

I-878 – TRATAMENTO DE ÁGUA DE POÇO CONTAMINADA COM CARBENDAZIM POR OXIDAÇÃO ELETROQUÍMICA AVANÇADA

Siliandra Müller⁽¹⁾

Engenheira Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal da Fronteira Sul. Mestranda em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Fabiane Bernardi de Souza⁽²⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Mestranda em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Louidi Lauer Albornoz⁽³⁾

Engenheira Química pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Mestre e Doutor em Engenharia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Técnico em Laboratório no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Salatiel Wohlmuth da Silva⁽³⁾

Engenheiro de Bioprocessos e Biotecnologia pela Universidade Estadual do Rio Grande do Sul. Mestre e Doutor em Engenharia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Professor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Endereço⁽¹⁾: Rua Laurindo, 416 – apto. 303 - Santana – Porto Alegre - RS - CEP: 90040-140 - Brasil - Tel: (54) 99652 - 1944 - e-mail: siliandramuller@gmail.com

RESUMO

O carbendazim (CBZ) é um fungicida utilizado em diversas culturas agrícolas e o quinto fungicida mais utilizado no Brasil. É considerado persistente, e sua degradação em processos convencionais de tratamento de água e efluentes é baixa, por isso CBZ já foi identificado na água potável em diversos municípios do Rio Grande do Sul. Neste trabalho, os experimentos de degradação da CBZ foram realizados por Oxidação Eletroquímica Avançada (OEA) em uma planta em escala pré-piloto, equipada com uma célula Electro MP com um ânodo BDD / Nb e um cátodo de carbono-PTFE. O efeito da densidade de corrente foi avaliado pois dependendo da corrente, a degradação pode ser mais rápida, além de afetar o consumo energético. A degradação da CBZ foi mais rápida nos primeiros 60 min, atingindo valores semelhantes ao final do processo. Por outro lado, a mineralização é mais lenta no início, indicando que inicialmente ocorre a degradação do CBZ originando subprodutos e ácidos carboxílicos, e depois esses compostos são mineralizados. Alterações na turbidez, cor, e pH sugerem a presença de substâncias intermediárias e sua influência nesses parâmetros. A eficiência e o consumo energético também foram semelhantes para as condições testadas.

PALAVRAS-CHAVE: Processos Oxidativos Avançados, Carbendazim, Oxidação Eletroquímica Avançada, Tratamento de Água, Água de poço.

INTRODUÇÃO

O uso crescente de produtos químicos e biológicos em atividades agrícolas, industriais e urbanas desencadeou o surgimento de diversos contaminantes no meio ambiente, como os contaminantes de preocupação emergente (CPE). Diferentes abordagens são utilizadas para a definição de CPE, mas de uma forma geral eles são explicados como substâncias ou microrganismos que não possuem padrão regulatório e foram encontrados recentemente na natureza (OW/ORD EMERGING CONTAMINANTS WORKGROUP, 2008), seja porque foram recém introduzidos ou estão presentes no ambiente a muito tempo, mas só foram detectados há poucos anos (DAUGHTON, 2005).

CPE são produtos químicos ou materiais de ocorrência natural ou antrópica, detectados no ambiente em pequenas concentrações (pg/L - µg/L) e cujas características podem representar riscos ao ambiente e humanos. Os CPE mais encontrados em ecossistemas aquáticos são fármacos, pesticidas, produtos de cuidados pessoais e hormônios (ESPÍNDOLA; VILAR, 2020).

O Carbendazim (CBZ) é um fungicida sistêmico legalizado no Brasil e amplamente utilizado em diversas culturas agrícolas, considerado moderadamente persistente no solo e muito persistente em sistemas hídricos (IUPAC, 2021). O CBZ foi o 16º composto ativo mais comercializado no Brasil em 2019 e o quinto fungicida mais usado (IBAMA, 2020). A aplicação agrícola deste pesticida pode transportá-lo para o solo e corpos hídricos, superficiais e subterrâneos. Inclusive, o CBZ foi detectado em águas tratadas em diversos municípios do Rio Grande do Sul, incluindo Porto Alegre (REPÓRTER BRASIL, 2019).

As deficiências dos sistemas convencionais de tratamento de água e efluentes em remover agrotóxicos representa um risco à saúde, por isso, processos avançados vem sendo desenvolvidos e considerados promissores na degradação de agrotóxicos (RODRIGO; OTURAN; OTURAN, 2014).

A oxidação eletroquímica avançada (OEA) é baseada na aplicação de um potencial ou densidade de corrente em uma célula eletroquímica formada por um ou mais pares de eletrodos. A aplicação do potencial ou densidade de corrente gera um campo elétrico capaz de produzir reações de oxidação no ânodo e redução no cátodo, gerando assim radicais hidroxila (HO^\bullet). Esse radical apresenta o segundo maior potencial de oxi/redução, atuando na oxidação dos contaminantes orgânicos por meio de reações não seletivas (DA SILVA et al., 2015). O desenvolvimento e aplicação de OEA cresceu nas últimas décadas, principalmente por serem considerados compactos, escalonáveis e automatizáveis. (DA SILVA et al., 2021).

Assim, compreender a remoção de CPE em água do poço por meio de técnicas avançadas é de grande relevância, uma vez que nas zonas rurais a principal forma de abastecimento de água é efetuada através destas fontes (RIGOBELLO et al., 2009), as quais podem estar susceptíveis a contaminação por defensivos agrícolas.

O objetivo geral desse trabalho é avaliar o processo de OEA visando a remoção do CBZ presente em água de poço. Almeja-se ainda o atendimento, em acordo com a Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde, dos parâmetros de qualidade da água comumente monitorados no abastecimento humano após o tratamento.

MATERIAIS E MÉTODOS

Todos os produtos químicos usados têm pelo menos grau analítico. Foi coletado água de poço artesiano jorrante, localizado sob a coordenada 30°03'48''S e 51°06'18''O. A essa água foi adicionado 25% de efluente de um decantador secundário de uma estação de tratamento de esgoto afim de conferir presença microbiológica. Depois, a essa solução, foi adicionado Sulfato de Sódio (Na_2SO_4) como eletrólito de suporte e CBZ, totalizando 5 L de solução a pH \sim 7 e concentração final de CBZ e Na_2SO_4 de 20 mg/L e 7 g/L, respectivamente.

Os ensaios de OEA foram realizados em planta pré-piloto com 5 L de capacidade (Figura 1). A solução foi adicionada no reservatório e circulada para a célula Electro MP Cell (Tarm, Dinamarca), a uma vazão de 40 L/h (Seaflo, SFDPI-040-060-51). A célula foi equipada com um ânodo diamante dopado com boro sob nióbio (Nb/DDB, Diachem®) e um cátodo de difusão de ar de grafite revestido com um tecido de carbono (black pearls 2000 carbon), ambos com área superficial exposta de 100 cm^2 . O processo foi operado em modo galvanostático (Supplier FCCCT 15-15-i32110, 150 V e 20 A), testando-se duas diferentes densidades de corrente (j): 10 mA/cm^2 e 40 mA/cm^2 .

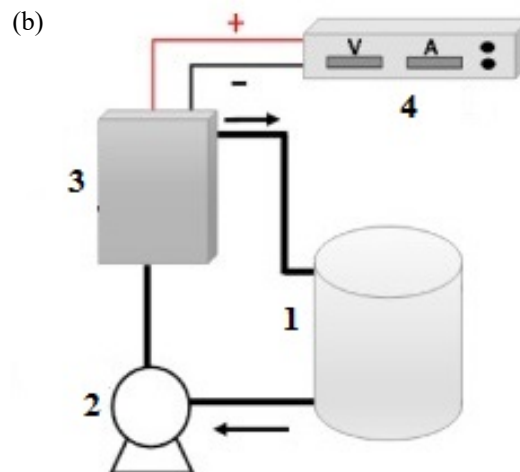
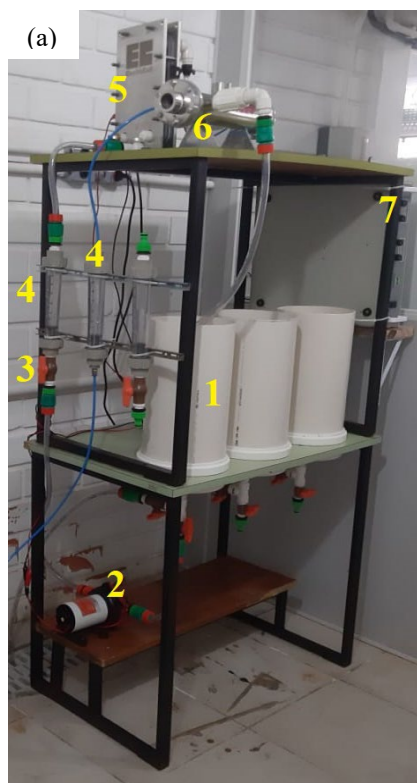


Figura 1- (a) Planta pré-piloto a ser utilizada no estudo, com a indicação de cada componente do sistema experimental. Onde, 1 é o reservatório, 2 é a bomba, 3 são os reguladores de vazão, 4 são os rotâmetros, 5 é a célula eletroquímica, 6 é o reator de radiação UV e 7 é a fonte de alimentação (b) Esquema do diagrama de fluxo da planta piloto eletroquímica, onde 1 é o reservatório, 2 é a bomba, 3 é a célula eletroquímica e 4 é a fonte de alimentação.

Todos os ensaios foram realizados à temperatura ambiente, em triplicata e as amostras foram coletadas em tempos pré-determinados. As análises de temperatura, pH, condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais foram realizadas em medidor multiparâmetros WA-2015 da LUTRON. Turbidez e cor aparente foram realizadas em um Turbidímetro 2100N da HACH –e Espectrofotômetro UV-1600 da Pró-análise, respectivamente.

Os ânions (fluoreto, cloreto, brometo, nitrito, nitrato, fosfato e sulfato) foram analisados por cromatografia iônica usando um equipamento DIONEX ICS 3000 acoplado a um detector de condutividade e injetor automático X com amostrador automático, coluna IonPac® AS 23 2 × 250 nm, os eluentes consistem em 4,5 mM de Na₂CO₃ e 0,8 mM de NaHCO₃ e vazão de 0,7 mL/min.

Coliformes totais e *E. coli* foram analisadas pelo método teste de substrato enzimático utilizando ReadyCult coliforms P/A e luz UV.

O carbono orgânico total foi determinado pelo método de carbono orgânico não-purgável (NPOC) em um analisador Shimadzu modelo TOC-LCPH equipado com um amostrador automático, operado conforme indicações no manual da Shimadzu. A degradação do CBZ foi avaliada por cromatografia líquida de alta performance (HPLC LC20A, Shimadzu) equipado com um detector de arranjo de diodos (DAD, SPD-20AV) e amostrador automático (SIL-20A). A fase estacionária foi uma coluna C18 (Shim-pack XR-ODS, 3,0 mm ID × 50 mm, Shimadzu), e a fase móvel foi 30% de acetonitrila e 70% de tampão fosfato. O sistema foi operado em modo isocrático em uma vazão de 1 mL/min, injetando-se 20 µL de amostra. O DAD foi definido em λ = 281 nm e nessas condições, o tempo de retenção do CBZ foi de 4,1 min.

Os dados gerados foram tabulados, tratados estatisticamente e representados graficamente com o auxílio do programa Origin versão 2018.

RESULTADOS

O processo de oxidação eletroquímica avançada é influenciado por diversos parâmetros, dentre os quais destaca-se j , um dos poucos parâmetros que pode ser diretamente controlado pelo operador e que controla a capacidade de transferência de elétrons e a geração de agentes oxidantes como o HO^\bullet (MOREIRA et al., 2014).

De acordo com Kapařka (2008), o processo de OEA pode ser conduzido acima da corrente limite ou abaixo dela. Quando o processo é conduzido abaixo da corrente limite, o processo é controlado pela j aplicada e tende a se aproximar de 100% de eficiência, apresentando baixo consumo energético. Isso se deve ao fato de que a corrente que está sendo aplicada no processo está sendo efetivamente utilizada nas reações de oxidação e não nas reações parasíticas. Por outro lado, quando o processo é operado acima da corrente limite, ele é limitado pelo transporte de massa. Além disso, o processo tende a apresentar menores eficiências e maiores consumos de energia, embora, em muitos casos, apresente melhores resultados de mineralização dos compostos. A diminuição da eficiência e aumento no consumo energético está associado ao aumento das reações parasíticas como a evolução de oxigênio, as quais não participam do processo de oxidação.

Observa-se na Figura 2 (a) que independentemente de j aplicada, a remoção do CBZ foi exponencial, indicando que o processo de OEA foi operado acima da corrente limite, ou seja, ao avaliar a eficiência do processo, não serão alcançados valores próximos a 100% (MARTÍNEZ-HUITLE et al., 2015). Usualmente o processo de OEA não é conduzido abaixo da corrente limite, devido a possibilidade de envenenamento do ânodo, baixos valores de mineralização e baixas cinéticas de reação, que levam a maiores tempos de detenção hidráulica (INIESTA et al., 2001).

Verifica-se também na Figura 2 (a) que nos primeiros 60 minutos houve maior degradação de CBZ quando utilizada $j = 40 \text{ mA/cm}^2$, esse fato pode estar associado à maior geração de HO^\bullet , porém, após 120 minutos o decaimento permanece o mesmo para ambas as correntes aplicadas e tendem a estabilizar possivelmente devido a geração de intermediários de difícil remoção.

A degradação de contaminantes orgânicos em baixas concentrações ($C_0 < 100 \text{ mg/L}$) por processos OEA, em geral, se modela à cinética de pseudo-primeira ordem ou primeira ordem, para sistemas com recirculação (FUKUNAGA; GUIMARÃES; BERTAZZOLI, 2008; WANG et al., 2007) Um modelo cinético de pseudo-primeira ordem foi ajustado aos dados para melhor comparar o decaimento de CBZ sob diferentes condições de j . Embora os resultados de degradação do CBZ sejam semelhantes ao tempo de 240 min, a constante cinética foi ~ 3 vezes maior quando aplicado 40 mA/cm^2 (gráfico inserido na Figura 12 (a)), esse resultado já era esperado devido ao favorecimento da geração de HO^\bullet em correntes maiores.

A mineralização da CBZ pode ser avaliada a partir da remoção de carbono orgânico total nas amostras (Figura 2 (b)). A Figura 2 (b), mostra a lenta mineralização de CBZ nos primeiros 30 minutos que pode corroborar com a hipótese de que primeiro ocorre a degradação da CBZ em moléculas menores, depois esses subprodutos são mineralizados. Esse resultado está de acordo com os encontrados por Olvera-Vargas et al. (2014), que atribui a lenta mudança no COT à formação de intermediários muito refratários, como os ácidos carboxílicos. É evidente que ao aumentar a densidade de corrente, a velocidade de mineralização é maior, porém, ao final do processo, a mineralização da matéria orgânica (MO) em ambas densidades se torna praticamente igual, e tende a estabilizar, possivelmente pela formação de intermediários de reação mais difíceis de serem removidos.

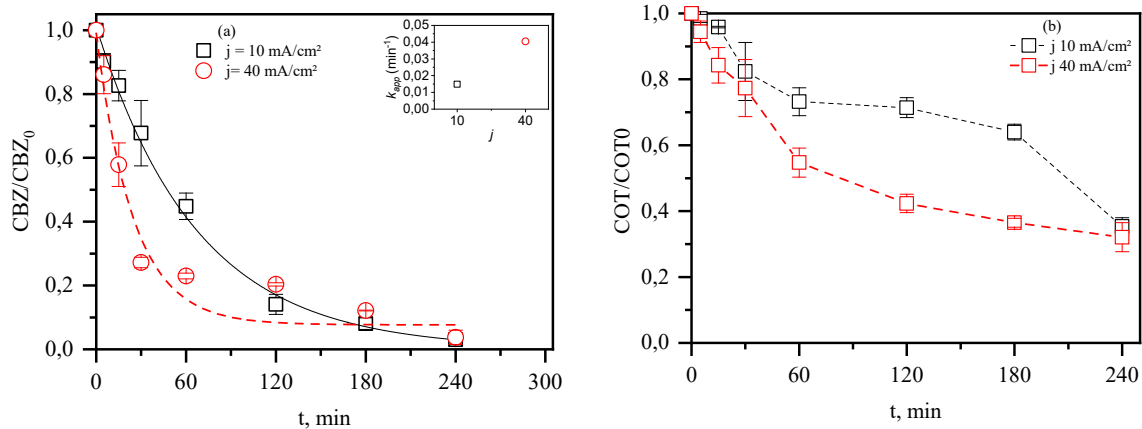


Figura 2- Influência da densidade de corrente na (a) degradação do CBZ e (b) na mineralização da matéria orgânica presente.

A turbidez é um dos parâmetros mais monitorados em ETA, pois protozoários e oocistos podem encontrar-se aderidos a matéria orgânica causadora de turbidez. Na Figura 3 (b) observa-se a diminuição da turbidez ao logo do processo, mais acentuada quando se utiliza a $j = 40 \text{ mA/cm}^2$, até a estabilização em aproximadamente 150 minutos. Isso pode indicar que esse parâmetro pode estar atrelado a degradação de matéria orgânica e, quando essas espécies são decompostas em substâncias biodegradáveis ocorre diminuição da turbidez.

A Figura 3 (b) apresenta as mudanças de cor que ocorreram no efluente de trabalho durante a degradação da CBZ usando o processo OEA. Ao analisar a figura, observa-se que, quando aplicada $j = 10 \text{ mA/cm}^2$, um aumento da cor pode ser visto durante os primeiros 120 minutos até atingir um valor máximo e começar a diminuir. Por outro lado, quando aplicada $j = 40 \text{ mA/cm}^2$, observa-se aumento da cor durante os 30 primeiros minutos até atingir um valor máximo e começar a diminuir, atingindo estado estacionário em 180 minutos de operação. As mudanças de cor da água podem ser atribuídas à produtos intermediários de degradação do CBZ, como por exemplo 2-amino benzimidazol, hidróxi-2-aminobenzimidazol e isocianato de benzimidazol (produtos de transformação conhecidos de degradação ambiental de CBZ) (TEMGOUA et al., 2021) devido a adição de grupos cromóforos (grupos carbonila e nitroso), estando esses resultado em linha com os encontrados por Villota et al. (2021) ao estudar a mudança de cor na solução de trabalho ao degradar a substância carbamazepina.

Além disso, as diferenças na geração de cor, estão relacionadas com as velocidades de reação, como exemplificado no gráfico inserido na Figura 2 (a). Ao utilizar uma $j = 40 \text{ mA/cm}^2$, a velocidade de degradação do CBZ é muito maior do que quando utilizado 10 mA/cm^2 , conduzindo a grande geração de intermediários de reação que apresentam cor. Após, a concentração desses intermediários é maior do que a concentração de CBZ no meio aquoso, o que leva a uma maior reação de oxidação desses intermediários após os 30 primeiros min de reação, encadeando a uma oxidação completa, e mantendo estável a oxidação do CBZ. Por outro lado, quando utilizados $j = 40 \text{ mA/cm}^2$, a reação de formação do intermediário que apresenta cor é linear, bem como sua oxidação completa (figura 3 (b)).

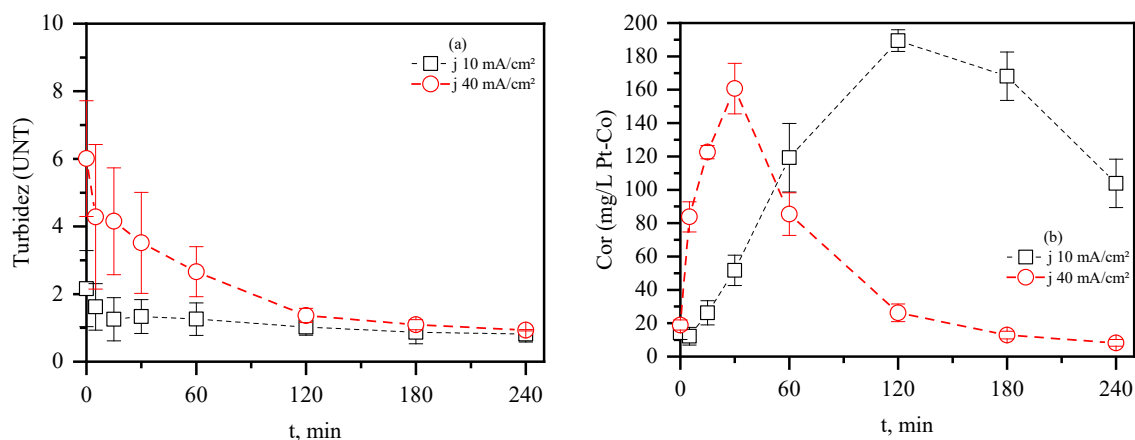


Figura 3 – Efeito da densidade de corrente aplicada na remoção de (a) turbidez e (b) cor.

Conforme figura 4 (a), os valores de condutividade analisados foram elevados, na ordem de 9 mS/cm², isso se deve a adição do eletrólito de suporte (Na₂SO₄). O eletrólito de suporte é adicionado ao meio pois baixas condutividades dificultam a transferência de elétrons, acarretando aumento do consumo de energia para o funcionamento da célula, além de afetar a remoção de contaminantes, por outro lado, dependendo da matriz a ser utilizada e considerando que a condutividade desta não é baixa, a adição do eletrólito torna-se desnecessária, com isso favorece a diminuição de custos com a adição de reagentes químicos, além de evitar uma fonte de poluição secundária (MARTÍNEZ-HUITLE et al., 2015; MOREIRA et al., 2016).

O pH da solução é um importante parâmetro a ser monitorado pois, em alguns casos, a eficiência de remoção do poluente pode ser influenciada pelo valor de pH. De modo geral, esse comportamento é atribuído principalmente à estrutura química do contaminante, visto que espécies eletroativas em meio alcalino podem ser mais facilmente oxidadas que em meio ácido (ou vice-versa) (MARTÍNEZ-HUITLE et al., 2015).

Durante os ensaios de OEA, não houve controle do pH, porém, os valores para cada amostra coletada foram monitorados e os dados estão apresentados na Figura 4 (b). Percebe-se que ocorreu aumento dos valores de pH, e esse aumento é mais nítido para $j = 40 \text{ mA/cm}^2$. Esse fato sugere que a degradação de CBZ em ânodos de Nb/DDB pode conduzir a formação de produtos intermediários de reação que causam aumento nos valores de pH, entre os quais derivados de N (por exemplo, aminas), que por sua natureza básica persistem no meio por muito tempo elevando, assim, o pH (BRILLAS et al., 2010). Além disso, o aumento do pH pode estar relacionado ao sequestro de HO[•] na presença de sulfato, para geração de radicais sulfato conforme Reação (1) (VASILIE et al., 2018).



Geralmente, a variação de temperatura não exerce grande influência no processo de OEA, porém em temperaturas mais elevadas, ocorre o aumento da transferência de massa entre os reagentes e eletrodos devido à diminuição da viscosidade média, conduzindo a uma melhora nas constantes cinéticas de degradação (MOREIRA et al., 2017).

Todos os ensaios foram conduzidos à temperatura ambiente, no entanto, conforme a Figura 4 (c), quando aplicada a $j = 40 \text{ mA/cm}^2$ ocorreu um aumento na temperatura da solução. O aumento pode ser explicado devido ao maior potencial (E, V) aplicado no sistema para atingir os valores de 40 mA/cm², como consequência direta temos mais potência no sistema ($j, \text{ mA/cm}^2 \times E, \text{ V}$), o qual devido a circulação da solução, não leva a dissipação.

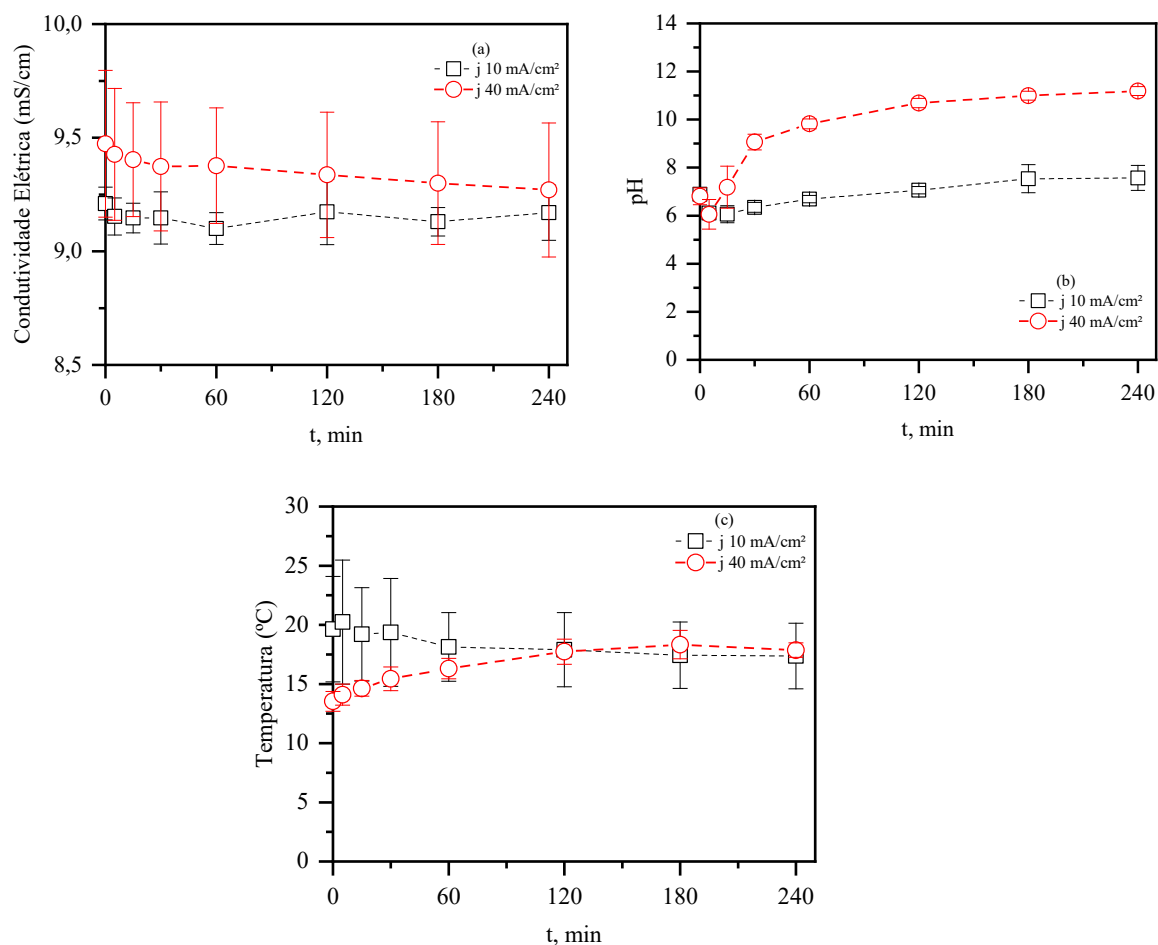


Figura 4 – Efeito da densidade de corrente aplicada na (a) condutividade, (b) pH e (c) temperatura.

Conforme Tabela 1, tanto coliformes totais quanto *E. coli* foram removidas pelo tratamento. Isto pode ser explicado devido ao fato que o tratamento de OEA é baseado na geração de espécies reativas de oxigênio, como o HO[•], um poderoso agente oxidante não seletivo capaz de inativar microrganismos bem como degradar substâncias orgânicas e inorgânicas (VALERO et al., 2017).

Nota-se que o parâmetro cor quando utilizada $j = 10 \text{ mA/cm}^2$ não atendeu aos padrões da Portaria GM/MS 288 de 2021, na qual apresenta valor máximo permitido de 15 mg/L Pt-Co, no entanto, esse padrão pode ser ajustado ao prolongar o tempo de tratamento, o qual poderia proporcionar melhores resultados. Já quando utilizada a $j = 40 \text{ mA/cm}^2$ o parâmetro pH não se enquadrou a legislação, este também pode ser ajustado adicionando ácido à solução. Os demais parâmetros analisados e expostos nesse trabalho estiveram de acordo com a legislação vigente.

Tabela 1- Efeito da densidade de corrente aplicada na remoção de Coliformes Totais e *E. coli*

Parâmetro	Inicial	Final	Inicial	Final
	(j 10mA/cm ²)	(j 10mA/cm ²)	(j 40mA/cm ²)	(j 40mA/cm ²)
Coliformes totais (P/A em 100 ml)	Presente	Ausente	Presente	Ausente
<i>E. coli</i> (P/A em 100 ml)	Presente	Ausente	Presente	Ausente

Uma das principais desvantagens do processo eletroquímico é o consumo de energia, portanto, para avaliar a eficiência do processo e escolher as melhores condições de operação para OEA, é importante estimar a eficiência da corrente de mineralização (ECM, %), ou seja, a parcela de corrente aplicada que é efetivamente utilizada para a remoção de matéria orgânica (SKOUMAL et al., 2008), assim como o consumo específico de energia, ou seja, o consumo de energia para remover um quilo de contaminante (Es, kW h/kg) (GUINEA et al., 2010).

De acordo com a Figura 5 (a), a ECM aumenta no início, apresenta valores máximos e depois diminui ao longo do tratamento e ao final do processo, foram encontrados valores praticamente iguais de ECM indiferente da densidade aplicada. Um aumento de ECM é verificado nos estágios iniciais de tratamento por OE devido a maior remoção de poluentes que são capazes de reagir simultaneamente com HO[•] e outros oxidantes mais fracos como S₂O₈²⁻. Quando ECM atinge valores máximos pode significar que a decomposição de contaminantes facilmente oxidáveis foi acelerada até o valor máximo de ECM. A perda de eficiência pode ser correlacionada a considerável mineralização que ocorre nos primeiros minutos de tratamento, levando a uma diminuição na concentração de contaminantes e diretamente ao desperdício das espécies oxidantes (como BDD (HO[•]) e HO[•]) em relações paralelas não oxidantes e relativamente mais rápidas, gerando assim, quantidades menores desses oxidantes com capacidade de destruir orgânicos.

A Figura 5 (b) mostra o consumo energético por unidade de massa. Como pode ser observado, Es decai ao longo do processo e é praticamente igual para ambas as densidades de corrente aplicadas. No início do tratamento valor de Es alto pode estar relacionado à menor mineralização de NPOC, consequentemente o consumo é mais elevado. Após 30 min ocorre declínio no consumo energético que pode estar associado ao aumento da mineralização com o tempo de tratamento. Para as condições testadas, obteve-se Es médio próximo a 12 KWh/kg ao final do tratamento, bem abaixo que para valores calculados para processos baseados em radiação UV artificial maiores que 200 KWh/kg (GUINEA et al., 2010).

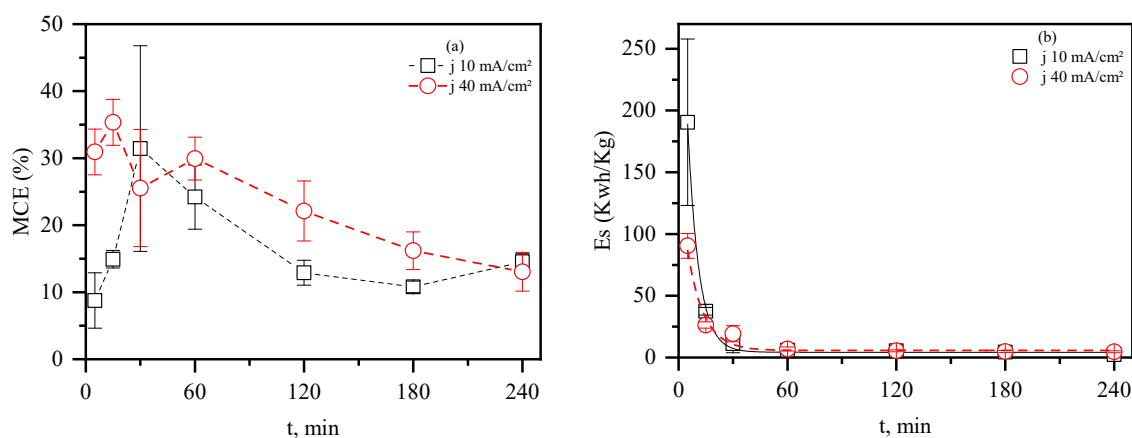


Figura 5- Efeito da densidade de corrente aplicada na (a) eficiência de corrente para a mineralização e (b) consumo energético específico

CONCLUSÕES

O fungicida CBZ foi oxidado pelo processo OEA independentemente da densidade de corrente aplicada. Observou-se que a degradação da CBZ é mais rápida nos primeiros 60 min, após isso, a taxa de degradação tende a diminuir. Por outro lado, a mineralização é lenta até os 30 primeiros minutos, o que significa que o CBZ é primeiro degradado em produtos intermediários de reação, como ácidos carboxílicos e só depois ocorre a mineralização.

Observou-se que a turbidez diminui com o tempo, indicando a degradação da matéria orgânica em compostos intermediários que podem ser oxidados a compostos biodegradáveis. O monitoramento da cor, por sua vez, indica que mudanças nas tonalidades da solução podem ser ocasionadas pela presença de compostos

intermediários resultantes da degradação da CBZ. Da mesma forma, alterações no valor de pH sugerem a presença desses produtos de degradação, entre os quais, derivados de N.

O processo OEA apresentou valores típicos de MCE e Es que tendem a diminuir com o tempo. Nesse contexto, é melhor utilizar o processo EO em densidade de corrente de 10mA/cm², poupando o uso de produtos químicos nas estações de tratamento.

A fim de diminuir a concentração de Na₂SO₄ na água e conseqüentemente seus íons, torna-se relevante pesquisar a eficiência do processo na ausência do eletrólito de suporte ou em concentrações mais baixas. Não menos importante, testes de toxicidade devem ser realizados para verificar a qualidade do efluente final.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BRILLAS, E. et al. Electrochemical incineration of diclofenac in neutral aqueous medium by anodic oxidation using Pt and boron-doped diamond anodes. **Chemosphere**, v. 79, n. 6, p. 605–612, 2010.
2. DA SILVA, S. W. et al. Degradation of the commercial surfactant nonylphenol ethoxylate by advanced oxidation processes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 282, p. 241–248, 2015.
3. DA SILVA, S. W. et al. Advanced Electrochemical Oxidation Processes in the Treatment of Pharmaceutical Containing Water and Wastewater: a Review. **Current Pollution Reports**, 2021.
4. DAUGHTON, C. G. “Emerging” Chemicals as pollutants in the environment a 21st century perspective. **Renewable Resources Journal**, p. 6–23, 2005.
5. ESPÍNDOLA, J. C.; VILAR, V. J. P. Innovative light-driven chemical/catalytic reactors towards contaminants of emerging concern mitigation: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 394, n. March, p. 124865, 2020.
6. FUKUNAGA, M. T.; GUIMARÃES, J. R.; BERTAZZOLI, R. Kinetics of the oxidation of formaldehyde in a flow electrochemical reactor with TiO₂/RuO₂ anode. **Chemical Engineering Journal**, v. 136, n. 2–3, p. 236–241, 2008.
7. GUINEA, E. et al. Degradation of the fluoroquinolone enrofloxacin by electrochemical advanced oxidation processes based on hydrogen peroxide electrogeneration. **Electrochimica Acta**, v. 55, n. 6, p. 2101–2115, 2010.
8. IBAMA. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos**. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=594&Itemid=515>. Acesso em: 3 abr. 2021.
9. INIESTA, J. et al. Electrochemical oxidation of phenol on boron-doped diamond electrode. **Electrochimica Acta**, v. 46, p. 3573–3578, 2001.
10. IUPAC. **Carbendazim**. Disponível em: <sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/116.htm>. Acesso em: 21 abr. 2021.
11. Kapałka, A., Fóti, G., & Comninellis, C. (2008). Kinetic modelling of the electrochemical mineralization of organic pollutants for wastewater treatment. **Journal of Applied Electrochemistry**, 38(1), 7–16.
12. MARTÍNEZ-HUITLE, C. A. et al. Single and Coupled Electrochemical Processes and Reactors for the Abatement of Organic Water Pollutants: A Critical Review. **Chemical Reviews**, v. 115, n. 24, p. 13362–13407, 2015.
13. MOREIRA, F. C. et al. Degradation of the antibiotic trimethoprim by electrochemical advanced oxidation processes using a carbon-PTFE air-diffusion cathode and a boron-doped diamond or platinum anode. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 160–161, n. 1, p. 492–505, 2014.
14. MOREIRA, F. C. et al. Tertiary treatment of a municipal wastewater toward pharmaceuticals removal by chemical and electrochemical advanced oxidation processes. **Water Research**, v. 105, p. 251–263, 2016.
15. MOREIRA, F. C. et al. **Electrochemical advanced oxidation processes: A review on their application to synthetic and real wastewaters**. **Applied Catalysis B: Environmental**, 2017.
16. Olvera-Vargas, H., Oturan, N., Brillas, E., Buisson, D., Esposito, G., & Oturan, M. A. (2014). Electrochemical advanced oxidation for cold incineration of the pharmaceutical ranitidine: Mineralization pathway and toxicity evolution. **Chemosphere**, 117(1), 644–651.
17. OW/ORD EMERGING CONTAMINANTS WORKGROUP. **Aquatic life criteria for contaminants of emerging concern Part I: General challenges and recommendations**. Washington/ EUA: United States Environmental Protection Agency, 2008.
18. REPÓRTER BRASIL. **Você bebe agrotóxicos? Descubra se a água da sua torneira foi contaminada, de acordo com dados do Sisagua**. Disponível em: <<https://portrasdoalimento.info/agrotoxico-na-agua/>>.

Acesso em: 23 abr. 2021.

19. RIGOBELLO, E. C. et al. Padrão Físico-Químico e Microbiológico da Água de Propriedades Rurais da Região de Dracena. **Revista Acadêmica: Ciência Agrária Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 219–224, 2009.
20. RODRIGO, M. A.; OTURAN, M. A.; OTURAN, N. Electrochemically assisted remediation of pesticides in soils and water: A review. **Chemical Reviews**, v. 114, n. 17, p. 8720–8745, 2014.
21. SKOUMAL, M. et al. Mineralization of the biocide chloroxylenol by electrochemical advanced oxidation processes. **Chemosphere**, v. 71, n. 9, p. 1718–1729, 2008.
22. TEMGOUA, R. C. T. et al. Using electrochemistry coupled to high resolution mass spectrometry for the simulation of the environmental degradation of the recalcitrant fungicide carbendazim. **Talanta**, v. 221, n. July 2020, 2021.
23. VALERO, P. et al. Electrochemical advanced oxidation processes for *Staphylococcus aureus* disinfection in municipal WWTP effluents. **Journal of Environmental Management**, v. 198, p. 256–265, 2017.
24. VASILIE, S. et al. Dual use of boron-doped diamond electrode in antibiotics-containing water treatment and process control. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 117, p. 446–453, 2018.
25. WANG, L. et al. Kinetic modeling of electrochemical degradation of phenol in a three-dimension electrode process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 144, n. 1–2, p. 118–125, 2007.
26. VILLOTA, N. et al. Colour changes during the carbamazepine oxidation by photo-fenton. **Catalysts**, v. 11, n. 3, p. 1–13, 2021.