

II-078 - REMOÇÃO DE SAIS E DE NUTRIENTES NITROGÊNIO E FÓSFORO DE ESGOTO SANITÁRIO TRATADO A NÍVEL TERCIÁRIO ATRAVÉS DE DEIONIZAÇÃO CAPACITIVA

Constansa Valadares Tripoli⁽¹⁾

Engenheira Química pela Universidade Vila Velha (2014), com Especialização em Engenharia Sanitária e Ambiental pela PUC – MG (2017) e Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável na Univ. Federal do Espírito Santo. Engenheira de processos da Sanefort Soluções em Equipamentos Ambientais Ltda.

Ricardo Franci Gonçalves⁽²⁾

Engenheiro civil e sanitarista (UERJ), Pós-graduado em Enga. Saúde pública (ENSP), Mestre em Enga Ambiental (ENPC – França), Doutor Enga do Tratamento de Águas (INSA Toulouse – França), Pós-doutorado em Enga de Conservação de água (TU Berlin - Alemanha), Prof, Titular do Depto Enga Ambiental da Univ. Federal do Espírito Santo. Sócio proprietário da empresa Fluxo Ambiental.

Endereço:

⁽¹⁾ R. 7A - Civit II, Serra - ES, 29168-067

⁽²⁾ Rod. do Sol, 2500 - Praia dos Recifes, Vila Velha - ES, CEP. 29.124-148

RESUMO

A deionização capacitiva consiste em uma tecnologia emergente de dessalinização de água salobra, em que os íons são removidos da água, mediante processo de eletrossorção, e adsorvidos nas superfícies dos eletrodos sob a presença do campo elétrico, gerando um fluxo de água purificada. No momento em que os eletrodos estão saturados, a polaridade da tensão elétrica aplicada é invertida e os íons contidos na dupla camada elétrica são dessorvidos, produzindo um fluxo de água concentrada. Esta tecnologia apresenta vantagens, no ramo de tecnologias convencionais de dessalinização, particularmente para águas salobras com salinidades intermediárias, destacando-se a operação em temperatura ambiente e de baixas pressões, alta recuperação de água e não utilização de produtos químicos. No entanto, sua aplicabilidade como alternativa de tratamento avançado para esgoto sanitário gera, ainda, incertezas, sobretudo devido a composição complexa. Neste estudo, avaliou-se o desempenho da dessalinização do efluente terciário de um sistema de lodos ativados em condições operacionais de vazão variável durante a etapa de purificação, com vazão constante na etapa de rejeito. O processo apresentou elevado potencial de dessalinização, atingindo eficiência de redução de condutividade de até 92,8%, com consumo específico de energia de 2,17KWh/m³. Além disso, observou-se bom desempenho na remoção dos íons amônio, nitrito, nitrato e ortofosfato, atingindo eficiências médias de até 84%, 91,4%, 100% e 60,5%, respectivamente. No entanto, incremento na taxa de recuperação de água, a partir da aplicação de maiores cargas hidráulicas durante a etapa de purificação, resultou na redução de desempenho na remoção de sal. A combinação de menores cargas hidráulicas e taxas de recuperação de água apresenta tendência de maior eficiência de remoção iônica. Em relação ao consumo energético por volume de água tratada, observa-se uma relação inversa com ao aumento da carga hidráulica e relação direta com aumento da taxa de recuperação de água.

PALAVRAS-CHAVE: Esgoto, tratamento avançado, deionização capacitiva, remoção de nutrientes, dessalinização

INTRODUÇÃO

As tecnologias de dessalinização objetivam o fornecimento de água de qualidade para múltiplos usos, especialmente para o suprimento de água potável. Os três campos fundamentais utilizados na dessalinização são: processos químicos; tecnologias de membranas; e processos térmicos (ZORNITTA, 2015). Anis, Hashaikeh e Hilal (2019) classificam os processos de dessalinização em duas categorias: processos térmicos e de membranas. O primeiro separa o sal da água, com o auxílio de energia térmica; ao passo que, na

dessalinização por membranas, a aplicação de uma pressão superior à pressão osmótica força a passagem da fase líquida, de uma região de alta concentração salina, para uma de concentração inferior, à medida que os sais são retidos. Entre as tecnologias de dessalinização disponíveis, a osmose reversa, a destilação e a eletrodialise são as mais frequentemente difundidas (PORADA et al., 2013). A deionização capacitiva (DI) despontou como uma atrativa alternativa tecnológica para a remoção de íons de efluentes, empregando princípios de capacitância da dupla camada elétrica para a eletrossorção de cátions e ânions. Essa tecnologia de dessalinização possui vantagens significativas, se comparada as demais, entre as quais se destacam: a operação sob baixas pressões e a temperatura ambiente; a não utilização de produtos químicos; a simples manutenção e a alta taxa de recuperação de água. Por isso, a tecnologia vem despertando interesse crescente na produção de água desmineralizada a partir de águas com baixa salinidade (MAHESHWARI et al., 2020).

Uma célula DI é composta por um par de eletrodos porosos, usualmente de carbono, com um espaçador entre eles. A água de alimentação flui entre ou através dos eletrodos porosos carregados eletricamente, por meio da aplicação de uma diferença de tensão de carga, comumente, entre 1 a 1,4 V. Os íons existentes no líquido migram para as duplas camadas elétricas na superfície porosa dos eletrodos, sendo removidos por eletrossorção. No momento em que ocorre a saturação dos eletrodos, a polaridade do sistema é invertida ou reduzida; e os íons retidos eletrostaticamente são liberados em uma corrente líquida que resulta altamente concentrada (SUSS et al., 2015).

A área superficial e o material do eletrodo, o tamanho dos seus poros, o potencial elétrico sobre ele aplicado, bem como características físico-químicas do líquido determinam o desempenho do processo RDI (SHUI; ALHSEINAT, 2019). TSAI et al. (2021) enfatizam a eficácia da deionização capacitiva na produção de água desmineralizada a partir de águas com sais conhecidos. Entretanto, sua aplicabilidade como alternativa de tratamento avançado de efluente terciário gera controvérsias, devido principalmente à presença de baixas concentrações de matéria orgânica na água. Não obstante, suas vantagens com relação à osmose reversa no tratamento de águas com baixa salinidade (< 3000 mS/cm) suscitam grande interesse, devido ao baixo consumo de energia e a elevada recuperação de água tratada.

Por se tratar de uma tecnologia relativamente nova, ainda são escassos os registros sobre o seu desempenho operacional no tratamento de águas residuárias. RAMACHANDRAN et al. (2019) avaliaram o efeito da aplicação de baixa vazão durante o ciclo de rejeito, observando melhorias nas taxas de recuperação de água (cerca de 90%, em comparação com os aproximadamente 50%, comumente obtidos com a operação convencional de vazão constante). Estudos realizados por ZHANG et al. (2019) obtiveram bom desempenho em termos de taxa de recuperação de água, alcançando valores de WR de até 92%. Entretanto, indicou que etapas de rejeito mais curtas (maior WR), acarretam no acúmulo de sal dentro do eletrodo.

O objetivo deste estudo foi investigar a eficiência e a seletividade iônica de um deionizador capacitivo radial (RDI) na dessalinização e na remoção de íons nitrogenados e fosforados do efluente de uma estação de tratamento do tipo lodos ativados. Foram avaliados os efeitos de diferentes estratégias operacionais na eficiência do tratamento avançado e no consumo de energia do RDI. Diferentes estratégias operacionais foram testadas, variando-se a carga hidráulica e a configuração do ciclo de adsorção/dessorção, de modo a se maximizar a recuperação de água com elevado padrão de qualidade e baixa densidade energética.

MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida nas instalações de uma ETE em escala real, composta por lodos ativados NBPR e com vazão de projeto de 400 L/s. Para alimentar o RDI protótipo, o efluente da ETE foi tratado a nível terciário em um sistema composto por (Figura 1): 1 Biofiltro aerado submerso, 1 Filtro de areia, Filtro de carvão ativado. O deionizador capacitivo radial (RDI) possuía 4 cilindros e um sistema de controle automático dos fluxos de entrada, limpeza e rejeito e de registro de dados (fluxo, tensão elétrica, corrente elétrica e condutividade). Cada cilindro possui 4 conjuntos eletrodo/membrana, com 0,33 m de largura e 15,2 m de comprimento cada (20 m² de área superficial e 6 L de volume) (Figura 2). Os eletrodos são envoltos por membranas semipermeáveis catiônicas ou aniônicas para impedir reabsorção de íons no capacitor oposto, quando as polaridades são invertidas para rejeito (Figura 3).



Figura 1 – Vista do aparato experimental: pós-tratamento (biofiltro aerado submerso, filtro de areia, filtro de carvão, filtro de cartucho e deionizador capacitivo RDI)

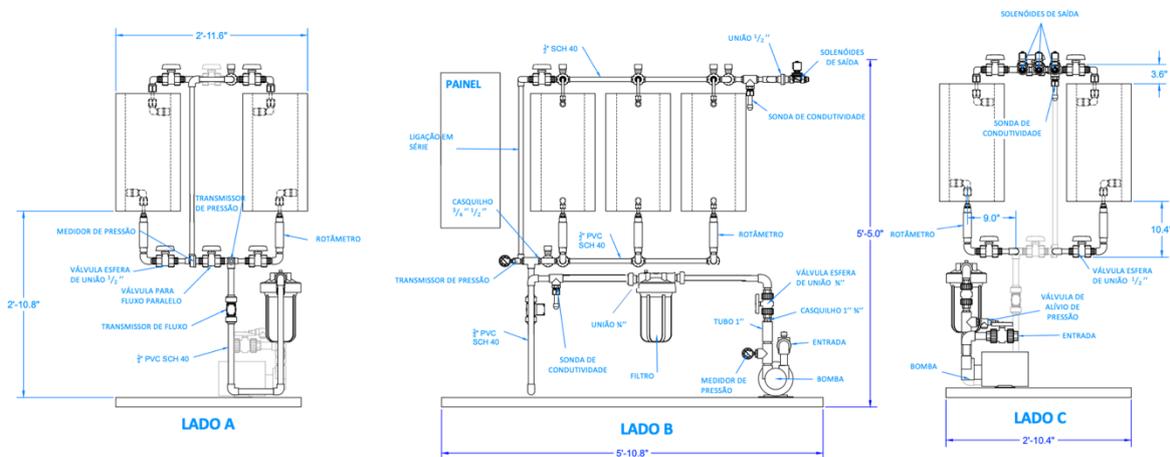


Figura 2 – Esquema de montagem do deionizador capacitivo radial

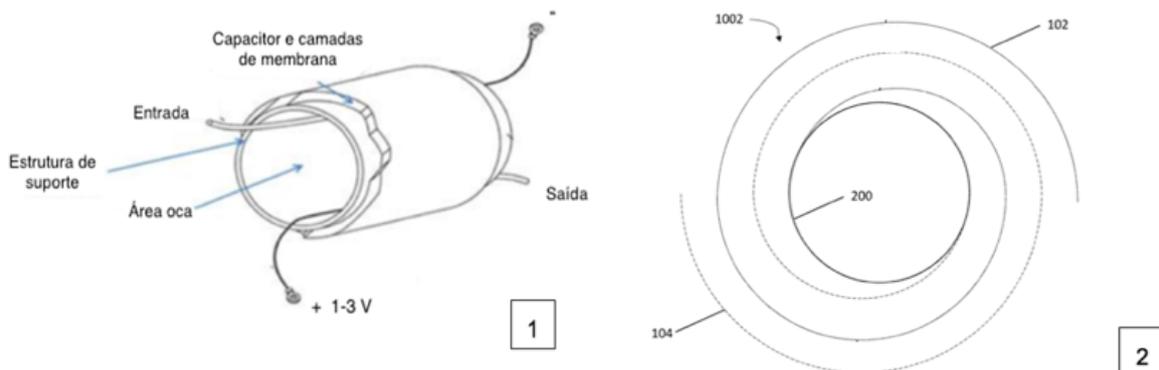


Figura 3 – Croqui do RDI, dotado de dois capacitores de camada dupla elétrica

- O equipamento possui sistema de navegação com tela sensível ao toque, cuja tela inicial apresenta (figura 4):
- à esquerda, a lista de submenus IHM disponíveis;
 - ao centro, o protocolo operacional ativo, a etapa ativa do protocolo operacional atual, e o tempo restante da etapa ativa;
 - à direita: o botão de “início” para iniciar o protocolo operacional definido, o botão “parar” finaliza o protocolo operacional em andamento, e o botão “manual” responde quando o operador pressiona o botão de partida ou parada no modo manual.

Figura 4 - Tela inicial da Interface homem máquina (IHM) do deionizador capacitivo radial



Através dos sensores e da IHM instalados é possível se monitorar, em tempo real, os seguintes parâmetros (figura 4):

- à direita- corrente de saída de fornecimento de energia, a tensão elétrica aplicada, a velocidade da bomba e a configuração das válvulas solenoides;
- à esquerda- condutividade de entrada e saída, pressão e vazão;
- na parte inferior- lista o número da etapa em execução, o nome do protocolo operacional e o nome da etapa em execução;

O RDI foi operado em batelada, com passagem única de líquido e tensão constante com monitoramento da corrente aplicada. A pesquisa foi realizada em duas etapas: 1ª) avaliação do desempenho e da eficiência de dessalinização do processo, do consumo específico de energia e da taxa de recuperação de água, com variação das cargas hidráulicas durante a etapa de purificação e diminuição de vazão durante a etapa de rejeito (tabela 1). Foram elaborados cenários operacionais com a aplicação de cinco taxas de fluxo distintas, no decorrer da etapa de purificação em três taxas de recuperação de água, realizando ajustes elétricos, à medida que aumentava a taxa de recuperação de água. Desta forma, foram gerados, ao final, quinze cenários operacionais. Na 2ª etapa objetivou-se avaliar a eficiência do RDI na remoção de NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- e PO_4^{3-} , com base nos três cenários mais eficientes na primeira etapa (tabela 2).

Tabela 1 – Condições operacionais testadas na 1ª etapa da pesquisa

Parâmetros operacionais	Condições testadas
Vazão (L/min)	6, 8, 10, 12 e 14
Taxa de recuperação de água (%)	70, 80 e 90
Tensão elétrica (V)	5,3, 5,6 e 5,9

O desempenho do sistema RDI foi avaliado através: da eficiência de remoção iônica, do consumo energético volumétrico, da taxa de recuperação de água e da carga hidráulica aplicada. As variáveis utilizadas nos cálculos foram: vazão, condutividade de entrada e saída, tensão e corrente elétrica. As análises laboratoriais executadas foram: temperatura, pH, turbidez, condutividade, oxigênio dissolvido, sólidos dissolvidos totais, alcalinidade total, DQO, P- PO_4^{3-} , nitrito, nitrato, amônio, cloreto. Os balanços de massa dos seguintes

compostos químicos foram realizados: NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- e PO_4^{3-} . As variáveis neles consideradas foram: vazão (Q), tempo da etapa de tratamento (T) e concentração (C) de cada componente em suas respectivas correntes.

Tabela 2 – Condições operacionais testadas na etapa 3 da pesquisa

PARÂMETROS OPERACIONAIS	PURIFICADO - CENÁRIO 1				PURIFICADO - CENÁRIO 4				PURIFICADO - CENÁRIO 7			
	Média (DP)	Mínimo	Máximo	CV	Média (DP)	Mínimo	Máximo	CV	Média (DP)	Mínimo	Máximo	CV
Vazão (L/min)	5,78 ± 0,07	5,71	5,90	0,01	7,85 ± 0,10	7,74	8,00	0,01	9,77 ± 0,11	9,69	9,95	0,01
Carga Hidráulica (m ³ /m ³ .h)	28,91 ± 0,36	28,55	29,50	0,01	39,23 ± 0,52	38,70	40,00	0,01	48,83 ± 0,53	48,45	49,75	0,01
Consumo Energético Específico (kWh/m ³)	1,75 ± 0,14	1,50	1,85	0,08	1,45 ± 0,12	1,25	1,53	0,08	1,26 ± 0,11	1,10	1,35	0,09
Eficiência de Redução de condutividade (%)	84,2 ± 0,05	79,2	91,0	0,06	77,0 ± 0,07	71,2	87,9	0,09	73,3 ± 0,08	65,9	86,1	0,11
Taxa de Recuperação de Água (%)	70 ± 0,32	70,2	70,9	0,0046	70 ± 0,31	69,6	70,3	0,0045	70 ± 0,34	69,7	70,6	0,0048

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A curva característica padrão do RDI é apresentada a seguir, exibindo quatro regiões típicas com relação à condutividade da água (regiões 1, 2, 3 e 4 na figura 5): a primeira região pertence a etapa de purificação da água (1); a segunda e a terceira região referem-se às etapas de rejeito (rejeito com fluxo zero (2) e rejeito com aplicação de fluxo de água (3)); a quarta região corresponde à etapa de limpeza do sistema (4) (figura 6).

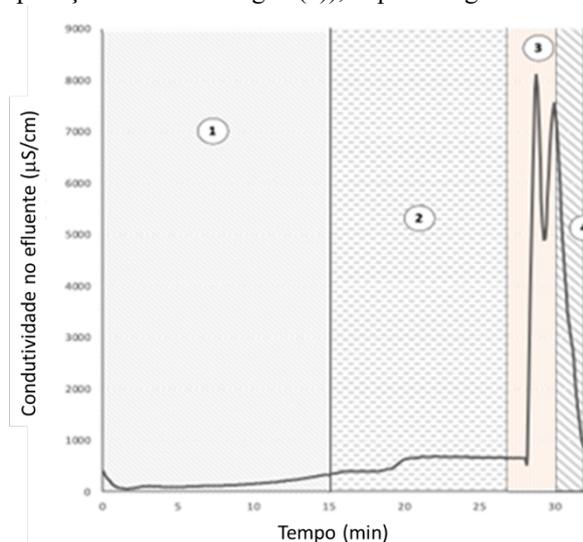


Figura 5 – Curva de resposta característica do RDI durante um ciclo de tratamento: (1) etapa de purificação, (2 e 3) Rejeito e (4) Limpeza.

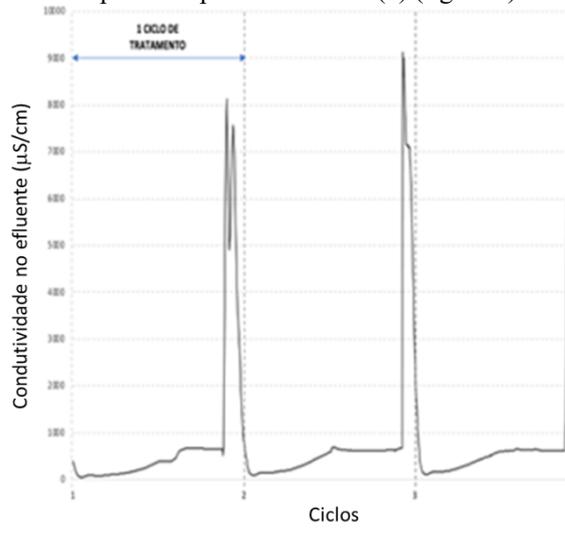


Figura 6 – Variação de condutividade no efluente do RDI ao longo de três ciclos de tratamento subsequentes

Na etapa de purificação, a tensão elétrica fixa entre os eletrodos faz com que a condutividade do líquido diminua até um valor mínimo para, em seguida, aumentar gradualmente. Ao mesmo tempo, a corrente elétrica diminui devido a redução da capacidade dos capacitores de adsorver íons durante a manutenção da diferença de potencial elétrico entre eles (região 1, figura 5). Ao longo da etapa de rejeito, na qual a tensão aplicada no sistema é invertida, os íons adsorvidos no eletrodo de carbono poroso passam a ser liberados no canal

espaçador. Porém, permanecendo retidos no seu interior durante a etapa com fluxo zero, sem modificar, significativamente, a condutividade (região 2).

Esta configuração de operação é aplicada com o intuito de alongar o tempo de dessorção iônica e, conseqüentemente, realizar a regeneração dos eletrodos, de forma mais efetiva, sem afetar, negativamente, a taxa de recuperação de água. Na etapa de rejeito, com aplicação de fluxo, o efluente concentrado flui através do canal espaçador, criando, temporariamente, uma corrente líquida concentrada (região 3). Depois que os íons adsorvidos são liberados e devido à alimentação contínua com líquido, a concentração cai novamente e se aproxima do valor inicial (região 4). O monitoramento de 3 ciclos de tratamento sequenciais é apresentado pela figura 6.

Os resultados indicam que as menores taxas de recuperação de água resultam em valores de condutividade menores no efluente da etapa de purificação (1) (Figuras 7 e 8). O mesmo pode ser observado durante a regeneração (2 e 3). Em cenários com maiores taxa de recuperação de água, observou-se expressivo aumento da condutividade de saída ao longo da etapa de purificação. Esta é uma consequência de uma etapa de adsorção, suficientemente longa, para saturar os eletrodos com os íons contidos da corrente de água. Efeito semelhante ao observado na etapa de purificação pode ser observado na etapa de rejeito, em que o aumento da taxa de recuperação de água gera maior condutividade na corrente de rejeito, efeito do maior acúmulo de íons ao longo da etapa de purificação.

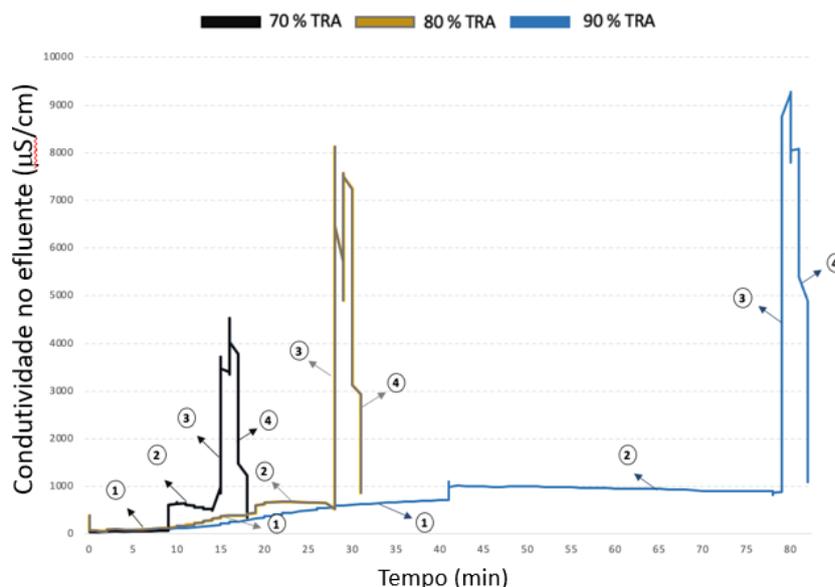


Figura 7 – Variação da condutividade em função das taxas de recuperação de água nas etapas de purificação (1), de rejeito (2 e 3) e de limpeza (4)

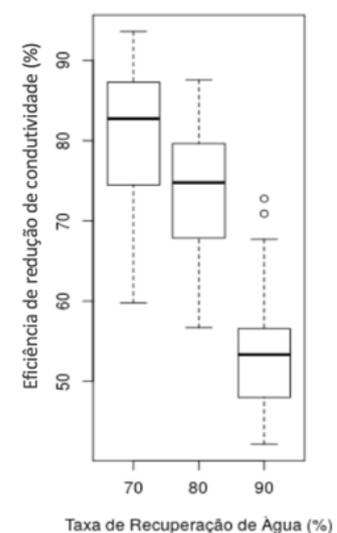


Figura 8 – Efeito da taxa de recuperação de água sobre a redução de condutividade no RDI

Uma vez que o efluente terciário possuía salinidade relativamente constante ao longo do tempo, o incremento de vazão resultou no aumento da carga iônica aplicada ao processo (tabela 3). No cenário 1, caracterizado pela 70% de taxa de recuperação de água e vazão de 6,16 L/min, constatou-se uma eficiência média de redução da condutividade de 92,8%. O efluente dessalinizado apresentou uma condutividade média de 69,80 uS/cm e o consumo específico de energia médio foi de 2,17 kWh/m³. Em vazões mais elevadas e com a mesma taxa de recuperação de água (70%), o processo apresentou uma eficiência média de redução da condutividade de até 83,2 %, com consumo específico de energia de 1,25 kWh/m³ (cenário 7). As maiores eficiências de redução de condutividade foram obtidas com a combinação entre as menores TRAs e as menores cargas hidráulicas (cenário 1: com vazão de 6 L/min, TRA de 70% e tensão elétrica aplicada de 5,3V) (figura 9). Os cenários com menor valor de TRA (70%) apresentaram maiores eficiências e menor variabilidade, quando combinados com as menores vazões (6 L/min, 8 L/min e 10 L/min).

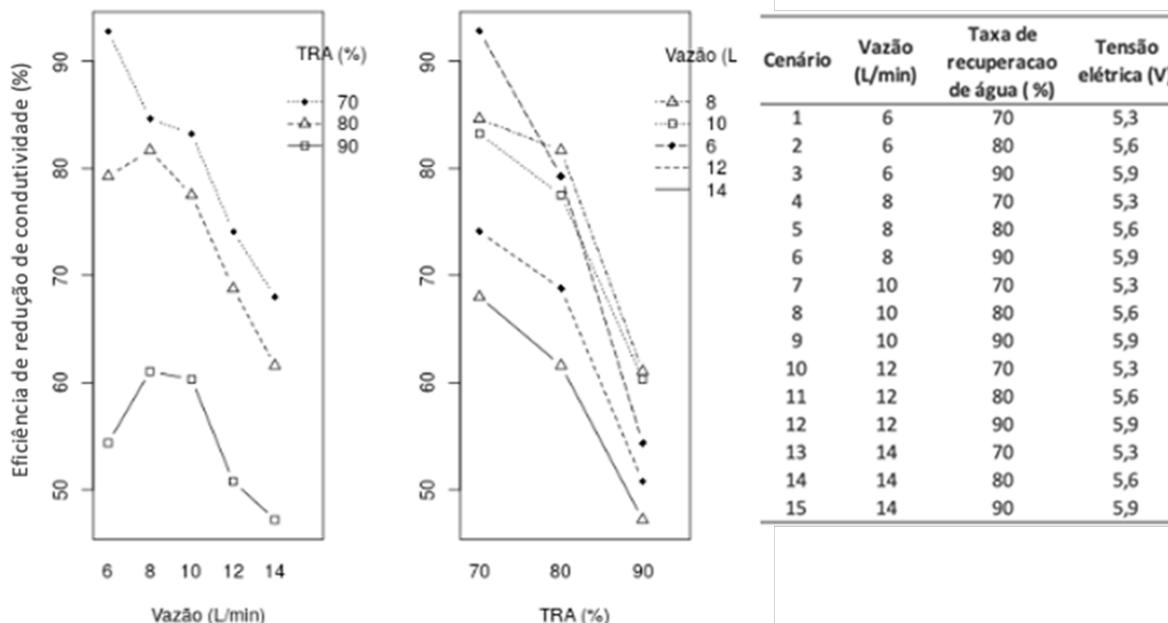


Figura 9 – Efeito das interações das variáveis TRA e carga hidráulica sobre a eficiência de redução da condutividade pelo RDI

O desempenho do processo sob condições similares às da 1ª etapa foi um pouco pior. As eficiências de dessalinização nesta 2ª etapa foram de 84,6%, 77,1% e 74%, com saída de 185,4 uS/cm, 269,4 uS/cm e 296,6 uS/cm (cenário 1, 4 e 7) (Tabela 3). Assim como os valores de condutividade, os valores de concentração dos íons monitorados, amônio, nitrito, nitrato e ortofosfato, na corrente de água purificada, apresentaram variabilidade a depender da carga hidráulica aplicada (cenário 1, 4 e 6). Foram atingidas concentrações de: 5,46 mg N/L, 8,15 mg N/L e 7,42 mg N/L (amônio); 0,05 mg N/L, 0,28 mg N/L, 0,50 mg N/L (nitrito); 0 mg N/L, 0,36 mg N/L e 2,34 mg N/L (nitrato) e 0,50 mg P/L, 0,86 mg P/L e 1,10 mg P/L (ortofosfato), nos cenários 1, 4 e 7, respectivamente.

O íon amônio apresentou concentração de saída, na corrente de água purificada, ligeiramente superior no cenário 4, em comparação ao cenário 7, efeito do aumento da concentração desse composto na corrente de alimentação, visto que a eficiência de remoção, no cenário 4, é superior a do cenário 7. Todos os compostos monitorados obtiveram reduções em suas eficiências de remoção iônica, conforme a carga hidráulica aplicada se intensificava, com valores variando de: 84,0% a 73,6 (amônio), 91,4% a 87,9% (nitrito), 100% a 72,7% (nitrato) e 60,5% a 41,6% (ortofosfato).

O íon ortofosfato apresentou os menores valores de eficiência de remoção, seguido pelo íon amônio, já os íons nitrato e nitrito apresentaram as melhores eficiências de remoção. Este fato foi observado devido, principalmente, às concentrações iniciais de cada íon na corrente de alimentação, fato que será explanado, com mais detalhes, nos tópicos a seguir.

Tabela 3 – Desempenho do RDI durante a 2ª etapa da pesquisa

PARÂMETROS	EFLUENTE TERCIÁRIO	PURIFICADO - CENÁRIO 1				EFICIÊNCIA MÉDIA	EFLUENTE TERCIÁRIO	PURIFICADO - CENÁRIO 4				EFICIÊNCIA MÉDIA	EFLUENTE TERCIÁRIO	PURIFICADO - CENÁRIO 7				EFICIÊNCIA MÉDIA
		Média (DP)	Mínimo	Máximo	CV			Média (DP)	Mínimo	Máximo	CV			Média (DP)	Mínimo	Máximo	CV	
Temperatura (°C)	23,80	24,6 ± 0,23	24,30	24,80	0,01	0,0%	24,00	24,96 ± 0,11	24,80	25,10	0,00	0,0%	24,30	25,34 ± 0,25	25,10	25,70	0,01	0,0%
pH	7,61	7,02 ± 0,44	6,43	7,47	0,06	7,8%	7,65	7,53 ± 0,11	7,43	7,72	0,01	1,6%	7,57	6,81 ± 0,10	6,69	6,91	0,01	10,0%
Turbidez (NTU)	0,62	0,44 ± 0,06	0,40	0,54	0,14	29,0%	0,74	0,4 ± 0,05	0,34	0,47	0,13	46,0%	0,46	0,43 ± 0,13	0,33	0,65	0,30	6,5%
Condutividade (uS/cm)	1097	185,4 ± 57,49	109,00	240,00	0,31	84,6%	1056	269,4 ± 79,29	140,00	332,00	0,29	77,1%	1076	296,6 ± 87,39	162,00	388,00	0,29	74,0%
TDS (ppm)	547	93 ± 28,52	55,00	120,00	0,31	83,0%	528	134,8 ± 39,28	71,00	166,00	0,29	74,5%	538	148,4 ± 43,73	81,00	194,00	0,29	72,4%
OD mg/L	5,10	3,7 ± 0,65	2,80	4,60	0,18	27,5%	4,50	3,46 ± 0,53	2,70	3,90	0,15	23,1%	4,60	4,84 ± 0,92	3,40	5,90	0,19	0,0%
DQO (mg O ₂ /L)	41,01	29,77 ± 3,58	24,78	33,35	0,12	27,4%	24,78	19,1 ± 2,07	15,77	20,73	0,11	22,9%	31,99	19,16 ± 6,01	13,51	25,98	0,31	40,1%
Alcalinidade Total	176,00	32 ± 12,57	14,00	44,00	0,39	81,8%	176,00	52,4 ± 16,70	24,00	66,00	0,32	70,2%	146,00	47,6 ± 34,16	0,00	78,00	0,72	67,4%
N-NH ₄ ⁺ (mg N/L)	34,02	5,46 ± 2,35	2,10	7,56	0,43	84,0%	32,34	8,15 ± 3,18	2,94	10,50	0,39	74,8%	28,14	7,42 ± 3,19	2,52	10,36	0,43	73,6%
N-NO ₂ ⁻ (mg N/L)	0,55	0,05 ± 0,01	0,04	0,06	0,20	91,4%	3,16	0,28 ± 0,07	0,18	0,36	0,25	91,2%	4,12	0,5 ± 0,12	0,35	0,66	0,24	87,9%
N-NO ₃ ⁻ (mg N/L)	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,0%	7,60	0,36 ± 0,30	0,06	0,69	0,83	95,3%	8,56	2,34 ± 0,68	1,56	3,28	0,29	72,7%
P-PO ₄ ³⁻ (mg P/L)	1,27	0,5 ± 0,18	0,29	0,74	0,36	60,5%	1,83	0,86 ± 0,16	0,61	0,99	0,19	52,9%	1,89	1,1 ± 0,27	0,70	1,33	0,25	41,6%
Cl ⁻ (mg/L)	154,30	9,31	-	-	-	94,0%	145,00	14,70	-	-	-	89,9%	148,42	16,66	-	-	-	88,8%

Análise dos resultados

O RDI se mostrou eficiente na dessalinização do efluente, com elevadas eficiências de remoção de compostos iônicos e alto consumo energético nos cenários operacionais elaborados. Verificou-se uma maior perda de eficiência na remoção dos diferentes íons de interesse, com o aumento da carga hidráulica. Para a vazão de 10 L/min, o composto com a menor redução foi o ortofosfato; e o composto com maior redução foi o nitrito. Sob a vazão de 6 L/min, verificou-se a maior eficiência de remoção para todos os compostos analisados, sendo o melhor desempenho observado com relação ao íon nitrato (Tabela 4).

VILLAR et al. (2010) observaram que a quantidade de íons adsorvidos aumenta, consideravelmente, quando a concentração da solução de alimentação aumenta. Segundo esses autores, em soluções com mais de um íon, com concentrações distintas, o íon em maior concentração, geralmente, atinge maiores quantidades de íons removidos. Além disso, em soluções com múltiplos íons, a seletividade por eletrossorção pode ser estabelecida por outros fatores, como: carga elétrica e raio iônico (HOU; HUANG, 2013). Sendo assim, a razão de carga elétrica e de raio iônico interferem na atração eletrostática dos íons pelos eletrodos, determinando a eficiência do processo de eletrossorção e seletividade dos íons (CHEN et al., 2015; LI et al., 2016). As propriedades químicas dos íons avaliados são detalhadas na tabela 7 abaixo.

Tabela 4 – Propriedades químicas dos compostos iônicos avaliados

PARÂMETROS	CARGA	RAIO IÔNICO (nm)
N-NH ₄ ⁺	+ 1	0,148
N-NO ₂ ⁻	- 1	0,192
N-NO ₃ ⁻	- 1	0,179
P-PO ₄ ³⁻	- 3	0,238

O íon amônio, com maior concentração na entrada do RDI e com menor raio iônico, foi removido em maiores quantidades do que os demais na etapa de purificação. Esse resultado era esperado, visto que compostos, em menores concentrações, são adsorvidos no início do processo de eletrossorção, antes que os eletrodos atinjam a saturação. A seletividade do NO₃⁻ com relação ao NO₂⁻ manteve-se elevada em todos os cenários avaliados, sugerindo eletrossorção preferencial pelo íon nitrato. Essa maior seletividade foi determinada pela maior concentração e menor raio iônico do íon nitrato, visto que ambos (nitrito e nitrato) possuem a mesma carga elétrica (HASSANVAND et al., 2018). Com isso, componentes em maiores concentrações apresentam vantagens, quanto à quantidade de íons removidos da corrente líquida de alimentação, e desvantagens, no que tange a eficiência de remoção iônica.

CONCLUSÕES

O processo de deionização capacitiva radial (RDI) se mostrou eficiente no tratamento de efluente sanitário terciário, atingindo alta eficiência de remoção de distintos compostos iônicos e elevado índice de eficiência energética, em parte considerável dos cenários operacionais elaborados. Contudo, verificou-se uma acentuada perda de eficiência, quando o RDI funciona, ininterruptamente, durante múltiplos ciclos sequenciais de tratamento. Esses efeitos foram observados na análise do balanço de massa do sistema RDI, que indicaram acumulação de massa no interior do RDI, ao longo de ciclos subsequentes de tratamento, como resultado há a perda de eficiência de remoção iônica.

Portanto, entendeu-se que deve ser dada atenção especial à etapa de dessorção iônica (rejeito), o correto ajuste de tempo, vazão e tensão elétrica aplicada impactaram, diretamente, na eficiência de carga dos eletrodos, ou seja, na quantidade de íons que puderam ser adsorvidos na etapa de purificação subsequente. Os modelos de operação introduzidos, nesta pesquisa, com vazões superiores na etapa de purificação, permitiram a obtenção de melhores taxas de recuperação de água. Entretanto, os resultados mostraram que altas taxas de recuperação de água impactaram, negativamente, a eficiência de remoção de compostos iônicos e o consumo energético específico do RDI. Em contrapartida, vazões inferiores promoveram melhora no desempenho do RDI, em termos de remoção de compostos iônicos. Porém, com maior consumo energético específico.

A correta definição das condições de trabalho do processo, em especial, a carga hidráulica a ser aplicada, permite a melhora na otimização e no grau de eficiência do processo, tornando, desta forma, o RDI uma tecnologia viável de tratamento de água salobras, oriundas de estações de tratamento de esgoto. Finalmente, conclui-se que, devido, principalmente, ao seu grau de sofisticação, esse processo requer seleção precisa dos parâmetros de operação, especialmente, em águas com características complexas, nas quais se encontra uma grande diversidade de compostos iônicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ZORNITTA, R. L. Dessalinização usando tecnologia de deionização capacitiva. Dissertação (Mestrado). **Universidade Federal de São Carlos**, 117p, 2015.
- PORADA, S. et al. Review on the science and technology of water desalination by capacitive deionization. **Progress in Materials Science**, v. 58, n. 8, p. 1388–1442, 2013.
- MAHESHWARI, K.; AGARWAL, M.; SOLANKI, Y. S. Electrode material effect on electrochemical characterization, properties and operational parameters in capacitive deionization. **Materials Today: Proceedings**, n. 10.1016, 2020.
- SUSS, M. E. et al. Water desalination via capacitive deionization: What is it and what can we expect from it? **Energy and Environmental Science**, v. 8, n. 8, p. 2296–2319, 2015.
- SHUI, P.; ALHSEINAT, E. Quantitative insight into the effect of ions size and electrodes pores on capacitive deionization performance. **Electrochimica Acta**, p. 135176, 2019.
- TSAI, S. et al. Exploring the electrosorption selectivity of nitrate over chloride in capacitive deionization (CDI) and membrane capacitive deionization (MCDI). **Desalination**, v. 497, n. 1, p. 114764, 2021.
- RAMACHANDRAN, A. et al. High water recovery and improved thermodynamic efficiency for capacitive deionization using variable flowrate operation. **Water Research**, v. 155, p. 76–85, 2019.
- ZHANG, C et al. Electrochimica Acta Comparison of faradaic reactions in flow-through and flow-by capacitive deionization (CDI) systems. **Electrochimica Acta**, v. 299, p. 727–735, 2019.
- VILLAR, I. et al. Capacitive deionization of NaCl solutions with modified activated carbon electrodes. **Energy and Fuels**, v. 24, n. 6, p. 3329–3333, 2010.
- HOU, C.; HUANG, C. A comparative study of electrosorption selectivity of ions by activated carbon electrodes in capacitive deionization. **Desalination**, v. 314, p. 124–129, 2013.
- CHEN, Z. et al. A study of electrosorption selectivity of anions by activated carbon electrodes in capacitive deionization. **Desalination**, v. 369, p. 46–50, 2015.
- LI, Y. et al. Effects of the hydration ratio on the electrosorption selectivity of ions during capacitive deionization. **Desalination**, v. 399, p. 171–177, 2016.
- HASSANVAND, A. et al. A comparison of multicomponent electrosorption in capacitive deionization and membrane capacitive deionization. **Water Research**, v. 131, p. 100–109, 2018.