

II-334 - ELETROCOAGULAÇÃO E OSMOSE INVERSA COMBINADAS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS OLEOSAS

Fábio Merçon⁽¹⁾

Doutor e Mestre em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Engenheiro Químico e Químico pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Leonardo Firmino da Silva⁽¹⁾

Mestre em Química e Engenheiro Químico pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Alexandre Andrade Cerqueira⁽¹⁾

Doutor em Engenharia do Meio Ambiente e Mestre em Química pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Graduação em Química Industrial, Licenciatura e Bacharelado pela Fundação Técnico Educacional Souza Marques, no Rio de Janeiro.

Mônica Regina Marques Palermo de Aguiar⁽¹⁾

Doutora e Mestre em Química pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Graduação em Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Endereço⁽¹⁾: Rua São Francisco Xavier nº 524, Pavilhão Haroldo Lisboa da Cunha, 3º andar - Sala 310, Maracanã, Rio de Janeiro - RJ CEP 20550-900 – Brasil - Tel.: +55 (21) 2334-0138 - e-mail: fabiomercon@gmail.com.

RESUMO

Atualmente, um dos grandes desafios da humanidade consiste na busca pelo suprimento de água potável para toda a população mundial. A quantidade da água ofertada e sua qualidade são confrontadas pelo aumento da poluição por esgoto doméstico e efluentes industriais e agrícolas, bem como o crescimento desenfreado da população mundial. Diante desta problemática, no presente trabalho estudou-se um sistema de tratamento híbrido, em batelada, de tratamento de águas oleosas simuladas em laboratório. O sistema de tratamento foi composto de duas etapas, onde na primeira avaliou-se o uso da técnica da eletrocoagulação, responsável pela quebra da estabilidade das emulsões óleo/água e de uma segunda que avaliou o uso de processos de separação com membranas visando à remoção do metal adicionado ao efluente na etapa anterior.

O sistema de eletrocoagulação foi avaliado em relação ao uso de eletrodos (alumínio e ferro), tipo de corrente aplicada (contínua e alternada), intensidade de corrente elétrica de 1 a 3 A e tempo de residência de 6 a 18 min. Foram alcançadas remoções máximas de 98 % da DQO, 99,8 % de cor e 98,8 % de turbidez. Para ambos os materiais investigados, pode-se constatar um maior consumo total de massa de eletrodos quando do uso da corrente em modo contínuo.

Na segunda etapa do estudo, a osmose inversa foi avaliada em relação à variação da pressão de trabalho nos valores de 10, 20 e 30 bar. O sistema utilizado possibilitou a redução significativa de DQO, cor, turbidez, salinidade, sólidos totais dissolvidos e de íons alumínio em solução. Foi atingida a rejeição máxima de alumínio de 99,56 % em toda a faixa de pressão estudada. Todavia, o fluxo de permeado aumentou em função da pressão aplicada. O único parâmetro não atendido pela legislação foi o pH, o que demanda uma etapa posterior de neutralização, antes do descarte ou reuso.

PALAVRAS-CHAVE: Águas Oleosas, Eletrocoagulação, Eletrofloculação, Osmose Inversa.

INTRODUÇÃO

O homem ao longo das últimas décadas tem intensificado esforços no sentido de identificar as fontes poluidoras dos corpos hídricos e as substâncias que compõe essas complexas matrizes de modo a otimizar a adequada seleção do método ou da melhor técnica de tratamento entre as tecnologicamente disponíveis. A composição dessa matriz esta intimamente ligada ao ramo industrial e as atividades praticadas no local de origem do descarte.

Produtos oleosos são utilizados em diversos setores industriais com funções de lubrificação, como líquido refrigerante, na limpeza de superfícies, na prevenção da corrosão em estruturas e em diversos processos de

fabricação (CANIZARES et al., 2007). Com o uso, esses produtos sofrem a perda de suas propriedades ótimas e acabam por se tornar obsoletas, transformando-se em resíduos (CANIZARES et al., 2008).

O descarte de efluentes oleosos não pode ser feito diretamente nas estações de tratamento das empresas de saneamento públicas, pois as mesmas não estão preparadas para tratar esse tipo e quantidade de resíduo. Esses resíduos provocariam diversos danos a esses sistemas tais como entupimento de canos e tubulações, intensificação de odores, corrosão em condições anaeróbias e até mesmo entupimento de filtros e elementos filtrantes (CHEN; CHEN; YUE, 2000). Ao meio ambiente, os efeitos são mais nocivos podendo levar a adição de cor as águas, odor e ameaça ao metabolismo das espécies, sendo prejudicial ao solo e as plantas.

Assim sendo, é necessário que esse tipo de resíduo receba o tratamento adequado antes de chegar às estações de tratamento ou que essas estações sofram adaptações a fim de tratar esse resíduo. O tratamento clássico aponta para o uso de agentes químicos visando à separação óleo-água das emulsões formadas seguido por processos de sedimentação com auxílio da gravidade. Esse método, porém, incorre no uso excessivo de produtos químicos o que eleva os custos e a água residual necessita ainda de um tratamento posterior (MOSTEFA e TIR, 2004).

Sistemas híbridos vêm sendo utilizados para assegurar um tratamento eficaz de águas residuais. A eletrocoagulação pode ser inserida em sistemas de tratamento que usam processos de separação com membranas como a osmose inversa e outras tecnologias tradicionais que buscam melhorar a remoção de partículas finas e íons metálicos de águas residuais (MOLLAH et al, 2001). O estudo do tratamento desse tipo de efluente com essas duas técnicas associadas, eletrocoagulação e osmose inversa, é importante, pois demonstra o uso de tecnologias viáveis e atuais que podem ser usadas por indústrias e empresas de saneamento na redução dos impactos ambientais causados por esse tipo de contaminante. Muitas publicações se limitam ao estudo dessas técnicas em separado quando, na verdade, as mesmas podem ser utilizadas em conjunto, de modo complementar, como apresentado neste trabalho.

MATERIAIS E MÉTODOS

O efluente sintético consistiu em uma emulsão água/óleo preparada através da adição da concentração fixa de 1g/L do óleo lubrificante da marca Havoline Texaco SAE 20W-50 ® a uma solução aquosa contendo uma concentração também fixa de 1,5 g/L de cloreto de sódio (NaCl), garantindo a condutividade do meio, e volumes fixos de dois agentes emulsificantes, um agente hidrofílico e de um agente lipofílico, 150 mL de cada um deles. Os agentes emulsificantes possuíam a concentração também fixa de 1000 mg/L, cada. A emulsão é garantida após uma intensa agitação da solução com um agitador mecânico.

O agente hidrofílico utilizado foi o produto comercial Alkest TW 60 ® que é solúvel em água e que possui alto valor no índice de balanço hidrofílico e lipofílico (HLB). Por sua vez, o agente lipofílico utilizado foi o produto comercial Alkest SP 60 ® que possui baixo índice HLB fazendo com que este atue como dispersante ou solubilizante do óleo presente na mistura.

A caracterização dos efluentes bruto e tratado foi feita considerando os parâmetros: DQO, pH, turbidez, cor, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade e salinidade. Condutividade, pH, salinidade e sólidos totais dissolvidos foram determinados com auxílio de medidor multiparâmetro PCS Tester 35. A turbidez foi analisada em turbidímetro TB1000 da marca Tecnozon. O monitoramento da cor foi realizado em espectrofotômetro modelo DR 5000 da marca HACH no comprimento de onda de 400 nm. A determinação da DQO foi realizada pela técnica de refluxo fechado, segundo a metodologia indicada por APHA (2012). O consumo de eletrodo foi calculado pela diferença entre as massas de eletrodo antes e após o experimento com auxílio de balança analítica eletrônica (Marca Mettler Toledo modelo AL204). A concentração de alumínio em solução foi determinada pela técnica de espectrofotometria de absorção atômica utilizando um equipamento modelo: Spectr AA 220 fabricado por Varian.

ELETROCOAGULAÇÃO

O efluente sintético preparado foi submetido ao processo da eletrocoagulação, que tem seu esquema representado na Figura 1. O sistema de bancada foi fabricado pela empresa Tecnozon e consiste basicamente

em um reator com capacidade de 3 L no qual utilizam-se como eletrodos 8 placas metálicas (9 x 15 cm, com 3 mm de espessura) ligadas em paralelo. O efluente a ser tratado é conduzido ao reator com o auxílio de uma bomba peristáltica, sendo que em sequência ao reator tem-se um decantador para a separação do lodo formado. O valor da corrente elétrica é controlado por meio da chave de controle de intensidade de corrente. Nos experimentos de eletrocoagulação os parâmetros avaliados foram: tipo de eletrodo (alumínio e ferro), tipo de corrente aplicada (contínua e alternada), intensidade de corrente (1, 2 e 3 A) e tempo de operação (6, 9 e 18 min).

Ao término do processo, o efluente é transferido do reator de eletrocoagulação ao tanque de separação, com auxílio da bomba, e, neste, procede-se a separação gravitacional do efluente tratado do lodo formado no processo. O efluente tratado passa então por uma filtração dupla com papel de filtro qualitativo da marca Whatman® grau 40 e é acondicionado em tubos do tipo Falcon para posterior análise. As análises são feitas de maneira imediata visando à diminuição de interferências.

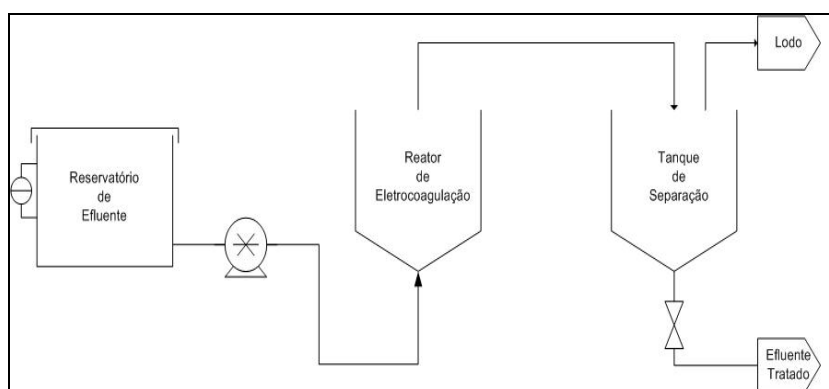


Figura 1: Fluxograma do sistema de eletrocoagulação.

OSMOSE INVERSA

A corrente obtida na eletrocoagulação foi encaminhada para o tratamento na etapa da osmose inversa que tem sistema representado na Figura 2. O sistema de bancada de osmose inversa (fabricados por PAM Membranas Seletivas Ltda.) emprega um módulo com membrana plana (área útil 116,9 cm²) e fluxo transversal. Foi utilizada a membrana comercial modelo 4040-X201-TSA fabricada por TriSep Corporation. O sistema contém ainda um tanque de alimentação (capacidade de 10 L), retificador de corrente, rotâmetro, manômetro, termômetro, indicador de vazão de permeado e bomba de deslocamento positivo.

Durante a operação realiza-se a pressurização do sistema de forma gradativa. A velocidade de rotação da bomba é ajustada pelo retificador de corrente. Com o auxílio de uma válvula de contra-pressão faz-se a regulação de pressão no sistema. A partir do controle do retificador de corrente e da válvula de contra-pressão é possível regular a vazão de alimentação e a pressão de operação. A temperatura do sistema era controlada através de circulação de água e durante a operação. Assim há um resfriamento com fluxo de água em uma serpentina de inox no tanque de alimentação, evitando assim que oscilações de temperatura interfiram no processo de separação. O sistema foi operado em batelada, com a recirculação da corrente de concentrado para o tanque de alimentação.

Os experimentos foram conduzidos por 180 min, com retirada de amostras do permeado a cada 30 min. Mantiveram-se constantes a vazão de alimentação (1 L/min) e a temperatura (30°C), variando-se a pressão de operação (10, 20 e 30 bar).

RESULTADOS DA ETAPA DE ELETROCOAGULAÇÃO

Em um primeiro conjunto de experimentos, avaliou-se o emprego do processo de eletrocoagulação no tratamento do efluente sintético. Nesses experimentos buscou-se estudar as influências do tipo de corrente elétrica aplicada (contínua ou alternada), do tipo de eletrodo utilizado (alumínio ou ferro), da intensidade da

corrente elétrica (1, 2 e 3 A) e do tempo de residência no efluente no reator (6, 9 e 18 min). Como variáveis de resposta analisaram-se a DQO, a cor e a turbidez do efluente antes e após a eletrocoagulação. O volume de efluente utilizado correspondeu a 1,8 L e seus parâmetros médios foram: DQO igual a 3.300 ± 100 mg/L, turbidez igual a 1.640 ± 140 NTU e cor relativa (absorbância a 400 nm) igual a $0,98 \pm 0,01$.

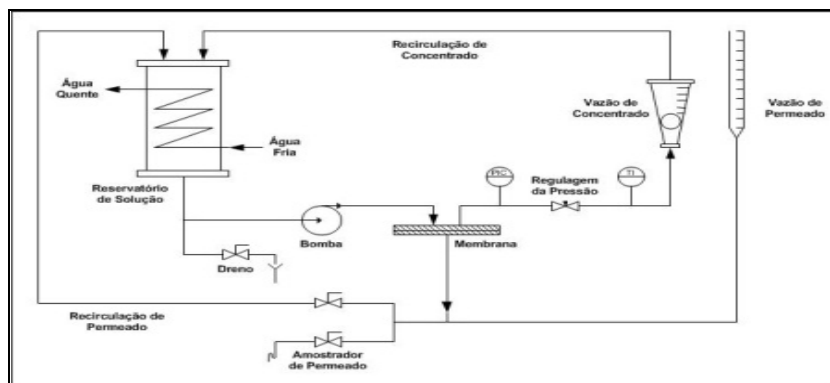


Figura 2: Fluxograma do sistema de osmose inversa.

Na Figura 3 são apresentados os resultados de remoção de DQO em função da intensidade da corrente elétrica e do tempo de residência para corrente contínua e eletrodos de alumínio e ferro.

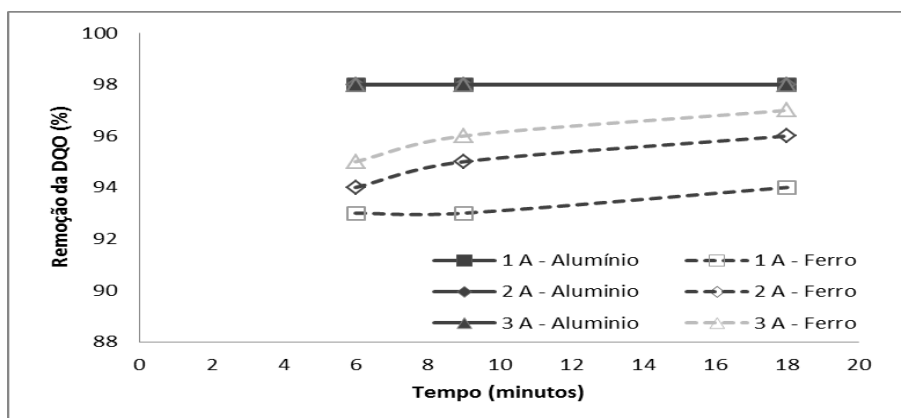


Figura 3: Remoção da DQO para eletrodos de alumínio e ferro com uso da corrente contínua.

Da análise dos resultados, pode-se observar que em relação ao uso de eletrodos de alumínio, tanto o aumento no tempo de eletrólise quanto o aumento na intensidade da corrente elétrica empregada, praticamente não influenciaram a remoção de DQO, que permaneceu em torno de 98% desde o menor dos tempos e também o menor valor de corrente elétrica empregada. Com isso, incrementos nos tempos dos experimentos e/ou na corrente elétrica não promovem um aumento efetivo na remoção desse parâmetro.

O uso de eletrodos de alumínio proporcionou resultados superiores aos observados no uso de eletrodos de ferro. O alumínio tem como agente coagulante formado no seu uso, o $Al(OH)_3$ que se apresenta como um sólido de densidade menor quando comparada ao agente coagulante formando no uso de eletrodos de ferro, o $Fe(OH)_3$. Esse aspecto deve-se a morfologia dos hidróxidos de ferro que são mais bem definidos que os hidróxidos de alumínio, comparativamente (ZODI et al., 2009). Assim sendo, o hidróxido de alumínio consegue carrear maior quantidade de matéria orgânica do efluente, pois leva um tempo maior para decantar no meio e com isso passa a ter maior tempo de contato com o efluente, fazendo com que suas taxas de remoção de DQO sejam superiores.

Na Figura 4 são apresentados os resultados de remoção de cor em função da intensidade da corrente elétrica e do tempo de residência para corrente contínua e eletrodos de alumínio e ferro.

Em relação à remoção da cor com o uso de eletrodos de alumínio, observou-se que quase não existe a influência do tempo nos resultados observados. Para o eletrodo de ferro os resultados para tempos de retenção superiores mostraram uma queda na remoção da cor. Isso pode ser explicado pelo fato da oxidação do ferro, liberar no efluente o íon Fe^{2+} que na presença de oxigênio é facilmente oxidado ao íon Fe^{3+} . Ambos os íons são coloridos, verde e amarelo respectivamente (KOBAYASHI et al., 2006), e, assim, acabam por adicionar cor ao efluente tratado, prejudicando a remoção desse parâmetro quando do uso de eletrodos de ferro, ao passo que o íon Al^{3+} é incolor. Portanto, nas condições estudadas, para a remoção de cor, não se justificam incrementos nos valores de corrente elétrica para tempos de eletrólise fixas.

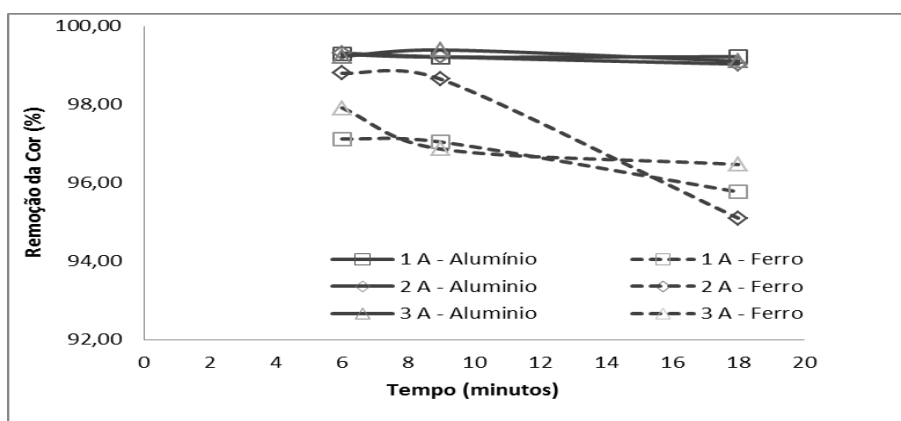


Figura 4: Remoção da cor para eletrodos de alumínio e ferro com uso da corrente contínua.

O último parâmetro estudado foi a turbidez. No estudo realizado, obteve-se 99,8% de remoção máxima da turbidez nos experimentos, independente do tipo de eletrodo, estando os demais valores próximos a essa taxa de remoção.

Na Figura 5 são apresentados os resultados de remoção de DQO em função da intensidade da corrente elétrica e do tempo de residência para corrente alternada e eletrodos de alumínio e ferro.

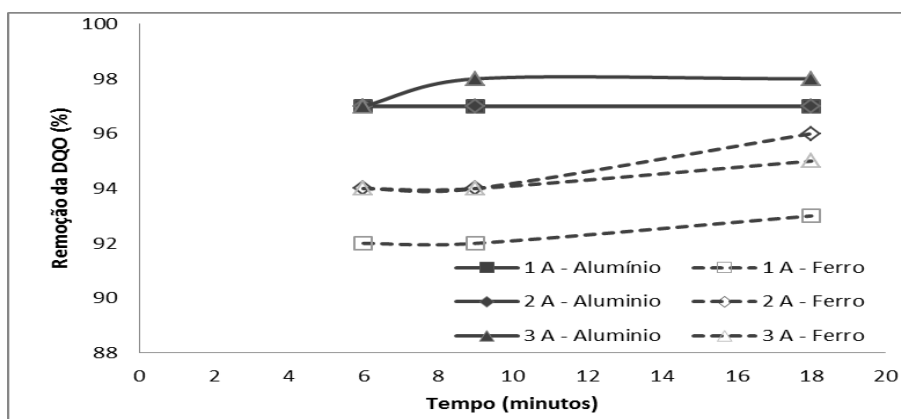


Figura 5: Remoção da DQO para eletrodos de alumínio e ferro com uso da corrente alternada.

Para o uso de eletrodos de alumínio, nas condições estudadas, a influência no aumento no tempo de eletrólise é praticamente nula, pois a maioria dos resultados são estatisticamente iguais dentro de suas faixas de correntes elétricas. Em relação à intensidade da corrente elétrica utilizada, se observa uma tendência de aumento em função da elevação da intensidade de corrente elétrica.

Para o ferro, resultados semelhantes ao do alumínio foram obtidos. Obteve-se um ligeiro aumento da taxa de remoção de DQO em função do tempo de operação, mas não se constatou diferenças significativas em função da intensidade de corrente aplicada.

Tais resultados vêm ao encontro da lei de Faraday que aponta que o aumento na intensidade de corrente e/ou no tempo de eletrólise implicam na formação de maior quantidade de íons metálicos no meio favorecendo os fenômenos de coagulação do contaminante.

Como pode ser observado, o uso de eletrodos de alumínio apresenta resultados superiores aos observados no uso de eletrodos de ferro. Como já mencionado no uso da corrente em modo contínuo, o agente coagulante formado no uso de eletrodos de alumínio, o $\text{Al}(\text{OH})_3$ possui densidade menor quando comparada ao agente coagulante formado no uso de eletrodos de ferro, o $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Isso faz com que o primeiro consiga carrear maior quantidade de matéria orgânica do efluente, pois tem maior tempo de contato com o mesmo, fazendo com que suas taxas de remoção de DQO sejam superiores.

Na Figura 6 são apresentados os resultados de remoção de DQO em função da intensidade da corrente elétrica e do tempo de residência para corrente alternada e eletrodos de alumínio e ferro.

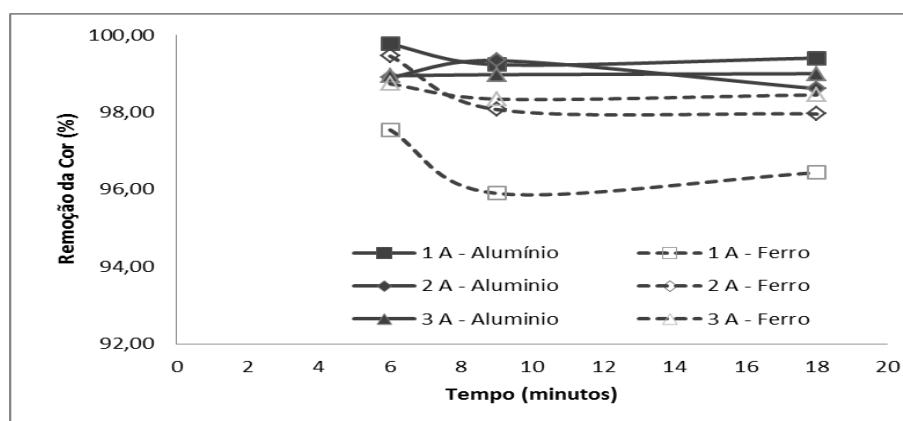


Figura 6: Remoção da cor para eletrodos de alumínio e ferro com uso da corrente alternada.

Analisando-se os resultados obtidos para o alumínio, não se observou influência significativa entre os experimentos. Por sua vez, para o ferro, apesar do tempo de eletrólise não ter influenciado a remoção de cor, observou-se um pequeno aumento da taxa de remoção de cor em função do valor da intensidade de corrente elétrica aplicada.

Mais uma vez, o uso de eletrodos de alumínio proporcionou resultados superiores aos observados no uso do ferro. As mesmas proposições são feitas, similares ao uso da corrente contínua onde, a presença em solução dos íons Fe^{2+} e Fe^{3+} , confere cor ao efluente ao passo que o íon Al^{3+} é incolor (KOBAYASHI et al., 2006).

Em relação à turbidez, no estudo realizado obteve-se 99,8% de remoção máxima deste parâmetro, independente do tipo de eletrodo, estando os demais valores próximos a essa taxa de remoção.

Observado tais resultados, somente para as taxas de remoção de DQO são observadas diferenças estatísticas significativas quando se varia o modo de operação da corrente elétrica de contínuo para alternado. Portanto, é importante o estudo do consumo de massa de eletrodo quando do uso das correntes contínua e alternada, pois os demais parâmetros não justificam a seleção de um ou outro modo de corrente por si só.

Na Tabela 1 são apresentados os resultados de consumo de eletrodo nos experimentos realizados. A partir desses resultados, fez-se um teste estatístico t-Student para duas médias pareadas visando observar a diferença significativa ou não significativa no que tange ao consumo de massa de eletrodo.

Para o uso de eletrodos de alumínio, obtêm-se um valor de t calculado maior (5,23) que o valor de t crítico bicaudal (2,31) e, portanto, estatisticamente, os resultados para o consumo de massa usando a corrente em modos contínuo e alternado são significativamente diferentes. Por sua vez, para o uso de eletrodos de ferro, obtêm-se um valor de t calculado (2,61) maior que o valor de t crítico bicaudal (2,31) e, portanto, estatisticamente, os resultados para o consumo de eletrodo usando a corrente em modos contínuo e alternado

também são significativamente diferentes. Logo, a escolha do tipo de corrente a ser empregada em um sistema de tratamento eletrolítico é um parâmetro importante e que influencia o processo nas condições estudadas.

Para o uso da corrente contínua, houve um consumo médio de eletrodo (0,4482 g para o eletrodo de alumínio e 0,4251 g para o eletrodo de ferro) superior ao observado quando do uso da corrente alternada (0,2378 g para o eletrodo de alumínio e 0,2680 g para o uso de eletrodos de ferro). Além disso, verificam-se também valores de desvio padrão superiores para o uso da corrente em modo contínuo (0,2462 g para eletrodos de alumínio e 0,2742 g para eletrodos de ferro) quando comparados aos valores de desvio padrão observados no uso da corrente em modo alternado (0,1575 para eletrodos de alumínio e 0,2559 g para eletrodos de ferro). Portanto, para as condições aqui estudadas, apesar de pouca influência na remoção dos parâmetros selecionados, a escolha da corrente em modo alternado é vantajosa por apresentar um menor consumo de massa de eletrodos.

Tabela 1 – Comparação entre os resultados de consumo de eletrodo para corrente contínua e alternada.

Experimento (intensidade/tempo)	Consumo de eletrodo - alumínio (g)		Consumo de eletrodo - ferro (g)	
	Corrente Contínua	Corrente Alternada	Corrente Contínua	Corrente Alternada
1 A / 18 min	0,4233 ± 0,0132	0,1880 ± 0,0099	0,6558 ± 0,0181	0,1200 ± 0,0127
1 A / 9 min	0,3457 ± 0,0132	0,0867 ± 0,0099	0,1966 ± 0,0181	0,0788 ± 0,0127
1 A / 6 min	0,1929 ± 0,0132	0,0905 ± 0,0099	0,0789 ± 0,0181	0,0573 ± 0,0127
2 A / 18 min	0,7225 ± 0,0132	0,4442 ± 0,0099	0,6591 ± 0,0181	0,3880 ± 0,0127
2 A / 9 min	0,4125 ± 0,0132	0,1754 ± 0,0099	0,2935 ± 0,0181	0,2020 ± 0,0127
2 A / 6 min	0,2112 ± 0,0132	0,1202 ± 0,0099	0,2533 ± 0,0181	0,0980 ± 0,0127
3 A / 18 min	0,9005 ± 0,0132	0,5380 ± 0,0099	0,9359 ± 0,0181	0,7800 ± 0,0127
3 A / 9 min	0,5978 ± 0,0132	0,2684 ± 0,0099	0,4441 ± 0,0181	0,5680 ± 0,0127
3 A / 6 min	0,2273 ± 0,0132	0,2286 ± 0,0099	0,3088 ± 0,0181	0,1200 ± 0,0127

Uma possível justificativa para o maior consumo de eletrodo quando se usa a corrente contínua reside no fato que esse tipo de corrente acarreta deteriorações pontuais em função da polaridade de cada eletrodo, tendo em vista que o consumo de eletrodo se dá apenas no anodo, pólo onde ocorre a oxidação. Já na corrente alternada, a alternância entre os pólos evita um desgaste pontual acentuado, levando a um desgaste homogêneo da superfície do eletrodo. Muitos pesquisadores têm preferido o uso da corrente alternada, uma vez que a energização cíclica retarda o ataque aos eletrodos, garantindo um tempo de vida útil razoável para esses eletrodos (MOLLAH et al., 2001).

RESULTADOS DA OSMOSE INVERSA

Apesar dos excelentes resultados alcançados ao final da etapa de eletrocoagulação, alguns contaminantes ainda permanecem no efluente. Não apenas contaminantes que não foram removidos, mas também os compostos gerados pelo processo eletrolítico, principalmente os íons Al^{3+} e Fe^{3+} . Visando a remoção completa dos contaminantes, em uma etapa posterior buscou-se avaliar o emprego do processo de osmose inversa. Como corrente de alimentação para o processo de osmose inversa empregou-se o efluente obtido no tratamento eletrolítico sob corrente alternada, eletrodo de alumínio, 3 A e 18 min. Essas condições foram escolhidas por se tratar do experimento que propiciou a melhor remoção de DQO do efluente simulado.

Na Tabela 2 é apresentado um comparativo entre os valores médios dos parâmetros analisados no presente estudo para o efluente sintético, a corrente obtida após a eletrocoagulação e as correntes de permeado nas 3 pressões estudadas (10, 20 e 30 bar). Em relação à remoção de DQO, cor e turbidez na corrente de alimentação (efluentes pós-eletrocoagulação) e na corrente de permeado para as pressões de 10, 20 e 30 bar. Da análise dos resultados, pode-se constatar que a associação entre a eletrocoagulação e a osmose inversa demonstrou ser um processo viável para a remoção dos contaminantes responsáveis por esses parâmetros.

Em relação aos sólidos totais dissolvidos, condutividade, salinidade e concentração de íons alumínio, pode-se constatar que são parâmetros que aumentaram após o processo de eletrocoagulação. Essa elevação desses parâmetros deve-se a dois fatores. O primeiro diz respeito à produção de íons no meio reacional durante a eletrocoagulação decorrente dos processos de oxirredução que ocorre no reator eletrolítico. A isso, soma-se o

fato do agente coagulante gerado atuar removendo o material que se encontra em suspensão. Nesse sentido, o processo de osmose inversa demonstrou-se eficiente na remoção do material dissolvido, tendo em vista que a membrana de osmose inversa restringe a passagem desses íons através de sua matriz o que se reflete pela baixa concentração de íons de alumínio e ausência de cor no permeado (100% de remoção) para os três valores de pressão estudados.

Tabela 2 – Resultados do Parâmetros e Técnicas analíticas utilizadas.

Parâmetro	Efluente sintético	Eletro-coagulação	Permeado (10 bar)	Permeado (20 bar)	Permeado (30 bar)
DQO (mg/L)	3.300 ± 100	60 ± 15	0	0	0
Cor	$0,98 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,01$	0	0	0
Turbidez (NTU)	1640 ± 140	3 ± 1	1 ± 1	1 ± 1	1 ± 1
STD (mg/L)	1320 ± 200	1500 ± 420	35 ± 5	16 ± 5	50 ± 19
Condut. ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	2130 ± 90	2540 ± 420	23 ± 6	26 ± 4	62 ± 28
Salinidade (mg/L)	1050 ± 30	1250 ± 100	28 ± 2	25 ± 7	31 ± 6
Al^{3+} (mg/L)	-	$20,86 \pm 4,41$	$0,10 \pm 0,06$	$0,08 \pm 0,06$	$0,24 \pm 0,06$
pH	$6,9 \pm 0,4$	$9,7 \pm 0,8$	$9,7 \pm 1,3$	$9,7 \pm 1,3$	$9,7 \pm 1,3$

É válido lembrar que sais não estão presentes na matriz do efluente oleoso inicial, estes são adicionados para garantir a condutividade elétrica do meio para a etapa da eletrocoagulação. Portanto, se faz realmente necessário o uso da osmose inversa como etapa posterior ao tratamento eletrolítico empregado inicialmente.

Em relação ao efeito da pressão sobre o processo de osmose inversa, não é possível concluir que houve diferenças significativas em relação aos parâmetros em estudo, exceto para o alumínio, conforme mostra o gráfico da Figura 7 para a rejeição de alumínio pelo sistema de osmose inversa. Para este parâmetro, verificou-se que há uma maior quantidade de íons alumínio no permeado para a pressão de 30 bar. Uma justificativa para esse resultado está no fato que pode ocorrer deformação mecânica do material polimérico constituinte da membrana em altas pressões, devido à tensão de cisalhamento crescente que ocorre nos poros devido ao aumento no fluxo de permeado. Os poros deformados permitem a maior passagem do contaminante através de si fazendo e, com isso, os valores de alumínio residual são superiores. Esse fenômeno é inerente ao material que compõe a membrana que sofre deformação com essa tensão de cisalhamento crescente devido ao aumento do fluxo de permeado que ocorre com o aumento da pressão (HABERT et al., 2003).

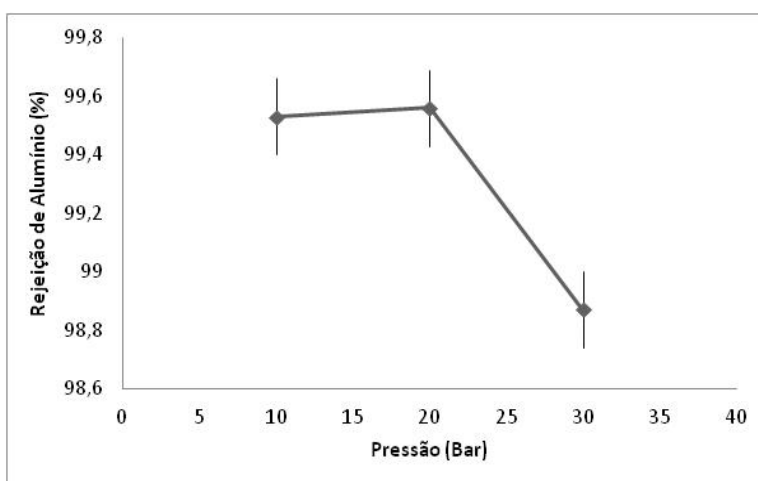


Figura 7 – Rejeição de alumínio em função da variação da pressão de operação do sistema.

A pressão de operação exerce um efeito importante sobre o fluxo permeado. No gráfico da Figura 8 são apresentados os resultados de fluxo permeado em função da pressão de operação. Observa-se que o fluxo de permeado aumenta com o também aumento da pressão do sistema, o que é esperado para membranas de osmose inversa devido a matriz polimérica ser formada por grupos funcionais hidrofílicos e polares que facilitam o transporte do permeado (BAKER, 2004).

Apesar do aumento do fluxo de permeado ser um dado positivo para o processo, o também aumento da pressão de operação do sistema não o é, pelo contrário, pois seu aumento eleva os custos do processo devido à energia consumida pelas bombas de altas pressões tipicamente utilizadas. Além disso, a concentração de alumínio residual também cresce com o aumento da pressão do sistema. Mesmo assim, para o presente estudo, os valores finais de alumínio para o efluente, nas três pressões estudadas são excelentes e se apresentam dentro dos padrões de lançamento de efluentes para o estado do Rio de Janeiro, estabelecido de acordo com a norma NT-202.R-10 (FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE, 2012) que indica como concentração máxima para lançamento o valor de 3,0 mg/L de alumínio total. Isso indica que o uso da osmose inversa é eficiente na remoção desse contaminante.

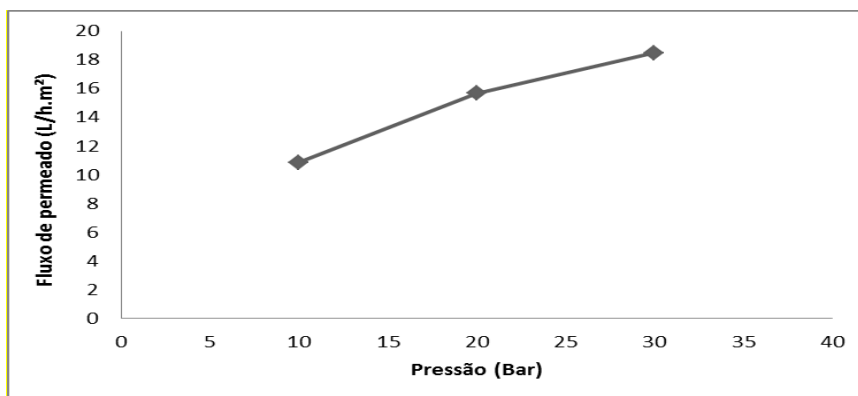


Figura 8 – Fluxo de permeado em função da variação da pressão de operação do sistema.

Durante o processo eletrolítico, há produção de íons OH^- em função da reação de redução da água. Deste fato decorre a elevação do pH ao final da eletrocoagulação. O processo de osmose não age no sentido de equilibrar as cargas na fase aquosa. Nesse sentido, para um ajuste de pH faz-se necessário uma etapa posterior de neutralização ou abrandamento.

Os valores de pH para o efluente final devem ser controlados pois se encontram em parte fora dos padrões aceitáveis para o descarte de efluente líquidos no estado do Rio de Janeiro, segundo a norma NT-202.R-10 (FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE, 2012) que indica que esse parâmetro deve estar na faixa de 5,0 a 9,0. Como a maior contribuição da elevação do pH é devido à etapa da eletrocoagulação, é nesta etapa que se devem criar mecanismos mais aprimorados de controle.

Analizando todos esses fatores, pode-se concluir que para cada tipo de efluente devem-se estudar as melhores condições operacionais visando à obtenção do menor custo de operação para determinado sistema. Para o planejamento aqui estudado, para pressões de 10 e 20 bar obtêm-se resultados estatisticamente iguais e superiores ao uso de pressões de 30 bar no que tange a remoção do contaminante alumínio e dos parâmetros estudados. Entretanto, o uso de pressões de 20 bar apresenta fluxos de permeados superiores quando comparado ao uso de pressões de 10 bar diretamente. Uma análise de viabilidade técnico-econômica é indicada para verificar a diferença de custo energético e qual influência esse custo teria ao longo do tempo.

CONCLUSÕES

A eletrocoagulação demonstrou ser uma técnica eficaz no tratamento de efluentes oleosos, acarretando a remoção acima de 98% de DOQ, cor e turbidez nas faixas. Não se observou diferenças significativas em relação à intensidade de corrente elétrica aplicada (1 a 3 A) e o tempo de residência (6 a 18 min). O uso de eletrodos de alumínio proporcionou maiores taxas de remoção dos contaminantes do que o eletrodo de ferro. O emprego de corrente elétrica em modo alternado acarretou um menor consumo dos eletrodos.

O emprego da etapa de osmose inversa possibilitou a remoção residual de DQO, cor e turbidez, além da redução das concentrações de sólidos totais dissolvidos, condutividade, salinidade e íons Al^{3+} . Apesar das taxas de remoção não terem apresentados diferenças significativas na faixa de pressão estudada (10 a 30 bar), o fluxo de permeado aumentou em função da pressão aplicada.

O único parâmetro não atendido pela legislação foi o pH, o que demanda uma etapa posterior de neutralização, antes do descarte ou reuso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 22 ed. American Public Health Association, Washington, 2012.
2. BAKER, R. W. Membrane Technology and Applications. 1 ed. California (USA): Ed. John Wiley and Sons, 2004.
3. CAÑIZARES, P.; MARTÍNEZ, F.; JIMÉNEZ, C.; SÁEZ, C.; RODRIGO, M.A. Coagulation and electrocoagulation of oil-in-water emulsions. *Journal of Hazardous Materials*, v. 151, p. 44-51, 2008.
4. CAÑIZARES, P.; MARTÍNEZ, F.; LOBATO, J.; RODRIGO, M.A. Break-up of oil-in-water emulsions by electrochemical techniques. *Journal of Hazardous Materials*, v. 145, p. 233-240, 2007.
5. CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, P.L. Separations of Pollutants from Restaurant Wastewater by Electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*, v. 19, p. 65-76, 2000.
6. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. Norma Técnica NT-202.R-10. Critérios e Padrões para Lançamento de efluentes Líquidos. Disponível em: <<http://200.20.53.7/Ineportal/Legislacao.aspx?ID=EC2F0291-AA60-4D29-B059-B6FC7BEDEA4A>> Acesso em: set.2012.
7. HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NÓBREGA, R. Processos de Separação com Membranas. COPPE/UFRJ: 2003.
8. KOBAYASHI, M.; HIZ, H.; SENTURK, E.; AYDINER, C.; DEMIRBAS, E. Treatment of Potato Chips Manufacturing Wastewater by Electrocoagulation. *Desalination*, v. 190, p. 201-211, 2006.
9. MOLLAH, H.Y.A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J.R.; COCKE, D.L. Electrocoagulation (EC) - science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, v. 84, p. 29-41, 2001.
10. MOSTEFA, N.M.; TIR, M. Coupling flocculation with electroflotation for waste oil/water emulsion treatment. Optimization of the operating conditions. *Desalination*, v. 161, p. 115-121, 2004.
11. ZODI, S.; POTIER, O.; LAPICQUE, F.; LECLERC, J.P. Treatment of the textile wastewaters by electrocoagulation: Effect of operating parameters on the sludge settling characteristics. *Separation and Purification Technology*, v. 69, p. 29-36, 2009.