



## DEGRADAÇÃO DA ATRAZINA POR FOTO-FENTON EMPREGANDO PÓ DE BASALTO COMO CATALISADOR SOB DIFERENTES FONTES DE IRRADIAÇÃO

Amanda Carmelo da Rocha<sup>1</sup>  
Amanda Rodrigues Cardoso<sup>2</sup>  
Bruna Jeanne Soares Pacheco<sup>3</sup>  
Patrícia Angélica Vieira<sup>4</sup>  
Vielma Luiz Cardoso<sup>5</sup>

### Reaproveitamento, Reutilização e Tratamento de Resíduos (sólidos e líquidos)

#### *Resumo*

No presente estudo, foi demonstrado que a irradiação artificial (visível e UV-C) e natural (solar) podem promover a oxidação Fenton do pesticida atrazina (ATZ) em matriz aquosa ( $5 \text{ mg L}^{-1}$ ), sendo catalisada por partículas de minério de basalto como uma fonte natural de ferro ( $0,5 \text{ g L}^{-1}$ ), na presença de peróxido de hidrogênio,  $\text{H}_2\text{O}_2$  ( $1,6 \text{ mM}$ ), e em pH circumneutral. Enquanto os processos sob irradiação visível e solar apresentaram comportamento cinético semelhante, estabilizando após os primeiros minutos de reação com remoções de 47% e 31%, respectivamente, o uso de UV-C promoveu a melhor reação ao longo de 180 minutos, atingindo a máxima taxa de degradação com 96% de degradação. Os resultados obtidos nas avaliações foram ajustados ao modelo cinético de primeira ordem com maior confiança apenas para o sistema  $\text{H}_2\text{O}_2$ /basalto/UV-C após 180 min de operação ( $R^2 = 0,9832$ ;  $k_1 = 0,0169 \pm 0,0008 \text{ min}^{-1}$ ). Neste processo foi observada a formação de peróxido de hidrogênio *in situ* implicando na maior atividade de degradação da ATZ sob luz UV-C. Nos sistemas envolvendo irradiação visível e solar, a energia recebida foi insuficiente para manter o ciclo redox do ferro contido no basalto, inibindo a formação/decomposição do  $\text{H}_2\text{O}_2$ . Os resultados obtidos são promissores quanto à aplicação de diferentes radiações e catalisadores alternativos durante o processo foto-Fenton heterogêneo no tratamento de pesticidas.

**Palavras-chave:** Catalisador natural; Irradiação solar; Pesticida; Processo oxidativo avançado.

---

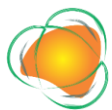
<sup>1</sup>Doutoranda em Engenharia Química – PPGEQ-UFU, Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-graduação em Engenharia Química. amanda\_rocha\_@hotmail.com

<sup>2</sup>Graduanda em Engenharia de Química – Universidade Federal de Uberlândia - UFU, Faculdade de Engenharia Química – FEQUI.

<sup>3</sup>Doutoranda em Engenharia Química – PPGEQ-UFU, Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-graduação em Engenharia Química.

<sup>4</sup>Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Universidade Federal de Uberlândia – Campus Santa Mônica-UFU, Faculdade de Engenharia Química – FEQUI.

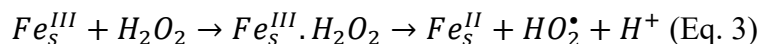
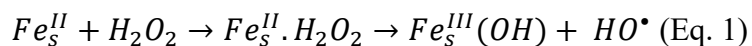
<sup>5</sup>Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Universidade Federal de Uberlândia – Campus Santa Mônica-UFU, Faculdade de Engenharia Química – FEQUI.



## INTRODUÇÃO

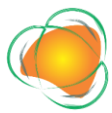
Como um dos processos de oxidação avançados (POAs), a reação de Fenton utiliza íons de ferro ( $Fe^{2+}$ ) e peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) para gerar radicais hidroxila ( $HO^\bullet$ ), que então reagem com poluentes na água. Sua eficiência pode ser aumentada por meio do processo foto-Fenton, que utiliza a energia de uma fonte de irradiação para regenerar  $Fe^{2+}$  e produzir radicais hidroxila adicionais (RODRÍGUEZ; BUSSI; DE LEÓN, 2021). Em um tradicional sistema foto-Fenton homogêneo os íons  $Fe^{2+}$  estão dissolvidos sob pH de trabalho de 2,0-3,5. Isto subsequentemente requer pós-neutralização da água descarregada e produz um volume substancial de lodo para descarte (MARSON et al., 2022).

Para contornar essas desvantagens, vários tipos de catalisadores heterogêneos naturais, como hematita ( $\alpha-Fe_2O_3$ ), goetita ( $\alpha-FeOOH$ ), magnetita ( $Fe_3O_4$ ), ferrihidrita e lepidocrocita, foram testados em um processo semelhante ao Fenton (WANG et al., 2022). Ao manter as espécies  $\equiv Fe^{III}$  dentro da estrutura do catalisador, evita-se a precipitação de  $Fe(OH)_3$ , permitindo que o catalisador interaja com  $H_2O_2$  e forme  $HO^\bullet$ . Além disso, este método facilita a recuperação do catalisador sólido no final da reação e a expansão da faixa de pH de trabalho (SHI et al., 2020). Segundo Lu et al. (2021) a geração de radicais no processo foto-Fenton heterogêneo pode ser esquematizada pelas reações apresentadas nas Equações 1-3.



O processo foto-Fenton heterogêneo é amplamente estudado para o tratamento de contaminantes na água, incluindo o pesticida atrazina (ATZ) (PLAZA; ARENCIBIA; LÓPEZ-MUÑOZ, 2021). Dados seus efeitos nocivos no sistema nervoso central e sistema endócrino, a remoção completa da ATZ das águas residuais tornou-se um desafio urgente (ALBUQUERQUE et al., 2020). Métodos convencionais como coagulação, biodegradação e precipitação química têm se mostrado ineficazes, pois a ATZ é um composto orgânico refratário resistente a reações químicas e degradação microbiana (HE et al., 2019). Além disso, há carência de pesquisas na literatura sobre o uso de argilas naturais como

Realização



catalisadores no processo foto-Fenton heterogêneo para degradação de ATZ. Ao mesmo tempo, o uso de pó de rocha em tratamentos de descoloração de corantes via adsorção e fotocatalise apresenta uma abordagem inovadora que agrega valor aos materiais naturais como catalisadores (SALEH et al., 2021).

Esse potencial torna o pó de basalto uma alternativa atraente aos materiais sintetizados, sendo que o óxido de ferro (III) ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) em sua composição poderia ser aproveitado como catalisador no processo foto-Fenton para redução de contaminantes em efluentes (DRUMM et al., 2022). Nesse processo fotoativo podem ser aplicadas combinações de UV ou irradiância visível com vários agentes oxidantes, além da luz solar natural, sendo uma alternativa ambiental e economicamente benéfica (KHANDARKHAEVA et al., 2017). Este trabalho teve como objetivo estudar a oxidação da ATZ por foto-Fenton sob diferentes fontes de irradiação envolvendo  $\text{H}_2\text{O}_2$  e pó de basalto como catalisador heterogêneo em pH circumneutral.

## METODOLOGIA

### *Material*

Pó de basalto (PB) proveniente da região de Uberlândia no Triângulo Mineiro, Brasil, foi utilizado como catalisador heterogêneo (fonte de ferro) após tratamento térmico a 600 °C. Peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ , 35%, Dinamica) foi utilizado como agente oxidante. Uma solução indicadora de metavanadato de amônio ( $\text{NH}_4\text{VO}_3$ , 98-100%, Dinamica) foi utilizada para quantificação de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , e quando necessário foi adicionado bissulfito de sódio ( $\text{NaHSO}_3$ , p.a., Vetec) para sua extinção. Uma formulação comercial de atrazina (50% m/v, Nortox® 500SC) foi utilizada para os ensaios de fotodegradação. A matriz aquosa teve o pH inicial ajustado por solução de ácido clorídrico ( $\text{HCl}$  37%, Impex). Um padrão analítico da atrazina (ATZ, 98%, Sigma-Aldrich) foi adquirido para realização da curva de calibração em cromatógrafo de alta eficiência, enquanto acetonitrila (ANC, 99%, Synth), ácido acético (ACA, 99%, Vetec) e água (MilliQ®) foram utilizados para a fase móvel.

### Realização



### *Preparação e caracterização do pó de basalto*

O pó de basalto obtido foi sinterizado a 600 °C por 30 min. A análise elementar foi determinada por fluorescência de raios X (XRF, Panalytical Zetium). As fases cristalinas presentes na amostra de basalto foram analisadas por difração de raios X (XRD, Panalytical Empyrean). A mudança no grupo funcional presente na superfície do basalto em diferentes temperaturas foi digitalizada em comprimentos de onda de 450–4000 cm<sup>-1</sup> por espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) (FT/IR-6700, Jasco). As análises morfológicas das amostras de pó foram realizadas por meio de microscopia eletrônica de varredura (SEM, Carl Zeiss, modelo EVO MA10).

### *Sistemas de fotodegradação*

As fotodegradações realizadas sob irradiação artificial foram simuladas por duas lâmpadas: uma com emissão na região visível (vapor multimetálico, 150 W, 220 V, Osram) e outra em UV-C (Mercúrio, 15W, 220 V, SCT G15T8), instaladas em um compartimento vedado (54 cm x 38 cm x 56 cm) e com controle de temperatura a 25 °C por banho termostático. O potencial de degradação sob irradiação de luz natural solar foi avaliado em uma unidade a céu aberto localizada em Uberlândia, Brasil (18°55'09.5"S 48°15'26.7"W), nos horários entre 10 h e 14 h, em uma faixa de temperatura variando entre 27 e 33° C. Os reatores eram do tipo batelada (Ø 70 mm), capacidade de 1 L e volume de trabalho de 250 mL. Foi preparada uma solução estoque de ATZ Nortox® de 1 g L<sup>-1</sup>, a partir da qual preparou-se a matriz aquosa a de 5 mg L<sup>-1</sup>. Os demais parâmetros operacionais foram dosagem de basalto de 0,5 g L<sup>-1</sup>, pH inicial ajustado a 6 e peróxido de hidrogênio a 1,6 mM. No caso dos experimentos realizados sob irradiação artificial o período de exposição às irradiações se sucedeu por 180 min. Quando o objetivo foi a foto-oxidação natural solar, o período de exposição foi correspondente a dosagem acumulada de irradiação UV-A emitida pela lâmpada de vapor multimetálico (MMV) de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1. Dose de energia UV-A acumulada durante 180 min.

Tempo (min)	0	5	10	20	30	60	90	120	150	180
UV-A (J cm <sup>-2</sup> )	0.00	0.29	0.58	1.17	1.75	3.50	5.25	7.00	8.75	10.50

Realização



### *Métodos Analíticos*

A varredura espectral óptica das lâmpadas foi realizada (modelo Ocean Optics SpectraSuite). Os espectros de absorção UV-vis das amostras foram realizados usando um espectrofotômetro UV-vis (PerkinElmer, Lambda 25). A concentração de atrazina foi analisada por Waters 2695 HPLC, Detector: 2998 PDA; Coluna de análise: coluna Symmetry C18, 4,6 mm x 150 mm x 5,0 mm; Temperatura da coluna: 30 °C; Fase móvel: V (ACN): V (ACA, 0,5% v/v) = 50:50; Vazão: 1,00 mL min<sup>-1</sup>; Injeção: 10 µL; Detecção: λ = 220 nm. Modelos de ordem zero, primeira ordem e segunda ordem foram aplicados para explorar o modelo cinético para a degradação de atrazina pelo processo foto-Fenton, conforme apresentado nas Equações 4-6.

$$C = C_0 - k_0 \times t \text{ (Eq. 4)}$$

$$\ln C = \ln C_0 - k_1 \times t \text{ (Eq. 5)}$$

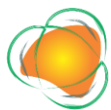
$$\frac{1}{C} = \frac{1}{C_0} - k_2 \times t \text{ (Eq. 6)}$$

Em que  $C_0$  e  $C$  são as concentrações (mg L<sup>-1</sup>) inicial e em um determinado tempo  $t$  (min),  $k_0$  é a constante de ordem zero (mg L<sup>-1</sup> min), e  $k_1$  e  $k_2$  são as constantes de primeira ordem (min<sup>-1</sup>) e segunda ordem (L mg<sup>-1</sup> min<sup>-1</sup>), respectivamente. O pH instantâneo foi detectado em pHmetro de bancada (BEL). Além disso, a concentração de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> foi quantificada pelo método espectrofotométrico a 446 nm após 15 min de reação com uma solução indicadora de metavanadato de amônio (OLIVEIRA et al., 2001) na proporção 2:1 (amostra:indicador).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

O pó de basalto foi caracterizado conforme as técnicas apresentadas na Figura 1. Após a análise de FRX foi possível concluir que o basalto consiste principalmente de SiO<sub>2</sub> (49,3%), Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (15,3%), Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (13,6%), CaO (9,1%) e MgO (4,7%). Saleh et al. (2022) observaram que os materiais utilizados como catalisadores apresentavam um percentual de hematita inferior a 15%. Os padrões DRX (Figura 1A) relacionaram picos a três componentes principais, quartzo (Q), hematita (H) e alumina (A), de acordo com os padrões

Realização



do banco de dados disponível pela *Inorganic Crystal Structure Database* (ICSD, 2022). Além disso, assim como nos compostos argilosos (FLEACA et al., 2015), o basalto apresentou os picos na análise FTIR (Figura 1B) referentes à flexão Si-O-Si e Al-O-Si em  $480$  e  $540\text{ cm}^{-1}$ , respectivamente. A imagem da análise MEV (Figura 1C) mostrou partículas heterogêneas com pouca porosidade com características irregulares e rugosas em sua superfície.

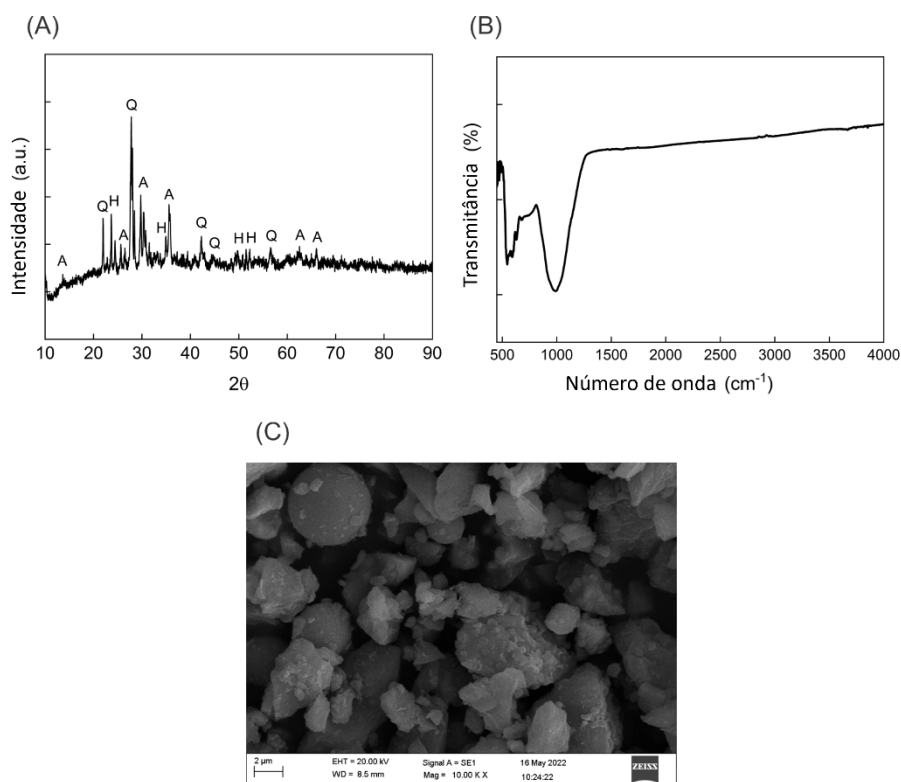


Figura 1. (A) Padrão de difração de raios X; (B) análise FTIR; (C) imagem MEV.  
Fonte: Autores (2023).

Visto o potencial do basalto como fotocatalisador, o processo oxidativo avançado foto-Fenton foi proposto. Sabe-se que sua eficiência está atrelada ao efeito sinérgico de seus parâmetros essenciais: fonte de luz, agente oxidante e agente catalisador. Na Figura 2 foram exploradas as varreduras espectrais de todos esses parâmetros.

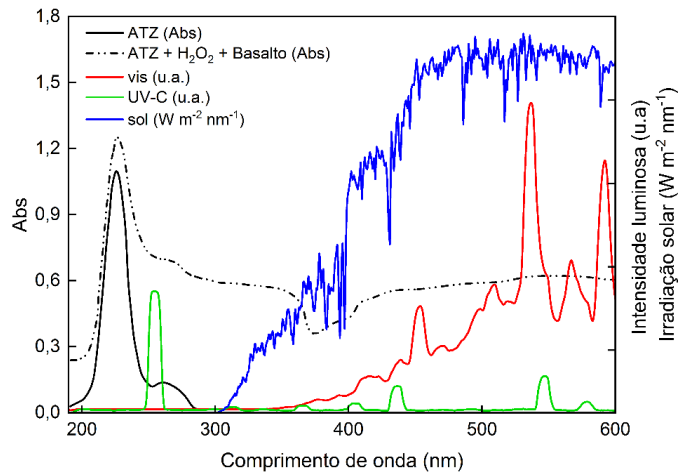
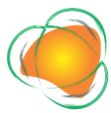


Figura 2. Espectro das lâmpadas UV-C e visível, espectro solar (NREL, 2015), e espectros de absorção da solução de atrazina e da mistura com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e basalto.

[ATZ]<sup>o</sup> = 5 mg L<sup>-1</sup>, pH = 6, [Basalto] = 0,50 g L<sup>-1</sup>, [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>]<sup>o</sup> = 1,6 mM.

Fonte: Autores (2023).

De acordo com Khandarkhaeva et al. (2017), a irradiação solar pode contribuir para a degradação da ATZ pelo processo oxidativo avançado. De fato, existe uma sobreposição entre o espectro de emissão do sol e da lâmpada visível com o espectro de absorção da mistura de ATZ, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e basalto. A concentração de ATZ durante experimentos com foto-Fenton teve seu comportamento conforme os resultados apresentados na Figura 3. A degradação de atrazina por foto-Fenton solar não superou as remoções das fontes de irradiação artificial estudadas, degradando apenas 31% de atrazina contra 96% e 47% para UV-C e irradiação visível, respectivamente.

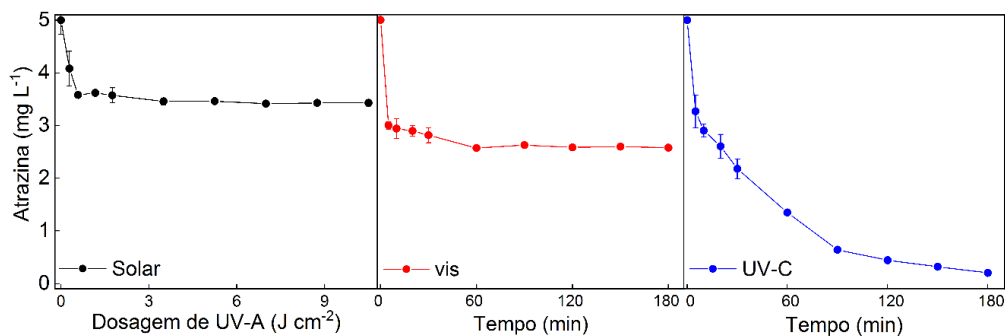


Figura 3. Degradação da atrazina por foto-Fenton sob diferentes fontes de irradiação.

[ATZ]<sup>o</sup> = 5 mg L<sup>-1</sup>, pH = 6, [Basalto] = 0,50 g L<sup>-1</sup>, [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>]<sup>o</sup> = 1,6 mM.

Fonte: Autores (2023).

Realização



O experimento foto-Fenton sob irradiação solar foi realizado em um dia claro e sem nuvens, com incidência de irradiação UV em níveis “extremos”, de acordo com os parâmetros meteorológicos previstos. Assim, o tempo médio total gasto no procedimento foi de aproximadamente 60 min, sob a incidência de UV-A instantânea média de  $3,8 \text{ mW cm}^{-2}$ .

O peróxido de hidrogênio também foi monitorado em foto-Fenton heterogêneo, conforme ilustrado na Figura 4. A formação *in-situ* de  $\text{H}_2\text{O}_2$  foi observada em todos os processos, mas seu consumo significativo ocorreu apenas na degradação por foto-Fenton UV-C. Estudos anteriores também relataram a formação de  $\text{H}_2\text{O}_2$  durante fotorreações heterogêneas (YANG et al., 2018). Neste trabalho, a formação de  $\text{H}_2\text{O}_2$  *in situ* pode ser atribuída a uma distribuição homogênea de fotocatalisadores ativos na superfície do suporte, como a presença de dióxido de titânio e adsorção do pesticida ao redor do fotocatalisador (REDDY; KIM, 2015). Na superfície do basalto, o  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  estava sendo utilizado como catalisador do tipo Fenton, atuando na decomposição catalítica do  $\text{H}_2\text{O}_2$  e na degradação da atrazina adsorvida. Esse  $\text{H}_2\text{O}_2$  também é regenerado pelo  $\text{TiO}_2$  carregado, presente no basalto, submetido à ação do superóxido ( $\text{O}_2^*$ ) em meio ácido, tudo simultaneamente (SZCZEPANIK, 2017).

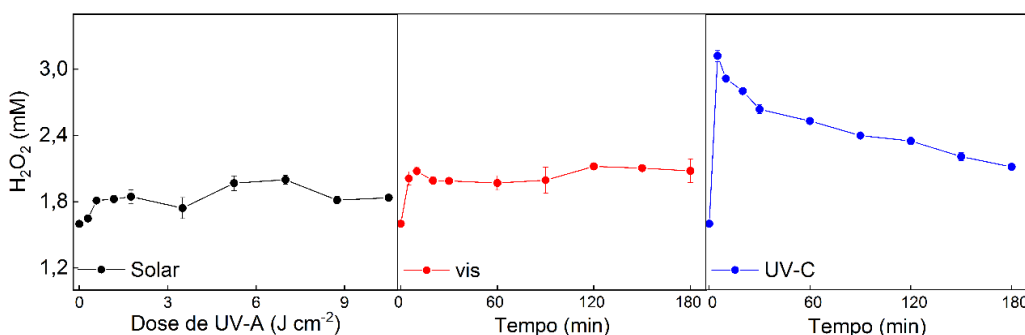
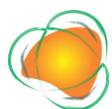


Figura 4. Perfil do teor de  $\text{H}_2\text{O}_2$  nos sistemas foto-Fenton heterogêneos.  $[\text{ATZ}]^\circ = 5 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $\text{pH} = 6$ ,  $[\text{Basalto}] = 0,50 \text{ g L}^{-1}$ ,  $[\text{H}_2\text{O}_2]^\circ = 1,6 \text{ mM}$ .  
 Fonte: Autores (2023).

As variações de pH em sistemas foto-Fenton foram monitoradas, e os resultados são apresentados na Figura 5. O pH do meio reacional não apresentou acidificações leves,





reforçando a hipótese de consumo de  $H^+$  para formação de  $H_2O_2$  *in situ* e, consequentemente, degradação da atrazina se confrontada com reações estimuladas na superfície do catalisador.

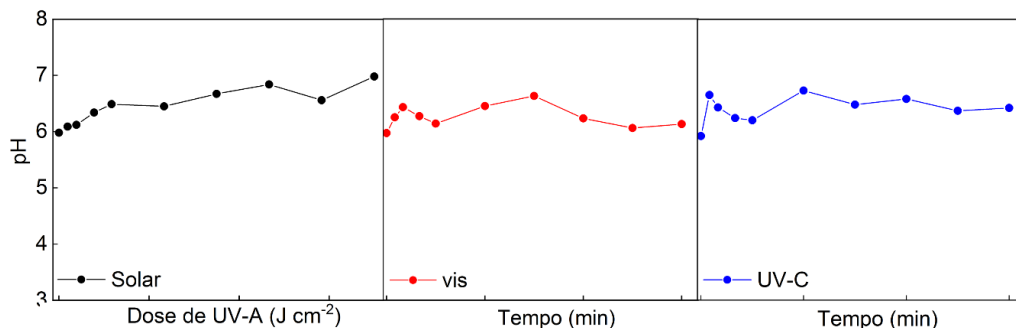


Figura 5. Variação dos valores de pH nos sistemas foto-Fenton heterogêneos. [ATZ]<sup>o</sup> = 5 mg L<sup>-1</sup>, pH = 6, [Basalto] = 0,50 g L<sup>-1</sup>, [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>]<sup>o</sup> = 1,6 mM. Fonte: Autores (2023).

As remoções de atrazina foram ajustadas na forma linear segundo os modelos de ordem zero, primeira e segunda ordem. Assim, com base nos coeficientes de correlação lineares sob as diferentes fontes de irradiação, foram estimadas as constantes de velocidade de reação dos modelos apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Coeficientes de correlação linear ( $R^2$ ) e constantes de velocidade para zero ( $k_0$ ), primeira ( $k_1$ ) e segunda ( $k_2$ ) ordem.

Irradiação	Ordem zero		First-order		Second-order	
	$k_0$	$R^2$	$k_1$	$R^2$	$k_2$	$R^2$
Solar	0,0751 ± 0,0378	0,3310	0,0043 ± 0,0018	0,4158	0,0011 ± 0,0004	0,4489
vis	0,0059 ± 0,0034	0,2782	0,0018 ± 0,0009	0,3351	0,0006 ± 0,0002	0,4011
UV-C	0,0214 ± 0,0040	0,7809	0,0169 ± 0,0008	0,9832	0,0234 ± 0,0024	0,9238

Fonte: Autores (2023).

A degradação de atrazina por foto-Fenton sob irradiação de luz UV-C está relacionada ao modelo de primeira ordem ( $R^2 = 0,9832$ ). Este modelo sugere que os radicais hidroxila e os sítios ativos presentes na superfície do basalto estão relacionados à fotocatalise promovida pela ação da luz ultravioleta.



## CONCLUSÕES

A presença de óxido de ferro detectada pela caracterização do basalto, possibilitando sua utilização como catalisador heterogêneo natural para o processo foto-Fenton sob diferentes fontes de irradiação. O processo UV-C foto-Fenton teve eficiência máxima de degradação de 96%. A cinética de degradação da atrazina foi ajustada ao modelo de primeira ordem com  $k$  ( $\text{min}^{-1}$ ) de 0,0169 e  $R^2$  de 0,9832. Sob irradiação natural (solar) foi removida 31% da atrazina. A cinética do foto-Fenton solar apresentou um comportamento semelhante ao observado durante o tratamento foto-Fenton na luz visível que degradou 47% do pesticida. Estes resultados demonstram um comportamento que sugere estar intimamente relacionado aos espectros de emissão de cada fonte luminosa aliada ao seu potencial energético. Assim, o uso de fonte natural de irradiação (solar) e catalisador (basalto) devem ser mais bem estudados para atingir a degradação de atrazina da água de uma forma sustentável e economicamente viável.

## AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Núcleo de Processos Biotecnológicos (NUCBIO-UFU).

## REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, Felícia Pereira; OLIVEIRA, Jhones Luiz; MOSCHINI-CARLOS, Viviane; FRACETO, Leonardo Fernandes. An overview of the potential impacts of atrazine in aquatic environments: Perspectives for tailored solutions based on nanotechnology. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 700, p. 134868, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134868.

DRUMM, Fernanda C.; GRASSI, Patrícia; GEORGIN, Jordana; FRANCO, Dison S. P.; TONATO, Denise; FOLETTO, Edson L.; DOTTO, Guilherme L.; JAHN, Sérgio L. Applicability of amethyst mining rejects as a novel photo-fenton catalyst for the abatement of an emerging

Realização



pollutant in water. **Applied Geochemistry**, [S. l.], v. 136, 2022. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2021.105136.

FLEACA, C. T.; SCARISOREANU, M.; MORJAN, I.; LUCULESCU, C.; NICULESCU, A. M.; BADOI, A.; VASILE, E.; KOVACS, G. Laser oxidative pyrolysis synthesis and annealing of TiO<sub>2</sub> nanoparticles embedded in carbon-silica shells/matrix. **Applied Surface Science**, [S. l.], v. 336, p. 226–233, 2015. DOI: 10.1016/j.apsusc.2014.11.106.

HE, Huijun; LIU, Yongpan; YOU, Shaohong; LIU, Jie; XIAO, He; TU, Zhihong. A review on recent treatment technology for herbicide atrazine in contaminated environment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [S. l.], v. 16, n. 24, 2019. DOI: 10.3390/ijerph16245129.

ICSD, Inorganic Crystal Structures Database. **Theoretical crystal structure data in the ICSD**. 2022.

KHANDARKHAEVA, Marina; BATOEVA, Agniya; ASEEV, Denis; SIZYKH, Marina; TSYDENOVA, Oyuna. Oxidation of atrazine in aqueous media by solar-enhanced Fenton-like process involving persulfate and ferrous ion. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S. l.], v. 137, p. 35–41, 2017. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2016.11.013.

LU, Jun; CHEN, Quanyuan; ZHAO, Qi; LIU, Xiaochen; ZHOU, Juan. Catalytic activity comparison of natural ferrous minerals in photo-Fenton oxidation for tertiary treatment of dyeing wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 28, n. 23, p. 30373–30383, 2021. DOI: 10.1007/s11356-021-14042-x.

MARSON, Eduardo O.; PANIAGUA, Cleiseano E. S.; GOMES JÚNIOR, Oswaldo; GONÇALVES, Bárbara R.; SILVA, Valdislaine M.; RICARDO, Ivo A.; MARIA, Maria Clara; AMORIM, Camila C.; TROVÓ, Alam G. A review toward contaminants of emerging concern in Brazil: Occurrence, impact and their degradation by advanced oxidation process in aquatic matrices. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 836, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.155605.

NREL, National Renewable Energy Laboratory. **Reference Solar Spectral Irradiance: Air Mass 1.5**. 2015. Disponível em: <http://rredc.nrel.gov/solar/spectra/am1.5/>. Acesso em: 11 jun. 2023.

OLIVEIRA, Mirela C.; NOGUEIRA, Raquel F. Pupo; GOMES NETO, José A.; JARDIM, Wilson F.; ROHWEDDER, Jarbas J. R. Sistema de injeção em fluxo espectrofotométrico para monitorar peróxido de hidrogênio em processo de fotodegradação por reação foto-Fenton. **Química Nova**, [S. l.], v. 24, n. 2, p. 188–190, 2001. DOI: 10.1590/S0100-40422001000200007.

PLAZA, Jorge; ARENCIBIA, Amaya; LÓPEZ-MUÑOZ, María José. Evaluation of nZVI for the degradation of atrazine in heterogeneous Fenton-like systems at circumneutral pH. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [S. l.], v. 9, n. 6, 2021. DOI: 10.1016/j.jece.2021.106641.

REDDY, P. Venkata Laxma; KIM, Ki Hyun. A review of photochemical approaches for the treatment of a wide range of pesticides. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 285, p. 325–335, 2015. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.11.036.

Realização





RODRÍGUEZ, Mayra; BUSSI, Juan; DE LEÓN, María A. Application of pillared raw clay-base catalysts and natural solar radiation for water decontamination by the photo-Fenton process. **Separation and Purification Technology**, [S. l.], v. 259, 2021. DOI: 10.1016/j.seppur.2020.118167.

SALEH, Mohammed; BILICI, Zeynep; KAYA, Merve; YALVAC, Mutlu; ARSLAN, Hudaverdi; YATMAZ, H. Cengiz; DIZGE, Nadir. The use of basalt powder as a natural heterogeneous catalyst in the Fenton and Photo-Fenton oxidation of cationic dyes. **Advanced Powder Technology**, [S. l.], v. 32, n. 4, p. 1264–1275, 2021. DOI: 10.1016/j.appt.2021.02.025.

SALEH, Mohammed; YALVAC, Mutlu; ARSLAN, Hudaverdi; DIZGE, Nadir. Investigation of Basalt Properties as Heterogeneous Catalyst for Fenton Oxidation of Textile Wastewater. **Clean - Soil, Air, Water**, [S. l.], v. 50, n. 1, 2022. DOI: 10.1002/clen.202000432.

SHI, Yanbiao; WANG, Xiaobing; LIU, Xiufan; LING, Cancan; SHEN, Wenjuan; ZHANG, Lizhi. Visible light promoted Fe<sub>3</sub>S<sub>4</sub> Fenton oxidation of atrazine. **Applied Catalysis B: Environmental**, [S. l.], v. 277, 2020. DOI: 10.1016/j.apcatb.2020.119229.

SZCZEPANIK, Beata. Photocatalytic degradation of organic contaminants over clay-TiO<sub>2</sub> nanocomposites: A review. **Applied Clay Science**, [S. l.], v. 141, p. 227–239, 2017. DOI: 10.1016/j.clay.2017.02.029.

WANG, Luyao; JIANG, Hongru; WANG, Hui; SHOW, Pau Loke; IVANETS, Andrei; LUO, Dan; WANG, Chongqing. MXenes as heterogeneous Fenton-like catalysts for removal of organic pollutants: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [S. l.], v. 10, n. 6, 2022. DOI: 10.1016/j.jece.2022.108954.

YANG, Zhao; GONG, Xiao bo; PENG, Lin; YANG, Dan; LIU, Yong. ZnO-CNTs-Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> catalytic in situ generation of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> for heterogeneous Fenton degradation of 4-chlorophenol. **Chemosphere**, [S. l.], v. 208, p. 665–673, 2018. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.06.016.

Realização