

REÚSO DEL AGUA EN EL PROCESO DE TEÑIDO TEXTIL

Elizabeth G. De Seta^{1,2}, Bettina L. Marchisio¹, Pablo C. Sánchez¹, Jorge M. Meichtry^{2,3}, Guido Di Fraia¹, Agostina Enrico³, Micaela Belmonte³, Noelia Vera^{1,3}

¹UDB Química, UTN-FRBA, Mozart 2300, CABA

² Centro de Tecnologías Químicas, UTN-FRBA, Medrano 951, CABA

³Dpto. Ing. Química, UTN-FRBA, Medrano 951, CABA

egdeseta@frba.utn.edu.ar

Resumen

El agua es el recurso central para el desarrollo sostenible, se trata de un recurso limitado e insustituible; sin embargo, algunas estimaciones muestran que más del 80% de las aguas residuales se vierten a los cursos de agua sin tratamiento. Existen casos testigos con avances prometedores en la buena administración del agua para la industria textil, que demostraron la capacidad de reciclar y reutilizar el agua para lograr una disminución del consumo.

La industria textil descarga entre el 10 y el 15 % de los colorantes utilizados en sus efluentes, poniendo en riesgo la seguridad hídrica de las comunidades, los colorantes sintéticos utilizados suelen ser tóxicos y su biodegradación lenta. Este trabajo se inscribe en un proceso de tratamiento para efluentes textiles aplicando la reacción de Fenton, para reducir la elevada carga de colorante en el efluente, posteriormente un tratamiento biológico y evaluar el reuso como agua del proceso de teñido.

Los experimentos de EC-Fenton se realizaron en una celda de 250 mL con electrodos de hierro SAE 1010 de 19,5 cm², 9 cm de separación interelectródica, y agitación magnética a 250 rpm. El estudio compara la eficiencia de la reacción de Fenton (Fe²⁺ y H₂O₂) y la electrocoagulación con ánodo de hierro y adición de H₂O₂ (EC-Fenton). Se estudió el efecto del pH y de la [H₂O₂]₀ en la velocidad de degradación.

Los resultados muestran, para todas las condiciones ensayadas, que EC-Fenton es más eficiente que Fenton tanto a pH 3 como 6, su acoplamiento a un proceso biológico permitiría reducir el valor de DQO a valores inferiores a 50 mg L⁻¹, por lo que el agua tratada, combinada con un cierto % de alimentación fresca, podría reutilizarse como agua de proceso, reduciendo significativamente el consumo neto del recurso hídrico.

Palabras Clave: Reúso, Efluentes textiles, Colorantes, Electrocoagulación, Fenton

Introducción

La escasez de los recursos hídricos ha incitado a establecer y fomentar la reutilización de aguas residuales. La industria y la energía juntas representan el 20% de la demanda mundial de agua, estimándose un aumento del 55% para el 2050 (UNESCO, 2019). El impacto sobre este recurso limitado e insustituible para el desarrollo sostenible puede ser mayor dado el alto porcentaje de las aguas residuales que se vierten a los cursos de agua sin tratamiento, especialmente en países en desarrollo. El aumento de los costos del agua y la obligación de respetar las normas de disposición de aguas residuales en el medio ambiente exigen a los fabricantes, como los de la industria textil, a repensar la gestión de sus aguas residuales (Amar et al., 2009; Hua Yin et al., 2019).

El reúso del agua residual depende de tres factores importantes a evaluar, el origen del agua, el tratamiento para su adecuación con el fin de mejorar la calidad y el uso posterior, para cumplir con

los requisitos del agua a reutilizar. Cuando el tratamiento y el reúso se realizan en el sitio se disminuye el consumo de agua potable, aumenta el abastecimiento disponible y aporta al control de calidad de los parámetros requeridos. El valor de las aguas residuales para una economía circular es expuesto en la iniciativa "Agua residual: de residuo a recurso", del Banco Mundial para la región de América Latina y el Caribe. La gestión, la recuperación y la reutilización del recurso tienden a convertir el servicio de saneamiento que suele evaluarse como un costo a uno que es autosustentable y que añade valor a la economía (Rodríguez et al., 2020). Se promueve de esta manera un cambio de paradigma, se reconoce la necesidad de una minuciosa planificación para asegurar el suministro hídrico a largo plazo y se fomentan inversiones sostenibles y más eficientes. Una economía circular exige la implementación de tres principios básicos, diseñar para que no se produzca desperdicio y contaminación, mantener los productos y materiales en uso, y regenerar los sistemas naturales (MacArthur, 2014; Rodríguez et al., 2020).

El sector textil constituye una de las principales industrias en los países en desarrollo, contribuye significativamente al crecimiento económico y genera oportunidades de empleo y producción, hace uso intensivo del agua (200-400 L kg⁻¹ de producto terminado), consume importantes cantidades de colorantes (Jaafarzadeh et al., 2018; Erkanli et al., 2017] y produce una gran cantidad de efluentes durante el proceso de teñido (Soares et al., 2017; Jaafarzadeh et al., 2018). En consecuencia, muchos de los cuerpos de agua receptores están contaminados por la descarga de una gran cantidad de metales pesados, sales solubles, colorantes orgánicos y materiales en suspensión utilizados en distintas industrias sin tratamiento previo, lo que provoca graves problemas ambientales como la reducción de la fotosíntesis y del oxígeno disuelto, y reduce la capacidad de autodepuración de las aguas receptoras.

Los colorantes son compuestos orgánicos muy complejos, se trata de sustancias que deben transferir color al medio al cual se aplica y poseer color o desarrollarlo a través de una reacción química. En el presente trabajo se experimentó con un colorante textil reactivo y un colorante textil disperso.

Los colorantes reactivos poseen en su molécula un grupo reactivo que se une a la fibra mediante enlaces formando ésteres o éteres, se adhieren a los sustratos por una reacción química que forma un enlace covalente entre la molécula de colorante y la molécula de la fibra, se aprovechan las funciones hidroxilo del algodón y de la lana o el grupo amino de la lana, seda y otras poliamidas (Marcano, 2018). El colorante se convierte así en una parte de la fibra, sin embargo, entre un 20% y un 30% de los colorantes reactivos utilizados pasa a formar parte de los efluentes de la industria textil (Babu, 2007; Afzal Khan et al., 2020).

Los colorantes dispersos se utilizan para el teñido del poliéster son colorantes insolubles en agua, pero solubles en solventes orgánicos y/o en fibras sintéticas no polares, caracterizados por la falta de grupos polares. Tienen moléculas pequeñas, se aplican a partir de una suspensión acuosa, casi coloidal, con la ayuda de agentes dispersantes, generalmente jabones lo que facilita su penetración en la fibra (Marcano, 2018). Se trata de derivados del azobenceno y de la antraquinona, que se fijan al sustrato de poliéster o por ejemplo, material ignífugo (Wang y Mahltig, 2022), por interacciones electroestáticas como son los puentes de hidrogeno, las fuerzas de Van der Waals o fuerzas dipolo-dipolo. La tecnología electroquímica se ha aplicado para eliminar eficazmente los colorantes dispersos (Babu, 2007).

Como ya se ha enunciado, la presencia de los colorantes en los efluentes representa un grave problema ambiental dada su toxicidad y el impacto visual que generan, incluso a nivel de trazas; además, muchos colorantes son tóxicos y tienen propiedades bactericidas, por lo que el tratamiento biológico y otros tratamientos convencionales, como la coagulación-floculación-sedimentación, resultan inadecuados para su eliminación (Alinsafi et al., 2006; Ratna, D. y Padhi, 2012; Hassaan y El Nemr, 2017; Kaur et al., 2018).

El proceso de electrocoagulación (EC) consiste en el uso de un ánodo de sacrificio, generalmente de hierro o aluminio, que se oxida generando iones que precipitan como oxo-hidróxidos a valores

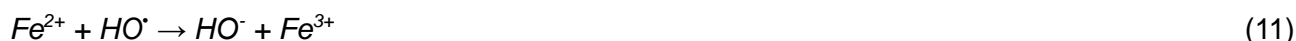
de pH neutros, removiéndose por coagulación-floculación, adsorción y/o co-precipitación de material particulado y contaminantes presentes en la solución tratada (Chen, 2004; Muff, 2014). Los mecanismos de reacción implicados en EC con ánodo de Fe incluyen las reacciones indicadas en las Ecs. (1) a (5), según el pH y la presencia de O₂:



La reacción de Fenton se incluye dentro de los Procesos Avanzados (PAs), un grupo de tecnologías de tratamiento que implica la generación del radical hidroxilo de alta reactividad (HO•), una especie muy reactiva, virtualmente capaz de lograr la mineralización completa de la materia orgánica con velocidades de reacción muy altas, minimizando los tiempos de tratamiento y la generación de residuos finales (Pignatello et al., 2006; Chapin, 2014; Brillas, E. y Martínez-Huitle, 2015). En la reacción de Fenton, los radicales HO• son generados por la combinación de Fe(II) con H₂O₂ (Ec. (6)), siendo el Fe(II) oxidado a Fe(III), que a su vez puede reducirse nuevamente a Fe(II) por H₂O₂ en condiciones ácidas (Ecs. (4) y (7)), actuando así el Fe como catalizador para la oxidación mediada por H₂O₂ de diferentes compuestos (Ecs. (8) a (10)) (Chen, 2004; Pignatello et al., 2006; Muff, 2014, Brillas, E. y Martínez-Huitle, 2015; Nidheesh et al, 2018):



Sin embargo, la reducción de Fe(III) por H₂O₂ es un paso bastante lento a temperatura ambiente, y el papel catalítico del Fe disuelto se limita a pH ácido, ya que el Fe(III) precipita a valores de pH superiores a 3 (Pignatello et al., 2006); por tanto, para obtener altas velocidades de reacción, se requiere una adición continua tanto de Fe(II) como de H₂O₂. La adición continua de Fe(II) se puede evitar utilizando electrocoagulación con ánodo de sacrificio de hierro como fuente de Fe(II), siendo el H₂O₂ el único reactivo químico que se debe añadir; este proceso se conoce como electrocoagulación-Fenton (EC-Fenton), peroxi-coagulación o Fenton anódico (Nidheesh et al, 2018), y suele mostrar una mayor eficiencia que la simple reacción de Fenton ya que permite un control estricto de la concentración de Fe(II) simplemente ajustando la intensidad de la corriente, minimizando así las reacciones secundarias que provocan un consumo improductivo de Fe(II) y H₂O₂ (Ecs. (11) y (12)) (Pignatello et al., 2006; Nidheesh et al, 2018).



Estudios previos han demostrado que la reacción de Fenton es un proceso eficiente para la degradación de colorantes, especialmente en condiciones ácidas (Pignatello et al., 2006; Nidheesh et al, 2018). Aunque mucho menos estudiado que Fenton, los informes de EC-Fenton indican que

este proceso suele ser más eficiente que Fenton solo para la degradación de colorantes, con un menor consumo de H_2O_2 y generación de lodos (Kaur et al, 2018); además, no se ve afectado por la salinidad de la solución tratada, y no requiere ajustes significativos de pH (Chapin, 2014; Brillas, E. y Martínez-Huitle, 2015; Kaur et al, 2018). Este trabajo compara la degradación del azul de metileno, un colorante reactivo, negro Synozol y un colorante disperso rojo Dianix AC-E, utilizado en la industria textil para teñir algodón, por EC, Fenton y Procesos EC-Fenton, en condiciones ácidas y neutras y evalúa las posibilidades de reúso de los efluentes tratados.

Materiales y métodos

Para este trabajo se han utilizado los siguientes equipamientos y reactivos: Espectrofotómetro para medición en el visible, electrodos de hierro SAE 1010 ($\leq 0.13\% \text{ C}$, $\leq 0.60\% \text{ Mn}$, $\leq 0.04\% \text{ P}$, $\leq 0.05\% \text{ S}$), una fuente de corriente continua, agitador magnético, pH-metro digital, cronómetro, cubeta de vidrio, ácido sulfúrico y agua oxigenada de calidad analítica. Y los colorantes, azul de metileno (AM), negro de Synozol (NS) y rojo Dianix AC-E (RD).

Los experimentos EC-Fenton se realizaron en una celda de 300 mL equipada con dos electrodos de hierro de $19,5 \text{ cm}^2$ a 9 cm de distancia, bajo agitación magnética a 250 rpm; la intensidad de corriente (I) varió entre 0,01 A y 0,10 A aplicando una tensión (τ) entre 2,5 V y 10 V utilizando una fuente de alimentación Futienenergy HY3003D DC (Fig. 1). La densidad de corriente osciló entre 0,51 y 5,10 mA cm^{-2} para 0,01 y 0,10 A, respectivamente.

Para los experimentos de Fenton, se utilizó un Parsec Ares VII Jar Test, equipado con vasos de precipitados, a una velocidad de agitación constante de 160 rpm (Fig. 2). Los reactores se dejaron abiertos al aire y todos los experimentos se realizaron a $T = 24 \text{ }^\circ\text{C}$ (constante).



Fig. 1. Reactor usado en los exp. EC-Fenton



Fig. 2. Reactores usados en los exp. Fenton

En los experimentos con AM se utilizó una concentración inicial ($[\text{AM}]_0$) de 5 o 50 mg L^{-1} , mientras que para NS y RD la concentración inicial fue de 50 mg L^{-1} en todos los casos. El pH se ajustó al valor deseado (pH 3 o 6) antes de comenzar el experimento, y luego se dejó variar libremente en todos los casos; en los experimentos a pH 3, los cambios de pH fueron despreciables, pero a pH 6 se observaron cambios significativos, aumentando siempre los valores finales de pH, hasta 10. A continuación se fijó κ , y en ningún caso se observaron cambios significativos.

Para los experimentos de Fenton, la concentración de Fe(II) se varió entre 0,8 μM y 250 μM , utilizando valores correspondientes a concentraciones de Fe(II) iguales a las generadas por EC-Fenton con una intensidad (I) y un tiempo de reacción (t) dados. La concentración de H_2O_2 se varió entre 0,18 y 18 mM. En cada experimento, 250 mL de la solución de colorante se ajustaron al pH y κ deseados, y luego se agregó la cantidad de H_2O_2 . La solución se vertió en el reactor y luego se tomó la muestra inicial; el experimento comenzaba cuando se añadía Fe(II) (Fenton) o cuando se encendía (EC y EC-Fenton). Todos los experimentos se realizaron al menos por duplicado y la desviación estándar entre repeticiones nunca fue superior al 10%.

Resultados y discusión

Experimentos de electrocoagulación

Los experimentos de electrocoagulación, en ausencia de H_2O_2 , se realizaron a tres valores diferentes de I para AM, utilizando $[\text{AM}]_0 = 5 \text{ mg L}^{-1}$ a pH 6. Los resultados se pueden observar en la Figura 3.

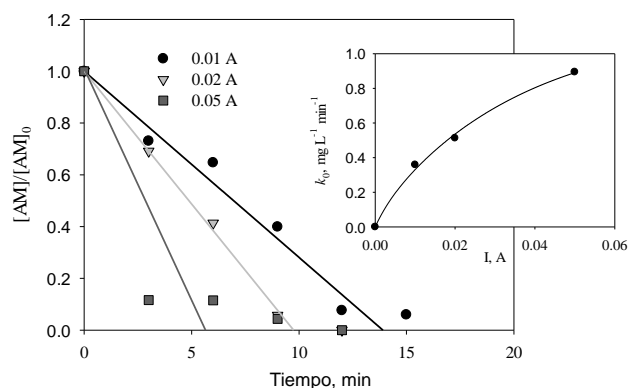


Fig. 3. Evolución temporal de la concentración de AM normalizada durante la electrocoagulación a diferentes I . Condiciones: $[\text{AM}]_0 = 5 \text{ mg L}^{-1}$; pH = 6, $\kappa = 1 \text{ mS cm}^{-1}$, $5.5 \text{ V} \leq \tau \leq 12 \text{ V}$, $T = 24 \text{ }^\circ\text{C}$.

Los resultados indican que la AM fue removida en menos de 12 min para $I = 0.02 \text{ A}$ e $I = 0.05 \text{ A}$, mientras que para $I = 0.01 \text{ A}$ se requirieron tiempos mayores a 15 min (De Seta et al., 2020). En la mayoría de las condiciones no se pudo obtener una eliminación completa ($> 95 \%$), debido a la interferencia del FeOx rojizo formado durante el tratamiento con EC que no se pudo eliminar por completo antes de la medición espectrofotométrica.

La remoción de NS con EC se evaluó usando $[\text{NS}]_0 = 50 \text{ mg L}^{-1}$ a pH 6 y con $I = 0.05 \text{ A}$; la mayor concentración inicial utilizada estuvo relacionada con el límite de cuantificación mucho mayor de este compuesto. Los resultados se pueden observar en la Figura 4.

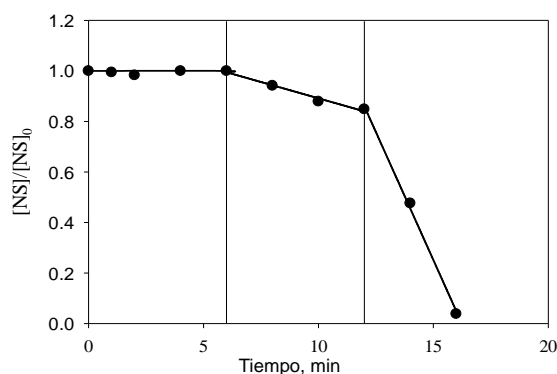


Fig. 4. Evolución temporal de la concentración de NS normalizada durante la electrocoagulación. Condiciones: $[\text{NS}]_0 = 50 \text{ mg L}^{-1}$; pH = 6, $\kappa = 1 \text{ mS cm}^{-1}$, $I = 0,05 \text{ A}$, $\tau = 10 \pm 2 \text{ V}$, $T = 24 \text{ }^\circ\text{C}$.

Se pueden apreciar tres períodos claramente diferenciados: un período inicial de hasta 6 minutos, donde no se produjo remoción de NS, luego un período intermedio entre 6 y 12 minutos donde la remoción fue lenta, seguido de por un tercer período en $t \geq 12 \text{ min}$, donde la tasa de eliminación fue alta. Este comportamiento indica que existe un cierto período de inducción en el tratamiento, posiblemente debido a que el Fe(II)/Fe(III) generado en el EC se encuentra complejoado por el grupo aril sulfonato del colorante (Pignatello, 2006) por lo que no precipita. y, por lo tanto, no elimina el tinte.

La cantidad de residuos sólidos generados se puede relacionar con la cantidad de hierro liberado del ánodo para un determinado volumen de solución tratada; esta concentración de hierro ($[Fe]_T$) se puede calcular a partir de I , el tiempo de reacción necesario para obtener la eliminación de colorante deseada y el volumen tratado V según la Ec. (13), mientras que la potencia eléctrica consumida se puede calcular si también se considera τ utilizando la Ec. (14).

$$[Fe]_T = \frac{I \times t}{2 \times 96485 \times V} \quad (13)$$

$$CE = \frac{I \times t \times \tau}{V} \quad (14)$$

El CE fue menor para el menor valor de I empleado (12 kWh kg^{-1}), indicando que la eficiencia de la remoción disminuye al aumentar I como se observa en la Fig.3.

$[Fe]_T$ y CE fueron casi 2 veces más altos para NS que AM en la misma I , pero considerando que $[AM]_0$ es 10 veces más bajo que $[NS]_0$ se generan menos residuos, con un CE más bajo por masa de contaminante removido para NS, por lo que EC es más eficiente para NS que para AM.

En todos los casos se observó un aumento en el pH, desde un valor inicial de 6 hasta un valor final cercano a 8, debido principalmente al consumo de H^+ en las reacciones catódicas (Ecs. (2) y (3)). La eliminación de ambos colorantes se produjo, al menos parcialmente, por adsorción sobre los FeOx formados, que se observaron visualmente en la celda de reacción. El envejecimiento de estos FeOx puede ser responsable de la desorción parcial (hasta el 30% del valor inicial) de los colorantes observada 24 hs después del final de los experimentos, sin mayor desorción en tiempos mayores; esta disminución en la capacidad de adsorción de FeOx por envejecimiento ha sido reportada en la literatura (Brillas y Martínez-Huitle, 2015).

Experimentos de EC-Fenton

La remoción de AM ($[AM]_0 = 5 \text{ mg L}^{-1}$) por electrocoagulación en presencia de H_2O_2 (EC-Fenton) se realizó a pH 6 y 3 con $I = 0,01 \text{ A}$, utilizando tres concentraciones iniciales diferentes de H_2O_2 ($[H_2O_2]_0 = 0,18, 0,27 \text{ y } 0,35 \text{ mM}$). Los resultados se pueden observar en la Fig. 5.

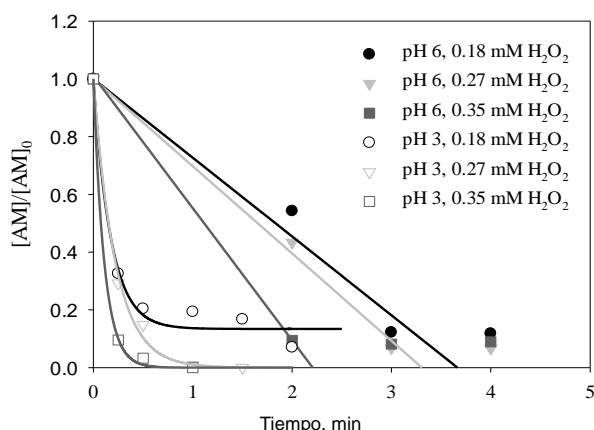


Fig. 5. Evolución temporal de la concentración normalizada de AM a diferentes valores iniciales de pH y diferente concentración de H_2O_2 durante EC-. Condiciones: $[AM]_0 = 5 \text{ mg L}^{-1}$, $\kappa = 6,5 \text{ mS cm}^{-1}$, $I = 0,01 \text{ A}$, $T = 24 \text{ }^\circ\text{C}$, $5,5 \text{ V} \leq \tau \leq 7 \text{ V}$ (pH 6) o $\tau = 2,3 \text{ V}$ (pH 3).

En la Fig. 5 se puede apreciar un aumento en la velocidad de reacción para los experimentos a pH 6, en comparación con los experimentos EC, siendo mayor la velocidad de reacción a medida que aumenta $[H_2O_2]$; El H_2O_2 se agotó después de 2 min de reacción para todos los valores de $[H_2O_2]$ estudiados. Al igual que en los experimentos de EC, se detectó la formación de FeOx, pero en este caso los sólidos tenían un color verdoso, muy probablemente a partir de hidróxidos ferrosos insolubles, formados en estas condiciones cuando se alcanzó un pH de 10 al final del experimento.

to; al igual que en EC, el FeOx interfirió con la cuantificación espectrofotométrica de AM, siendo la razón de la remoción incompleta de AM observada. En este caso no se observó desorción de colorantes.

Al trabajar a pH 3 se observó un aumento en la velocidad de reacción con respecto a los experimentos a pH 6, con una remoción completa de AM en 30 segundos para $[H_2O_2] = 0.35 \text{ mM}$. Se observó una disminución del pH hasta un valor final de 2 para los experimentos a pH 3, probablemente debido a la generación de ácidos carboxílicos después de la degradación de AM (Pignatello et al., 2006; Nidheesh et al., 2018).

Debido a la rápida degradación observada a pH 3, se realizaron experimentos con una concentración inicial de colorante 10 veces mayor ($[AM]_0 = 50 \text{ mg L}^{-1}$, o $[NS]_0 = 50 \text{ mg L}^{-1}$); también la concentración inicial de $[H_2O_2]$ se incrementó 10 veces (De Seta et al., 2020). Los resultados se muestran en la Fig. (6).

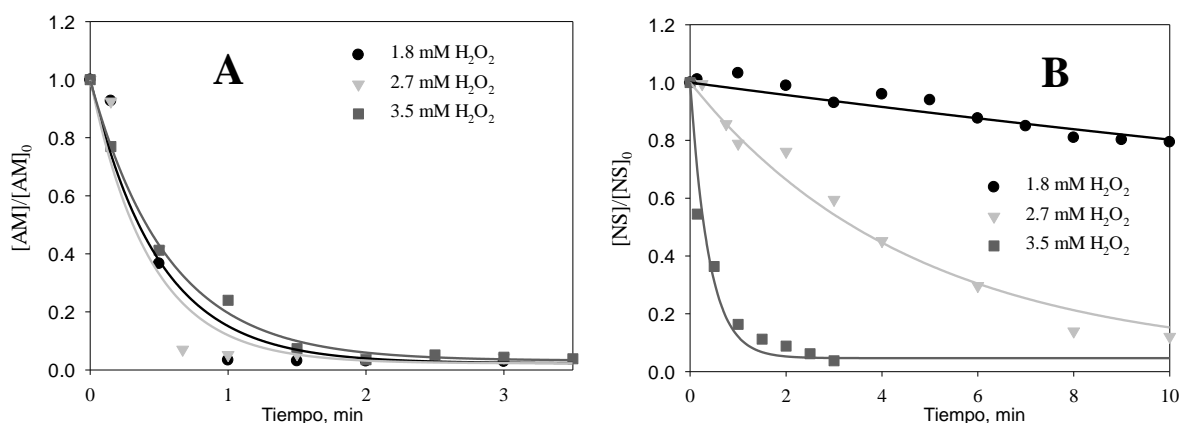


Fig. 6. Concentración normalizada de AM (A) y NS (B) durante EC-Fenton bajo diferentes concentraciones de H_2O_2 . Condiciones: $[AM]_0$ o $[NS]_0 = 50 \text{ mg L}^{-1}$, pH 3, $\kappa = 3,5 \text{ mS cm}^{-1}$, $I = 0,01 \text{ A}$, $T = 24 \text{ }^\circ\text{C}$, $V = 2,5 \text{ V}$

En la Fig. (6A), se puede observar que la degradación de AM se completa en 2 min., siendo la degradación casi independiente de $[H_2O_2]$ en el rango de concentración estudiado. Para NS (Fig. (6B)), la degradación es más lenta que para AM, con una fuerte dependencia de $[H_2O_2]$, siendo NS completamente degradado solo en $[H_2O_2] = 3.5 \text{ mM}$.

La Fig. 7 muestra los resultados obtenidos de la EC-Fenton para el RD, las condiciones de degradación para este colorante disperso resultaron más exigentes.

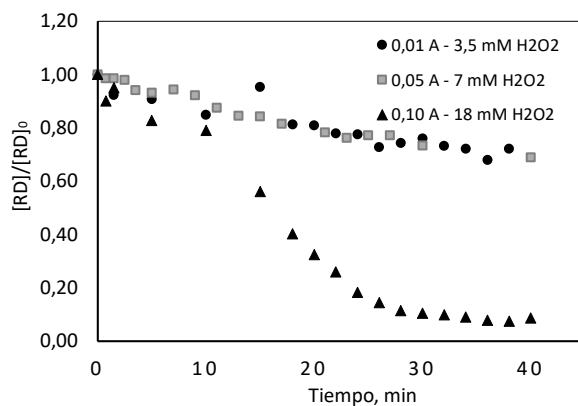


Fig. 7. Concentración normalizada de RD durante EC-Fenton bajo diferentes I y concentraciones de H_2O_2 . Condiciones: $[RD]_0 = 50 \text{ mg L}^{-1}$, pH 3, $\kappa = 3,5 \text{ mS cm}^{-1}$, $T = 24 \text{ }^\circ\text{C}$, $V = 2,5 \text{ V}$

Fue necesario un aumento de 10 veces en la intensidad de corriente como así también del H_2O_2 . Se observa una degradación del 50 % a los 15 min de ensayo y se requirieron 30 min para obtener una degradación del 90%. Durante del tratamiento se obtuvo un material sólido que se separó por centrifugación, lo que podría generar una competencia por los radicales hidroxilos junto con los otros subproductos de degradación. Se requieren más ensayos para determinar las condiciones óptimas de tratamiento para este tipo de colorantes y el análisis del material.

Experimentos Fenton

La contribución de la reacción de Fenton homogénea a la degradación tanto de AM como de NS se evaluó mediante la adición de Fe(II) a la solución de colorante que contenía H_2O_2 . Los experimentos de degradación de AM se realizaron con $[\text{AM}]_0 = 50 \text{ mg L}^{-1}$, $[\text{H}_2\text{O}_2] = 3.5 \text{ mM}$ y $3.1 \mu\text{M} \leq [\text{Fe(II)}] \leq 37.2 \mu\text{M}$, correspondiente al Fe(II) generado después de 15 a 180 s en EC con $I = 0.01 \text{ A}$. Los resultados se pueden observar en la Fig. 8.

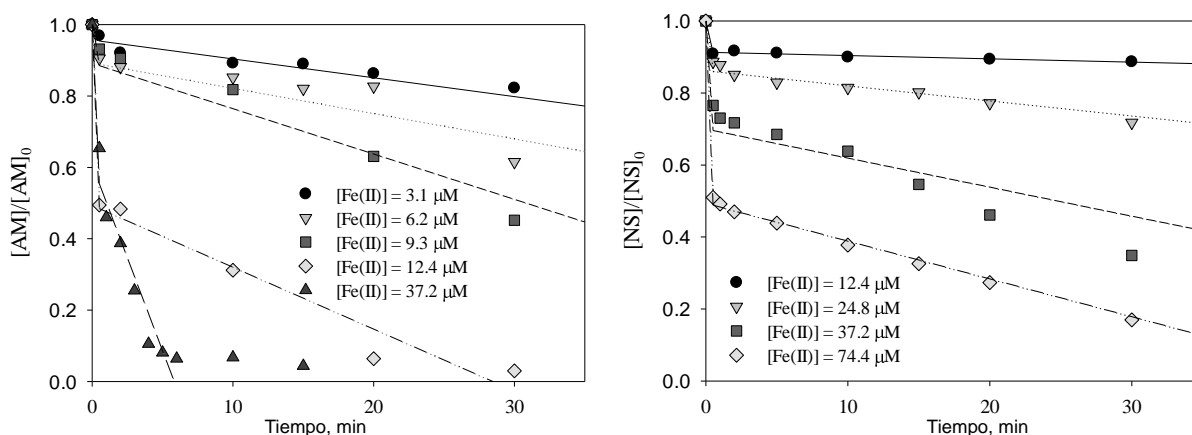


Figura 8. Concentración normalizada de AM y NS durante Fenton bajo diferentes concentraciones de Fe(II). Condiciones: $[\text{AM}]_0 = [\text{NS}]_0 = 50 \text{ mg L}^{-1}$, $[\text{H}_2\text{O}_2] = 3,5 \text{ mM}$, $\text{pH } 3$, $\kappa = 3,5 \text{ mS cm}^{-1}$, $T = 24 \text{ }^\circ\text{C}$.

En los experimentos EC-Fenton y Fenton se pudo apreciar que la tasa de degradación de la AM siempre fue mayor que la de la NS cuando se usaron condiciones similares ($[\text{Fe(II)}]$, tiempo de reacción, $[\text{H}_2\text{O}_2]$), lo que indica que la AM era se degrada más fácilmente que NS. Además, la generación de subproductos de degradación puede ser responsable de esta mayor tasa de degradación de AM, ya que durante EC-Fenton y Fenton con AM se obtuvo un material sólido (De Seta et al., 2020), siendo estos productos separados de la solución y ya no compitiendo con AM por los radicales hidroxilo, mientras que en el caso de NS no se observó ningún sólido, y todos los subproductos de degradación formados podrían entonces competir con NS por los radicales hidroxilo.

Potencial de reúso

Los casos testigos, de una economía circular de administración del agua en la cadena de fabricación de la industria textil, demostraron la capacidad de reciclar y reutilizar el agua para lograr un consumo neto de agua despreciable. Los tratamientos de efluentes combinados basados en la reacción Fenton, procesos biológicos o de adsorción posibilitan el reúso de hasta un 70 % del agua y el 72 % de las sales (Buscio et al, 2019; Silva et al., 2020), asegurando conservar la calidad de los procesos textiles (Vajnhandl y Valh; 2014)

La Tabla 2 es resultado del proyecto AquaFit4U de la Comisión Europea que estableció requisitos de calidad de agua para su reúso en los procesos textiles (European Commission, 2012; Vajnhandl y Valh; 2014).

TABLA 2: Requerimiento para el reúso de agua en la industria textil – Aquafit4Use

PARÁMETRO	VALOR
Color	No visible
DQO (mg L ⁻¹)	60
pH	6,5 – 8,0
Conductividad (mS cm ⁻¹)	1,5
Sólidos suspendidos (mg L ⁻¹)	10
Fe (hierro) total	< 0,1

La Figura 9 muestra un ejemplo de la problemática actual a solucionar, permite visualizar el color contaminante en un cauce de agua. Los parámetros analizados e informados se pueden observar en la Tabla 1.



Fig. 9. Imagen aérea del arroyo Medrano. Fuente: Dirección General de Control Ambiental - Gerencia Operativa de Determinaciones Ambientales y Laboratorio - SubGerencia Operativa de Análisis Físico-Químicos y Microbiología

Tabla1. Resultados de DQO y DBO obtenidos en el Arroyo Medrano

nov-19	Arroyo Medrano *		ACUMAR Resolución 46/2017 - T.O. 2019		
	Ingreso	Desembocadura	USO I	USO II	USO III
DQO (mgO ₂ /L)	123	< 50			
DBO (mgO ₂ /L)	27	12	<5	< 10	< 15

USO I : Apta protección de la biota

USO II : Apta actividades recreativas con contacto directo

USO III : Apta actividades recreativas sin contacto directo

La gran eficiencia mostrada por el proceso EC-Fenton ensayado para remover AM, NS y RD, con tiempos de reacción y valores de CE muy inferiores a los reportados en la literatura, se presenta como una solución alternativa para eliminar vuelcos coloreados e indican que tiene un gran potencial para permitir el reúso de agua en la industria textil.

Los requerimientos de calidad de agua para el reúso textil muestran la necesidad de una etapa de neutralización y sedimentación, no se modifican los valores de conductividad y los valores de DQO quedarán ajustados con un tratamiento biológico acoplado que la remoción de los colorantes aumenta su biodegradabilidad (Ghanbari y Moradi, 2015; Paździor et al., 2018).

Conclusiones

EC-Fenton es más eficiente que Fenton, especialmente a pH ácido.

La degradación de NS y RD por EC-Fenton es más eficiente a altas [H₂O₂].

Se requieren más ensayos para determinar las condiciones óptimas de degradación del RD, colorante disperso.

La alta salinidad del efluente disminuye la resistencia óhmica y, por lo tanto, el consumo de energía eléctrica de EC-Fenton, sin perjudicar las condiciones de reuso.

La degradación de los colorantes permite el tratamiento biológico para reducir la DQO del efluente. Las aguas de reuso podrían aportar hasta un 70% del requerimiento de la industria y a la Unidad Docente

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado parcialmente por la Universidad Tecnológica Nacional, mediante el programa de proyectos, PID MSECBBAA0008148TC. Los autores desean expresar su agradecimiento a la Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva por financiar nuestra participación en el congreso y a la UDB-Química por poner a disposición su laboratorio para realizar los ensayos.

Referencias

Alinsafi, A., da Motta, M, Bonte, S. L., Pons, M. N. and Banhammou, A. (2006). *Effect of variability on the treatment of textile dyeing wastewater by activated sludge*. Dyes & Pigments, Vol. 69, pp 31-39.

Afzal Khan Sumera, Mehmood Saadat, Nabeela, Iqbal Amjad, Hamayun Muhammad (2020) *Industrial polluted soil borne fungi decolorize the recalcitrant azo dyes Synozol red HF - 6BN and Synozol black B*. Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol: 206, Page: 111381

Amar, N.B.; Kechaou, N.; Palmeri, J.; Deratani, A.; Sghaier, A. (2009). *Comparison of tertiary treatment by nanofiltration and reverse osmosis for water reuse in denim textile industry*. J. Hazard. Mater 170, 111 - 117.

Babu B.R., Parande A.K., Raghu S., and Prem Kumar T. (2007) *Cotton textile processing: waste generation and effluent treatment*. J. Cotton Sci., 11 pp. 141-153

Brillas, E. and Martínez-Huitle, C. A. (2015). *Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods*. App. Catal. B, Vol. 166-167, pp 603-643.

Buscio V., López-Grimau V., Álvarez M.D., Gutiérrez-Bouzán C., (2019) *Reducing the environmental impact of textile industry by reusing residual salts and water: ECUVal system*. Chemical Engineering Journal 373 161-170.

Chapin, B. P. (2014). *Critical review of electrochemical advanced oxidation processes for water treatment applications*. Environ. Sci.: Processes Impacts, Vol. 16, pp 1182-1203.

Chen, G. (2004). *Electrochemical technologies in wastewater treatment*. Sep. Purif. Technol., Vol. 38, No. 1, pp 11-41.

De Seta E. G., Golubickas, A., Marchisio, B., Russo, A., Di Fraia, G., Lan, L., Belmonte, M., Sánchez, P., Reina, F. D., Meichtry, J. M. (2020) *Tratamiento de colorantes mediante Fenton y Electrocoagulación-Fenton*. 61. 2nd SDEWES Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems, 9-12 de febrero de 2020, Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires, CABA, Argentina.

Erkanli M., Yilmaz L., Çulfaz-Emecen P.Z., Yetis U. (2017). *Brackish water recovery from reactive dyeing wastewater via ultrafiltration*. J. Clean. Prod. 165. 1204–1214.

European Commission DG Research (2012). Seventh Framework Programme. Theme 6 - Environment. Innovative technologies and services for sustainable water use in industries. *Collaborative Project* – GA No. 211534. ENV.2007.3.1.1.1. Disponible en: <https://cordis.europa.eu/project/id/211534/reporting/es>

Ghanbari, F.; Moradi, M. (2015). A comparative study of electrocoagulation, electrochemical Fenton, electro-Fenton and peroxi-coagulation for decolorization of real textile wastewater: Electrical energy consumption and biodegradability improvement. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3, 499-506.

Hassaan, M. A. and El Nemr, A. (2017). *Health and Environmental Impacts of Dyes: Mini Review*. J. Environ. Sci. Eng., Vol. 1, pp 64-67.

Hua Yin, Peiwen Qiu, Yuange Qian, Zhuwen Kong, Xiaolong Zheng, Zhihua Tang and Huafang Guo. (2019). *Textile Wastewater Treatment for Water Reuse: A Case Study*. Processes, 7(1), 34.

Jaafarzadeh N., Takdastan A., Jorfi S., Ghanbari F., Ahmadi M., Barzegar G. (2018). *The performance study on ultrasonic/Fe₃O₄/H₂O₂ for degradation of azo dye and real textile wastewater treatment*. J. Mol. Liq. 256. 462–470.

Kaur, P., Kushwaha, J. P. and Sangal, V. K. (2018). *Transformation products and degradation pathway of textile industry wastewater pollutants in Electro-Fenton process*. Chemosphere, Vol. 207, pp 690-698.

MacArthur E., McKinsey & Company. WEF (Foro Económico Mundial). (2014) *Towards the Circular Economy: Accelerating the Scale-Up across Global Supply Chains*. Ginebra, preparado en colaboración con la Fundación. <http://reports.weforum.org/toward-the-circular-economyaccelerating-the-scale-up-across-global-supply-chains/>

Marcano, D. (2018). *Introducción a la Química de los colorantes*. Colección Divulgación Científica y Tecnológica. Academia de Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales. Caracas, Venezuela. 254 p.

Muff, J. (2014). *Electrochemical Oxidation: A Versatile Technique for Aqueous Organic Contaminant Degradation*. Chemistry of Advanced Environmental Purification Processes of Water, Elsevier.

Nidheesh, P., Zhou, M. and Oturan, M. A. (2018) An overview on the removal of synthetic dyes from water by electrochemical advanced oxidation processes, Chemosphere, Vol. 197, pp 210-227, 2018.

Paździor, K.; Bilińska, L.; Ledakowicz, S. (2018). A review of the existing and emerging technologies in the combination of AOPs and biological processes in industrial textile wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 376, 120-597.

Pignatello, J. J., Oliveros, E., MacKay, A. (2006). Advanced Oxidation Processes for Organic Contaminant Destruction Based on Fenton Reaction and Related Chemistry, *Critical Rev. Environ. Sci. Technol.*, Vol. 36, pp 1-84, 2006.

Ratna, D. and Padhi, B.S. (2012). *Pollution due to synthetic dyes toxicity and carcinogenicity studies and remediation*. Int. J. Environ. Sci., Vol. 3, No. 3, pp 940-955.

Rodríguez, D. J.; Serrano, H. A.; Delgado, A.; Nolasco, D. y Saltiel, G. (2020). *De residuo a recurso: Cambiando paradigmas para intervenciones más inteligentes para la gestión de aguas residuales en América Latina y el Caribe*. Banco Mundial, Washington, DC.

Silva, L.G.M.; Moreira, F.C.; Cechinel, M.A.P.; Mazur, L.P.; Ulson de Souza, A.A.; Guelli U. Souza, S.M.A.; Boaventura, R.A.R.; Vilar, V.J.P. (2020). *Integration of Fenton's reaction based processes and cation Exchange processes in textile wastewater treatment as a strategy for water reuse*. *Journal of Environmental Management*, 272, 111-082.

Soares P.A., Souza R., Soler J., Silva T.F.C.V., Guelli S.M.A., Boaventura R.A.R., Vilar V.J.P. (2017). *Remediation of a synthetic textile wastewater from polyester-cotton dyeing combining biological and photochemical oxidation processes*. *Sep. Purif. Technol.* 172. 450–462.

Vajnhandl, S.; Valh, J.V. (2014). The status of water reuse in European textile sector. *Journal of Environmental Management*, 141, 29-35.

Wang Juan; Mahltig Boris (2022) *Treatment of Kynol fiber materials - Part 1: dyeing processes*. CDAPT Vol. 3, No. 1, pp. 17-27.