



II-140 - AVALIAÇÃO DO PROCESSO ELETROLÍTICO PARA O TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS, EM LOCAIS DE CLIMA FRIO

Carmen Josefa Miguelez Rodriguez⁽¹⁾

Engenheira Civil pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Especializada em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UERJ, M.Sc. em Engenharia Ambiental - Saneamento Ambiental - PEAMB/UERJ. Engenheira do Departamento de Projetos da Diretoria de Obras Cíveis da Marinha (DOCM/MB).

Gandhi Giordano

Engenheiro Químico pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Especializado em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UERJ, M.Sc. em Ciência Ambiental – PGCA/UFF. Doutor em Metalurgia e Materiais – PUC – Rio. Prof. Adjunto no Depto. de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente da FEN/UERJ e Diretor Técnico da Tecma Tecnologia em Meio Ambiente Ltda.

Olavo Barbosa Filho

Engenheiro Químico – FAAP/SP. M.Sc. em Eng. Metalúrgica – PUC – Rio. Ph.D. em Hidrometalurgia – Imperial College, University of London, UK. Professor Adjunto no Depto. de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente da FEN/UERJ.

Endereço⁽¹⁾: Rua Primeiro de Março, 118 – 15º andar - Centro – Rio de Janeiro – RJ – CEP: 20010-000 – Brasil – Tel: +55 (21) 2104-5251 – Fax: +55 (21) 2104-5256 – e-mail: carmen@docm.mar.mil.br

RESUMO

O Processo Eletrolítico, classificado como não convencional, vem sendo estudado pela comunidade científica nacional e internacional para tratamento de diversos efluentes, inclusive esgotos domésticos, apresentando várias vantagens que estimularam a verificação de sua aplicabilidade para locais em que os processos biológicos apresentam restrições como locais de clima frio e/ou com grande variação de população. O estudo realizado avaliou o uso do processo eletrolítico com eletrodos reativos como alternativa para tratamento de efluentes na Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF), considerando aspectos de eficiência e de consumo de energia. Para tal, foram realizados ensaios, em escala de laboratório, com amostras climatizadas de esgotos coletados em um condomínio residencial no Rio de Janeiro, usando dois reatores eletrolíticos com capacidade de 4 L, com eletrodos de *Al* e *Fe*. Neste estudo, foram adotadas condições experimentais cujas variáveis foram: temperatura (7°C, 12°C, 17°C e 22°C \pm 1°C), distância entre as placas (1,8 cm – reator A e 0,9 cm – reator B), material de desgaste dos eletrodos (*Al* e *Fe*), tensão aplicada (2,1 V a 12,1 V) e tempo de retenção na câmara (10 a 46 min.), sendo investigado principalmente o efeito da variação da temperatura na eficiência do processo e no consumo de energia. Os ensaios para verificação da sua eficiência utilizaram os parâmetros: DQO, DBO₅, SST, turbidez e volume de lodo gerado. Os índices alcançados, em temperatura de 12°C, com tempo de retenção de 15 min (reator A) e de 20 min (reator B), para redução de DQO foram de 77% e 71% (Reatores A e B respectivamente, com eletrodos de *Fe*) e 67 % e 65% (Reatores A e B, com eletrodos de *Al*); e, os índices de remoção de Sólidos em Suspensão Totais (SST) alcançados foram de 97% e 98% (Reator A e B com eletrodos de *Al*) e 70 % e 86% (reator A e B com eletrodos de *Fe*). Entretanto, no estudo de tratabilidade após ajustes das condições de operação, sob temperatura de 15°C, foram ainda alcançados melhores resultados no efluente tratado: DQO de 65 mg/L (redução de 89%), DBO de 56 mg/L (redução de 64%), SST de 8,5 mg/L (redução de 93%), turbidez de 11,34 uT e, após filtração, de 3,21 uT, com consumo de energia de 0,8 Wh/L e aspecto límpido com qualidade final compatível para ser submetida a tratamento de desinfecção. Os resultados obtidos indicaram que o processo eletrolítico se apresentou viável na faixa de temperatura avaliada, com operação recomendada a partir de 12°C em função de parâmetros de eficiência e de consumo de energia.

PALAVRAS-CHAVE: Processo Eletrolítico, Esgotos Sanitários, Clima Frio, Tratamento Efluentes EACF, Eletrocoagulação.



INTRODUÇÃO

O processo eletrolítico baseia-se nos fenômenos da eletrólise, estudados por Faraday, no século XIX e a aplicação inicial de seus fundamentos para tratamento de efluentes, especificamente esgotos, é atribuída aos químicos ingleses Leeds e Webster no final desse século (WIENDL, 1998). No início do século XX, o processo eletrolítico foi aplicado no tratamento de esgotos em várias localidades dos EUA e, divulgado no Brasil, em 1909, pelo engenheiro sanitarista Saturnino de Brito após sua visita a ETE de Santa Mônica, Califórnia. Os artigos científicos apresentavam várias vantagens do processo relacionadas principalmente a qualidades organolépticas (baixa turbidez, reduzida cor e ausência de odor) e sanitárias, tais como: produzir sedimentos imputrescíveis, evitar o desprendimento de gases fétidos, não permitir a proliferação de moscas e reduzir a presença de microorganismos (GIORDANO, 1999).

Entretanto, na década de 20 o processo eletrolítico caiu em desuso, sendo o fato associado provavelmente a dificuldades insuperáveis para a época (NETTO et al., 1985), bem como pode estar relacionado ao desenvolvimento e disseminação dos processos biológicos talvez por fatores econômicos: “a degradação biológica de efluentes líquidos ainda é o método mais econômico para a eliminação de poluentes orgânicos” (BILA, 2006). Apesar dessa descontinuidade em seu uso, encontram-se na literatura referências (GIORDANO, 1999) que demonstram a manutenção de interesse no processo, podendo-se destacar: a publicação de estudos realizados em 1959 por Foyn com o primeiro registro da utilização da água do mar em escala de laboratório para aumento da condutividade do esgoto (SIFUENTES, 1992), a implantação de ETE's eletrolíticas a partir de 1963 na Noruega (WIENDL, 1998), além da divulgação dos resultados de uma planta de tratamento eletrolítico associada à tecnologia de flotação por ar difuso para a remoção de óleo do efluente da Ford Motor Company (OBLINGER et al., 1986 apud GIORDANO, 1999).

A partir do final do século XX (década de 80) intensificaram-se as pesquisas de forma que atualmente o processo eletrolítico pode ser classificado como uma tecnologia com grande potencial de incremento para tratamento de diversos tipos de efluentes. Apresenta diversas características que atendem a vários fatores limitantes inerentes a situações específicas nem sempre atendidas por processos biológicos: requer pouco espaço, permite implantação modular, a sua operação independe de organismos sensíveis às variações abruptas de temperatura e carga, fácil automação, entre outras.

Atualmente, os processos biológicos ainda são os mais amplamente difundidos. De modo geral, tentam reproduzir por processos tecnológicos (em condições controladas e em taxas mais elevadas) os fenômenos naturais que ocorrem em um corpo d'água após o lançamento de despejos, ou seja, a autodepuração, no qual a matéria orgânica é convertida por mecanismos naturais em produtos mineralizados inertes (VON SPERLING, 1996). Participa do processo um conjunto de microorganismos, formado principalmente por bactérias, além de protozoários, fungos, algas e vermes, havendo a necessidade para o bom funcionamento do sistema, de um equilíbrio dinâmico estabelecido por interações ecológicas na comunidade microbiana, em função dos processos de transformação ocorridos no meio, além de condições de temperatura e pH adequadas. “De maneira geral, a taxa ótima de crescimento das bactérias ocorre dentro de faixas de temperatura e pH relativamente limitadas, embora a sua sobrevivência possa ocorrer dentro de faixas bem mais amplas” (VON SPERLING, 1996). Segundo Jordão e Pessoa (1995) a faixa ideal para a atividade biológica é 25 a 35 °C, sendo ainda 15 °C a temperatura abaixo da qual as bactérias formadoras do metano se tornam inativas na digestão anaeróbia.

O fator gerador deste estudo foi especificamente a avaliação do processo eletrolítico com eletrodos reativos como alternativa de solução para o tratamento dos efluentes da Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF), local que reúne diversos dos fatores limitantes citados acima (temperatura média anual de -1,8 °C (1986-2005), flutuação de população), classificando o processo como uma opção interessante a ser investigada (RODRIGUEZ, 2008). Segundo Smith e Riddle (2007), os fatores locais na Antártica que mais interferem no uso de processos biológicos são: as baixas temperaturas e as variações repentinas de carga orgânica decorrentes da flutuação nas populações das estações de pesquisa, de forma similar ao problema enfrentado nos balneários (GIORDANO, 1999; GIORDANO; BARBOSA FILHO, 2000). As baixas temperaturas reduzem a eficiência do tratamento biológico (BITTON, 2005; MARA, 2003; MCANENEY, 1998) e como consequência facilidades de aquecimento devem ser incorporadas ao sistema de tratamento. Logo, o consumo de energia inerente aos processos biológicos (bombas, aeradores (sistemas aeróbios), equipamentos de controle e auxiliares) é ainda aumentado pela necessidade de aquecimento e climatização em faixas de temperatura bem superiores à ambiente.



O aumento da demanda energética nessa região implica em um maior consumo de combustível fóssil, principal componente da matriz energética local, com aumento de custos e de riscos ambientais. Apesar disto, a tendência de adoção de processos biológicos também é reproduzida na Antártica, sendo o processo adotado na maioria das estações (THOMSEN, 2004; HUGHES, 2004). Estudos recentes como os publicados por Thomsen (2004) e por Smith e Riddle (2007) já divulgam as dificuldades associadas ao uso de processos biológicos na região. Ainda segundo Thomsen, encontrava-se em funcionamento na estação russa Progress (77 residentes no verão e 20 no inverno) o processo eletrolítico, implantado em 2004, com a previsão de instalação desse tipo de sistema até 2010 nas demais seis estações russas na Antártica, inclusive na estação Vostok (25 residentes no verão e 13 no inverno) localizada no interior do continente.

A partir de informações que na EACF a água é aquecida para uso, as redes possuem sistema de aquecimento para evitar congelamento e são de pequena extensão, considerou-se na pesquisa temperaturas na faixa de 7 a 22 °C para climatização das amostras de esgotos e realização dos ensaios. Assim, a pesquisa realizada buscou informações relativas a influência da temperatura no processo e no consumo de energia, de forma a verificar as mínimas temperaturas adequadas para operação do processo, visando minorar a demanda energética. Assim, os resultados encontrados podem ser aplicados nos demais locais de clima frio, principalmente em locais sujeitos a grandes variações populacionais.

PRINCÍPIOS E PROCESSOS ASSOCIADOS AO PROCESSO ELETROLÍTICO

Caracteriza-se pela propriedade físico-química da dissociação iônica através da passagem da corrente elétrica. A passagem da corrente elétrica em meio aquoso efetua a dissociação de determinadas moléculas e a sua separação irreversível, possibilitando então a separação dos resíduos da água durante o processo. Os processos de natureza eletroquímica apresentam mecanismos constituídos por áreas anódicas e catódicas, entre as quais circulam uma corrente de elétrons e uma corrente de íons. A corrente contínua que flui no eletrólito encontrando uma estrutura metálica (muito mais condutora) entra na estrutura em um ponto e descarrega em outro para retornar à fonte geradora da corrente. A **Figura 1** mostra o esquema de placas eletrolíticas e a desestabilização dos colóides no processo eletrolítico e a **Figura 2** o sistema utilizado em escala de laboratório para tratamento do esgoto doméstico nesta pesquisa.

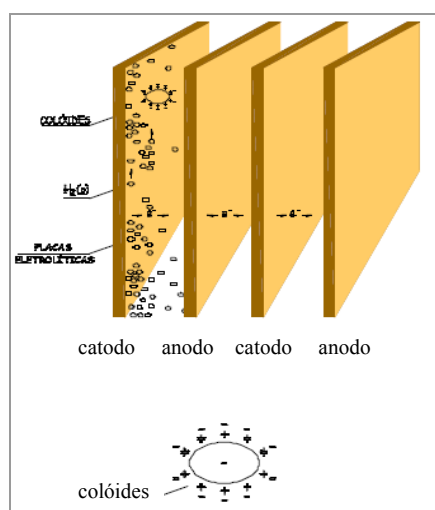


Figura 1: Esquema de placas e Processo Eletrolítico (GIORDANO, 1999).



Figura 2: Ensaio em escala de laboratório com o Processo Eletrolítico.

A interface eletrodo-solução caracteriza-se por um sistema heterogêneo e vários modelos, foram elaborados para descrever os fenômenos envolvidos, dentre os quais o mais simples denominado da dupla camada elétrica¹ e outros mais sofisticados que tentam descrever as variações graduais na estrutura da solução entre os dois extremos: a superfície carregada do eletrodo e o seio da solução. (Cf. ATKINS, 2004).

¹ Consiste numa camada de cargas positivas na superfície do eletrodo e em outra camada de cargas negativas, vizinha à primeira, na solução (ou vice-versa) (ATKINS, 2004).



No tratamento de efluentes, de modo geral, o processo eletrolítico, também denominado processo eletroquímico, é associado na literatura a quatro mecanismos: eletrocoagulação, eletroflotação, eletro-oxidação e eletro-redução (LIN; PENG, 1996, apud GIORDANO, 1999). Segundo Bukhari (2005) o processo eletroquímico se desenvolve de duas formas distintas, dependendo dos tipos de eletrodos utilizados. Entende-se que está se referindo ao uso de eletrodos reativos ou inertes, os quais dão origem a processos distintos, nos quais os mecanismos preponderantes ou atuantes variam inclusive alterando-se a forma como os mesmos se desenvolvem e os produtos gerados. Cabe ressaltar que esta pesquisa se desenvolveu com o uso de eletrodos reativos de alumínio e de ferro, não tendo o uso de eletrodos inertes sido incluído na mesma.

Quando no tratamento de efluentes são utilizadas placas de eletrodo sujeitas a corrosão, estes são designados eletrodos reativos e a redução da matéria orgânica está relacionada principalmente aos mecanismos de eletrocoagulação e eletroflotação. “O uso de processos eletrolíticos com anodos reativos, como ferro e alumínio induzem a eletrocoagulação, a eletrofloculação e a eletroflotação” (SINOTE, 2004).

• COAGULAÇÃO VIA ELETROCOAGULAÇÃO

Entre a variedade de impurezas contidas nos esgotos, destacam-se além das partículas em suspensão, partículas coloidais², substâncias húmicas e organismos. Tais impurezas em geral, apresentam carga superficial negativa ou podem ter polímeros adsorvidos em sua superfície, impedindo que as mesmas se aproximem umas das outras, permanecendo no meio líquido se suas características não forem alteradas.

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005) a coagulação resulta da desestabilização dessas partículas, geralmente realizada por sais de alumínio e de ferro³, envolvendo fenômenos químico e físico, os quais dependem de várias características: pH, temperatura, condutividade térmica, concentração das impurezas, etc. Após desestabilizadas, ocorre a etapa de floculação, uma vez que o choque entre as impurezas, geralmente provocado por agitação lenta, faz com que as referidas partículas se aglomerem formando partículas maiores, denominadas flocos, que podem então ser removidos por sedimentação, flotação ou filtração. Em sistemas de tratamento de efluentes, com operações segmentadas e sequenciais, a coagulação e floculação são recomendadas antes da flotação, para boa remoção de sólidos em suspensão e tipicamente os produtos químicos empregados são: o sulfato de alumínio ou o cloreto férrico, sendo suas concentrações determinadas em laboratório, em testes de jarro.

Na eletrocoagulação, o coagulante é produzido na célula eletrolítica (*in situ*) resultando na remoção de sólidos em suspensão (BUKHARI, 2005). “A dissolução química dos anodos compreende a formação do agente coagulante” (CRESPILO; REZENDE, 2004). O coagulante gerado varia de acordo com o material do eletrodo reativo utilizado. “No processo eletrolítico a adição de íons ocorre pelo desgaste do eletrodo reativo, que poderá ser de alumínio ou ferro” (SINOTI, 2004). Os fenômenos de eletrocoagulação e de flotação, via eletroflotação, são associados e ocorrem simultaneamente no reator.

Ocorrem reações eletrolíticas na superfície dos eletrodos, que são principalmente as reações de oxidação do material do anodo com a liberação de íons metálicos e reações no eletrólito. Essas reações são exemplificadas a seguir, na **Tabela 1**, para reações com eletrodos de Alumínio e, na **Tabela 2**, para reações com eletrodos de Ferro (CRESPILO; REZENDE, 2004; FERREIRA, 2006).

Tabela 1: Reações no processo eletrolítico com eletrodos de desgaste de Alumínio (Adaptado de CRESPILO; REZENDE, 2004; FERREIRA, 2006)

LOCAL	DESCRIÇÃO REAÇÕES
Anodo	$\text{Al}_{(s)} \leftrightarrow \text{Al}_{(aq)}^{3+} + 3 e^-$ $2 \text{H}_2\text{O}_{(l)} \leftrightarrow \text{O}_{2(g)} + 4 \text{H}_{(aq)}^+ + 4 e^-$
Catodo	$2 \text{H}_{(aq)} + 2 e^- \leftrightarrow \text{H}_{2(g)}$ (formação de gás hidrogênio) $2 \text{H}_2\text{O}_{(l)} + 2 e^- \leftrightarrow \text{H}_{2(g)} + 2 \text{OH}^-_{(aq)}$
Global	$\text{Al}^{3+} + 6 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3_{(s)} + 3 \text{H}^+$

² Os diâmetros dos colóides por definição estão compreendidos entre 10^{-6} e 10^{-3} mm, abaixo do valor dos poros dos filtros (0,45 µm) utilizados na determinação de sólidos em suspensão (SS), sendo mensurados como sólidos dissolvidos (SD).

³ Também são utilizados polímeros sintéticos ou vegetais catiônicos.



A estabilidade do hidróxido de alumínio depende do pH do meio. A sua solubilidade mínima é de 0,03 mg/L e ocorre a pH 6,3, aumentando a medida que a solução se torna mais ácida ou mais básica. Uma vez que o alumínio está dissolvido, dependendo do pH da solução, algumas espécies podem ser formadas (CAÑIZARES et al., 2005 apud FERREIRA, 2006). A remoção de contaminantes é atribuída aos vários complexos de alumínio formados nessas reações ditas secundárias, pelo fato destes absorverem-se às partículas, originando coágulos maiores, os flocos (equação 1):



Quando do uso de eletrodos de Ferro, a oxidação produz hidróxido de ferro, $\text{Fe}(\text{OH})_n$, onde n° de oxidação (n) igual a 2 ou 3, por isso são propostos dois mecanismos.

Tabela 2: Reações no processo eletrolítico com eletrodos de desgaste de Ferro (Adaptado de CRESPILO; RESENDE, 2004; FERREIRA, 2006).

LOCAL	Nº OXIDAÇÃO	REAÇÕES
Anodo	2	$\text{Fe}_{(\text{s})} \leftrightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{e}^-$ $2\text{H}_2\text{O}_{(\text{l})} \leftrightarrow \text{O}_{2(\text{g})} + 4\text{H}_{(\text{aq})}^+ + 4\text{e}^-$ A espécie gerada e o oxigênio dissolvido na solução reagem para formar o $\text{Fe}(\text{OH})_3$. $4\text{Fe}_{(\text{aq})}^{2+} + 10\text{H}_2\text{O}_{(\text{l})} + \text{O}_{2(\text{g})} \leftrightarrow 4\text{Fe}(\text{OH})_{3(\text{s})} + 8\text{H}_{(\text{aq})}^+$ $n\text{Fe}(\text{OH})_3 \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_{3n}$
	3	$\text{Fe}_{(\text{s})} \leftrightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{e}^-$ $\text{Fe}^{2+}_{(\text{aq})} + 2\text{OH}^{-}_{(\text{aq})} \leftrightarrow \text{Fe}(\text{OH})_{2(\text{s})}$ $2\text{H}_2\text{O}_{(\text{l})} \leftrightarrow \text{O}_{2(\text{g})} + 4\text{H}_{(\text{aq})}^+ + 4\text{e}^-$ $n\text{Fe}(\text{OH})_2 \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_{2n}$
Catodo	2	$8\text{H}_{(\text{aq})}^+ + 8\text{e}^- \leftrightarrow 4\text{H}_{2(\text{g})}$ $2\text{H}_2\text{O}_{(\text{l})} + 2\text{e}^- \leftrightarrow \text{H}_{2(\text{g})} + 2\text{OH}^{-}_{(\text{aq})}$
	3	$2\text{H}_2\text{O}_{(\text{l})} + 2\text{e}^- \leftrightarrow \text{H}_{2(\text{g})} + 2\text{OH}^{-}_{(\text{aq})}$
Global	2	$4\text{Fe}_{(\text{s})}^{2+} + 10\text{H}_2\text{O}_{(\text{l})} + \text{O}_{2(\text{g})} \leftrightarrow 4\text{Fe}(\text{OH})_{3(\text{s})} + 4\text{H}_{2(\text{g})}$
	3	$\text{Fe}_{(\text{s})} + 2\text{H}_2\text{O}_{(\text{l})} \leftrightarrow \text{Fe}(\text{OH})_{2(\text{s})} + \text{H}_{2(\text{g})}$

O pH da solução também interfere no processo. Em meio alcalino ocorre a hidrólise do íon Fe^{2+} ($\text{Fe}^{2+} + 2\text{OH}^- \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_2$). Os íons Fe^{3+} podem ser formados em meio ácido e na presença de oxigênio, e, dependendo do pH da solução as espécies $\text{Fe}(\text{OH})_2^{2+}$, $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ podem estar presentes (CRESPILO; RESENDE, 2004).

• FLOTAÇÃO VIA ELETROFLOTAÇÃO

A flotação consiste na separação das partículas presentes na água ou nos efluentes, pela introdução de bolhas de ar que, aderindo à superfície das partículas, aumentam seu empuxo e causam ascensão das mesmas (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). A eficiência dos sistemas de flotação, medida em termos de remoção de sólidos em suspensão totais, depende primordialmente da razão ar sólidos (mg ar/mg sólidos) (JORDÃO; PESSÔA, 2005). A geração dessas bolhas pode ser realizada por diversos métodos, entre os quais a eletrólise. O diâmetro das bolhas geradas por eletrólise situa-se em uma faixa intermediária entre os valores dos processos por ar dissolvido e por ar disperso (RAMIREZ apud WIENDL, 1998).

Em consequência da dissociação das moléculas neutras de ácidos, bases e sais na água decorre a movimentação de íons em direção ao catodo e anodo quando entre eles se estabelece um campo elétrico criado pela diferença de potencial (ddp) gerada por uma fonte de energia externa (WIENDL, 1998). Assim, nos esgotos sanitários, ocorre a movimentação predominante de íons H^+ para o catodo. Se atingirem os eletrodos antes de reagirem quimicamente com substâncias eventualmente existentes no líquido, se neutralizam eletricamente e formam moléculas gasosas (H_2) que permanecem em solução até determinado limite (a capacidade de um gás manter-se dissolvido na água depende de sua natureza e da temperatura), a partir do qual sobem para a superfície sob a forma de micro bolhas.



As micro-bolhas formadas, ao subirem para a superfície, contribuem para a agitação do meio e promovem o arraste dos sólidos em suspensão, principalmente na forma de flocos devido ao mecanismo simultâneo de eletrocoagulação. A eletroflotação dos flocos é responsável pela formação na superfície do líquido de uma camada de espuma⁴.

• REMOÇÃO DE MATERIAIS EM SUSPENSÃO

A remoção de materiais em suspensão (SS) e das partículas coloidais pelo processo eletrolítico relaciona-se principalmente aos mecanismos de eletrocoagulação e eletrofloculação (GIORDANO, 1999). Além da coagulação química, ocorre também a adsorção dos poluentes coloidais nas superfícies das bolhas e remoção por flotação (FERREIRA, 2006).

Nos esgotos domésticos, os SS representam cerca de 60% dos sólidos totais⁵ (JORDÃO; PESSÔA, 2005, p. 48), não incluídos os colóides, responsáveis por grande parte da matéria orgânica contida nos mesmos. Logo, os fenômenos de eletrocoagulação e eletrofloculação são responsáveis por grande parte da eficiência do processo eletrolítico no tratamento de esgotos domésticos.

• REMOÇÃO DE COMPOSTOS SOLÚVEIS

Os sólidos dissolvidos presentes no esgoto resultam principalmente de matéria orgânica em solução, formada por: nutrientes, carboidratos, aminoácidos, vitaminas, ácidos gordurosos entre outros. A remoção de compostos solúveis, pelo processo eletrolítico, decorre principalmente dos mecanismos de eletro-oxidação e de eletro-redução (GIORDANO, 1999). Bukhart (2005) relaciona a eletro-oxidação de matéria orgânica solúvel, em processos eletrolíticos, a dois princípios: oxidação direta e oxidação indireta⁶:

[...] A oxidação direta ocorre no eletrodo anodo, no qual os compostos orgânicos cedem seus elétrons para manter o fluxo de corrente no eletrólito. A oxidação indireta ocorre como resultado da produção de um agente oxidante no eletrólito como cloro, ozônio, ou outros radicais livres (BUKHARI, 2005).

Entretanto, nos reatores com eletrodos reativos, a eletro-oxidação da matéria orgânica dissolvida se dá principalmente pela sua oxidação direta no anodo, sendo desprezível a formação secundária de agentes oxidantes no eletrólito, devido à presença dos íons metais, oriundos da oxidação do metal do anodo, que reagem com os radicais hidroxila formados no eletrólito.

INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA

Nos processos de tratamento de efluentes, a influência da temperatura se manifesta em diferentes operações: interfere nas de natureza biológica, por exercer grande influencia na atividade biológica (metabolismo) dos microorganismos envolvidos; nos processos de transferência de massa de gases como nas operações de flotação por ar dissolvido; temperaturas mais elevadas favorecem as reações de dissolução de sólidos e fazem aumentar as suas respectivas solubilidades, enquanto causam a diminuição das solubilidades dos gases (e.g. solubilidade do oxigênio é menor nas temperaturas mais elevadas); e nas operações em que ocorre o fenômeno da sedimentação (o aumento da temperatura faz diminuir a viscosidade, melhorando as condições de sedimentação) (JORDÃO; PESSÔA, 1995; BARBOSA FILHO, 2007). A temperatura interfere ainda nas operações de coagulação (MANNARINO, 1987).

⁴ Escuma - denominação dada ao material flotante que contenha sólidos residuais presentes (SINOTI, 2004).

⁵ Matéria orgânica que permanece como resíduo após evaporação a 103 °C.

⁶ Eletro-oxidation of soluble organic matter takes place via two principle pathways: direct oxidation and indirect oxidation (BUKHART, 2005).



• INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA NOS PROCESSOS ELETROLÍTICOS

Teoricamente, sabe-se que a temperatura influencia vários parâmetros durante o processo eletrolítico (MANNARINO, 1997; WIENDL, 1998; GIORDANO, 1999). Entretanto, poucas pesquisas têm sido realizadas neste campo (CRESPILHO; RESENDE, 2004):

O que se sabe até o presente momento é que alguns trabalhos realizados na Rússia revelaram que a eficiência da EF com eletrodos de alumínio aumenta com a temperatura até 60°C. Acima deste valor, a eficiência diminui. Porém a condutividade aumenta com o aumento da temperatura, diminuindo o consumo da energia elétrica (CRESPILHO; RESENDE, 2004).

Mannarino (1997), em estudos realizados sobre a aplicação do processo de eletrocoagulação em efluente petroquímico, analisou a influência da temperatura no desempenho do processo, avaliando a redução de DQO nas faixas de 20°C a 40°C. Em um efluente com DQO inicial de 1000 ppm, para um mesmo tempo de 10 minutos e densidade de corrente de 90 A/m², constatou reduções para ordem de 500 (20°C) a 150 (40°C) ppm respectivamente, o que demonstrou a influência direta do aumento da temperatura no aumento da eficiência do processo. Os resultados foram coerentes com o relatado, anteriormente, por Além Sobrinho e Zimbardi (1987), apud Mannarino (1997): “Influi no tratamento já que o aumento desta aumenta a velocidade de remoção” e, posteriormente, por Daneshvar et al. (2004) apud Ferreira (2006). Observou ainda o efeito da temperatura no processo, pela variação da corrente elétrica em função desta. Para tal, realizou testes mantendo as condições de ddp, tempo do processo e pH, variando a temperatura na faixa de 12°C a 52°C. Observou incremento de corrente com o aumento da temperatura, que pode ser explicado pelo aumento da condutividade e, diminuição da taxa de incremento a partir de 42°C.

A temperatura é um dos fatores, além da concentração total de íons em solução, número de oxidação dos íons e mobilidades iônicas, que afetam a condutividade (BARBOSA FILHO, 2007) e o seu aumento contribui para o aumento da mesma. Logo, para uma mesma ddp, em temperaturas mais elevadas, haverá uma maior condutividade, sendo possível obter-se maiores correntes, o que influencia diretamente o processo.

O aumento da temperatura da solução contribui para o acréscimo da eficiência de remoção causado pelo aumento da movimentação dos íons produzidos, que facilita a colisão deles com o coagulante formado. Porém, quando aquele valor for superior a 300 K ($\approx 27^\circ\text{C}$), a eficiência da remoção diminui devido à formação de flocos indesejados e ao aumento da solubilidade dos precipitados (DANESHVAR et al., 2004 apud FERREIRA, 2006). Segundo Mannarino (1997) em localidades com inverno rigoroso é necessário utilizar maior densidade de corrente para se obter a mesma eficiência daqueles dias mais quentes

Observa-se também o aumento da temperatura da solução no período de aplicação da eletrocoagulação, causado pelo efeito *Joule* (LAURIE et al., 2003 apud FERREIRA, 2006). Cabe ressaltar que Mannarino (1987) já recomendava a observação deste parâmetro de forma a se evitar o efeito prejudicial decorrente da perda de energia por dissipação de calor ou a quebra dos flocos recém-formados ao ultrapassar os valores limites de tensão de cisalhamento que os mesmos podem suportar. O aumento da temperatura da solução com o decorrer do tratamento foi avaliado por Ferreira (2006), em reatores com eletrodos de ferro e de alumínio.

No processo de eletroflotação, o aumento da temperatura tende a favorecer a flotação. A diminuição do coeficiente de solubilidade dos gases na água com o aumento da temperatura, viabiliza que maiores quantidades de gases sejam eliminadas sob a forma de bolhas, o que favorece a flotação. A velocidade de ascensão das bolhas também é influenciada pela temperatura. Wiendl (1998) aplicou a equação de Stokes simplificada e concluiu que a velocidade de ascensão da bolha de hidrogênio a 30°C é cerca de duas vezes maior que a 0°C. Assim, no processo de flotação, a elevação da temperatura facilitaria o arraste das partículas em suspensão.

DESGASTE DOS ELETRODOS

O tempo de desgaste dos eletrodos pode ser determinado pela Lei de Faraday, e pode ser calculado em função da massa ou volume desgastado, conforme as Equações 1 ou 2:

$$T=M/a.I$$

equação (2)



Ou

$$T = d \cdot V / \alpha \cdot I$$

equação (3)

Sendo:

M = massa de eletrodo desgastada (g)

α = equivalente eletroquímico do material do eletrodo (g/C)

I = corrente (A)

t = tempo (s)

V = volume de eletrodo desgastado (m³)

d = densidade do material do eletrodo = M/V (g/m³)

Entretanto, cabem algumas considerações sobre as Leis de Faraday. Estas consideram um sistema fechado e perfeito, entretanto na prática, em relação à energia elétrica aplicada nas células eletrolíticas, existem perdas associadas à resistência das conexões, do eletrólito, e a dissipação por calor entre outros.

CONSIDERAÇÕES SOBRE O PROCESSO ELETROLÍTICO: VANTAGENS E LIMITAÇÕES

Entre as vantagens associadas ao processo eletrolítico pode-se destacar:

- Ocupa área relativamente pequena se comparada com as áreas requeridas pelos tratamentos biológicos convencionais.
- Pode ser construído modularmente;
- Admite variações de vazão, pois opera de forma contínua ou intermitente (WIENDL, 1998); e
- Alta eficiência em relação à remoção de coliformes e a alta qualidade organoléptica (baixa turbidez, reduzida cor e ausência de odor) são características dos esgotos tratados pelo processo de tratamento eletrolítico (WIENDL, 1998).
- De acordo com pesquisas recentes, utilizando-se o processo eletrolítico é possível a remoção de compostos solúveis e materiais em suspensão, inclusive os colóides (GIORDANO, 2003).

Entretanto sabe-se que alguns fatores influenciam diretamente a eficiência do processo e devem ser cuidadosamente avaliados, tais como:

- A condutividade, cujo aumento beneficia o processo eletrolítico. A condutividade mínima do esgoto é um requisito no funcionamento do processo eletrolítico que muitas vezes torna necessária a adição de água do mar para que o nível mínimo seja alcançado.
- O consumo dos eletrodos que implica em operação de troca, além de custo;
- A maior produção de lodo se comparado aos processos biológicos; e
- A temperatura, pois a eficiência do processo aumenta com a temperatura (WIENDL, 1998).

Giordano (1999) realizou uma avaliação comparativa entre o processo eletrolítico e soluções convencionais aplicadas a esgotos sanitários, utilizando dados reais de projeto de locais com populações equivalentes (1500 hab) e foram considerados parâmetros tais como: área necessária, demanda energética e eficiência.

PESQUISAS E APLICABILIDADE

No Brasil, e no exterior, vários estudos têm sido realizados, em diversas áreas de aplicação e a versatilidade do processo pode ser percebida pela grande variedade de pesquisas realizadas para tratamento de diferentes tipos de efluentes além de diferentes objetivos, como remoção de vírus, remoção de cor, além de redução de DQO e Sólidos em Suspensão.

Entre as pesquisas mais recentes pode-se destacar: para tratamento de esgotos domésticos (POON; BRUECKNER, 1975; PESSOA, 1996; ALEM SOBRINHO; ZIMBARDI, 1987; GIORDANO, 1991, 1999; WIENDL, 1998; GIORDANO; BARBOSA FILHO, 2000; SINOTI, 2004), de efluentes de restaurantes (CHEN et al., 2000), de lavanderias (GE et al., 2004), da indústria alimentícia (ANGELIS et al., 1998; SILVA; WILL; BARBOSA FILHO, 2000), de papel (FERREIRA, 2006), e da indústria mecânica fabricante de equipamentos para produção de petróleo (SILVA, 2005), em efluente petroquímico (MANNARINO, 1997), remoção de metais pesados (CASQUEIRA et al., 2005), no descolorimento de efluente das indústrias



de papel e celulose e têxtil (BUZZINI, 1995; SILVA et al., 2000; MACHADO et al., 2005) e, até no tratamento de chorume (TSAI et al., 1997; GIORDANO, 2003).

Estas pesquisas buscam em sua maioria, identificar a aplicabilidade do processo eletrolítico no tratamento de tipos específicos de efluentes, no caso em que os processos tradicionais de tratamento como os biológicos ou por precipitação química apresentam restrições, bem como verificar quais os respectivos parâmetros ótimos de operação (GIORDANO; BARBOSA FILHO, 2000; YANG, 2006; BAYRAMOGLU et al., 2006; GE et al., 2004; CHEN, 2004).

Algumas pesquisas realizam avaliações comparativas de eletrocoagulação/eletroflotação com métodos tradicionais de coagulação e floculação (MACHADO et al., 2005), com o objetivo de otimização de métodos separadores de fases. Outras, mais conceituais, têm por objetivo uma melhor compreensão da interação entre os diversos fenômenos envolvidos, considerando a complexidade destas interações e domínio sobre a técnica (MOLLAH et al., 2001; HOLT et al., 2005; MACHADO; WIMMER, 2005).

MATERIAIS E MÉTODOS

Os experimentos com o processo eletrolítico utilizaram amostras de esgoto bruto, com características conforme **Tabela 3**, coletadas em um condomínio residencial, no RJ, com consumo d'água per capita da ordem de 300 a 350 L/hab/dia e, foram realizadas em laboratório credenciado, no decorrer de 2007.

Tabela 3: Caracterização dos efluentes coletados no condomínio X (RJ).

PARÂMETROS	CARACTERIZAÇÃO
condutividade a 25 °C ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	233 a 537 (518)
pH (temp. 19,4 °C)	7
Temperatura efluente (Coleta)	25 a 26 °C
DQO ($\text{mg O}_2/\text{L}$)	259 a 385
DBO ₅ ($\text{mg O}_2/\text{L}$)	78 a 298
SST (mg/L)	75 a 125
O & G	< 6 a 23

Neste estudo, foram adotadas condições experimentais com dois reatores com capacidade de 4L e eletrodos de *Al* (séries 1 a 3) e *Fe* (séries 4 e 5), e cujas variáveis foram: temperatura (7°C, 12°C, 17°C e 22°C \pm 1°C), distância entre as placas (0,9 cm e 1,8 cm), material de desgaste dos eletrodos (*Al* e *Fe*), tensão aplicada (2,1 V a 12,1 V) e tempo de retenção na câmara (10 a 46 min.), sendo investigado principalmente o efeito da variação da temperatura na eficiência do processo e no consumo de energia, bem como a influência das diversas variáveis relacionadas. As **Figuras 3 e 4** ilustram os ensaios com os Reatores A e B.



Figura 3 – Processo com Reator A



Figura 4 - Processo com Reator B

Para avaliação da eficiência do processo eletrolítico no tratamento do esgoto doméstico, foram realizadas análises dos parâmetros DQO, sólidos em suspensão (SST), DBO₅, turbidez e volume de lodo gerado, utilizando como referência o “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21st edition”.



Inicialmente os testes foram realizados com o pH e condutividade do esgoto bruto coletado (séries 1 a 4 dos ensaios) com pH na faixa de 6,65 a 7,31 e condutividade da ordem de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Posteriormente, foi realizado um ajuste da condutividade (série 5) para valores da ordem de 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

RESULTADOS OBTIDOS OU ESPERADOS

Na faixa de temperatura (Θ) de 7°C a 22°C, o principal efeito observado foi a redução do consumo de energia com o aumento da temperatura, conforme **Figura 5** e coerente com informações constantes na literatura (CRESPILO; RESENDE, 2004). Entretanto, foi possível estimar, nos ensaios realizados com os reatores A e B, um aumento médio no consumo de energia de 1 a 2 % por °C diminuído a partir de 22 °C.

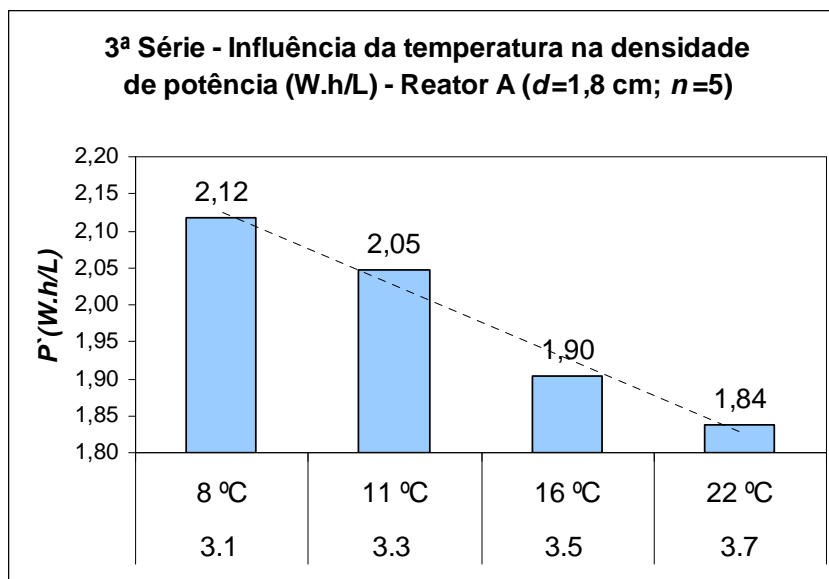


Figura 5: 3ª série de ensaios - Influência da variação de temperatura no consumo de energia nos processos eletrolíticos no reator A (anodos de Al ($n=5$), $i=2,9 \text{ A}$ e $t=15 \text{ min}$)

Foi possível verificar-se a eficiência dos eletrodos de desgaste de alumínio (Al), ensaios série 3, e de aço carbono (Fe), ensaios série 4, nos reatores A (distância entre placas (d) = 1,8 cm) e B ($d=0,9 \text{ cm}$), em temperatura de $12^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$, aplicando-se o processo durante 15 min (Reator A) e 20 min (Reator B). Para tal, repetiram-se as condições dos ensaios 3.3 em 4.3 (reator A - $d=1,8 \text{ cm}$, $i = 2,9 \text{ A}$, $t = 15 \text{ min}$, $\Theta_i = 12^\circ\text{C}$) e de 3.4 em 4.4 (reator B - $d=0,9 \text{ cm}$, $i=2,9 \text{ A}$, $t= 20 \text{ min}$, $\Theta_i = 12^\circ\text{C}$), tendo sido obtido os resultados mostrados na **Figura 6**:

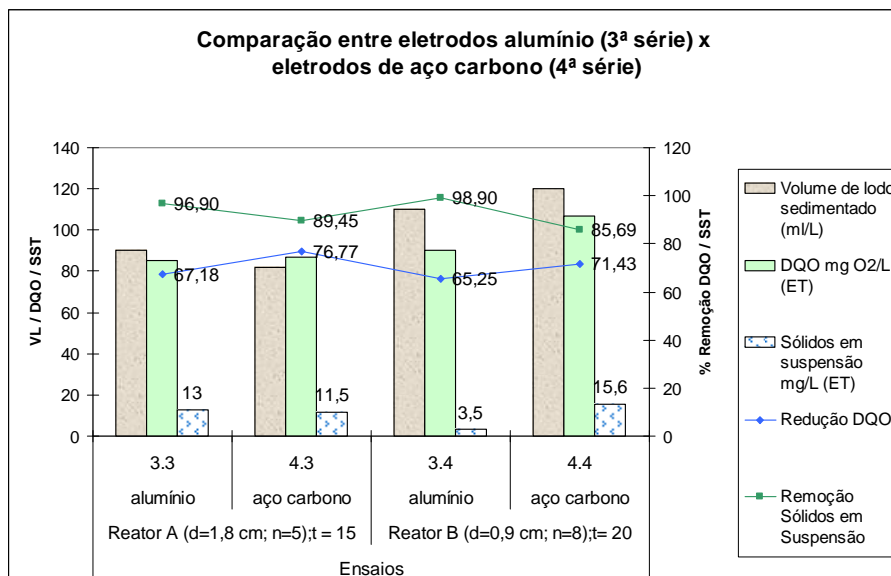


Figura 6 – Resultados obtidos com eletrodos de desgaste de alumínio (Ensaio 3.3 e 3.4) e de aço carbono (Ensaio 4.3 e 4.4)

Os índices alcançados, em temperatura de 12°C, para redução de DQO foram de 77% e 71% (Reatores A e B respectivamente, com eletrodos de Fe) e 67% e 65% (Reatores A e B, com eletrodos de Al); e, os índices de remoção de Sólidos em Suspensão Totais (SST) alcançados foram de 97% e 98% (Reator A e B com eletrodos de Al) e 70% e 86% (reator A e B com eletrodos de Fe).

As variáveis, tempo e intensidade de corrente, influenciam nos resultados de redução de DQO, e no consumo de energia. A variação da condutividade também influencia no consumo de energia.

A **Figura 7** ilustra o aspecto final do efluente tratado após processo eletrolítico e tempo de decantação igual a duas horas. O aspecto é límpido e a qualidade final obtida é compatível para ser submetida a tratamento de desinfecção.



Figura 7: Amostra de esgoto tratado no reator eletrolítico A (d=1,8 cm), com eletrodos de desgaste Fe, em T=13 °C, com tempo de retenção de 15 min, de decantação de 2 horas e amostra após filtração.

Sob temperatura de 15°C e condições de condutividade da ordem de 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$, os melhores resultados usando eletrodos de desgaste de Fe, $d = 0,018\text{m}$ foram obtidos aplicando densidade de corrente de 22,9 A/m^2 , 4,5 V, tempo de retenção de 25 min. Os resultados apresentaram valores de DQO no efluente tratado de 65 mg/L (redução de 89%), DBO_5 de 56 mg/L (redução de 64%), SST de 8 mg/L (93%), com turbidez de 11,3 uT e, após filtração, turbidez de 3,2 uT, consumo de energia de 0,8 Wh/L , e Volume Lodo (VL) de 88 mL/L .



CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

• CONCLUSÕES

Foi constatado que a eficiência da redução de matéria orgânica é influenciada por diversos parâmetros, ou seja: pela densidade de corrente aplicada (J), pela tensão (U), pelo tempo de aplicação do processo eletrolítico (t), ambos relacionados à potência aplicada (P), além dos materiais do eletrodo e da temperatura do efluente. Observado que a faixa ideal de operação no processo eletrolítico envolve o equilíbrio entre: melhorar a eficiência de remoção de matéria orgânica, obter a menor geração de volume de lodo possível e menor consumo energético.

Na faixa de temperatura (Θ) de 7°C a 22°C, o principal efeito observado foi a redução linear do consumo de energia com o aumento da temperatura. Foi possível estimar, nos ensaios realizados com os reatores A e B, um aumento médio no consumo de energia de 1 a 2 % por °C diminuído a partir de 22 °C.

Quanto aos índices de redução de matéria orgânica na faixa avaliada, observaram-se em 7°C índices de redução de DQO e SST inferiores aos obtidos em temperaturas superiores (12°C, 17°C e 22°C). Entretanto, acima de 12°C, não foram observadas diferenças significativas na redução de DQO, havendo uma tendência a maior remoção de SST, o que pode estar associado aos fenômenos de flotação pela variação da viscosidade e formação das bolhas no meio líquido. Assim, os resultados obtidos recomendam a operação com efluentes em temperaturas acima de 12°C, embora o processo seja operacional na faixa de temperatura avaliada (7° a 22°C), constituindo-se em uma alternativa para locais de clima frio.

• RECOMENDAÇÕES

Realizar estudos complementares em bancada de laboratório:

- no efluente tratado: análises de DBO₅, metais, turbidez, sólidos em suspensão voláteis, colimetria;
- no lodo gerado: densidade, colimetria, metais e verificação da melhor avaliação das opções para a disposição final; e
- de eficiência de corrosão das placas.

As realizações destes ensaios podem contribuir para ampliar os conhecimentos sobre o processo e alcançar um melhor domínio sobre a técnica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALEM SOBRINHO, P., ZIMBARDI, W. Tratamento de esgotos de área litorânea por processo eletrolítico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14., 1987, São Paulo. **Anais**. Rio de Janeiro: ABES, 1987.
2. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA), WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21st ed., Washington: APHA, 2005.
3. ANGELIS, D. F. de et al. Eletrólise de Resíduos Poluidores: I – Efluentes de uma indústria liofilizadora de condimentos. **Química Nova**, São Paulo, v. 21, n.1, p. 20-24, jan./fev. 1998. Disponível em: <<http://www.scielo.br>>. Acesso em: 06 nov. 2005
4. ATKINS, P.; PAULA, J. de, **Físico-Química**. v. 3, 7 ed. Rio de Janeiro: LTC, 2004.
5. BARBOSA FILHO, O. **Apostila da disciplina Águas e Águas Residuárias**. Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, UERJ, 2007.
6. BAYRAMOGLU, M.; KOBAYASHI, M.; EYVAZ M.; SENTURK E. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 51, n. 3, p. 404-408, oct. 2006.
7. BILA, D. M. **Notas de aula da disciplina Tratamento de Águas Residuárias - FEN-07723**. Mestrado Profissionalizante em Engenharia Ambiental: Saneamento Ambiental. UERJ, Rio de Janeiro, 2006.
8. CHEN, J. P.; CHANG, S-Y.; HUNG, Y-T. Electrolysis. In: WANG L. K.; HUNG Y-T.; SHAMMAS N. K. **Physicochemical Treatment Processes**. Humana Press, 2005. Chapter 10, p. 359-378. (Handbook of Environmental Engineering, v. 3).
9. CRESPILO, F. N., REZENDE, M. O. O. **Eletroflotação: princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2004.



10. GIORDANO, G.; BARBOSA FILHO, O. O processo eletrolítico aplicado ao saneamento ambiental de balneários. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000, Rio Grande do Sul. **Anais eletrônicos...** [s.l.]: ABES, 2000. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/i-055.pdf>>. Acesso em: 14 jan. 2008.
11. HUGHES, Kevin.A. Reducing sewage pollution in the Antarctic marine environment using a sewage treatment plant. **Marine Pollution Bulletin**, Cambridge, UK, n. 49, p. 850-853, 2004.
12. JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.
13. MACHADO A. F.; WIMMER A. C. S. **Análise e proposta de metodologias em escala de laboratório para processos eletrolíticos**. 2005. Projeto de Graduação (Engenharia Civil, Habilitação Sanitária e Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.
14. MACHADO, Ê. L. et al., 2005. Descolorimento de efluente têxtil através de métodos de coagulação/floculação e eletroflotação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, **Anais em meio magnético**. Campo Grande: ABES, 2005, p. 1-5. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/II-271.pdf>>. Acesso em: 12 jan. 2007.
15. MANNARINO, J.C. **Processo de eletrocoagulação aplicado a um efluente petroquímico**. 1997. 30 p. Projeto de Graduação. (Graduação em Engenharia Civil, Habilitação Sanitária). UERJ, Rio de Janeiro, 1997.
16. MARA, D. Faecal indicator organisms. In : MARA D., HORAN N. (Cds) **Handbook of water and wastewater microbiology**. San Diego: Academic Press, p. 105-112.
17. McANENEY, D. W. Wastewater lagoons for cold regions. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON COLD REGIONS ENGINEERING, 9., 1998, Newcomb. **Proceedings**. Reston (VA): American Society of Civil Engineers (ASCE), p. 96-106.
18. MOLLAH, M. Y. A. et al. Electrocoagulation (EC) – science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, p. 29-41, june 2001.
19. NETTO, J. B. P.; NOGUEIRA, W. A.; RAMOS, W. Experiência Capixaba na Aplicação do Processo de Coagulação elétrica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 13, Maceió, 1985. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1985, Tema - água, p.1-23.
20. OBLINGER, F. G. et al. Automation of an Eletrolytic Cell for the Treatment of Oily Wastewater. **Environmental Progress**, n. 4, vol.5, p.283-285, novembro 1986.
21. PESSOA, A. D. **Processo de eletrocoagulação para tratamento de esgotos sanitários e efluentes industriais**, 1996. 36 p. Projeto de Graduação IV-B (Graduação em Engenharia Civil, Habilitação Sanitária). UERJ, Rio de Janeiro, 1996.
22. POON C. P.; BRUECKNER T. G. Physicochemical treatment of wastewater-seawater misture by electrolysis. **Journal Water Pollut. Control Fed.**, v. 47, n.1, p. 66-78, jan. 1975.
23. RAMIREZ E. R. Comparative Physicochemical Study of Ind. Wastewater Treatment by Electrolytic, Dispersed Air and Dissolved Air Flotation Technologies. In: ANNUAL PURDUE INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 34., 1979, West Lafayette. **Proceedings**. p. 699, 1979.
24. RODRIGUEZ, C. J. M. **Tratamento de efluentes líquidos na Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF): avaliação da aplicabilidade do processo eletrolítico**. 2008. 251f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental: Saneamento Ambiental) – UERJ, Rio de Janeiro, 2008.
25. SIFUENTES, E. L. S. E. **Estudo do Tratamento Eletrolítico das Águas Residuárias de uma Indústria de Doces**. 1992. 172p. Tese Doutorado (Engenharia de Alimentos): Universidade Estadual de Campinas, 1992.
26. SILVA, A. C. L. da; WILL, I. B. de S.; BARBOSA FILHO, O. **Remoção de DQO e de cor através do tratamento eletrolítico**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. Disponível em: <<http://www.cepis.org.pe/bvsaidis/aresidua/i-014.pdf>>. Acesso em: 15 mar. 2007.
27. SILVA, P. C. F. da. **Tratamento de resíduos líquidos industriais pelo processo eletrolítico: uma alternativa para o gerenciamento dos resíduos líquidos, gerados nas indústrias mecânicas fabricantes de equipamentos para produção de petróleo**. 2005. 96f. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Gestão) – UFF, Niterói, 2005.
28. SINOTI, André. **Processo Eletrolítico no Tratamento de Esgotos Sanitários: Estudo de sua Aplicabilidade e Mecanismos Associados**. 2004. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – UNB, Brasília, 2005.
29. SMITH, J. J.; RIDDLE, M. Sewage disposal and wildlife health in Antarctica. In: KERRY, K.; SHELLAM, M.; RIDDLE, M. (Ed.). **Diseases of Antarctic Wildlife**. Springer-Verlag, 2007. Chapter unknown. In press.



30. THOMSEN, A. **Waste water treatment in Antarctica:** a feasibility study for grey water at Wasa station. 2004. 66f. Thesis (Master of Science Industrial Ecology). KTH, Stockholm, 2005.
31. VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** 2. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. v. 2.
32. WIENDL, W.G. **Processo Eletrolítico no Tratamento de Esgotos Sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 1998. 368p.