétrica.

Tabela 31: Resumo dos dados e resultados obtidos para os tratamentos estudados

	ETE PIÇARRÃO	EPAR CAPIVARI II	BRMBS dimensionado	Unidade
Vazão de projeto	556	180		L/s
Habitante de projeto	221.130	87.942		habitantes
Vazão inicial considerada	271	28		L/s
Custo de Implantação (2013)	103.500.625	65.680.637	90.909.091	reais
Área de membranas	-	36.000	48.000	m <sup>2</sup>
Custo das membranas (2013)	-	7.500.000	10.000.000	reais
Área construída	7698,3	1884,7	1546,3	m <sup>2</sup>
Potência Instalada	-	814	1347	kW
Consumo de energia/ m <sup>3</sup> tratado	0,5	1,26	1,56	kWh/m <sup>3</sup>
Tarifa de energia (2013)	0,40			reais/kWh
Tarifa de energia (2032)	1,30			
Custo de energia / m <sup>3</sup> tratado	0,20	0,50	0,62	reais/m <sup>3</sup>
	0,65	1,64	2,02	
m <sup>3</sup> tratado (2013)	8.429.184	870.912		m <sup>3</sup> /ano
m <sup>3</sup> tratado (2032)	17.293.824	5.598.720		m <sup>3</sup> /ano
Custo energia (2013)	1.685.837	438.940	543.449	reais/ano
Custo energia (2032)	11.221.125	9.154.501	11.334.144	reais/ano
Total energia transp. (2013)	51.446.016	32.606.945	40.370.504	reais
Valor presente calculado	154.946.641	105.787.582	141.279.595	reais

	ETE PIÇARRÃO	EPAR CAPIVARI II	BRMBS dimensionado	Unidade
% remoção DBO	90,46	99,77	98,11	%
% remoção DQO	89,85	97,55	96,89	%
% remoção SST	92,75	99,54	100	%
Potência Instalada / habitante de projeto	-	9,26	15,32	W/ habitante
Custo de Implantação / habitante de projeto	468,05	746,86	1033,74	Reais/ habitante
Área construída / habitante de projeto	0,035	0,021	0,018	m <sup>2</sup> / habitante
Custo de energia / kg DBO removida	0,84*	1,30	1,37	reais/kg DBO removida
	2,74**	4,20	4,44	
Custo de energia / kg DQO removida	0,47	0,74	0,97	reais/kg DQO removida
	1,53	2,41	3,15	
Custo de energia / kg SST removido	0,82	1,69	-	reais/kg SST removido
	2,67	5,48	-	
Valor presente / habitante de projeto	701	1203	1607	Reais/ habitante

\* Valores para o ano de 2013

\*\* Valores para o ano de 2032

Os resultados mostram que, apesar da alta qualidade do efluente obtido com os tratamentos por BRM e destes mostrarem-se mais compactos em função da área construída por habitante de projeto, os custos específicos, demonstrados a partir da utilização dos indicadores de desempenho, são maiores do que os custos para o tratamento clássico considerado. Os custos com as membranas e a necessidade da sua troca ainda pesam contra este tipo de tratamento no quesito econômico. Por outro lado, cria-se a oportunidade de geração de receita através da venda do efluente tratado. Uma simulação realizada pelo CIRRA (Centro Internacional de Referência em Reúso de Água), demonstrou que os custos de produção da água de reúso com a utilização do BRM podem ser significativamente reduzidos ao se considerar a venda do efluente tratado, que geralmente oscila entre R\$ 1,39 e R\$ 1,89/m<sup>3</sup> (HYDRO, 2011).

Objetivando diminuir o valor presente para as duas opções com uso do BRM, verificou-se o preço por m<sup>3</sup> de água de reúso vendida o qual pudesse equiparar o valor presente por habitante de projeto da EPAR Capivari II e do BRMBS dimensionado ao da ETE Piçarrão (701

reais/habitante). Supondo a venda de 40% do efluente produzido, para a EPAR Capivari II, o preço do m<sup>3</sup> deve iniciar em R\$ 1,71 e para o BRMBS em R\$ 3,08, reajustados de acordo com uma taxa de inflação anual de 7,72%, conforme demonstrado na Tabela 32 e na Tabela 33, respectivamente.

Tabela 32: Demonstrativo da receita gerada pela distribuição do efluente tratado para equivalência do valor presente por habitante de projeto da EPAR Capivari II ao da ETE Piçarrão

Ano	m <sup>3</sup> /ano	Reais/ ano	Transportado para 2013	Reais/m <sup>3</sup> (venda)	Receita (40%)	Receita Transp. 2013
2013	870912	438940	438940	1,71	595704	595704
2014	1119744	600413	564351	1,84	825033	765905
2015	1368576	780730	689762	1,98	1086220	936106
2016	1617408	981641	815174	2,14	1382817	1106307
2017	1866240	1205039	940585	2,30	1718735	1276508
2018	2115072	1452980	1065996	2,48	2098278	1446709
2019	2363904	1727688	1191408	2,67	2526178	1616910
2020	2612736	2031570	1316819	2,88	3007641	1787111
2021	2861568	2367233	1442230	3,10	3548387	1957313
2022	3110400	2737500	1567642	3,34	4154698	2127514
2023	3359232	3145420	1693053	3,60	4833476	2297715
2024	3608064	3594295	1818464	3,87	5592296	2467916
2025	3856896	4087692	1943876	4,17	6439471	2638117
2026	4105728	4629469	2069287	4,50	7384120	2808318
2027	4354560	5223795	2194698	4,84	8436245	2978519
2028	4603392	5875173	2320110	5,22	9606811	3148720
2029	4852224	6588466	2445521	5,62	10907832	3318921
2030	5101056	7368929	2570932	6,05	12352477	3489122
2031	5349888	8222233	2696344	6,52	13955166	3659323
2032	5598720	9154501	2821755	7,02	15731691	3829524

Total Transp. 2013	32.606.945
Implantação 2013	65.680.637
Membranas 2013	7.500.000
Valor Presente 2013	105.787.582
VP/Hab proj	1203
Receita Transp. 2013	44.252.283
Novo VP	61.535.299
Novo VP/Hab proj	700

Tabela 33: Demonstrativo da receita gerada pela distribuição do efluente tratado para equivalência do valor presente por habitante de projeto do BRMBS dimensionado ao da ETE Piçarrão

Ano	m³/ano	Reais/ano	Transportado para 2013	Reais/m³ (venda)	Receita (40%)	Receita Transp. 2013
2013	870912	543449	543449	3,08	1072964	1072964
2014	1119744	743368	698720	3,32	1486024	1379525
2015	1368576	966619	853991	3,57	1956466	1686086
2016	1617408	1215365	1009263	3,85	2490688	1992647
2017	1866240	1491954	1164534	4,15	3095734	2299208
2018	2115072	1798928	1319805	4,47	3779354	2605769
2019	2363904	2139042	1475076	4,81	4550076	2912330
2020	2612736	2515277	1630347	5,18	5417272	3218891
2021	2861568	2930860	1785618	5,58	6391246	3525452
2022	3110400	3389285	1940890	6,01	7483315	3832013
2023	3359232	3894329	2096161	6,48	8705910	4138574
2024	3608064	4450079	2251432	6,98	10072673	4445135
2025	3856896	5060952	2406703	7,52	11598579	4751696
2026	4105728	5731724	2561974	8,10	13300053	5058257
2027	4354560	6467556	2717245	8,72	15195109	5364818
2028	4603392	7274023	2872517	9,40	17303495	5671379
2029	4852224	8157149	3027788	10,12	19646856	5977940
2030	5101056	9123436	3183059	10,90	22248906	6284501
2031	5349888	10179908	3338330	11,75	25135620	6591062
2032	5598720	11334144	3493601	12,65	28335443	6897623

Total Transp. 2013	40.370.504
Implantação 2013	90.909.091
Membranas 2013	10.000.000
VP 2013	141.279.595
VP/Hab proj	1607
Receita Transp. 2013	79.705.866
Novo VP	61.573.728
Novo VP/Hab proj	700

#### **5.4 Levantamento técnico do sistema de reúso da cidade de St. Petersburg, Florida**

A cidade de St. Petersburg, localizada na Baía de Tampa, na costa oeste do estado americano da Florida, teve grande contribuição para o início do reúso em escala municipal. Nos anos 1970, foi realizado um estudo que constatou que a Baía de Tampa era a área mais poluída do litoral dos Estados Unidos. A partir de então foi decretado que a qualidade mínima do esgoto tratado despejado no local deveria seguir os padrões da água potável. A solução encontrada foi desenvolver um sistema de água de reúso, eliminando as descargas em águas superficiais e diminuindo a demanda por água potável. Assim, em 1977, a cidade de St. Petersburg inaugurou o primeiro sistema municipal de reúso urbano dos Estados Unidos (SOUTHWEST FLORIDA WATER MANAGEMENT DISTRICT, 1999).

Como forma de fomentar a aceitação da água de reúso, mais recentemente, o estado americano da Florida criou um programa denominado *Use it Again, Florida!* (Use-a novamente, Florida!) para conscientizar a população da necessidade do reúso através do conhecimento do processo, ressaltando a segurança do mesmo. As práticas de reúso urbano não potável neste estado vêm aumentando anualmente, alcançando a marca de 2 milhões e meio de m<sup>3</sup> reutilizados por dia no ano de 2013, e segundo um estudo realizado pela Agência de Gestão da Água do Sudoeste da Florida (*Southwest Florida Water Management District*), a capacidade instalada de geração deve chegar a 5 milhões de m<sup>3</sup> de água de reúso por dia no ano de 2020.

Atualmente St. Petersburg conta com quatro estações de produção de água de reúso com capacidade combinada de 260 mil m<sup>3</sup> por dia. Uma vez que cada planta está localizada em um dos quatro cantos da cidade, há maior facilidade em atender a população, de acordo com o engenheiro responsável. Além disso, as estações estão interligadas por tubulações, havendo complementação das demandas quando há necessidade.

O tratamento é realizado da mesma forma para todas as estações, consistindo em tratamento preliminar seguido por lodos ativados com aeração prolongada, filtração convencional com pedra, areia e carvão ativado e desinfecção com cloro. O efluente final apresenta a cor próxima aos padrões da água potável e não há remoção de nitrogênio e fósforo durante o processo, tornando a água especialmente boa para as plantas por manter os nutrientes como fósforo e nitrogênio. O efluente tratado é reutilizado principalmente na irrigação de áreas públicas e

residenciais. Os dados médios da eficiência do tratamento foram fornecidos pelo Departamento de Recursos Hídricos de St. Petersburg (*St. Petersburg Water Resources Department*) e podem ser observados na Tabela 34.

A Figura 27 mostra as principais estruturas de uma das estações de reúso e a Figura 28 mostra algumas instalações de reúso observadas na cidade durante a visita técnica em 31 de agosto de 2012.

Tabela 34: Dados médios de entrada e saída do tratamento em St. Petersburg para o mês de abril de 2012

Parâmetro	Unidade	Valor de entrada	Valor de saída	Eficiência de remoção (%)
<b>DBO<sub>5</sub></b>	mg/L	180	2,8	98,44
<b>DQO</b>	mg/L	470	55	88,30
<b>SST</b>	mg/L	190	1,0	97,55
<b>Colif. fecais</b>	NMP/ 100mL	Não analisado	Não detectável	100

Figura 27: Principais estruturas das ETEs de St. Petersburg - Visita técnica



Fonte: A autora

Figura 28: Instalações de reúso observadas na cidade de St. Petersburg durante visita (cor de referência ao reúso: roxo)



- 1- A fim de conservar a água: **ÁGUA RECICLADA EM USO**. Não beba a água  
 - Lave as mãos após contato.
- 2- **ÁGUA DE REUSO - NÃO BEBA**.

Fonte: A autora

### **5.5 Enquadramento normativo dos efluentes gerados pelos tratamentos estudados**

A Tabela 35 traz os resultados médios dos parâmetros de interesse para reúso não potável da água. Os índices que estão de acordo com todos os quatro padrões apresentam-se sublinhados e aqueles que estão em desacordo com pelo menos um padrão em itálico.

Tabela 35: Índices médios alcançados pelos tratamentos estudados comparados a alguns padrões nacionais e internacionais para a modalidade de reúso urbano não potável irrestrito

Parâmetro	USEPA EUA (2012)	EPA Queensland Austrália (2004)	ANA, FIESP & SINDUSCON/SP Brasil (2005)	NBR 13969/97 Brasil (1997)	ETE Piçarrão (2012)	EPAR Capivari II (2012)	BRMBS LaRA (out. 2012)	ETE/EPAR St. Petersburg (abr. 2012)
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	< 10,0	-	≤ 10,0	-	25	0,88	8,8	2,8
SST (mg/L)	-	< 5,0	≤ 5,0	-	19	1,39	0,0	1,0
Turbidez (NTU)	< 2,0	< 2,0	≤ 2,0	< 5,0	8,2	0,34	0,20	Não realizado*
Colif. fecal (NMP/100mL)	Não detectável	< 1,0	Não detectável	< 200,0	Não analisado	< 2,0	Não detectável	Não detectável
Cloro residual (mg/L)	≥ 1,0	≥ 1,0	-	0,5 - 1,5	Não realizado	Não realizado	Não realizado	270 na saída ETE

\*Parâmetro não especificado pela norma do estado da Florida.

Para os padrões internacionais apresentados, a modalidade em questão considera que o reúso pode ser efetuado em qualquer situação em que o acesso do local exposto seja irrestrito ao público, não apresentando maiores especificações. Em relação às diretrizes brasileiras, a qualidade apresentada permite que se reutilize a água em qualquer situação onde possa haver contato direto com o usuário, com possível aspiração de aerossóis, como por exemplo, em descargas de bacias sanitárias, para fins ornamentais (chafarizes e espelhos de água) e para lavagem de pisos, roupas e veículos.

Os resultados alcançados para as medições na ETE Piçarrão não estão em conformidade com os padrões para nenhum dos parâmetros. Adicionar filtração e cloração posteriores ao tratamento existente, possivelmente tornaria o efluente passível de reutilização.

Na EPAR Capivari II, existe um reservatório na saída do tratamento com ponto de aplicação de cloro, que deve entrar em operação quando a distribuição for iniciada. Dessa forma, é esperado que a desinfecção melhore a qualidade da água com relação aos coliformes, deixando-a em consonância com as diretrizes apresentadas.

Para o BRMBS, todos os parâmetros estão de acordo, sendo necessária apenas uma cloração final como forma de prevenir o risco de contaminação fecal e micro-organismos indesejáveis.

Conforme a referida modalidade de reúso, o estado da Florida exige que a concentração de SST seja inferior a 5 mg/L, realizando-se o monitoramento da turbidez apenas quando necessário. De acordo com dados da ETE em questão, antes de receber o cloro, o efluente apresenta valores médios de coliformes fecais de 1,0 NMP/100 mL, passando a não detectável após desinfecção. Em St. Petersburg o usuário pode utilizar esta água para irrigação de campos, plantas e gramados. Para outros usos, o usuário deve entrar com um pedido de permissão junto ao Departamento de Recursos Hídricos da cidade, que avalia e decide pela aprovação ou não da aplicação especial solicitada.

## 6 CONCLUSÕES

O mercado do biorreator à membrana movimentada cada vez mais capital, contemplando atualmente 10 grandes empresas que sozinhas dominam 90% do mercado mundial. Mesmo assim, estudos mostram que a tendência do custo das membranas, orçadas para este trabalho em 208 reais/m<sup>2</sup>, deve diminuir devido à entrada de novos fornecedores e maior demanda pela tecnologia nos próximos anos. O biorreator à membrana apresenta-se como uma tecnologia lucrativa e já consolidada no setor industrial, mas que ainda deixa dúvidas relacionadas ao custo-benefício de sua utilização em escala municipal.

A eficiência alcançada para o tratamento de esgoto doméstico na EPAR Capivari II chega a 99,77% para DBO, 97,55% para DQO e 99,54% para SST e no BRMBS piloto do LaRA alcança 98,11% para DBO, 96,89% para DQO e 100% para SST, demonstrando a efetividade do processo sendo ele contínuo ou em batelada sequencial. Para a mesma vazão de projeto (180L/s), a EPAR Capivari II apresenta 36.000 m<sup>2</sup> de membrana distribuídos em 3 tanques, enquanto o BRMBS dimensionado deve ter 48.000 m<sup>2</sup> de membranas distribuídos em 4 tanques de 1.500 m<sup>3</sup>. Apesar de a EPAR ocupar uma área construída 22% maior, o BRMBS demanda mais área de membrana em função dos ciclos de tratamento e uma área superficial maior para aeração, apresentando uma potência instalada 65% maior e um custo ao longo do ciclo de vida de 20 anos estimado em 33% mais alto.

A partir da utilização de indicadores de desempenho, foi avaliado o custo-benefício de três tratamentos: ETE Piçarrão (UASB seguido por lodos ativados e flutuadores), EPAR Capivari II (Tanques anaeróbio e anóxico seguido por lodos ativados e tanques de membrana) e o BRMBS dimensionado. Os resultados mostram que, apesar da alta qualidade do efluente obtido com os tratamentos por BRM e destes mostrarem-se mais compactos em função da área construída por habitante de projeto, os custos específicos são maiores do que os custos para o tratamento clássico considerado. Os custos com as membranas e a necessidade da sua troca ainda pesam contra este tipo de tratamento no quesito econômico. Por outro lado, cria-se a oportunidade de geração de receita através da venda do efluente tratado de alta qualidade, sem contabilizar o ganho ambiental e econômico ao deixar de lançar o efluente em um corpo de água. Objetivando alcançar o valor presente de 701 reais por habitante de projeto obtido para a ETE Piçarrão, avaliou-se quais deveriam ser os custos da água de reúso para ambos os processos por BRM durante um ciclo de vida de 20 anos. Considerando

a venda de 40% da produção, para o tratamento contínuo, o preço inicial no ano de 2013 deve ser de R\$ 1,71/m<sup>3</sup>, enquadrando-se nos preços hoje cobrados, e para o tratamento em batelada sequencial, R\$ 3,08/m<sup>3</sup>, valor este 60% maior do que os preços hoje cobrados por m<sup>3</sup> de água de reúso.

Com a ativação da EPAR Capivari II, a SANASA Campinas inovou e deu um passo à frente ao criar a possibilidade de geração de receita com a venda de água de reúso para indústrias da região. Uma outra maneira de reutilizar a água produzida, seria através da distribuição para a população. Como forma de agregar conhecimento sobre o reúso urbano não potável, ainda incipiente no país, visitou-se a cidade de St. Petersburg, no estado americano da Florida, a qual mantém um sistema de reúso urbano não potável desde 1977. A água é reutilizada, principalmente, para irrigar áreas públicas e privadas e sua produção é realizada por quatro estações de tratamento de esgoto doméstico que trabalham a partir de lodos ativados, filtração com pedra, areia e carvão ativado, além da cloração. As instalações assemelham-se àquelas para abastecimento de água potável, mas devem estar bem sinalizadas para que não haja a ingestão da água de reúso. Estudos recentes concluíram que não houve evidência de riscos significativos à saúde da população exposta à água de reúso na cidade em questão, tanto pelo contato primário quanto pelo ar. Apesar desse diagnóstico, pesquisas realizadas comprovam que ainda é complexo mensurar os riscos inerentes à esta prática. Nesse sentido, apoiando-se nas premissas do direito ambiental, como o princípio da precaução, o emprego dos sistemas com BRM tem sido mais aceito, uma vez que apresenta maior garantia de geração de água de reúso de qualidade constante e confiável.

Dessa forma, a iminente escassez local de água e as legislações mais restritivas para descargas de efluentes devem, nos próximos anos, incentivar o reúso de esgoto tratado e impulsionar o mercado do BRM no setor municipal. Diferente dos processos clássicos de tratamento de esgotos que necessitam de mais etapas ou adaptações para obter um produto apto ao reúso, verificou-se que para as tecnologias por BRM apenas uma cloração posterior é suficiente, mesmo ao considerar os padrões nacionais e internacionais mais restritivos para esta modalidade.

Entende-se que este trabalho atingiu o seu propósito, demonstrando que a tecnologia por BRM para tratamento de esgoto doméstico apresenta um custo-benefício positivo ao se considerar a geração de renda durante o ciclo de vida. Por último, mostra que esta tecnologia pode apresentar-se como uma ferramenta importante na difusão do reúso urbano não potável, uma vez que o planejamento de longo prazo mostrou-se ambiental e economicamente favorável.

## **7 LIMITAÇÕES DO TRABALHO E RECOMENDAÇÕES**

- As dificuldades para levantamento dos dados de operação e manutenção podem ter conduzido a resultados abrangentes na avaliação dos custos e benefícios dos sistemas analisados;
- Estudar padrões de consumo específico de energia para sistemas BRM e BRMBS conforme o aumento do fluxo;
- Realizar comparativos de custo-benefício entre o BRM e uma tecnologia clássica seguida por tratamento terciário;
- Aprofundar os estudos selecionando criteriosamente os dados a serem avaliados;
- Avaliar os custos do BRM e BRMBS considerando diversas membranas existentes no mercado;
- Buscar mensurar os riscos intrínsecos à prática do reúso urbano não potável.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9649**: Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986. 7p.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Projeto, Construção e Operação de Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes de Tanques Sépticos: procedimentos. Rio de Janeiro, 1997. 57p.

AISSE, M. M. **Reúso de Água no Meio Urbano**. Trabalho apresentado ao 1º. Simpósio Internacional de Reúso de Água, Curitiba, 2012.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Conservação e Reúso da Água em Edificações. Prol Editora Gráfica: São Paulo, 2005.

AQUAPOLO AMBIENTAL. **Projeto Aquapolo**: porque ele é uma das saídas para a nossa região, Ano 1, n. 1, outubro 2011.

BARROS, I. P. A. F. **Proposta de um sistema de indicadores de desempenho para avaliação de estações de tratamento de esgotos do Distrito Federal**. 2013. 210 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

BASTOS, R. K. X. **Reúso não potável de água**: aspectos de saúde e padrões de qualidade. Trabalho apresentado ao 1º. Simpósio Internacional de Reúso de Água, Curitiba, 2012.

BCB - BANCO CENTRAL DO BRASIL. **Histórico de metas para a Inflação no Brasil**. Brasília, 2012a. Disponível em: <<http://www.bcb.gov.br/pec/metastabelametaseresultados.pdf>>. Acesso em: Novembro de 2012.

BCB - BANCO CENTRAL DO BRASIL. **Perspectivas da economia brasileira**. Brasília, 2012b. Disponível em: <[http://www.bcb.gov.br/pec/appron/apres/Alexandre\\_Tombini\\_Perspectivas\\_Economia\\_Brasileira\\_21\\_05\\_2012.pdf](http://www.bcb.gov.br/pec/appron/apres/Alexandre_Tombini_Perspectivas_Economia_Brasileira_21_05_2012.pdf)>. Acesso em: Novembro de 2012.

BCB - BANCO CENTRAL DO BRASIL. **Relatório de inflação**. Brasília, 2012c. Disponível em: <<http://www.bcb.gov.br/htms/relinf/port/2012/09/ri201209P.pdf>>. Acesso em: Dezembro de 2012.

BRASIL. Ministério Da Fazenda Do Brasil. **Inflação**. Brasília, 2012. Disponível em: <[http://www.fazenda.gov.br/portugues/menu/metasp\\_inflacao.asp](http://www.fazenda.gov.br/portugues/menu/metasp_inflacao.asp)>. Acesso em: Dezembro de 2012.

BELLI, T. J. **Biorreator à membrana em batelada sequencial aplicado ao tratamento de esgoto visando a remoção de nitrogênio total**. 2011. 166 p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

CAMPELLO, F. **Nitrificação e pré-desnitrificação em sistema de tratamento de esgoto sanitário utilizando biorreator à membrana submersa visando reúso**. 2009. 117 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, 2009.

CNRH - CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução Nº 54, de 28 de novembro de 2005**. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA.

CROOK, J. **Applications, Risks, and Public Acceptance of Water Reuse**. Trabalho apresentado ao 1º Simpósio Internacional de Reúso de Água, Curitiba, 2012.

DAVIES, W. J.; LE, M. S. Intensified activated sludge process with submerged membrane microfiltration. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 4-5, p. 421-428, 1998.

DEZORDI, L. L.; SILVA, G. R. S. Uma avaliação dos indicadores da economia brasileira em 2007. **Economia & Tecnologia**, Ano 03, v. 09, abr./jun., 2007.

DIAS, T. MBR: nova tecnologia para tratamento de efluente. **Meio Filtrante**, Ano VII, Ed. n. 36, jan./fev., 2009.

EPA - ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. **A review of Water Quality Criteria in Australian Reclaimed Water Guidelines and Sewage Effluent Discharge Licences**. Queensland, Australia, 2004.

FGV - FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS. **IGP**. Disponível em: <<http://portalibre.fgv.br/main.jsp?lumChannelId=402880811D8E34B9011D92B6B6420E96>>. Acesso em: Março de 2013.

FGV - FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS. **IGP-M: Metodologia**. Rio de Janeiro, 2012.

GIACOBBO, A. **Biorreator à membrana aplicado ao tratamento de efluentes**. 2010. 77 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

HYDRO. Guia de membranas. **Revista Hydro**, São Paulo, Ano VII, n. 78, p. 34-37, abril 2013.

HYDRO. Sistemas de ultrafiltração. **Revista Hydro**, São Paulo, Ano VI, n. 57, p. 18-28, julho 2011.

HOTHCKIES, J. W. **Immersed membrane technology for advanced wastewater treatment & water reuse**. Oakville, ON, Canadá, 2000. Disponível em: <[http://www.8riverssafedevelopment.com/sys/getFile.php?file=documents/immersed\\_membrane\\_system.pdf](http://www.8riverssafedevelopment.com/sys/getFile.php?file=documents/immersed_membrane_system.pdf)>. Acesso em: Dezembro de 2012.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IPCA 2012**. Comunicação social, 10 de janeiro de 2013. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=2306&id\\_pagina=1](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=2306&id_pagina=1)>. Acesso em: Fevereiro de 2013.

JEFFERY, Chris. **Zeeweed MBR technology update**. Trabalho apresentado ao SAWEA-Saudi Arabian Environment Association Workshop, 2005.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4ª ed. Rio de Janeiro, 2005. 932p.

JUDD, S. **The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment**. 1º ed – Elsevier Ltd, Oxford, UK, 2006.

JUDD, S. **The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment**. 2º ed – Elsevier Ltd, Oxford, UK, 2011.

LESJEAN, B.; HUISJES, E. H. Survey of the European MBR market: trends and perspectives. **Desalination**, v. 231, p. 71 – 81, 2008.

LIM, S. R; LEE, H. PARK, J.M. Life Cycle Cost Minimization of a Total Wastewater Treatment Network System. **Industrial & Engineering Chemistry Research**,48, 2965–2971, 2009.

MAESTRI, R. S. **Biorreator à membrana como alternativa para o tratamento de esgotos sanitários e reúso da água**. 2007. 101 p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

MANCUSO, P. C. S., SANTOS, H. F. **Reúso de água**. Barueri, São Paulo, 2003.

MARQUES, M.A. F. **Metodologia para aplicação dos princípios do ciclo de vida a Sistemas de Drenagem de Águas Residuais**. 2010. 131 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, 2010.

MELIN, T.; JEFFERSON, B.; BIXIO, D.; THOEYE, C.; WILDE, W.; KONING, J.; VAN DER GRAAF, J. e WINTGENS, T. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. **Desalination**, V. 187, P. 271-282, 2006.

MENG, F.; CHA, S. R.; DREWS, A.; KRAUME, M.; SHIN, H. S. e YANG, F. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. **Water Research**, v. 43, p. 1489, 1512, 2009.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**. Fourth Edition, New York, 1819 p., 2003.

NIST - National Institute of Standards and Technology. **Life-cycle costing manual for the Federal Energy Management**. NIST Handbook 135, Estados Unidos, 1995.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Análise da confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Belo Horizonte, v.12,nº 4, p. 389-398, out/dez 2007.

PEREIRA, A. J. C. **Análise do custo do ciclo de vida da ETA de Queimadela**. 2009. 121 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, 2009.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPINAS. **Dados do Município**. Disponível em:  
<<http://www.campinas.sp.gov.br/governo/seplama/dados-do-municipio/cidade/>>. Acesso em: Maio de 2013.

PREFEITURA MUNICIPAL DE NITERÓI - RJ. **Lei Nº 2.856, de 25 de julho de 2011**. Estende as obrigações da Lei no. 2.630, de 07 de janeiro de 2009, instituindo mecanismos de estímulo à instalação de sistema de coleta e reutilização de águas servidas em edificações públicas e privadas.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **Lei nº 13.309, 31 de janeiro de 2002**. Dispõe sobre o reúso de água não potável e dá outras providências.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **Lei nº 14.018, de 28 de junho de 2005.** Institui o Programa Municipal de Conservação e Uso Racional da Água em Edificações e dá outras providências.

PROSAB - PROGRAMA DE SANEAMENTO BÁSICO. **Nutrientes de esgoto sanitário:** utilização e remoção. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

PROSAB - PROGRAMA DE SANEAMENTO BÁSICO. **Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 2006.

PROSAB - PROGRAMA DE SANEAMENTO BÁSICO. **Reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB).** Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/prosab/UASB.swf>>. Acesso em: Novembro de 2012.

ROSSETO, R. **Apresentação SANASA Campinas.** Trabalho apresentado ao Water in the City & Urban Sanitation Workshop, Paris, França, 2008.

SANASA. **Perfil Institucional.** Disponível em: <<http://www.sanasa.com.br/revistaDigital/sanasa/perfil/perfil.pdf>>. Acesso em: Maio de 2013.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M.T. **Membranas Filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso.** 1ª ed, ABES, São Paulo, 2001.

SILVA, G. R. S. Inflação, nível de atividade e setor externo: o desempenho dos principais indicadores da economia brasileira. **Economia & Tecnologia.** Ano 04, Vol. 14, jul./set., 2008.

SILVA, M. K. **Biorreatores com membranas:** uma alternativa para o tratamento de efluentes. 2009. 180 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

SINDUSCON-PR - SINDICATO DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO CIVIL DO PARANÁ. **Série Histórica - IGP-M.** Paraná, 2013. Disponível em: <[http://www.sinduscon-pr.com.br/principal/home/?sistema=conteudos%7Cconteudo&id\\_conteudo=309](http://www.sinduscon-pr.com.br/principal/home/?sistema=conteudos%7Cconteudo&id_conteudo=309)>. Acesso em: Março de 2013.

SOUTHWEST FLORIDA WATER MANAGEMENT DISTRICT. **Reclaimed Water Guide:** a compilation of information on successful reclaimed water systems for utilities to avoid "re-inventing the wheel". Florida, 1999.

TELLES, D. D., COSTA, R. H. P. G. **Reúso de água: conceitos, teorias e práticas.** São Paulo: Editora Blucher, 2007.

TSUTIYA, M. T.; SOBRINHO, P. A. **Coleta e transporte de esgoto sanitário.** 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

USEPA – US. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for Water Reuse.** EPA/600/R-12/618. Office of Water, Washington, DC, 2012.

USEPA – US. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Wastewater Management Fact Sheet:** membrane bioreactors. Washington, DC, 2007.

VERRECHT, B. **Optimisation of a hollow fibre membrane bioreactor for water reuse.** 2010. 168 p. Cranfield University, Department of Sustainable Systems, Cranfield, UK, 2010.

VERRECHT, B.; MAERE, T.; NOPENS, I.; BREPOLS, C.; JUDD, S. The cost of a large scale hollow fibre MBR, **Water Research** (2010), doi: 10.1016/j.watres.2010.06.054, 2010.

VIANA, P. Z. **Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos domésticos:** avaliação do desempenho de módulos de membranas com circulação externa. 2004. 175 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

VIGNESWARAN, S.; SUNDARAVADIVEL, M. Recycle and reuse of domestic wastewater. **Wastewater recycle, reuse and reclamation,** in Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, UK, 2004.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3ª edição, Minas Gerais. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, v. 1, 452 p., 2005.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização.** 2ª edição ampliada, Minas Gerais. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, v. 3, 196 p., 2002a.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados.** 2ª edição ampliada, Minas Gerais. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, v. 4, 428 p., 2002b.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** 1ª edição, Minas Gerais. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, v. 2, 211 p., 1996.

ZHENG, X.; ZHOU Y.; CHEN S.; ZHENG H.; ZHOU C. Survey of MBR market: trends and perspectives in China. **Desalination**, v. 250, p. 609 – 612, 2009.