

ESTUDO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DE SERVIÇO DE SAÚDE PARA REDUÇÃO DE CUSTOS ECONÔMICOS E IMPACTOS AMBIENTAIS

HEALTH SERVICE WASTEWATER TREATMENT STUDY
TO REDUCE ECONOMIC COSTS AND ENVIRONMENTAL IMPACTS

Gustavo Machado 

Pesquisador Associado na
Fundação Oswaldo Cruz – Rio de
Janeiro (RJ), Brasil.

Lídia Yokoyama 

Professor Titular do Departamento
de Processos Inorgânicos da Escola
de Química na Universidade Federal
do Rio de Janeiro – Rio de Janeiro
(RJ), Brasil.

Endereço para correspondência:

Gustavo Machado – Rua Gilberto
Cardoso, 230/804 – Leblon –
CEP 22430-070 – Rio de Janeiro
(RJ), Brasil – E-mail:
gustavoxmartins@gmail.com

Recebido em: 19/11/2019

Aceito em: 02/03/2020

RESUMO

As universidades e instituições de pesquisa geram cerca de 1% dos resíduos químicos perigosos no mundo, sendo, muitas delas, da área de saúde. Para que esses resíduos sejam tratados como efluente é necessária a adequação às legislações ambientais de disposição final de resíduos de serviço de saúde e lançamento de efluentes. O objetivo deste estudo é apresentar uma proposta de tratamento de efluente de laboratório de assistência à saúde, por meio de processos oxidativos avançados (POA). Utilizou-se efluente gerado de equipamento de análise, Labmax 240 Premium, o qual realiza testes bioquímicos e imunoquímicos de sangue e soro humano, oriundo do Laboratório de Diagnóstico, Ensino e Pesquisa do Centro de Saúde Escola Germano Sinval Faria (ENSP/Fiocruz). Para tratamento do efluente, foram comparadas as seguintes alternativas: peróxido de hidrogênio (H_2O_2), fotólise (UV), H_2O_2 /UV, reagente de Fenton e foto-Fenton. Entre todos os POA estudados, o reagente de Fenton apresentou os melhores resultados nas condições de concentração molar de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única; razão mássica de catalisador Fe^{2+} foi 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e pH 2,0. As eficiências de remoção foram de DQO de 73,4%, de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de 46%, de turbidez de 90,1%, ocorrendo consumo total do oxidante (H_2O_2) e geração de 2.126 mg/L de lodo, de modo que o efluente final se adequou à legislação ambiental. A análise econômica verificou uma economia de 71,8% no custo total em relação à disposição praticada, incineração, o que a torna viável e indica que o método utilizado gera menores impactos ambientais globais.

Palavras-chave: processos oxidativos avançados; reagente de Fenton; resíduos de serviço de saúde.

ABSTRACT

Universities and research institutions generate about 1% of the world's hazardous chemical waste, many of which is in the health area. In order for these wastes to be treated as wastewater, it is necessary to adapt them to the environmental legislation for the final disposal of Health Service waste and wastewater disposal. The objective of this study is to present a proposal for the treatment of health care laboratory wastewater, through advanced oxidation processes (AOP). The wastewater generated from analysis equipment, Labmax 240 Premium, was used, which performs biochemical and immunochemical tests of blood and human serum, from the Diagnostic, Teaching and Research Laboratory of the Germano Sinval Faria School of Health (ENSP)/Fiocruz. For its treatment, the following alternatives were compared: hydrogen peroxide (H_2O_2), photolysis (UV), H_2O_2 /UV, Fenton reagent and photo-Fenton. Among all the AOP studied, the Fenton reagent showed the best results under the conditions of molar concentration of 3:1 oxidant (H_2O_2 : QOD) with single addition; Fe^{2+} catalyst mass ratio was

5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) and pH 2.0. The removal efficiencies were of QOD of 73.4%, of BOD of 46%, turbidity of 90.1%, occurring to a total consumption of the oxidant (H_2O_2) and generation of 2,126 mg/L of sludge, making the final wastewater comply with the environmental legislation (BRASIL/2011). The economic analysis revealed a saving of 71.8% in the total cost in relation to the practiced disposal, incineration, which makes it viable and indicates that the method used generates less global environmental impacts.

Keywords: advanced oxidation processes; fenton reagent; health service waste.

INTRODUÇÃO

As atividades realizadas pelo homem geram diferentes tipos de resíduos, resultado do consumo de matérias-primas e de insumos necessários aos diversos processos produtivos. A disposição desses resíduos na natureza causa diversos impactos ao meio ambiente e, conseqüentemente, ao ser humano. A capacidade de diluição dos ecossistemas naturais é limitada e atingiu um patamar tal que as grandes quantidades e complexidade dos resíduos gerados inviabilizam a assimilação completa pelo ambiente, resultando em impactos significativos para a saúde do homem (COSTA; CANGERANA, 2016). Atualmente, é indispensável a implementação de sistemas de gestão dos resíduos gerados nas diversas linhas de produção visando à mitigação desses impactos.

As universidades e instituições de pesquisa juntas geram cerca de 1% dos resíduos perigosos no mundo, o que é pouco quando comparado com a geração de outras unidades, como indústrias (ALBERGUINI; SILVA; REZENDE, 2005). Em contrapartida, o pequeno volume e a elevada diversidade dos resíduos gerados por instituições de ensino e pesquisa dificultam uma padronização nas formas de tratamento e disposição adequada. Além disso, a cada nova pesquisa desenvolvida, novos produtos são consumidos e, conseqüentemente, os mais diversos tipos de resíduos são produzidos (ALBERGUINI; SILVA; REZENDE, 2005; PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDERN, 2015).

O gerenciamento de resíduos pelas unidades de ensino e pesquisa é assunto amplamente discutido, e muitas instituições já implantaram procedimentos para sua correta destinação. No entanto, pela dificuldade na caracterização de uma diversidade de resíduos novos gerados a cada pesquisa e pela falta de avaliação das

especificidades de cada resíduo, muitas vezes a destinação final escolhida atende aos parâmetros da legislação, mas com alto custo e com impactos ambientais que poderiam ser minimizados (MACHADO, 2010).

Vários métodos convencionais de tratamento de efluentes utilizados nas indústrias e em diversas atividades têm sido criticados por realizarem apenas separação de fases, causando impacto ambiental secundário (COSTA; CANGERANA, 2016). Com base nos estudos de outras instituições, como exemplo, a experiência no Laboratório de Resíduos Químicos de São Carlos (ALBERGUINI; SILVA; REZENDE, 2005), uma unidade de tratamento de resíduos químicos pode alcançar os níveis de redução apresentados a seguir:

- 40% por meio da reciclagem, de forma que essa quantidade possa retornar aos laboratórios como reagentes;
- 40% que podem ser tratados de maneira adequada, podendo ser descartados sem oferecer maiores riscos à saúde ambiental e humana;
- os 20% restantes seriam compostos de materiais que não oferecem condições de tratamento imediato e, portanto, seriam destinados a aterros específicos ou incinerados por empresas qualificadas, possuidoras dos licenciamentos ambientais e autorizações específicas.

Entre as unidades de pesquisa abordadas, muitas atuam na área de saúde. Com relação aos resíduos de serviço de saúde (RSS), por não haver a melhor segregação, convencionalmente se utiliza a incineração como método de tratamento total ou parcial (ARRUDA *et al.*, 2017). Segundo as regulamentações nacionais para RSS, preconizadas pela Resolução CONAMA nº 358/2005 (BRASIL, 2005), CONAMA nº 430/2011

(BRASIL, 2011) e pela Resolução de Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária RDC nº 222/2018 (BRASIL, 2018), os resíduos químicos são classificados como grupo B.

Os resíduos do grupo B que apresentem risco à saúde ou ao meio ambiente, se não passarem por processo de reutilização, recuperação ou reciclagem, devem passar por tratamento ou disposição final específica. Os resíduos químicos perigosos sólidos, se não tratados, devem ser dispostos em aterro de resíduos perigosos (classe I). Já os no estado líquido devem passar por tratamento específico, sendo vedada a disposição final em aterros (DALLES *et al.*, 2014).

Segundo o artigo 71 da RDC nº 222/2018, “a destinação dos resíduos dos equipamentos automatizados e dos reagentes de laboratórios clínicos [...] deve considerar todos os riscos presentes, conforme normas ambientais vigentes” (BRASIL, 2018, p. 14). No caso dos rejeitos deste estudo, por serem líquidos, podem ser destinados para incineração pelo pequeno volume de geração e pela grande diversidade.

A incineração é uma destinação adequada à legislação ambiental vigente, porém muito onerosa, podendo também gerar impactos ao meio ambiente. Assim, é relevante incentivar o desenvolvimento de novas tecnologias para o tratamento dos RSS que levem em consideração características relacionadas ao custo e à acessibilidade (ARRUDA *et al.*, 2017).

Para nortear este estudo, foi utilizado o trabalho *Gestão de resíduos perigosos na Fiocruz: diagnóstico e aperfeiçoamento* (MACHADO, 2010), que define uma metodologia de classificação dos resíduos químicos gerados nas atividades finalísticas da Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz) e propõe rotas alternativas de tratamento. Em consonância com o estudo de Machado (2010), concluiu-se que é possível minimizar custos econômicos e ambientais por meio do tratamento de parte dos resíduos químicos gerados como efluente nesse tipo de instituição.

Tendo em vista a abrangência do tema, o presente estudo adotou uma das classes de resíduos químicos abordada no trabalho referenciado para aprofundamento prático mediante a aplicação de processos oxidativos avançados (POA) para tratamento como efluente. Para que seja realizada a alteração de rota

e esses resíduos possam ser tratados como efluente, é importante ressaltar a necessidade de adequação às regulamentações nacionais e locais pertinentes a RSS e à legislação CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), a qual dispõe sobre as condições e os padrões de lançamento de efluentes.

O efluente oriundo de equipamento automático de análise bioquímica de soro e sangue humano foi escolhido como o resíduo químico para estudar diferentes tecnologias de POA. Esse tipo de equipamento é comumente utilizado em laboratórios de análise bioquímica para a realização de testes com diversos reagentes químicos em amostras biológicas, gerando um complexo efluente, constituído de componentes químicos recalcitrantes e agentes biológicos patogênicos.

Cabe ressaltar que há diversas formas de se tratar os efluentes e RSS, como é apontado por Verlicchi, Aukidy e Zambello (2015), sendo os POA uma das rotas importantes para degradação de componentes recalcitrantes. Nessa vertente, Sá (2017) também propõe avaliação de efluente de equipamento laboratorial automatizado, por processo foto-Fenton.

Existem muitos compostos em determinadas concentrações que são tóxicos ou que não são biodegradáveis, os quais são classificados como recalcitrantes. Os POA são uma alternativa para tratamento desse tipo de efluente (RIBEIRO *et al.*, 2015; VERLICCHI; AUKIDY; ZAMBELLO, 2015) e têm o objetivo de mineralizar ou diminuir a recalcitrância dos compostos orgânicos mais complexos, de modo que os converta em substâncias biodegradáveis ou inertes, diferentemente dos métodos que envolvem somente transferência de fase (BORBA *et al.*, 2014). Assim, esses processos podem ser utilizados para degradação de contaminantes emergentes e micropoluentes (PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDERN, 2015; WANG; RODDICK; FAN, 2017), antibióticos e farmacêuticos (BAENA-NOGUERAS; GONZÁLEZ-MAZO; LARA-MARTÍN, 2017; QUITAISKI, 2018; PAPAGEORGIU; KOSMA; LAMBROPOULOU, 2016; MIRZAEI *et al.*, 2017; PÉREZ *et al.*, 2016), efluentes alimentícios (KRZEMINSKA; NECZAJ; BOROWSKI, 2015), efluente de curtume (BORBA *et al.*, 2014), efluentes oriundos de produtos de estética e cuidado pessoal (CARLSON *et al.*, 2015), corantes (SILVA *et al.*, 2008) e efluentes industriais em geral (ARAÚJO *et al.*, 2016).

Nesse cenário, Dewil *et al.* (2017) e Ribeiro *et al.* (2015) apresentam estudos que consolidam as técnicas de POA, em um panorama com múltiplos contextos, como demonstrado anteriormente.

Os POA são baseados na geração do radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$), altamente reativo pelo seu alto potencial de oxidação, o qual é capaz de desencadear uma série de reações que têm a capacidade de destruir completamente muitos poluentes orgânicos (FIOREZE; SANTOS; SCHMACHTENBERG, 2014).

Acredita-se que uma alternativa promissora para o tratamento de efluentes do setor de saúde inclua a utilização dos POA (VERLICCHI; AUKIDY; ZAMBELLO, 2015), e já há estudos e mudanças nas rotas de tratamento de efluentes. Entre os efluentes e resíduos oriundos de serviços de saúde, cabe uma reflexão quanto aos pequenos geradores, como laboratórios e clínicas, e o estudo de uma alternativa simples para esses geradores, como Sá (2017) também demonstra.

Podem ser utilizados como agentes oxidantes: oxigênio, ozônio, peróxido de hidrogênio (H_2O_2), isoladamente ou combinados, em associação com catalisadores. Em todos os casos, esses agentes oxidantes apresentam em comum a capacidade de gerar radicais hidroxila de elevada reatividade que exibem, contudo, uma baixa seletividade (MACHADO, 2014).

Com relação à utilização de catalisadores, os POA podem ser agrupados em duas classes: processos heterogêneos (uso de catalisadores sólidos) e processos

homogêneos, ambos podendo utilizar radiação ultravioleta (UV). A Tabela 1 apresenta os principais POA encontrados na literatura.

A vantagem dessas tecnologias é a possibilidade da ausência de subprodutos, por se tratarem de processos destrutivos. Borba *et al.* (2014) realizaram processo foto-Fenton para efluente de curtume e, em condições operacionais ótimas, obtiveram uma remoção de quase 100% da demanda química de oxigênio (DQO), cor e turbidez.

Nesse contexto, o intuito deste trabalho foi realizar experimentos práticos e propor uma alternativa de tratamento para essa tipologia de resíduo. Os resultados encontrados para tratamento de resíduos dos equipamentos automatizados e dos reagentes de laboratórios clínicos podem ser utilizados em diversas realidades, de acordo com a comparação da concentração de contaminantes contida em cada efluente.

Ante o exposto, o presente trabalho justificou-se pelo seu potencial em avaliar e comparar diferentes tecnologias de POA para utilização no próprio local de geração do resíduo em substituição à incineração, rota utilizada na instituição estudada, a qual apresenta um custo elevado. Pretende-se, com os resultados obtidos, possibilitar a otimização e o aperfeiçoamento dos processos de destinação final dos resíduos químicos gerados na instituição estudada e contribuir com um modelo de tratamento que possa ser utilizado por outros geradores de RSS, assim como foi realizado por laboratório de São Carlos, que pode segregar seus resíduos químicos gerados e tratá-los de acordo com as especificidades necessárias de cada grupo. O laboratório

Tabela 1 – Sistemas típicos de processos oxidativos avançados.

Processo	Homogêneo	Heterogêneo
Com irradiação	O_3/UV	Fotocatálise Heterogênea $\text{TiO}_2/\text{O}_2/\text{UV}$
	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$	
	$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$	
	Foto-Fenton	
Sem irradiação	$\text{O}_3/\text{HO}^\cdot$	$\text{O}_3/\text{catalisador}$
	$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$	
	Reativo de Fenton	

UV: ultravioleta.

Fonte: Costa e Cangerana (2016, p. 81).

traz uma abordagem diferenciada de utilização de POA para resíduos químicos e bioquímicos que pode ser repli-

cada em outras instituições, como proposto por este estudo (ALBERGUINI; SILVA; REZENDE, 2005).

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a pesquisa, foi realizado levantamento bibliográfico de estudos de POA desenvolvidos para diferentes tipos de tratamento de efluente, por diversas técnicas, como: oxidação com peróxido de hidrogênio (H_2O_2), fotólise (UV), oxidação H_2O_2 /UV artificial, reagente de Fenton, coagulação (Fe^{2+}), foto-Fenton. Com base na bibliografia levantada, pode-se identificar que POA são efetivos para diversos tipos de efluente, especialmente os de RSS, e o que deve ser levado em conta é a melhor eficiência econômica, de acordo com as características do efluente a ser tratado.

O objetivo deste estudo é apresentar uma proposta de tratamento para efluente de equipamento laboratorial automatizado, gerado em laboratório de assistência à saúde, por meio de POA. Foi utilizado resíduo químico/efluente oriundo do Laboratório de Diagnóstico, Ensino e Pesquisa (Ladep), do Centro de Saúde Escola Germano Sinval Faria, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca (ENSP) da Fiocruz. Esse laboratório utiliza o equipamento de análise Labmax 240 Premium, o qual realiza testes bioquímicos e imunoquímicos de sangue e soro humano para assistência à saúde humana. Conforme dados informados pela pesquisadora responsável pelo laboratório, esse equipamento realiza mensalmente 3.500 análises em média, gerando volume médio de efluente de 200 litros mensais.

Esse tipo de efluente foi escolhido de forma representativa, por ser gerado em análises realizadas por diversos

Caracterização do efluente de estudo

Antes de iniciar os experimentos, determinaram-se os seguintes parâmetros de caracterização: pH a 25°C, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), carbono orgânico total (COT), cloreto, turbidez e peróxido de hidrogênio residual (após tratamento). Além desses, outros parâmetros podem ser determinados para comprovação de eficiência da melhor alternativa de tratamento encontrada. Todas as metodologias analíticas foram utilizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WPCF, 2005).

Com a variação do efluente utilizado de acordo com as análises realizadas pelo equipamento, antes de cada ex-

laboratórios clínicos da Fiocruz. Nessas análises, a mistura de amostras biológicas com diversos reagentes químicos, de acordo com cada análise específica, gera um efluente complexo, composto de agentes biológicos patogênicos e componentes químicos recalcitrantes. Em diagnóstico dos resíduos químicos gerados na Fiocruz, essa tipologia de resíduo foi definida como bactericidas. Entre os 34.299,05 litros coletados anualmente nos laboratórios da Fiocruz, quantificou-se o volume médio anual de coleta de 10.798,3 litros de bactericidas, representando a proporção de 31,48%, o que demonstra a relevância na mudança do tratamento direcionado para esse grupo específico (MACHADO, 2010).

O Labmax 240 Premium é um equipamento compacto de alto desempenho que realiza testes bioquímicos e imunoquímicos, tem em sua programação diversas análises (95 testes) e pode realizar em média de 240 a 400 testes por hora. Os resíduos/efluentes são segregados em resíduos de reação (concentrado) e resíduos de lavagem das cubetas (diluído) LABTEST. O efluente utilizado foi o de reação, por ser mais concentrado.

As amostras foram coletadas e mantidas em temperatura ambiente, nas condições em que foram geradas, sendo acondicionadas até 10 dias para utilização nos experimentos.

perimento caracterizou-se previamente o efluente com os seguintes parâmetros: DQO, pH e turbidez. Deve-se ressaltar que a quantidade de reagentes utilizada em cada experimento foi determinada com base no número de mols (quantidade de matéria orgânica) de DQO inicial. Cabe ressaltar que, como os reagentes utilizados são padronizados, os reagentes inorgânicos são constantes na amostra, podendo-se considerar os dados de DQO final para calcular a razão molar de reagente necessária. Assim, pela determinação da DQO inicial de cada amostra, pode-se obter a concentração em $mg O_2/L$ e, por conseguinte, calcular a razão molar, de cada método proposto, para a obtenção da concentração de oxidante desejada.

Tratamento do efluente com POA

Para o tratamento do efluente de serviço de saúde, foram testados os seguintes processos oxidativos: oxidação com peróxido de hidrogênio (H_2O_2), oxidação H_2O_2 /UV artificial, fotólise (UV), reagente de Fenton, coagulação (Fe^{2+}), foto-Fenton. O volume das amostras de estudo submetidas aos processos oxidativos foi de 400 mL. A determinação das dosagens de reagente foi realizada em aparelho de Jar-Test e, quando da utilização de radiação (UV), foi utilizado equipamento específico construído de acordo com pesquisa de Bessa, Sant'anna Jr.

Equipamento de radiação UV

Como o efluente utilizado no estudo é oriundo de laboratório com baixa geração, planejaram-se exper-

imentos para tratamento com reator em batelada. O reator de UV foi construído de acordo com pesquisa de Dezotti (2001) para emissão de radiação UV no processo. Todos os ensaios foram realizados à temperatura ambiente de 25°C, sob agitação por um período de tempo preestabelecido de 120 minutos. Foram retiradas alíquotas para análise de H_2O_2 residual, turbidez e DQO, em 60 e 120 minutos, para aferição dos dados obtidos. Os experimentos foram conduzidos segundo a Tabela 2.

Para realização dos experimentos utilizando radiação UV, construiu-se reator como descrito a seguir.

Tabela 2 – Descrição dos experimentos realizados neste trabalho.

Grupo de Experimentos 1	Oxidação com H_2O_2 , em função do pH, na ausência de catalisador	Variação pH (2, 4, 6, 8, 10, 12) Condições: razão molar (H_2O_2 :DQO) = 1:1, em 60 minutos de reação
Grupo de Experimentos 2	Oxidação H_2O_2 /UV	Variação pH (3, 4, 6, 7, 8, 10, 12) Condições: razão molar (H_2O_2 :DQO) = 1:1, UV = 247 W/m ²
Grupo de Experimentos 3	Fotólise UV	Condições: pH 7,0 e UV = 247 W/m ²
Grupo de Experimentos 4	Fenton	Variação pH (2, 3, 4) Condições: razão molar (H_2O_2 :DQO) = 3:1 e catalisador na razão mássica (H_2O_2 : Fe^{2+}) = 5:1
Grupo de Experimentos 5	Fenton	Variação H_2O_2 : Fe^{2+} (3:1; 5:1; 10:1) Condições: razão molar (H_2O_2 :DQO) = 3:1 e pH 2,0
Grupo de Experimentos 6	Fenton	Variação Molaridade H_2O_2 (1, 2, 3, 4) Condições: catalisador na razão mássica (H_2O_2 : Fe^{2+}) = 5:1, pH = 2,0
Grupo de Experimentos 7	Oxidação H_2O_2 (comparação Fenton)	Condições: razão molar 3:1(H_2O_2 :DQO) e pH = 2,0
Experimento 8	Fenton fracionado (variação adição fracionada)	Adição Fracionada do H_2O_2 em três etapas: 1,5:1 (H_2O_2 :DQO) no início, 0,75:1 (H_2O_2 :DQO) em 30 minutos e 0,75:1 (H_2O_2 :DQO) em 60 minutos Condições: razão mássica H_2O_2 : Fe^{2+} de 5:1, em pH 2,0, com controle em 30, 60 e 120 minutos
Experimento 9	Foto-Fenton (melhor condição Fenton)	Condições: concentração de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única; razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}), pH 2,0 e UV = 247 W/m ²
Experimento 10	Fenton condição ótima (DBO e COT)	Condições: concentração de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única; razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e pH 2,0

UV: ultravioleta; DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; COT: carbono orgânico total.

Fonte: Machado (2014, p. 48).

(BESSA; SANT'ANNA JR.; DEZOTTI, 2001). O modelo consiste em um invólucro isolado luminosamente, evitando assim exposição dos operadores aos raios UV. Dentro do reator, a amostra é colocada em bquer de vidro de 600 mL e é irradiada por meio de uma lâmpada de mercúrio de alta pressão de 250 W (Phillips), com o bulbo do vidro removido, a qual fica alocada no topo do reator. Essa lâmpada é alocada centralmente, a 13 cm de altura da superfície do reagente, apresentando irradiância de 247 W/m² ($\lambda > 254$). A tempera-

Irradiância

A lâmpada de UV teve seu fluxo radiante determinado por um radiômetro solar, modelo SL 100 e fabricante KIMO. A irradiância medida é o fluxo de energia recebida por unidade de área (W/m²), e a energia acumulada é o produto da irradiação global pelo tempo de irradiação, expresso em Wh/m². O radiômetro possui um sen-

Análise econômica

Finalizados todos os experimentos descritos, pelos resultados obtidos foi selecionada a melhor alternativa, em termos de eficiência e viabilidade técnica. A fase final baseou-se em uma análise de viabilidade

de econômica combinada à viabilidade técnica para apontar a real possibilidade de substituição da rota de tratamento utilizada atualmente (incineração) para o resíduo estudado.

- placa de agitação Corning, Modelo PC-420;
- bomba para recirculação construída;
- lâmpada de mercúrio (250 W) Phillips;
- radiômetro solar KIMO, modelo SL100.

de econômica combinada à viabilidade técnica para apontar a real possibilidade de substituição da rota de tratamento utilizada atualmente (incineração) para o resíduo estudado.

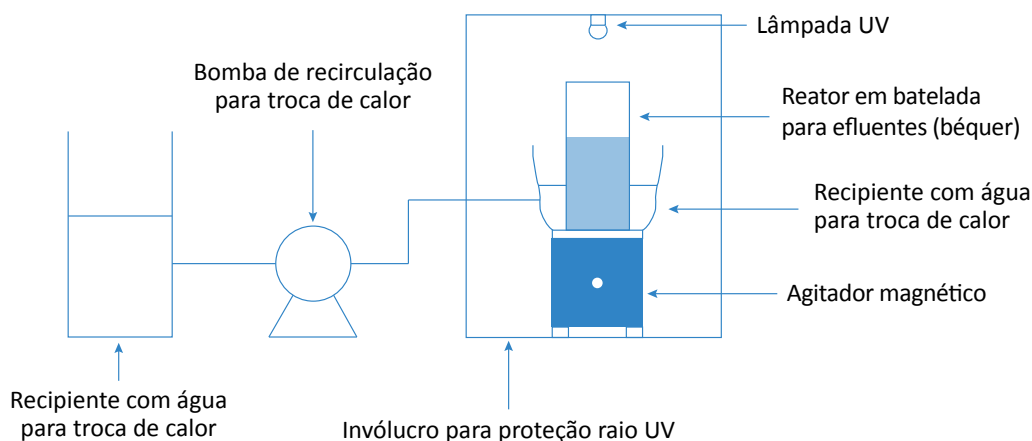
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização do efluente de estudo

O efluente a ser tratado apresenta alta variabilidade de substâncias pelo espectro de análises, alcançan-

do diferentes valores de DQO e DBO, de acordo com as análises realizadas no período. Para uma maior

Figura 1 – Esquema do fotorreator utilizado experimentalmente.



UV: ultravioleta.

Fonte: Machado (2014, p. 45).

compreensão das faixas da quantidade de matéria inorgânica desse efluente, foram realizadas caracterizações para cada amostra, obtendo-se também um valor médio de DQO de 700 mg/L. Os dados obtidos na caracterização do efluente são apresentados na Tabela 3.

Rotas de tratamento com POA

Considerando-se os processos estudados, a oxidação utilizando apenas H_2O_2 não foi efetiva, propiciando eficiências baixas de remoção de matéria orgânica (DQO), na ordem de 20% para concentração de oxidante molar 1:1 (H_2O_2 :DQO) e de 32% para concentração de oxidante molar 3:1 (H_2O_2 :DQO). Grande parte do oxidante utilizado não foi consumido no processo, indicando reação lenta, como pode ser visualizado na Figura 2.

A fotólise com radiação UV também não foi efetiva, apenas aumentando a turbidez do efluente e mantendo a DQO estável. Na Figura 3, são apresentados os dados da fotólise com radiação UV.

A oxidação H_2O_2 /UV aumentou a eficácia do processo, conforme a Figura 3. O melhor resultado foi em pH 7,0 (neutro), o que auxilia as condições de oxidação por não necessitar de alteração da faixa de pH. As condições ótimas de oxidação H_2O_2 /UV apresentaram eficácia de remoção de DQO de 53% e de turbidez de 45%, com consumo de 28% do oxidante.

Entre todos os POA estudados, o reagente de Fenton alcançou os melhores resultados de remoção de DQO,

Quanto à biodegradabilidade do efluente caracterizado, ele pode ser classificado como refratário pelas condições verificadas (DBO/DQO = 0,19). Por isso, a biodegradabilidade foi utilizada como amostra modelo para verificação e comparação dos tratamentos propostos para essa tipologia de efluente.

turbidez e geração de lodo nas seguintes condições: relação molar de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única, razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e faixa de pH 2, em torno de 120 minutos.

Essas mesmas condições foram testadas três vezes nos experimentos de: variação de pH, de variação da concentração de H_2O_2 e no teste das condições ótimas para determinação da eficiência de remoção de DBO. Os resultados obtidos para remoção de DQO, turbidez e consumo de oxidante foram muito próximos em todos os testes, garantindo a reprodutibilidade dos experimentos executados e dos resultados obtidos. Os experimentos comprovam a regularidade e a eficiência dos dados obtidos no tratamento do efluente estudado.

Nas melhores condições do reagente de Fenton, foi avaliada a remoção da DBO. Após variações das condições no reagente de Fenton, definiram-se os parâmetros operacionais ótimos: concentração molar de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única do oxidante, razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e pH 2,0. Para comprovação da eficiência do processo, realizou-se experimento nessas condições (experimento 10) com a

Tabela 3 – Dados obtidos na caracterização do efluente.

Parâmetro	Valores
DQO	Valores entre 786 e 551 mg/L
DBO	Valores entre 184 e 95 mg/L
Biodegradabilidade (DBO/DQO)	Relações entre 0,19 e 0,23
COT	148,45 mg/L
Cloreto	40,10 mg/L
Turbidez	16,3 NTU
pH	6,95

DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; COT: carbono orgânico total.

Fonte: Machado (2014, p. 54).

amostra de efluente mais concentrada após caracterização (DQO de 786 mg/L).

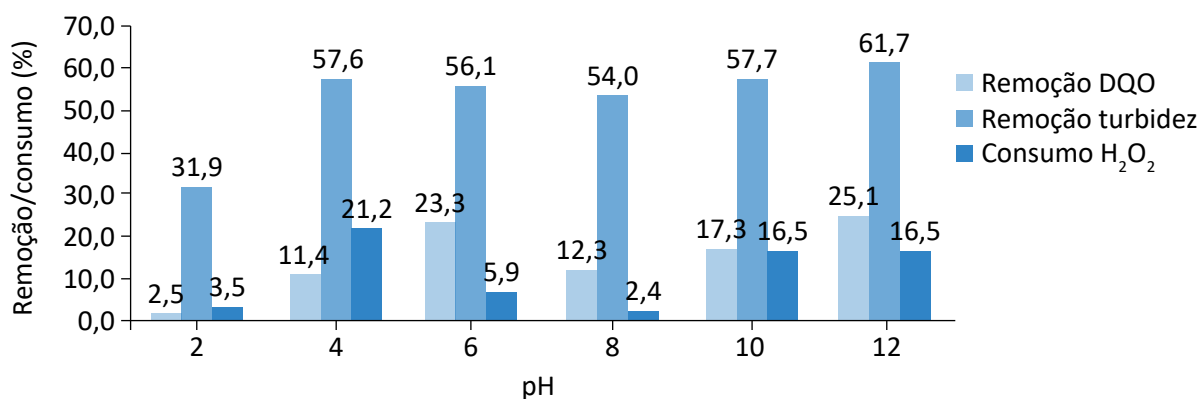
Utilizou-se amostra de efluente mais concentrada para certificar que, mesmo nas flutuações de maior concentração de matéria orgânica, a disposição final do efluente tratado será adequada à legislação ambiental vigente. Para comprovação dessa eficiência, mediu-se também o parâmetro DBO. Como o intuito é certificar o resultado final, foram coletadas amostras para análise somente no final do ensaio, após 120 minutos de reação. A Figura 4 apresenta os dados de eficiência obtidos dos parâmetros utilizando concentração de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única; razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e pH 2,0 em 120 minutos.

Nessas condições ótimas, obtiveram-se eficiências de remoção de DQO de 73,4%, de DBO de 46%, de turbidez de 90,1%, com consumo total do oxidante (H_2O_2) e geração de 2.126 mg/L de SST referente ao lodo gerado.

Para estudo do foto-Fenton (experimento 9), utilizaram-se as condições ótimas obtidas no reagente de Fenton: pH ótimo 2,0, catalisador (5:1 - H_2O_2 : Fe^{2+}) e oxidante (3:1 - H_2O_2 : DQO) com adição única no início, UV= 247 W/m², e o tempo de oxidação definido foi de 120 minutos, com coleta das amostras em 60 e 120 minutos. Os resultados obtidos podem ser visualizados na Figura 5.

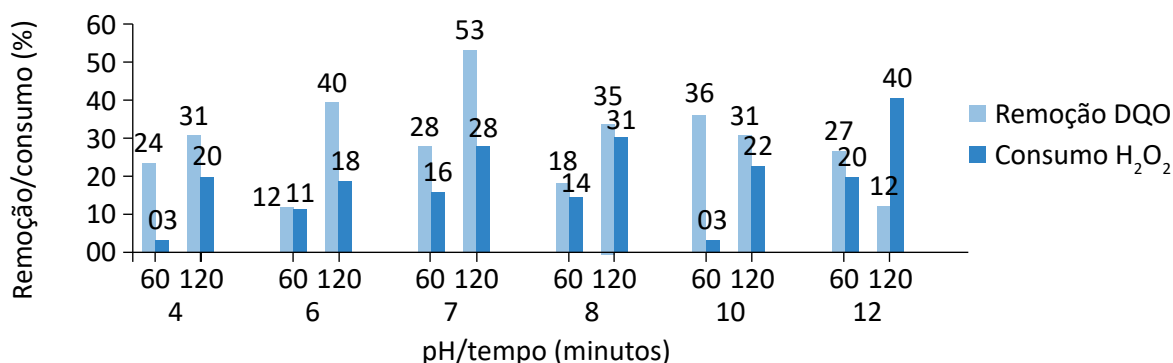
O processo foto-Fenton apresentou melhor eficiência de remoção de DQO em relação ao reagente de Fen-

Figura 2 – Oxidação com peróxido de hidrogênio, em função do pH, na ausência de catalisador. Condições: razão molar [H_2O_2]:[DQO] = 1:1; valores de pH 2, 4, 6, 8, 10 e 12, em 60 minutos de reação.



DQO: demanda química de oxigênio.
Fonte: Machado (2014, p. 57).

Figura 3 – Oxidação H_2O_2 /UV na concentração 1:1(H_2O_2 :DQO), UV= 247 W/m², em 60 e 120 minutos, e valores de pH: 6, 7, 8, 10, 12.



DQO: demanda química de oxigênio; UV: ultravioleta.
Fonte: Machado (2014, p. 65).

ton, ainda que muito próximas, com remoção de DQO de 76,1%, como pode ser constatado na Figura 5. Comparando-se as técnicas quanto aos parâmetros avaliados, o processo foto-Fenton tem maiores custos de instalação e de operação pela necessidade de radiação UV. Levando-se em consideração que esse processo apresenta eficiência da remoção de DQO similar ao Fenton convencional, não se justificam os custos adicionais. A diferença é que, por meio do foto-Fenton, esses resultados são obtidos já na primeira hora reacional, reduzindo o tempo reacional pela metade.

Em relação ao custo/benefício do processo, o consumo praticamente dobrado de oxidante para elevar a

Análise econômica

Após finalização dos experimentos e definição da melhor alternativa, em termos de eficiência e viabilidade técnica, utilizou-se cotação prévia e estimativa de custo para determinar os custos operacionais desse processo e verificar a possibilidade de alterar a rota de tratamento utilizada atualmente (incineração).

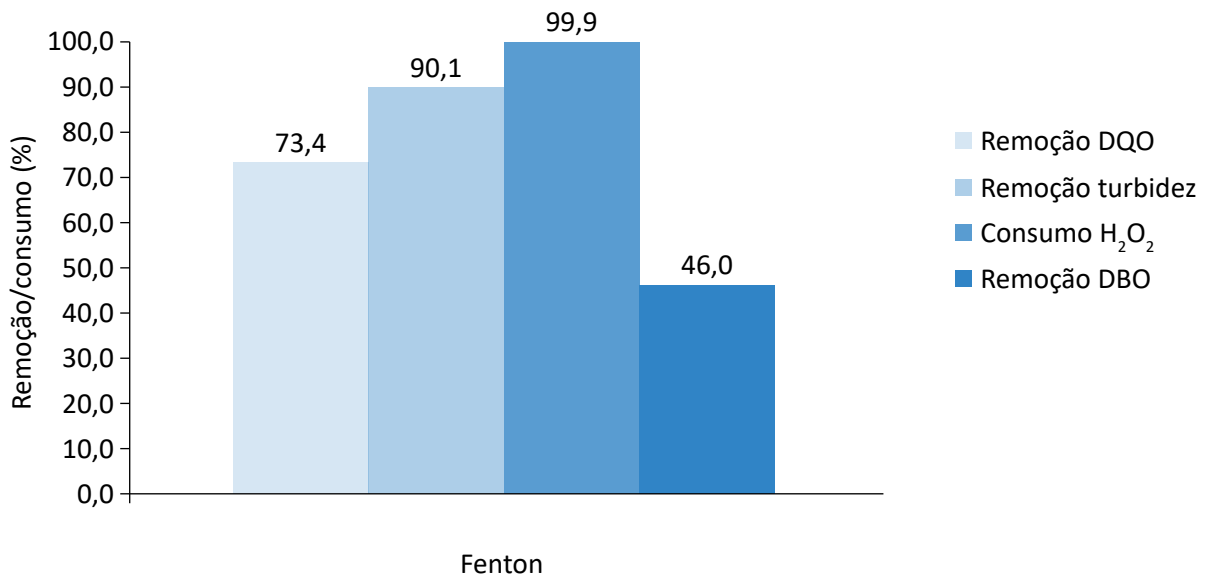
De acordo com pesquisa que deu base a este artigo (MACHADO, 2014), o custo para tratamento em em-

eficiência de 5 a 7% não é necessário nesse caso específico, pois o efluente já está adequado para descarte nas condições encontradas ótimas com Fenton (3:1). Para outros efluentes de maior recalcitrância, essa condição pode ser utilizada.

Mais estudos em relação às viabilidades técnica e econômica de cada processo podem indicar exatamente qual a melhor rota de tratamento para outros tipos de efluente. Caso esse processo seja conduzido industrialmente, essas duas técnicas devem ser mais bem estudadas, levando em conta todos os parâmetros envolvidos, como: gasto com energia elétrica, radiação UV, tempo reacional, disposição final do lodo gerado e consumo de oxidante.

presas licenciadas ambientalmente para incineração é de R\$ 2,80 por quilograma e para aterro industrial classe I é de R\$ 0,55 por quilograma. O custo de reagentes para laboratório (SIGMA ALDRICH, 2019), todos com o mesmo fabricante Vetec, é de R\$ 21 por litro de peróxido de hidrogênio — 30%; R\$ 25 por quilograma de sulfato ferroso P.A; R\$ 44 por litro de ácido sulfúrico 0,1N P.A; e R\$ 38 por quilograma de hidróxido de sódio 0,1N P.A.

Figura 4 – Reagente de Fenton – Melhor Condição – Determinação da Eficiência de Remoção de DBO, utilizando concentração de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única; razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e pH 2,0 em 120 minutos.



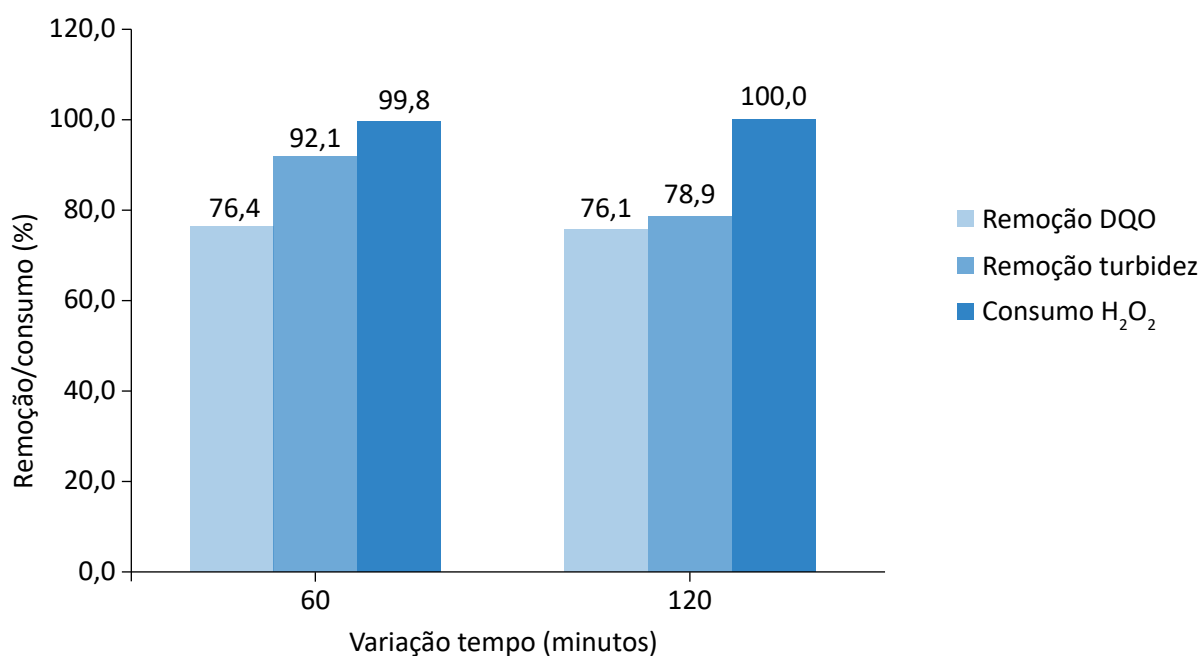
DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio.

Fonte: Machado (2014, p. 81).

Os custos associados ao tratamento de um litro do efluente estudado por reagente de Fenton estão apresentados na Tabela 4. O cálculo do lodo a ser destinado considera que o precipitado gerado no processo de oxidação com reagente de Fenton será filtrado e armazenado para disposição final. Logo, não foi utilizado o volume de lodo gerado, mas o SST. Com base nos dados de SST (2.126 mg/L) (MACHADO, 2014),

realizaram-se novos cálculos considerando que o lodo após filtração ainda retém 95% de umidade. O valor obtido no SST representa apenas 5% do lodo gerado. Pelos cálculos, obteve-se o valor de 42,52 g/L, já sendo considerada a umidade presente. Em relação ao custo dos demais reagentes, o cálculo foi realizado de acordo com dados práticos e quantidades utilizadas no experimento final.

Figura 5 – Foto-Fenton – condições ótimas do reagente de Fenton. Foram realizados experimentos na concentração de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única; razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}), pH 2,0, UV = 247 W/m², nas seguintes faixas: 60 e 120 minutos.



DBO: demanda bioquímica de oxigênio; UV: ultravioleta.

Fonte: Machado (2014, p. 82).

Tabela 4 – Cálculo do custo para tratamento de um litro de efluente.

Insumo	Quantidade/ litro efluente tratado	Custo (R\$)
H_2O_2	11,5 mL	0,2415
H_2SO_4	5 mL	0,22
Na(OH)	5 mg	0,19
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	4,5 g	0,1125
Lodo Gerado	42,52 g/L	0,0233
Total	-	0,787386 = 0,79

Fonte: Machado (2014, p. 75).

O custo para incineração de 1 kg de resíduo químico é R\$ 2,80, já o custo operacional primário para o reagente de Fenton é de R\$ 0,79 centavos por litro, contabilizando a disposição final do lodo gerado. Dessa forma, alterando-se a forma de destinação, para cada litro de efluente tratado, tem-se uma economia de 71,8%.

Logo, a utilização de vias específicas para tratamento de RSS pode minimizar impactos ambientais e custos econômicos quando os efluentes são tratados com base no conhecimento das suas características específicas, como o caso estudado. No tratamento de RSS, esse tipo de resíduo pode ser simplificado e realizado na estrutura do gerador.

CONCLUSÕES

Os resultados indicam que os POA são efetivos em termos de remoção de matéria orgânica no tratamento do efluente de serviço de saúde, especificamente resíduo de análises bioquímica e imunoquímica de sangue e soro humano. Com isso, a utilização de Fenton pode substituir a destinação final atualmente usada, que é a incineração. Os POA estudados foram: oxidação com peróxido de hidrogênio (H_2O_2), oxidação H_2O_2 /UV artificial, fotólise (UV), reagente de Fenton e foto-Fenton.

Entre os POA analisados, o reagente de Fenton apresentou as maiores remoções de DQO e turbidez. As melhores condições de remoção foram: concentração molar de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única; razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e faixa de pH 2,0. Essas condições ótimas propiciaram eficiências de remoção de DQO de 73,4 %, de DBO de 46%, de turbidez de 90,1%, com consumo total do oxidante (H_2O_2) e geração de 2.126 mg/L de SST referente ao lodo gerado.

Tomando como referência o reagente de Fenton, nas condições ótimas, a remoção de DBO obtida é de 46%, e a concentração final de DBO no efluente tratado é de 99,7 mg/L. De acordo com a legislação ambiental (BRASIL, 2011), para disposição final de efluente de serviço de saúde, a DBO máxima no efluente final deve ser de 120 mg/L ou a eficiência de remoção mínima de DBO deve ser de 60%. O valor obtido nos experimentos (99,7 mg/L) está no limite estabelecido pela legislação federal.

A legislação estadual no Rio de Janeiro também estabelece remoção mínima de DBO em 30%, pelo efluente

ser gerado em pequenos laboratórios e a carga orgânica ser considerada abaixo de 5 kg DBO/dia. O processo utilizado adequa-se tecnicamente a ambas as legislações, federal e estadual.

Verificou-se na análise econômica que, com a utilização do reagente de Fenton, o custo de tratamento para cada litro de efluente é de R\$ 0,79. A alteração da rota de tratamento propicia uma economia de 71,8%. Essa economia pode ser otimizada, pois os reagentes cotados possuem alta qualidade e preço elevado. Além disso, custos com transporte serão reduzidos, pois o tratamento é realizado *in loco*. Para implementação desse projeto, pode-se utilizar a renda obtida na substituição dos processos para pagar os investimentos iniciais e os custos fixos, por meio de estudo que considere o tempo de retorno do investimento.

Este estudo apresenta benefícios de natureza econômico-financeira e de eficiência de tratamento, contribuindo para a criação de opções para o setor de pesquisa e assistência à saúde humana, para a redução dos custos e a competitividade do setor no gerenciamento de RSS.

Por fim, é importante que o tratamento de efluentes de serviço de saúde seja difundido nos diversos geradores, de pequeno a grande porte, para que, com base em avaliação econômica e ambiental, com resolução simples e prática, seja possível a otimização desses processos, obtendo-se menores impactos ambientais globais e também redução de custos.

REFERÊNCIAS

ALBERGUINI, L.B.A.; SILVA, L.C.; REZENDE, M.O.O. *Tratamento de Resíduos Químicos: Guia Prático para a Solução dos Resíduos Químicos em instituições de Ensino Superior*. São Carlos: RiMa, 2005. 104 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (WPCF). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association (APHA), 2005.

ARAÚJO, K.S.; ANTONELLI, R.; GAYDECZKA, B.; GRANATO, A.C.; MALPASS, G.R.P. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. *Ambiente e Água*, v. 11, n. 2, p. 387-401, abr-jun. 2016. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1862>

ARRUDA, P.; LIMA, A.; CRUVINEL, K.; SCALIZE, P. Gerenciamento dos resíduos em unidades de saúde em municípios do estado de Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 44, p. 58-71, 2017. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170076>

BAENA-NOGUERAS, R.M.; GONZÁLEZ-MAZO, E.; LARA-MARTÍN, P.A. Degradation kinetics of pharmaceuticals and personal care products in surface waters: photolysis vs biodegradation. *Science of the Total Environment*, v. 590-591, p. 643-654, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.015>

BESSA, E.; SANT'ANNA JR., G.L.; DEZOTTI, M. Photocatalytic/H₂O₂ treatment of oil field produced waters. *Applied Catalysis B: Environmental*, v. 29, n. 2, p. 125-134, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0926-3373\(00\)00199-5](https://doi.org/10.1016/S0926-3373(00)00199-5)

BORBA, F.; MÓDENES, A.; ESPINOZA-QUIÑONES, F.; MANENTI, D.; NOGUEIRA, D.; BERGAMASCO, R. Avaliação da remoção dos poluentes do efluente de curtume tratado pelos processos Eletro-Fenton e foto-Fenton. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 31, p. 44-53. 2014. Disponível em: <http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/258>. Acesso em: 20 ago. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução Conama nº 358, de 4 de maio de 2005*. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. Brasil, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 20 ago. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). *Resolução RDC nº 222, de 28 de março de 2018*. Regulamenta as Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde e dá outras providências. Brasil, 2018. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/33852/271855/RDC+222+de+Março+de+2018+COMENTADA/edd85795-17a2-4e1e-99ac-df6bad1e00ce>>. Acesso em: 14 set. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011*. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357. Brasil, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 18 jul. 2019.

CARLSON, J.C.; STEFAN, M.I. PARNIS, J.M.; METCALFE, C.D. Direct UV photolysis of selected pharmaceuticals, personal care products and endocrine disruptors in aqueous solution. *Water Research*, v. 84, p. 350-361, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.013>

COSTA, G.; CANGERANA, F. Estudo do processo oxidativo avançado como uma alternativa tecnológica e eficaz no tratamento de efluentes. *Revista Eletrônica de Tecnologia e Cultura*, v. 19, p. 63-84, 2016.

DALLES, R.; LATANZE, R.; PASCHOALATO, C.; PISANI JÚNIOR, R. Classificação dos resíduos de serviço de saúde tratados em uma planta de autoclavagem com base na presença de substâncias não-voláteis no lixiviado. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 34, p. 9-21. 2014. Disponível em: <http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/213>. Acesso em: 16 ago. 2019.

DEWIL, R.; MANTZAVINOS, D.; POULIOS, I.; RODRIGO, M.A. New perspectives for advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, v. 195, parte 2, p. 93-99, 2017. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.010>

FIOREZE, M.; SANTOS, E. P.; SCHMACHTENBERG, N. Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicação ambiental. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, Santa Maria, v. 18, n. 1, p. 79-91, 2014. <http://dx.doi.org/10.5902/2236117010662>

KRZEMINSKA, D.; NECZAJ, E.; BOROWSKI, G. Advanced Oxidation Processes for Food Industrial Wastewater Decontamination. *Journal of Ecological Engineering*, v. 16, n. 2, p. 61-71, 2015. <https://doi.org/10.12911/22998993/1858>

LABTEST. *Equipamentos*. Labmax240premium. Disponível em: <<http://www.labtest.com.br>>. Acesso em: 30 ago. 2013.

MACHADO, G.C.X.M.P. *Gestão de resíduos perigosos na FIOCRUZ: diagnóstico e aperfeiçoamento*. 121f. Monografia (Especialização em Engenharia Sanitária) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

MACHADO, G.C.X.M.P. *Tratamento de efluente de serviço de saúde por processos oxidativos avançados*. 122f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

MIRZAEI, A.; CHEN, Z.; HAGHIGHAT, F.; YERUSHALMI, L. Removal of pharmaceuticals from water by homo/heterogeneous Fenton-type processes—A review. *Chemosphere*, v. 174, p. 665-688, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.019>

PAPAGEORGIOU, M.; KOSMA, C.; LAMBROPOULOU, D. Seasonal occurrence, removal, mass loading and environmental risk assessment of 55 pharmaceuticals and personal care products in a municipal wastewater treatment plant in Central Greece. *Science of the Total Environment*, v. 543, parte A, p. 547-569, fev. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.047>

PÉREZ, J.F.; LLANOS, J.; SÁEZ, C.; LÓPEZ, C.; CAÑIZARES, P.; RODRIGO, M.A. Treatment of real effluents from the pharmaceutical industry: a comparison between Fenton oxidation and conductive-diamond electro-oxidation. *Journal of Environmental Management*, v. 195, parte 2, p. 216-223, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.009>

PETRIE, B.; BARDEN, R.; KASPRZYK-HORDERN, B. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Research*, v. 72, p. 3-27, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053>

QUITAISKI, P.P. *Processos oxidativos avançados empregados na degradação de antibióticos em água residuária sintética*. 102f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2018.

RIBEIRO, A.R.; NUNES, O.C.; PEREIRA, M.F.R.; SILVA, A.M.T. An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive 2013/39/EU. *Environment International*, v. 75, p. 33-51, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.027>

SÁ, R.D. *Avaliação do tratamento, por processo foto fenton, de um efluente de equipamento laboratorial automatizado*. 89f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Tecnologia em Processos Ambientais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

SIGMA ALDRICH. *Produtos*. 2019. Disponível em: <<http://www.sigmaaldrich.com/brazil.html>>. Acesso em: 30 ago. 2013.

SILVA, C.P.; MARMITT, S.; HAETINGER, C.; STÜLP, S. Avaliação da degradação do corante vermelho bordeaux através de processo fotoquímico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 13, n. 1, p. 73-77, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000100010>

VERLICCHI, P.; AL AUKIDY, M.; ZAMBELLO, E. What have we learned from worldwide experiences on the management and treatment of hospital effluent? — An overview and a discussion on perspectives. *Science of the Total Environment*, v. 514, p. 467-491, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.020>

WANG, Y.; RODDICK, F.A.; FAN, L. Direct and indirect photolysis of seven micropollutants in secondary effluent from a wastewater lagoon. *Chemosphere*, v. 185, p. 297-308, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.122>

