

UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE

FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES

GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES



**ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES EN AGUA MEDIANTE
ELECTROCOAGULACIÓN: ESTADO ACTUAL DEL
CONOCIMIENTO**

TRABAJO FIN DE GRADO

FEBRERO 2020

AUTORA: CARMEN VIRGINIA VIZCAÍNO VALENZUELA

TUTOR: IGNACIO MELÉNDEZ PASTOR

DEPARTAMENTO DE AGROQUÍMICA Y MEDIO AMBIENTE

ÁREA DE INGENIERÍA QUÍMICA

Eliminación de contaminantes en agua mediante electrocoagulación: estado actual del conocimiento

Resumen: El continuo crecimiento poblacional a nivel mundial, junto con la rápida urbanización e industrialización de los países en vías de desarrollo, sin un crecimiento en consonancia de las infraestructuras de tratamiento de vertidos y residuos, está generando contaminación ambiental sin precedentes. Las características de los efluentes industriales en cuanto a la naturaleza de los contaminantes, concentraciones, técnicas de tratamiento y métodos de eliminación requeridos, varían significativamente dependiendo del tipo de industria, por lo que la elección de una técnica de tratamiento de vertidos ha de regirse por múltiples parámetros, tales como la naturaleza físico-química de los contaminantes, concentración y volumen a tratar, toxicidad y el coste del tratamiento.

La electrocoagulación es un método físico-químico para el tratamiento de aguas residuales preferentemente industriales, fundamentado en el empleo de una corriente eléctrica continua que promueve procesos de coagulación. Esta tecnología electroquímica se ha desarrollado en gran medida para su uso alternativo a la depuración mediante fangos activados, ofreciendo una alternativa prometedora para reducir los problemas de contaminación por ciertos efluentes industriales. Este trabajo pretende realizar una revisión de los fundamentos tecnológicos de la electrocoagulación y el estado del conocimiento de la aplicación de esta técnica para el tratamiento de aguas residuales industriales, con especial énfasis en el tratamiento de pigmentos textiles, problema de gran repercusión especialmente en países en vías de desarrollo, lugar de origen de la mayoría de prendas que vestimos.

Palabras clave: electrocoagulación, tratamiento de aguas residuales industriales, eliminación de pigmentos, agua residual textil.

Removal of pollutants from wastewater by electrocoagulation: current state of the knowledge

Abstract: The continuous worldwide population growth, along with the rapid urbanization and industrialization of developing countries, without a growth in line with the waste and wastewater treatment infrastructures, is generating unprecedented problems of environmental pollution. The characteristics of industrial effluents in terms of the nature of the pollutants, concentrations, treatment techniques and disposal methods required, vary significantly

depending on the type of industry, so the choice of a spill treatment technique must be governed by multiple parameters, such as the physical-chemical nature of the contaminants, concentration and volume to be treated, toxicity and the cost of treatment.

Electrocoagulation is a physical-chemical method for the treatment of preferably industrial wastewater, based on the employment of a continuous electric current that promotes coagulation processes. This electrochemical technology has been largely developed for alternative use to water treatment by activated sludge, offering a promising alternative to reduce pollution problems by certain industrial effluents. This work aims to review the technological fundamentals of electrocoagulation and the state of knowledge of the application of this technique for the treatment of industrial wastewater, with special emphasis on the treatment of textile pigments, a problem of great impact especially in developing countries, place of origin of most of the clothes we wear.

Key words: electrocoagulation, industrial wastewater treatment, dye removal, textile wastewater.



Agradecimientos

Al Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente por facilitar los medios necesarios para desarrollar este trabajo de investigación.



ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	5
1.1. El papel de la electroquímica en los procesos de eliminación de contaminantes mediante coagulación: electrocoagulación.....	6
2. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS	8
3. FUNDAMENTOS DE LA TECNOLOGÍA	9
3.1. Parámetros que influyen en la electrocoagulación.....	12
3.2. Tipos de ánodo de sacrificio	16
3.2.1. <i>Ánodos de hierro y acero</i>	16
3.2.2. <i>Ánodos de aluminio</i>	16
3.2.3. <i>Otros ánodos</i>	17
4. ESTUDIO COMPARATIVO DE SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE COLORANTES TEXTILES MEDIANTE ELECTROCOAGULACIÓN.....	19
4.1. Procesos combinados con electrocoagulación.....	20
4.2. Condiciones óptimas de colorantes.....	22
5. ESTUDIO BIBLIOMÉTRICO	26
5.1. Publicaciones por fecha	26
5.2. Publicaciones por disciplina científica.....	27
5.3. Publicaciones por fuentes bibliográficas	28
5.4. Publicaciones por países	29
5.5. Ranking de autores destacados	30
6. CONCLUSIONES Y PROYECCIÓN FUTURA	32
7. BIBLIOGRAFÍA	34
7.1. Referencias bibliográficas.....	34
7.2. Recursos de Internet.....	36

1. INTRODUCCIÓN

Los sistemas de tratamiento de aguas (residuales o potables), se fundamentan en el empleo de operaciones unitarias de tipo biológico, físico, químico o combinaciones de las anteriores. En el contexto del tratamiento de sustancias tóxicas, como puede ser el caso de múltiples efluentes de industrias (e.g., textil, metalúrgica, farmacéutica,...), es generalmente inviable el recurrir a tratamientos de tipo biológico, dado que se comprometerían la supervivencia de los organismos depuradores empleados. En este sentido, juegan un papel fundamental los tratamientos de tipo físico-químico (e.g., coagulación-floculación, carbón activo, procesos de oxidación avanzada,...), siendo estos de especial interés para el tratamiento de aguas residuales procedentes de industrias que generan residuos tóxicos (Tchobanoglous et al. 2003; Weiner y Matthews 2003; Mancini 2012).

Los tratamientos físico-químicos de coagulación-floculación se utilizan para facilitar la eliminación de impurezas del agua tales como sólidos en suspensión y materia coloidal, además de otros tipos de contaminantes, tales como metales pesados o compuestos orgánicos tóxicos. Gran parte de estos compuestos contaminantes, pueden llegar a ser eficazmente eliminados mediante sedimentación. Sin embargo, el tiempo de sedimentación de las partículas está estrechamente relacionado con su tamaño, pudiendo variar desde 1 segundo por metro de columna de agua en las gravas, hasta horas, días e incluso años para los distintos tipos de materia coloidal (e.g. arcillas finas, quistes protozoos, bacterias, macromoléculas,...). El motivo por el que las partículas de tipo coloidal no sedimentan de manera natural, se debe a que su pequeño tamaño origina una superficie específica muy grande, gobernando su estabilidad de suspensión en el agua, además de que suelen tener cargas eléctricas muy negativas, debido a las características de su red cristalina y procesos de ionización afectando a grupos químicos periféricos (Orozco Barrenetxea et al. 2011; Boyd 2015; SUEZ-DEGREMONT 2019).

Se han desarrollado numerosas teorías para estudiar este comportamiento, siendo la teoría de Stern o de la doble capa difusa la más comúnmente asumida (Figura 1). Una primera capa la constituyen los iones del líquido, que se adhieren al coloide; la segunda capa difunde a través del líquido que rodea el coloide. Los coloides tienen dos potenciales: E (potencial termodinámico) y Z (potencial electrocinético). Este último potencial tiene valor negativo y gobierna la interacción recíproca entre los coloides y puede ser medido mediante la técnica de electroforesis. La coagulación óptima puede ser definida como la adición de un reactivo que produce que el potencial Z sea cancelado (Orozco Barrenetxea et al. 2011; SUEZ-

DEGREMONT 2019). En la Figura 1 se puede observar el efecto de la adición de coagulante en el potencial Z.

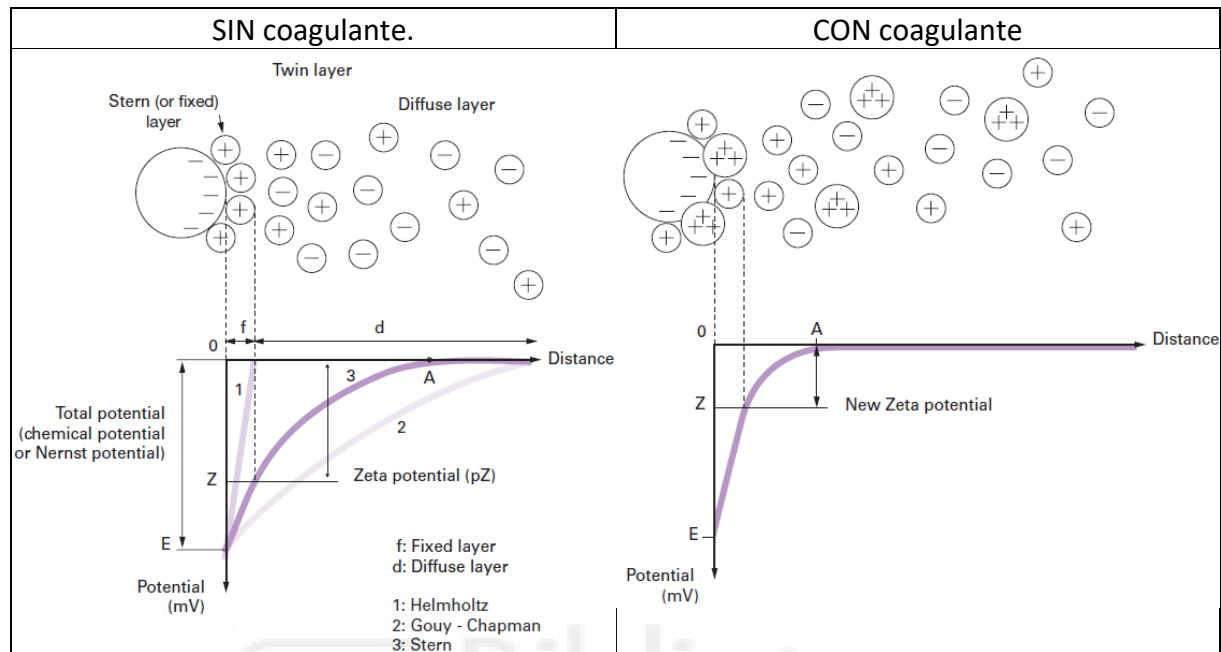


Figura 1. Conceptualización de la teoría de la doble capa difusa y efecto de la adición de coagulante en potencial Z. Fuente: (SUEZ-DEGREMONT 2019).

Para que se desarrolle el proceso de coagulación, se deben desarrollar dos fases fundamentales: a) adsorción específica de los iones de coagulante en la superficie de la partícula; y b) enlace específico de los iones en la superficie de la partícula. Posteriormente, se puede recurrir al empleo de coadyuvantes de la coagulación (e.g., floculantes) o directamente eliminar las partículas mediante sistemas de sedimentación, flotación y/o filtración. De este modo se obtiene un efluente clarificado con una baja concentración de sólidos en suspensión y materia coloidal, además de una corriente de fango altamente concentrado que deberá ser tratada adecuadamente (Ramalho 1996; Tchobanoglous et al. 2003; SUEZ-DEGREMONT 2019).

1.1. El papel de la electroquímica en los procesos de eliminación de contaminantes mediante coagulación: electrocoagulación.

La electroquímica es la rama de la química dedicada al estudio de las transformaciones de la materia producida por corrientes eléctricas, así como la producción de corrientes eléctricas

resultantes de transformaciones químicas. Por lo tanto, la electroquímica versa sobre las interacciones entre la energía eléctrica y la energía química. Hay que remontarse a Tales de Mileto (636-546 A.C) para tener constancia de los primeros experimentos con electricidad, dado que descubrió que al frotar ámbar con ciertas superficies, era capaz de atraer pequeños trozos de corcho. En honor a estos primeros experimentos con electricidad, en 1891 Stoney propuso para esta unidad eléctrica fundamental el nombre de electrón, que en griego significa ámbar, dado que fue la primera sustancia en la que se observó el fenómeno de la electricidad (Izquierdo Sañudo et al. 2013).

Uno de los métodos más prometedores para el tratamiento de aguas residuales difíciles de tratar es el electroquímico. Los procesos electroquímicos (electrolisis y electrocoagulación) han sido demostrados con éxito para la eliminación de contaminantes en aguas residuales industriales, cuyos mecanismos de eliminación en el proceso de electrólisis incluyen oxidación, reducción, descomposición; mientras que los mecanismos en el proceso de electrocoagulación incluyen coagulación, adsorción, precipitación y flotación (Kobyta et al. 2003). Estos métodos electroquímicos tienen como ventajas fundamentales la ausencia de reactivos y de fangos resultantes del proceso de tratamiento, además de su selectividad, fácilmente ajustable mediante la regulación del potencial del electrodo, permitiéndose de este modo seleccionar la reacción química dominante (Díaz 2018).

La electrocoagulación se ha propuesto en los últimos años como un método eficaz, dentro de los métodos de descontaminación, para tratar las aguas residuales provenientes de multitud de industrias y cuyos resultados muestran que es una tecnología altamente eficiente (García Vaca et al. 2016).

2. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS

El continuo crecimiento de los países desarrollados y la rápida urbanización e industrialización de los países en desarrollo está generando altos niveles de contaminación del medio ambiente, en general, y del agua, en particular. Ello es debido a los efectos industriales nocivos y a las descargas de aguas residuales provenientes de distintas industrias. Las características de los efluentes industriales en cuanto a la naturaleza de los contaminantes, sus concentraciones, la técnica de tratamiento y el método de eliminación requerido varían significativamente dependiendo del tipo de industria, por lo que la elección de una técnica de tratamiento de efluentes se rige por varios parámetros como los contaminantes, su concentración, el volumen a tratar, la toxicidad para el medio ambiente y el coste de tratamiento.

Durante los últimos 10 años, la tecnología electroquímica se ha desarrollado en gran medida para su uso alternativo en la depuración de aguas residuales, ofreciendo enfoques prometedores para la prevención de los problemas de contaminación por los efluentes industriales (Khandegar y Saroha 2013). La contaminación de las masas de agua por productos químicos orgánicos de origen industrial, es sin duda, una cuestión crítica que las directivas marco sobre el agua intentan abordar para garantizar un buen estado de calidad del agua y unos ecosistemas sanos (Brillas y Martínez-Huitle 2015). En este sentido, la problemática de tratamiento de aguas residuales de la industria textil, presenta graves problemas derivados de la presencia de múltiples compuestos tóxicos, tal y como es el caso de los tintes empleados para colorear los tejidos. Es una problemática global y acuciante en países en vías de desarrollo, dado que la industria textil está siendo paulatinamente trasladada a países tales como India, Pakistán, Vietnam o Turquía, en los que la legislación ambiental es insuficiente y las infraestructuras de tratamiento son insuficientes.

El siguiente trabajo pretende realizar una revisión sobre el estado actual del conocimiento de la tecnología de electrocoagulación, una tecnología limpia y accesible tanto a países desarrollados como a países en vías de desarrollo, tecnología que acerca el desarrollo industrial y la protección ambiental. El principio de la electrocoagulación es que los iones metálicos (tradicionalmente hierro o aluminio), al disolverse del ánodo de sacrificio forman hidróxidos poliméricos que son los agentes coagulantes.

3. FUNDAMENTOS DE LA TECNOLOGÍA

La electrocoagulación es un tratamiento fisicoquímico para la descontaminación de las aguas residuales antes de su vertido al medio ambiente bajo la acción de una corriente eléctrica continua. Sus principios de funcionamiento son los mismos que la coagulación convencional, consistiendo en la desestabilización de las partículas coloidales y de pequeño tamaño en suspensión y emulsiones que atrapan sólidos (esto sería la coagulación *sensu stricto*), y/o aglomeración de tales partículas en flóculos lo bastante grandes para sedimentar (MARM 2003).

El proceso se basa en la formación y agregación de un coloide y su posterior coagulación mejorada por el uso de los agentes coadyuvantes. A grandes rasgos, el mecanismo de desestabilización de contaminantes, suspensión de partículas y rotura de emulsiones en el proceso de electrocoagulación, se pueden sintetizar en tres fases fundamentales (García Vaca et al. 2016):

- 1) Compresión de la doble capa difusa alrededor de las especies cargadas por las interacciones de los iones generados por la oxidación del ánodo de sacrificio.
- 2) Neutralización de la carga de especies iónicas presentes en el agua residual por iones contrarios producidos por la oxidación del ánodo de sacrificio. Esta neutralización favorece la coagulación debido a que disminuye la repulsión electrostática de las partículas.
- 3) Formación de flóculos, esto es que los flóculos originados por coagulación generan una capa de sedimento fangoso que atrapa o liga partículas coloidales aún disueltas en el medio acuoso.

La capacidad teórica de eliminación de contaminantes en agua puede llegar a ser muy elevada, como por ejemplo para la aldrina (eliminación 100%), cadmio y compuestos derivados (eliminación 98%), o compuestos de tributilestaño (eliminación > 90%), lo que ha llevado a considerar la coagulación-sedimentación como una de las mejores técnicas disponibles (MTD) para ciertos contaminantes químicos (MARM 2003), en el contexto de la Ley 16/2002 de Prevención y Control Integrados de la Contaminación (IPPC).

Los contaminantes metálicos y orgánicos se separan de la fase acuosa por su precipitación con el coagulante y posteriormente se eliminan del agua tratada mediante sedimentación (clarificación). La formación de los agregados se explica por la teoría *Derjaguin-Landau-*

Verwey-Overbeek (DLVO) donde se asume que la formación de un agregado depende de las fuerzas de interacción por la suma de las fuerzas de Van der Waals y las fuerzas de doble capa (García-Segura et al. 2017).

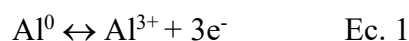
En el proceso de tratamiento del agua por coagulación, la adición de coagulantes (como las sales de Fe^{3+} o Al^{3+}) favorece la formación de agregados de los contaminantes, su coagulación y, posteriormente, su separación física del agua por precipitación o flotación, permitiendo la eliminación de contaminantes metálicos y orgánicos del agua mediante diferentes mecanismos de coagulación.

Esta técnica utiliza una corriente para disolver el hierro, aluminio u otros metales empleados como ánodos de sacrificio sumergidos en el agua contaminada. La electrodisolución promueve un aumento de los iones metálicos en solución o de sus especies complejadas con iones de hidróxido, dependiendo de las condiciones de pH y del ánodo de sacrificio utilizado.

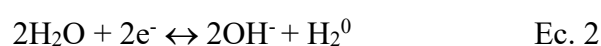
Mientras se realiza la electrólisis por conductos de aguas residuales con ánodos de acero o aluminio, se produce la disolución electroquímica del metal anódico. Los cationes disueltos de aluminio y hierro son hidrolizados y actúan como coagulantes, los cuales inician la adhesión y fusión de las partículas. En general, la coagulación implica la pérdida de estabilidad de los agregados en sistemas dispersos conduciendo a una separación de fases. Una amplia gama de contaminantes pueden ser eliminados del agua mediante el proceso de electrocoagulación, como microorganismos patógenos, cianobacterias, contaminantes orgánicos y otros coloides inorgánicos, la mayoría de los cuales tienen una carga negativa. De esta manera, la adición de cationes con carga positiva puede neutralizar y desestabilizar los coloides forzándolos a coagularse.

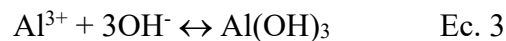
La electrocoagulación tiene lugar cuando la reacción electroquímica sucede en el ánodo y el cátodo, pero las reacciones de solución también juegan un papel importante en el proceso, como se muestra en las siguientes reacciones:

Reacción anódica



Reacción catódica



Reacción de la solución

Pueden identificarse los siguientes pasos: (1) oxidación del ánodo, en la cual se generan cationes metálicos (Al o Fe); (2) el agua se electroliza en el cátodo, produciendo pequeñas burbujas de hidrógeno e hidróxido; (3) reacciones de la solución, en las que los iones metálicos reaccionan con hidróxido para formar complejos de hidróxido, que absorben los contaminantes, forman coagulantes y luego pueden separarse mediante procesos de coagulación/floculación (Barrera-Díaz et al. 2018).

FASES DURANTE LA ELECTROCOAGULACIÓN

Es posible identificar cinco fases consecutivas durante el proceso de electrocoagulación, siendo estas las siguientes (García-Segura et al. 2017):

- i) Reacciones electrolíticas que producen iones metálicos a partir de la electrodisolución de ánodos y la evolución del gas H_2 en el cátodo.
- ii) Desestabilización de los contaminantes, suspensión de partículas y emulsiones de rotura.
- iii) Formación de agregados de las fases desestabilizadas y su coagulación en las aguas residuales en forma de floculos.
- iv) Eliminación de contaminantes coagulados por sedimentación o por electroflotación mediante la evolución del H_2 .
- v) Reacciones electroquímicas y químicas que promuevan la reducción catódica de impurezas orgánicas e iones metálicos en la superficie del cátodo.

DIFERENCIAS DE LA ELECTROCOAGULACIÓN FRENTE AL TRATAMIENTO CONVENCIONAL DE COAGULACIÓN

Una de las principales diferencias de la electrocoagulación frente a la coagulación convencional es que los coagulantes se electrogeneran directamente, por lo que no se añaden iones de cloruro o sulfato a la solución y, en consecuencia, se eliminan los aniones de la competencia, lo que permite una máxima eliminación por adsorción. Debido a ello se requiere una menor cantidad de productos químicos y en consecuencia se genera una menor cantidad de lodos, aunque los efluentes tratados siguen presentando altas concentraciones de iones de hierro

y aluminio por lo que requieren un post-tratamiento para su liberación al medio ambiente. Dichos residuos de hierro y aluminio proceden de los ánodos de sacrificio que se van consumiendo y deben reemplazarse periódicamente. A pesar de ello, en la electrocoagulación se produce una separación más eficaz y rápida de la materia orgánica que en tratamientos convencionales y los costos de funcionamiento son muy inferiores.

Otra diferencia frente al tratamiento convencional es la posible pasivación del ánodo y/o la deposición de lodos en los electrodos que puedan inhibir el proceso electrolítico en modo de funcionamiento continuo y el depósito de hidróxidos de calcio, magnesio, etc., en el cátodo, evitando la liberación de H₂ y el paso de corriente, cuando se utilicen aguas residuales reales. Esto puede resolverse utilizando corriente alterna con los mismos materiales de ánodos y cátodos.

3.1. Parámetros que influyen en la electrocoagulación

La calidad final del agua tratada durante la electrocoagulación está influenciada por los materiales del ánodo, la distancia entre ánodos, el caudal de agua en el espacio entre electrodos, la temperatura, el pH, la composición aniónica y catiónica del medio, la frecuencia del cambio de polaridad, la densidad de corriente, etc. La influencia de estos parámetros en la electrocoagulación se indica a continuación.

Material del electrodo

La elección del material del electrodo es una decisión importante para el control de la electrocoagulación, ya que no sólo afecta en el rendimiento y la eficiencia del proceso, sino que también está asociado al costo. En el caso de la eficacia de la electrocoagulación, la disolución anódica, el porcentaje de contaminante eliminado y el coagulante requerido son parámetros importantes que juegan un papel importante. Estos están directamente asociados a las especies metálicas iónicas que se liberan. En este marco, se prefieren los coagulantes metálicos-iónicos de valencia de carga más alta debido a su mayor compresión eléctrica de doble capa que mejora la coagulación de los contaminantes. Habitualmente se utilizan electrodos de aluminio y hierro debido a las propiedades coagulantes de los iones multivalentes. Sin embargo, otra característica es que las sales de aluminio y cloruro de hierro son los coagulantes más utilizados y los más aceptados convencionalmente en el tratamiento de agua mediante coagulación.

Además, estos materiales también son preferidos por su fácil disponibilidad, su bajo costo y su alto rendimiento (García-Segura et al. 2017).

Material del ánodo

Para mejorar las propiedades mecánicas, los metales se dopan a menudo con diferentes elementos. La presencia de un elemento dopante en las aleaciones del material anódico puede mejorar en mayor o menor grado la disolución anódica del metal. Por ejemplo, los principales elementos de dopaje de las aleaciones de aluminio son el cobre, el manganeso, el silicio, el magnesio y el zinc. Se sabe que la aleación de aluminio que contiene de un 0,5% a 1% de manganeso, cobre o silicio aumenta el potencial de corrosión del aluminio en medios ácidos y neutros y, por lo tanto, tiene el índice más alto de disolución electroquímica de aluminio. El aumento de la disolución del metal en este caso puede explicarse por la intensificación de los puntos de inicio de la corrosión en presencia de elementos dopantes. Por el contrario, las aleaciones de aluminio dopadas con tan sólo el 0,5% de magnesio o zinc disminuyen el potencial de corrosión del aluminio y, por tanto, la velocidad de su disolución electroquímica en medios básicos. Esto último puede explicarse por la formación de una película en la superficie del metal que contiene hidróxidos insolubles en ciertas condiciones de pH (Sillanpää y Shestakova 2017).

Composición aniónica del electrolito

La presencia de aniones en el agua tiene un impacto significativo en la corrosión y disolución del ánodo. Entre los diferentes aniones, los iones de cloruro tienen el mayor impacto en la actividad del ánodo de aluminio debido a sus pequeñas dimensiones y facilidad de penetración a través de la película de óxido. El subsiguiente desplazamiento de oxígeno por el cloruro provoca la inhibición de la película de óxido y una mayor corrosión del aluminio. Los iones de cloruro causan 1000 veces más corrosión que la cantidad equivalente de sulfatos. El efecto de los diferentes aniones en la mejora de la corrosión del aluminio se reduce en el siguiente orden: $\text{Cl}^- > \text{Br}^- > \text{F}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{PO}_4^{3-}$ (Sillanpää y Shestakova 2017).

Densidad de corriente aplicada

La densidad de corriente juega un papel importante en el proceso de electrocoagulación debido a que a mayor densidad de corriente aplicada mayor será la velocidad de disolución del metal electroquímico. Las densidades de corriente más altas aumentan la disolución del metal anódico y mejoran la producción de burbujas de hidrógeno en el cátodo, lo que facilita la flotación de los flóculos de hidróxido. Por otro lado, cuanto mayor es la densidad de corriente aplicada, mayor es la polarización y pasivación de los electrodos, lo que provoca el aumento de los potenciales y la pérdida de energía en los procesos laterales. Los electrodos de hierro son más propensos a la pasivación que los de aluminio. En este sentido, no existen recomendaciones sobre las densidades de corriente óptimas para el tratamiento de electrocoagulación porque dependen de las condiciones del sistema y del efecto deseado del tratamiento. En general, las densidades de corriente más comúnmente utilizadas se encuentran en el rango de 1-50 mA/cm². Sin embargo, hay estudios que reportan el uso de valores más altos por encima de 100 mA/cm² para el tratamiento de aguas residuales. Normalmente se utilizan densidades de corriente más altas para volúmenes significativos de aguas residuales con una alta concentración de DQO, DBO y valores de sólidos en suspensión, mientras que en los procesos en los que la electrocoagulación se incorpora a otros métodos convencionales de tratamiento de aguas se utilizan densidades de corriente más bajas. En general, la corriente continua es el tipo de corriente eléctrica más utilizada, pero el uso de corriente alterna puede considerarse una alternativa debido a que los cambios continuos de polaridad evitan o reducen la formación de capas de pasivación y prolongan la vida útil de los ánodos de sacrificio. En el caso de los ánodos de hierro, el aumento de las densidades de corriente conduce al aumento del pH de la solución, la reducción del hierro disuelto y el aumento de la deposición de Fe(OH)₂ (Sillanpää y Shestakova 2017).

Distancia y caudal de agua entre electrodos

Para reducir el consumo de energía durante el proceso debe reducirse la distancia entre electrodos, ya que a mayor distancia mayor consumo energético. Por ello, la distancia óptima entre electrodos se encuentra en el rango de 10 - 20 mm (Sillanpää y Shestakova 2017). Al aumentar más la distancia del electrodo que la distancia óptima, se reduce la eficiencia de eliminación de contaminantes, debido a que el tiempo de desplazamiento de los iones aumenta con el aumento de la distancia entre los electrodos, conduciendo a una disminución de la

atracción electrostática que resulta en una menor formación de flóculos necesarios para coagular el contaminante (Khandegar y Saroha 2013).

Efecto del pH

En primer lugar hay que recordar que el pH es un factor crítico en cualquier proceso de coagulación (tanto convencional como electrocoagulación), dado que cada coagulante específico tiene un rango de pH óptimo. Esto se debe a que es necesario que ese rango de pH debe de ser congruente con el intervalo de mínima solubilidad de los iones metálicos de coagulante. Dependiendo del tipo de catión empleado en la coagulación su rango de pH puede ser amplio (para el Fe^{3+} incluye valor de $\text{pH} > 5$) o más restringido (para el Al^{3+} tiene un intervalo de pH entre 6 y 7,4). La dosificación óptima de coagulante en un proceso de coagulación convencional se determina mediante el test de la probeta, cuantificando la turbidez residual en función de la dosis de reactivo añadido y el pH de trabajo (Orozco Barrenetxea et al. 2011).

Por otra parte, el efecto del pH es más complicado en el proceso de electrocoagulación que en la coagulación convencional. El primer efecto está relacionado con el coagulante en solución que presenta diferentes especies en equilibrio en función del pH: las especies iónicas metálicas, los complejos hidroxílicos monoméricos y los complejos hidroxílicos poliméricos. Al realizar el proceso de electrólisis con ánodos de aluminio, se observa un cambio significativo de los valores de pH después del tratamiento. El segundo efecto está relacionado con los cambios en la estructura química de los contaminantes, ya que la protonación/desprotonación de los grupos funcionales de los contaminantes afecta directamente a las cargas de estos y a sus interacciones electrostáticas. Debido al diferente carácter fisicoquímico de los contaminantes en función del pH, este parámetro debe ser optimizado en función de la naturaleza del contaminante objetivo y de las condiciones del efluente (Sillanpää y Shestakova 2017).

Efecto de la velocidad de agitación

La agitación ayuda a mantener condiciones uniformes y evita la formación de un gradiente de concentración en la célula de electrólisis. Con un aumento de la velocidad de agitación hasta la velocidad de agitación óptima, hay un aumento en la eficiencia de eliminación de contaminantes debido a que con el aumento de la movilidad de los iones generados, los flóculos se forman mucho antes, lo que resulta en un aumento de la eficiencia en la eliminación de

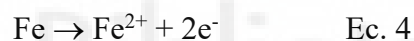
contaminantes durante un determinado tiempo de electrólisis. Pero si aumentamos la velocidad de agitación por encima del valor óptimo, hay una disminución en la eficiencia de eliminación de contaminantes a medida que los flóculos se degradan por colisión entre sí debido a la alta velocidad de agitación (Khandegar y Saroha 2013).

3.2. Tipos de ánodo de sacrificio

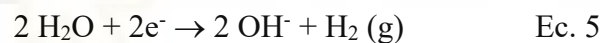
En este apartado se presentarán los principales materiales utilizados como ánodos de sacrificio en la electrocoagulación. La disolución de estos ánodos libera en el agua los coagulantes responsables de la eliminación de los contaminantes.

3.2.1. Ánodos de hierro y acero

Cuando empleamos ánodos de sacrificio de hierro, acero o acero inoxidable el Fe^{2+} se disuelve en las aguas residuales del siguiente modo:



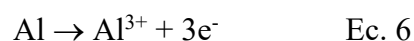
A la vez que el ion hidróxido y el gas H_2 se generan en el cátodo por la reacción de reducción del agua:



La producción de OH^- a partir de la reacción (2) causa un aumento de pH durante la electrólisis que conduce a la formación de diferentes complejos hidratados de hierro en solución (García-Segura et al. 2017).

3.2.2. Ánodos de aluminio

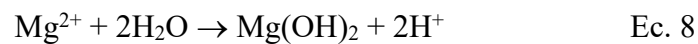
Al utilizar ánodos de aluminio la reacción anódica produce aluminio soluble del siguiente modo:



Mientras que la reacción catódica produce ion hidróxido y gas H_2 a partir de la reacción mostrada en la ecuación 4 (García-Segura et al. 2017).

3.2.3. Otros ánodos

Aunque los ánodos de hierro/acero y aluminio son los ánodos de sacrificio por referencia utilizados en la electrocoagulación, también se han utilizado en algunos trabajos el uso de materiales anódicos alternativos como los ánodos de zinc y magnesio. Los principios son los mismos que para los ánodos de aluminio y hierro, es decir, también se genera H₂ e iones hidróxido, quedando las reacciones tal y como se muestra a continuación (García-Segura et al. 2017):



Una de las principales diferencias de los ánodos de zinc y/o magnesio frente a los ánodos de hierro y/o aluminio, es que presentan una menor valencia de carga por lo que sería necesaria una mayor concentración de coagulantes para realizar el mismo tratamiento (Devlin et al. 2019). A pesar de ello, las concentraciones residuales tras el tratamiento tienen límites muy dispares siendo de 0,2 mg/L para el aluminio y de 30,0 mg/L para el magnesio, según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) (García-Segura et al. 2017).

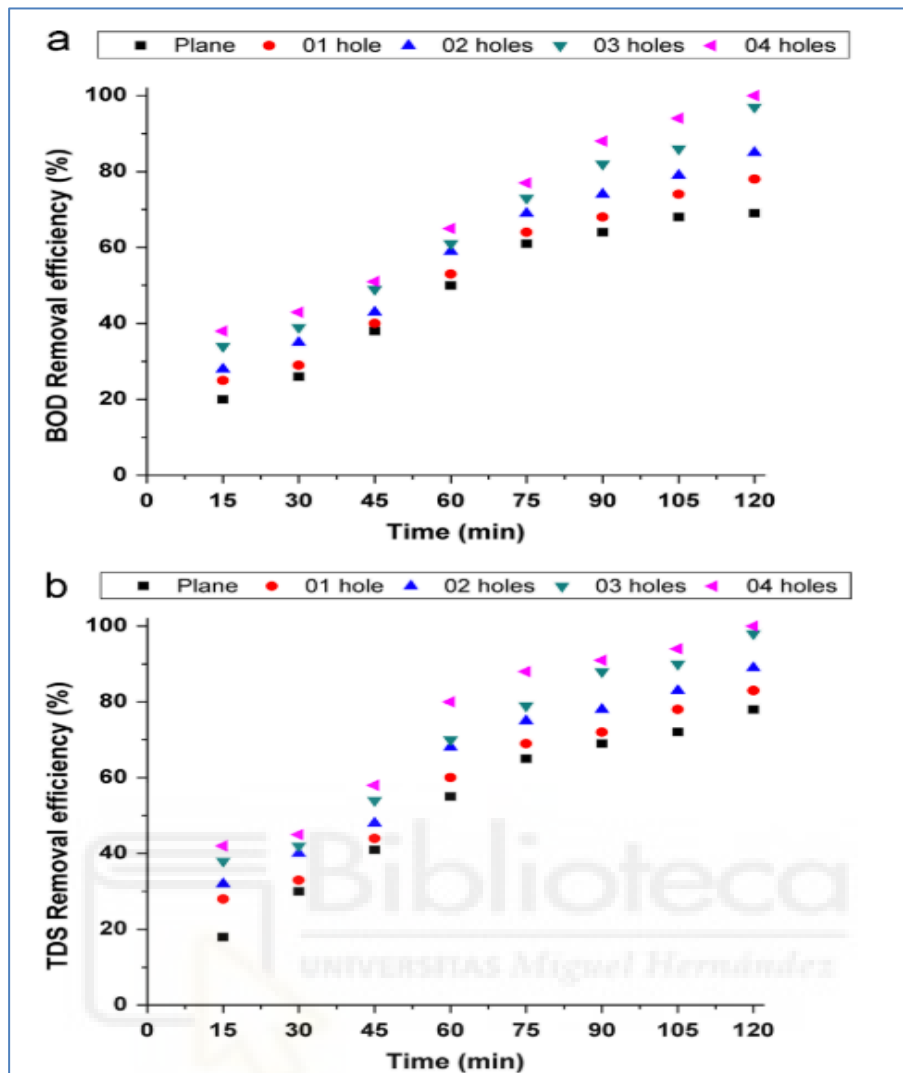


Figura 2. Comparativa de la eficiencia de eliminación de parámetros contaminantes entre electrodos perforados y planos: a) eliminación de la demanda biológica de oxígeno frente al tiempo; y b) eliminación de los sólidos totales disueltos frente al tiempo. Fuente: (Khandegar et al. 2018)

Además del material constitutivo de los electrodos, existen estudios que demuestran que el uso de electrodos perforados favorece en mayor grado el proceso de electrocoagulación frente al uso de electrodos planos (Khandegar et al. 2018), tal y como se muestra en la Figura 2.

En ambos gráficos se puede observar que en todas las circunstancias experimentales, existe una clara predisposición a que la eficiencia de eliminación de parámetros contaminantes se incremente conforme aumente el número de perforaciones en los electrodos ya que al incluir perforaciones, la superficie de contacto (interfaz electrodo-fluido circundante) es mayor, por lo que es factible que se desarrolle una mayor número de reacciones químicas en el proceso de descontaminación.

4. ESTUDIO COMPARATIVO DE SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE COLORANTES TEXTILES MEDIANTE ELECTROCOAGULACIÓN

En el siguiente capítulo hablaremos sobre la aplicación de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales provenientes de industrias que emplean colorantes, concretamente hablaremos sobre industrias textiles. Como se verá en el capítulo siguiente de análisis bibliométrico, India es el segundo país que encabeza la lista de publicaciones respecto a este tema con un 9%, país en el que se elabora la mayoría del textil actual.

Los efluentes de muchas industrias (textil, cuero, pulpa y papel, estampación, fotografía, cosmética, farmacéutica, alimentaria) contienen colorantes y sus aguas residuales suelen caracterizarse por un pH elevado, un color intenso y una salinidad extremadamente alta, especialmente en el caso de las aguas residuales generadas después de la tintura (Bilińska et al. 2019).

Entre el 20% y el 50% de los colorantes reactivos utilizados en los tejidos pueden liberarse en las vías acuáticas, además son reactivos hidrófilos por lo que tienen baja afinidad a la adsorción a la biomasa y generalmente pasan a través de sistemas biológicos de aguas residuales convencionales (Mahmoud et al. 2013). La acumulación de colorantes en el agua puede dañar gravemente la cadena alimenticia de los seres humanos y los animales, así como el medio ambiente (de Carvalho et al. 2015). También crea olores y colores de agua no deseados, limita la penetración de la luz solar y disminuye la concentración del oxígeno disuelto (Abdulahdi et al. 2019). A todo ello, ha de añadirse que muchos de los colorantes liberados y sus productos de descomposición son tóxicos, cancerígenos o mutagénicos para las formas de vida, principalmente a causa de carcinógenos como la bencidina, el naftaleno y otros compuestos aromáticos (Drahansky et al. 2016).

Los tintes textiles naturales se utilizaron en el procesamiento textil hasta 1856, comenzando en el año 2600 a.C. cuando se mencionó el uso de colorantes en China, basados en colorantes extraídos de recursos vegetales y animales. Los colorantes sintéticos fueron descubiertos por primera vez en 1856 (Drahansky et al. 2016).

A lo largo del tiempo se han utilizado varios métodos para eliminar el tinte de las aguas residuales incluyendo tratamientos biológicos aeróbicos como lodos activos o biofiltros, tratamientos anaeróbicos, biodegradación enzimática, oxidación química, oxidación electroquímica con O₃ y radiación ultravioleta, fotodegradación, adsorción con carbonos activados, coagulación química/floculación, separación por membranas y tratamientos

electrolíticos que incluyen electro-oxidación, electro-floculación y electrocoagulación (Mahmoud et al. 2013). Como ya sabemos, el proceso de electrocoagulación se caracteriza por una rápida y eficiente tasa de eliminación de contaminantes, tamaño compacto del equipo, simplicidad de operación y bajos costos de operación y equipo (Mahmoud et al. 2013). Dicho proceso proporciona una solución sencilla y fiable, además de económica, para el tratamiento de aguas residuales sin necesidad de productos químicos adicionales y, por lo tanto, sin la producción de contaminación secundaria (de Carvalho et al. 2015).

El proceso técnicamente eficiente también debe ser viable desde el punto de vista ecológico y en la electrocoagulación el mayor coste operativo está asociado al consumo de energía eléctrica durante el proceso, pero la aplicación del campo electromagnético podría ser una herramienta para reducir el consumo de energía y diversificar la aplicación de este método para el tratamiento de aguas residuales (Mahmoud et al. 2013). Como la intensidad de corriente es el principal factor de funcionamiento en el tratamiento con electrocoagulación, y la consecuencia es un alto consumo de energía, el tiempo de tratamiento debe ser lo más corto posible para que este proceso se justifique económicamente (Bilińska et al. 2019).

La eficacia de la eliminación del colorante depende directamente de la concentración de iones metálicos producidos en los electrodos. El aumento del tiempo de electrólisis conduce a un aumento tanto de la concentración de iones metálicos como de la acumulación de flóculos de hidróxido, aumentando la eficiencia de eliminación del colorante (Mahmoud et al. 2013). El tipo de electrolito no afecta a la eficacia de la eliminación del color, mientras que el voltaje y la conductividad de las soluciones aplicadas sí, por ello el NaCl es utilizado ampliamente como electrolito a escala industrial dado su bajo coste. Sin embargo, el NaOH tiene mayor conductividad que NaCl para la misma concentración (Mahmoud et al. 2013), aunque la adición de solución ácida para controlar el valor de pH de la solución tratada limita el desarrollo de los flóculos generados (de Carvalho et al. 2015). Además, el porcentaje de eliminación de color es mayor al combinar la aplicación de campos electromagnéticos con la electrocoagulación que si solo se emplea la electrocoagulación (Mahmoud et al. 2013).

4.1. Procesos combinados con electrocoagulación

El proceso de electrocoagulación puede combinarse con otros procesos que aumenten la eliminación de contaminantes y mejoren los resultados, como ejemplos comentaremos el uso

de cáscara de banana, el tratamiento combinado de electrocoagulación con ozono y la combinación de electrocoagulación con adsorción mediante carbón activado.

Un reciente estudio (de Carvalho et al. 2015) demostró que la cáscara de banana puede utilizarse como coagulante, siendo ésta un coagulante eficaz y de bajo coste y, por lo tanto, ideal para su aplicación en países en vías de desarrollo. Como sabemos, la densidad de corriente no sólo influye en la dosificación del coagulante, sino también en la tasa de formación de burbujas, su tamaño y el crecimiento de los flóculos, por lo que con la adición de cáscara de banana (cantidades entre 2 g/L y 5 g/L) a valores bajos de densidad de corriente se obtiene una eliminación eficaz de colorantes aproximadamente del 99%. La cantidad de cáscara de banana debe ser entre 2 y 5 g/L ya que cantidades superiores a 5 g/L provocaría una disminución significativa del consumo de electrodos y, por consiguiente, disminuiría la eliminación de colorantes como el azul de metileno.

Sin embargo, el aumento de la dosis de cáscara de banana conduce a un bajo pH final de los efluentes tratados, haciendo posible que el proceso de acoplamiento electrocoagulación/cáscara de banana se realice a un valor de pH más favorable (pH neutro), lo que crea estabilidad de $\text{Al}(\text{OH})_3$ en el agua para la adsorción del contaminante. Al aumentar la concentración inicial del colorante mientras las cantidades de coagulante son constantes, la capacidad de adsorción de los flóculos se vuelve insuficiente y se produce una reducción en la eliminación del color. Esta técnica de combinación de la electrocoagulación con la cáscara de banana para eliminar colorantes, como por ejemplo el azul de metileno, es considerablemente barata y adecuada para los países desarrollados y en vías de desarrollo (de Carvalho et al. 2015).

En estudio de este mismo año (Bilińska et al. 2019), se demostró que la combinación de ozono con electrocoagulación tenía como resultado una eliminación de colorantes mayor al 90%, pero estos resultados varían en función de si los procesos se realizan simultáneamente o en dos pasos consecutivos. La electrocoagulación seguida de una ozonización es un proceso más eficiente, en cuanto al tiempo de tratamiento, que si se realizan de manera simultánea. La dosificación de ozono directamente en el reactor de electrocoagulación puede dar lugar a un mayor consumo de ozono y es muy probable que la mayor parte del ozono utilizado cuando los dos procesos son simultáneos se utilice de forma improductiva, lo que resulta en un tiempo de tratamiento más largo en comparación a cuando se realiza en dos pasos consecutivos. A diferencia de la electrocoagulación con ozonización, en el sistema de electrocoagulación seguida de ozonización, el lodo se separa antes de la ozonización por filtración, por lo que este uso improductivo del ozono en la electrocoagulación con ozonización podría ser causado por

la oxidación adicional del lodo, así como por la descomposición de la superficie del electrodo. Otra notable diferencia era el coste, demostrando que el tratamiento en dos pasos tenía un menor coste que el tratamiento simultáneo (Bilińska et al. 2019).

En otro estudio relevante, Bellebia *et al.* (2009) evaluaron la eliminación de los colorantes *marine blue enrionyl* y *brilliant blue levafix*, combinando la electrocoagulación con la adsorción por carbón activado y cuyos resultados proporcionaron datos importantes para el desarrollo de un proceso combinado capaz de eliminar concentraciones significativas de colorantes recalcitrantes del agua, utilizando un consumo moderado de energía y reduciendo así el coste del tratamiento. Además, la eliminación del color residual por adsorción como tratamiento secundario es más eficaz debido a las cantidades limitadas de colorantes, que sólo requieren pequeñas cantidades de carbón activado. Esta operación mejora la calidad del tratamiento primario de las aguas residuales, no sólo en el caso del color, sino también de la demanda química de oxígeno y la eliminación de olores. Bellebia *et al.*, (2009) llegaron a la conclusión de que la combinación de adsorción y electrocoagulación puede eliminar completamente el color de las aguas residuales debido a que el carbón activado tiene una carga superficial neta positiva durante el proceso de adsorción cuyo efecto es el de atraer la porción negativa del tinte reactivo, lo que provocaría una eliminación completa del tinte en el efluente.

4.2. Condiciones óptimas de colorantes

Los colorantes pueden clasificarse en colorantes ácidos, básicos, directos, azoicos, tina, azufre, reactivos y complejos metálicos (Khandegar y Saroha 2013). Cada uno de estos grupos, presenta propiedades similares en cuanto a condiciones óptimas de eliminación. El conocimiento de tales condiciones óptimas de eliminación, ha suscitado gran interés en la comunidad científica y la industria asociada, habiéndose llegado a establecer una serie de principios fundamentales que quedan recopilados en la Tabla 1.

Tabla 1. Condiciones óptimas de densidad de corriente (i.e., intensidad de corriente / superficie de electrodo), pH y tiempo para un porcentaje de eliminación mayor. Fuente: elaboración propia a partir de datos de los documentos citados en la bibliografía.

Colorante	Densidad de corriente (A/m ²)	pH	Eficiencia de eliminación (%)	Tiempo (min)	Fuente
Acid black 52	40	5	92 - 95	-	(Khandegar y Saroha 2013)
Acid yellow 220	40	5	98	-	(Khandegar y Saroha 2013)
Marine Blue Erionyl MR	14	3,15	99	5	(Daneshvar et al. 2006)
Brilliant Blue Levafix E-BRA	100	3	99,8	15	(Daneshvar et al. 2006)
Basic Red 46 (BR46)	60	5,5-8,5	99	5	(Daneshvar et al. 2006)
Basic Blue 3 (BB3)	80	5,5-8,5	75	5	(Daneshvar et al. 2006)
Suncion Blue P-3R	45	4-9	95-99,6	-	(Kim et al. 2002)
Suncion Yellow H-E4R	45	4-9	95-99,6	-	(Khandegar y Saroha 2013)
Suncron Blue RD-400	45	4-9	95-99,6	-	(Khandegar y Saroha 2013)

Colorante	Densidad de corriente (A/m ²)	pH	Eficiencia de eliminación (%)	Tiempo (min)	Fuente
Suncron Yellow 3GE- 200	45	4-9	95-99,6	-	(Kim et al. 2002)
Orange II	160	7,5-8,5	84-98	-	(Daneshvar et al. 2003)
Remazol Red RB 133	150	5-9	92,5	-	(Khandegar y Saroha 2013)
Red198 (RR198)	-	5-6	98	30	(Dalvand et al. 2011)

A modo de síntesis, y una vez analizada pormenorizadamente la bibliografía estudiada, se pueden establecer un decálogo de pautas/principios fundamentales relativos a las condiciones óptimas de electrocoagulación:

- I. La densidad de corriente óptima hace referencia a la cantidad de especies de Al³⁺ formadas por disolución del ánodo, que al aumentar permiten una mayor eficiencia de coagulación y una eliminación de colorantes más significativa (Pajootan et al. 2012).
- II. De acuerdo con la ley de Faraday, una cantidad constante de Al³⁺ que pase a la solución con la misma densidad de corriente y tiempo para todas las concentraciones de colorantes, producirá la misma cantidad de flóculos en las soluciones con un aumento de la concentración de colorante, disminuyendo así la tasa de eliminación del colorante considerablemente (Pajootan et al. 2012).
- III. Al aumentar la concentración inicial del colorante, la eficiencia de eliminación del colorante disminuye a pesar de trabajar con el valor de pH óptimo.
- IV. La geometría y disposición de los electrodos influye notoriamente en la eficiencia de eliminación de tintes. El empleo electrodos perforados favorece en mayor grado

- el proceso de electrocoagulación frente al uso de electrodos planos (Khandegar et al. 2018).
- V. La variación del consumo de energía eléctrica varía con la concentración de electrolito y la densidad de corriente. Los resultados mostraron que cuando la densidad de corriente aumentaba el consumo de energía eléctrica aumentaba y cuando la concentración de electrolitos aumentaba, el consumo de energía eléctrica disminuía (Pajootan et al. 2012).
 - VI. Cuando el tiempo de contacto aumenta, la cantidad de aluminio generado (disolución electroquímica del electrodo de sacrificio) también aumenta, y por lo tanto, la especiación de la solución se modifica. El equilibrio de la eliminación del colorante se alcanza cuando el coagulante inducido es suficiente como para eliminar la cantidad de colorantes en la solución. Cualquier aumento adicional en el tiempo de contacto será inútil, ya que aumenta el consumo de electrodos y energía (Bellebia et al. 2009).
 - VII. El aumento de la densidad de corriente provoca un aumento correspondiente en la producción de hierro oxidado de los electrodos (Daneshvar et al. 2006).
 - VIII. La eficacia de la eliminación del color depende directamente de la concentración de los iones hidroxilo y metálicos que se producen en los electrodos (Daneshvar et al. 2006).
 - IX. La eficacia de la eliminación de colorantes mejora y el coste del tratamiento se reduce al aumentar el número de pares de electrodos (Kim et al. 2002).
 - X. La electrocoagulación es un proceso exitoso con una alta eficiencia de remoción para eliminar colorantes de efluentes que contienen más de un componente (Pajootan et al. 2012).

5. ESTUDIO BIBLIOMÉTRICO

Si bien el desarrollo de las bases teóricas y cuantitativas de los procesos electroquímicos es antiguo, el empleo de la tecnología de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales ha ganado protagonismo en décadas recientes. Con la finalidad de completar el presente trabajo, se planteó la necesidad de realizar un análisis de la evolución de la producción científica relativa al empleo de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas durante las últimas décadas.

El presente estudio bibliométrico pretende mostrar la evolución del número de publicaciones científicas relevantes realizadas desde 1947 hasta la actualidad (finales de 2018), así como aspectos de interés adicionales, tales como en qué países se está desarrollando principalmente la investigación de esta materia, cuales son las personas más relevantes según el número de publicaciones realizadas o qué instituciones de investigación son las mayores precursoras de conocimiento en el ámbito de electrocoagulación y el tratamiento de agua.

La información empleada en el desarrollo de este estudio bibliométrico ha sido obtenida a partir del análisis de resultados de búsqueda de *TITLE-ABS-KEY (electrocoagulation) AND TITLE-ABS-KEY (water)* en la plataforma SCOPUS (www.scopus.com). SCOPUS es accesible para la comunidad universitaria de la UMH y resulta ser la mayor base de datos de resúmenes y citas de literatura científica sometida a revisión por pares, incluyendo revistas científicas, libros y actas de congresos relevantes internacionalmente. Es propiedad del grupo editorial holandés Elsevier.

5.1. Publicaciones por fecha

Desde 1947 hasta la actualidad (Figura 3) se han contabilizado un total de 1860 documentos, observándose un notable incremento en la productividad desde 2005 (23 documentos) hasta la actualidad (178 documentos). Esta evolución temporal sugiere un resurgimiento del interés de la comunidad científica por esta tecnología en la última década.

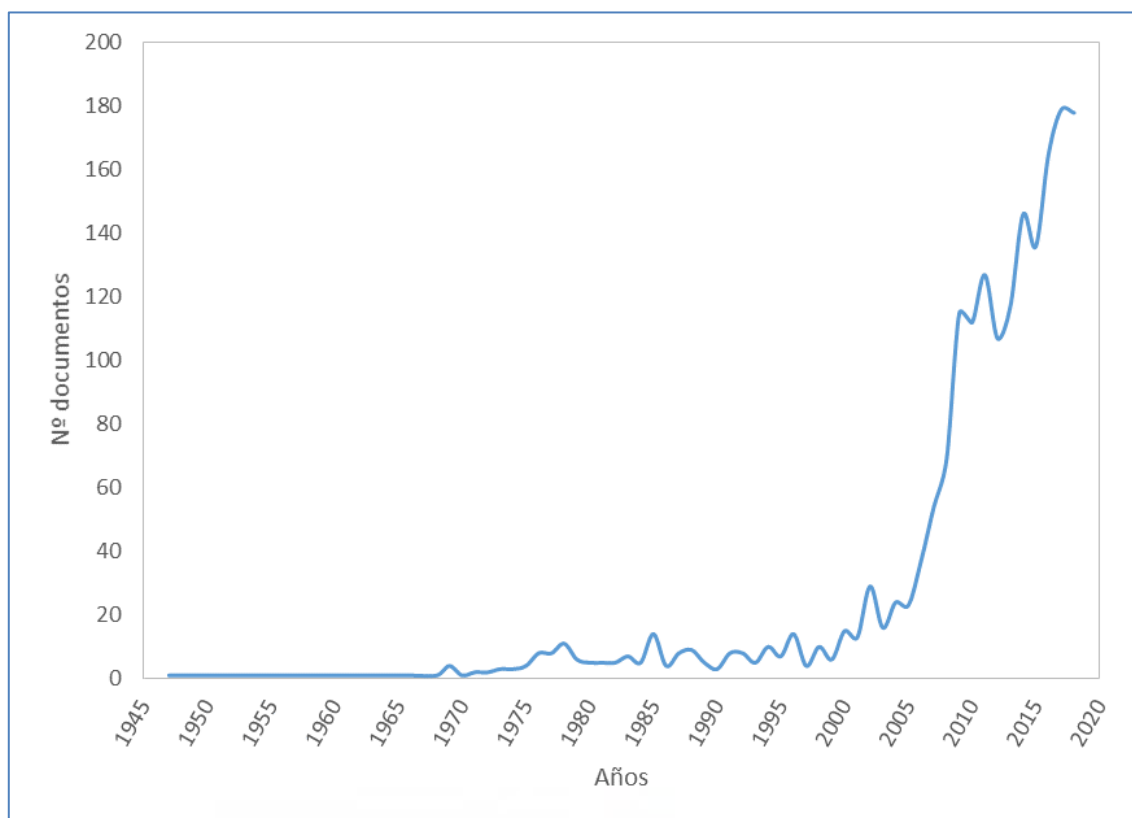


Figura 3. Evolución temporal del número de publicaciones incluidas en el estudio bibliométrico (1947-2019). Fuente: elaboración propia a partir de datos de SCOPUS.

La necesidad de disponer de sistemas de tratamiento de aguas de alto rendimiento de depuración y reducido empleo de productos químicos, que potencialmente pueden generar un residuo peligroso adicional, puede ser el acicate para esta explosión reciente de interés por la tecnología de electrocoagulación.

5.2. Publicaciones por disciplina científica

Las principales disciplinas de las revistas en las que se han publicado artículos de electrocoagulación y tratamiento de aguas, quedan recopiladas en el siguiente diagrama circular (Figura 4).

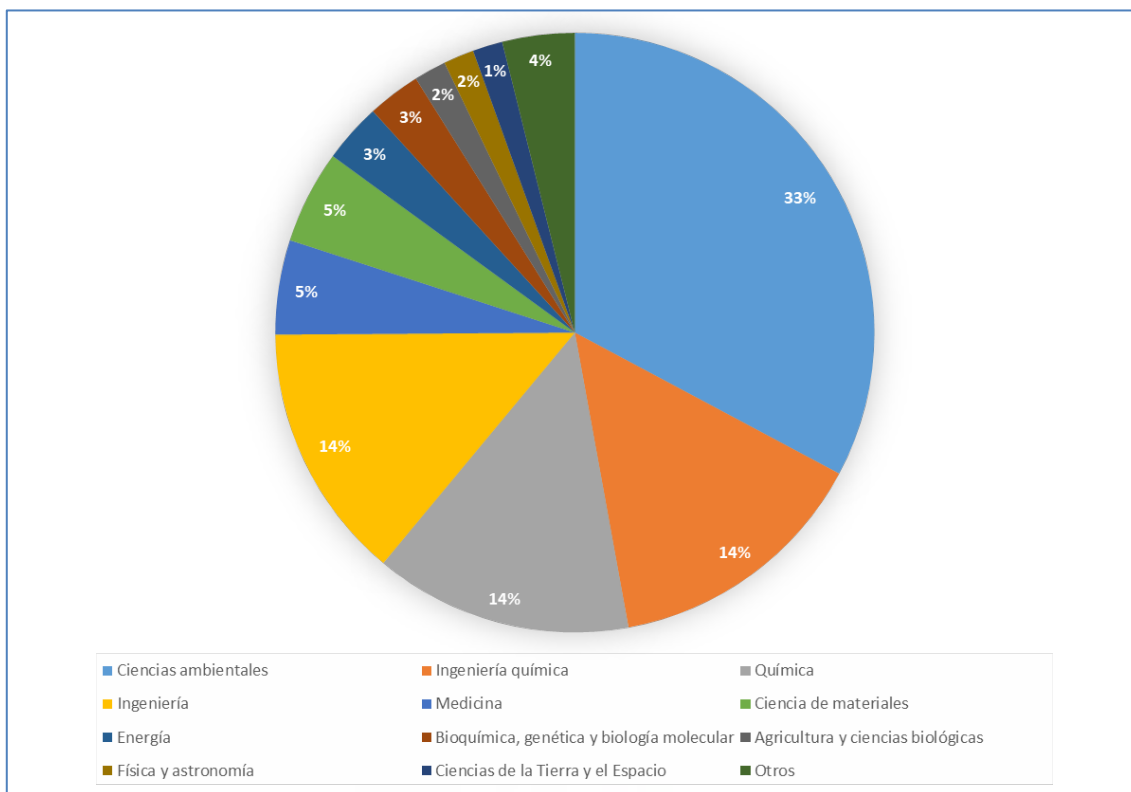


Figura 4. Principales disciplinas científicas de los artículos científicos relativos al empleo de la electrocoagulación para el tratamiento de aguas. Fuente: elaboración propia a partir de datos de SCOPUS.

Destacan los estudios realizados desde las disciplinas de las ciencias ambientales (33%), la ingeniería química (14%), la química (14%) y la ingeniería (14%). Resulta por tanto evidente el interés de emplear la electrocoagulación desde un punto de vista de la ingeniería ambiental.

5.3. Publicaciones por fuentes bibliográficas

Las principales revistas científicas en las que se encuentran publicados artículos de la temática de este TFG son (Figura 5) *Journal of Hazardous Materials* (editorial Elsevier), *Desalination and Water Treatment* (vinculada a la *European Desalination Society*), *Water Science & Technology* (publicación de la *International Water Association*), o también *Separation and Water Purification* (editorial Elsevier).

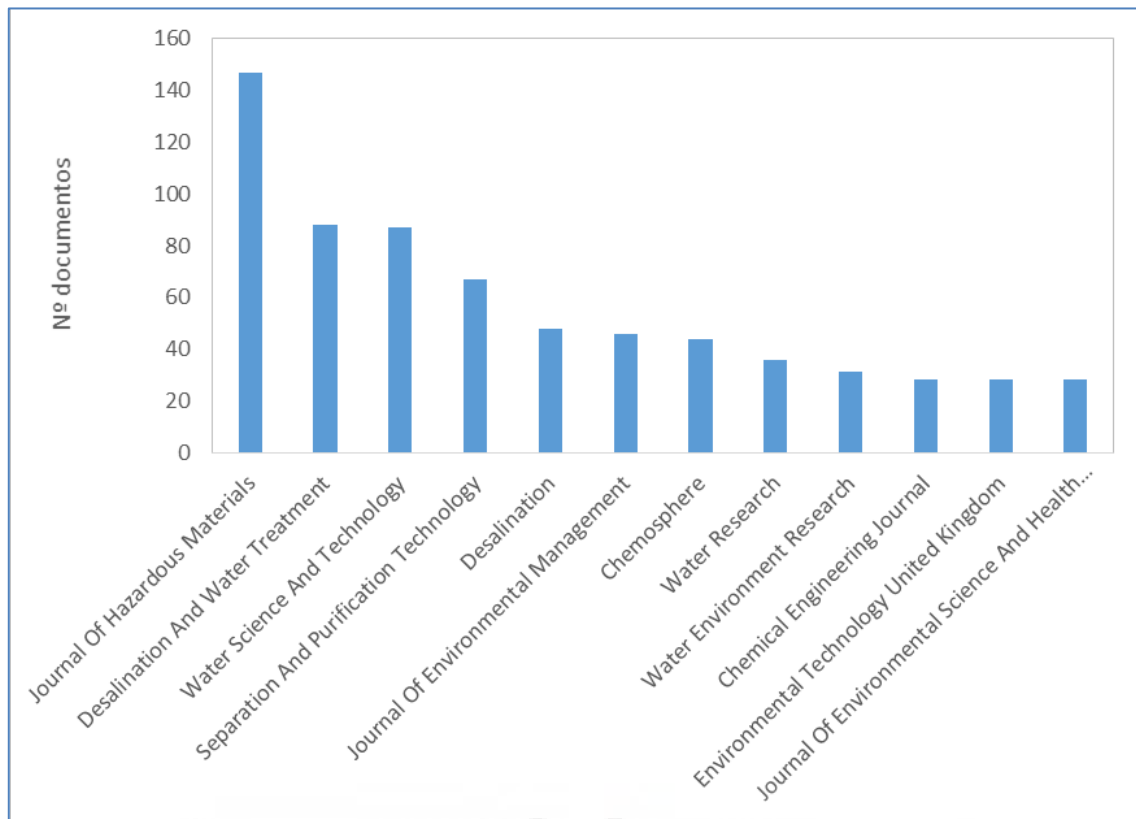


Figura 5. Principales revistas científicas de los artículos relativos al empleo de la electrocoagulación para el tratamiento de aguas. Fuente: elaboración propia a partir de datos de SCOPUS.

Son todas ellas revista de gran prestigio internacional de revisión por pares. Cabe destacar que la revista *Journal of Hazardous Materials* está incluida en el *Journal Citation Report (JCR)* de *Clarivate Analytics*, en el primer cuartil de las disciplinas Ingeniería Ambiental y Ciencias Ambientales.

5.4. Publicaciones por países

Resulta muy interesante analizar la procedencia de los autores más destacados en la materia objeto de este estudio (Figura 6). Es posible apreciar que no existe, digamos, un país que domine a nivel de productividad científica esta disciplina, dado que concurren un extenso número de países, tanto de los que podríamos considerar como desarrollados, así como otros en vías de desarrollo.

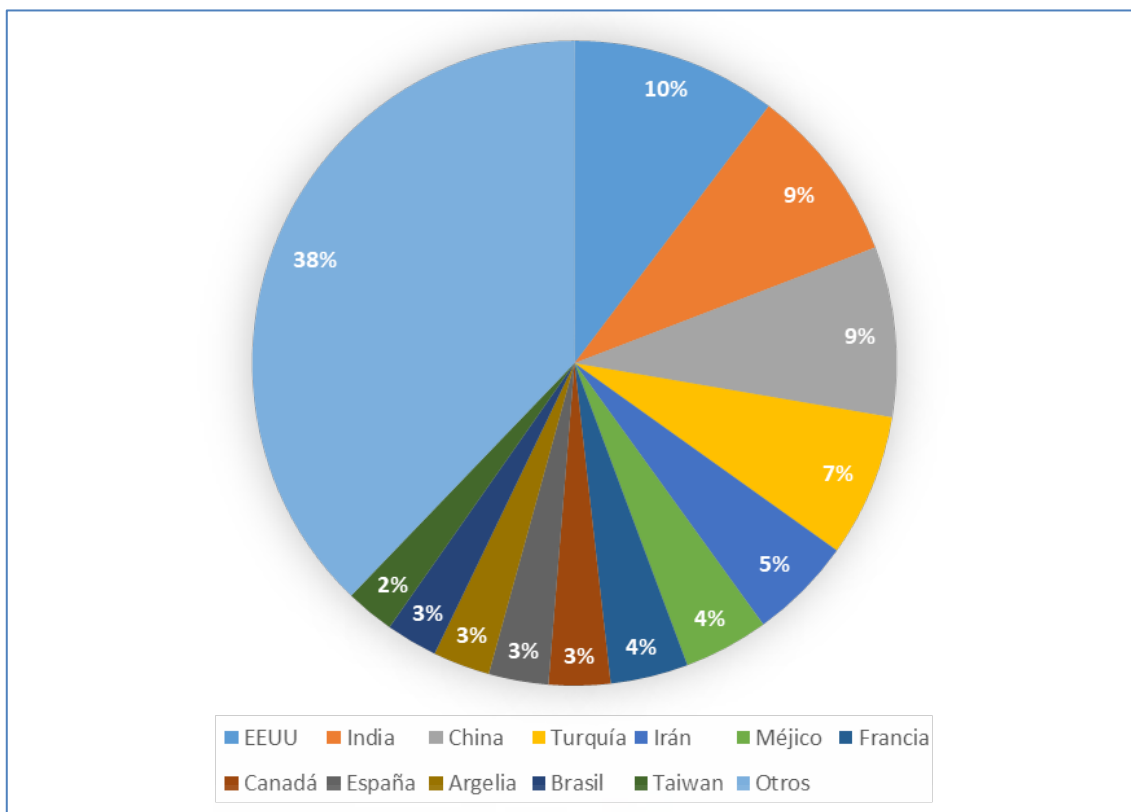


Figura 6. Principales país de origen de las investigaciones relativas al empleo de la electrocoagulación para el tratamiento de aguas. Fuente: elaboración propia a partir de datos de SCOPUS.

Quizás uno de los motivos de esta dispersión los países de origen de la productividad científica, radica en el económico coste de la tecnología de electrocoagulación, así como la capacidad que tiene para permitir el tratamiento de aguas de origen industrial.

5.5. Ranking de autores destacados

Finalmente se ha recopilado un listado de las personas con mayor productividad científica en el ámbito de la electrocoagulación para el tratamiento de aguas (Figura 7).

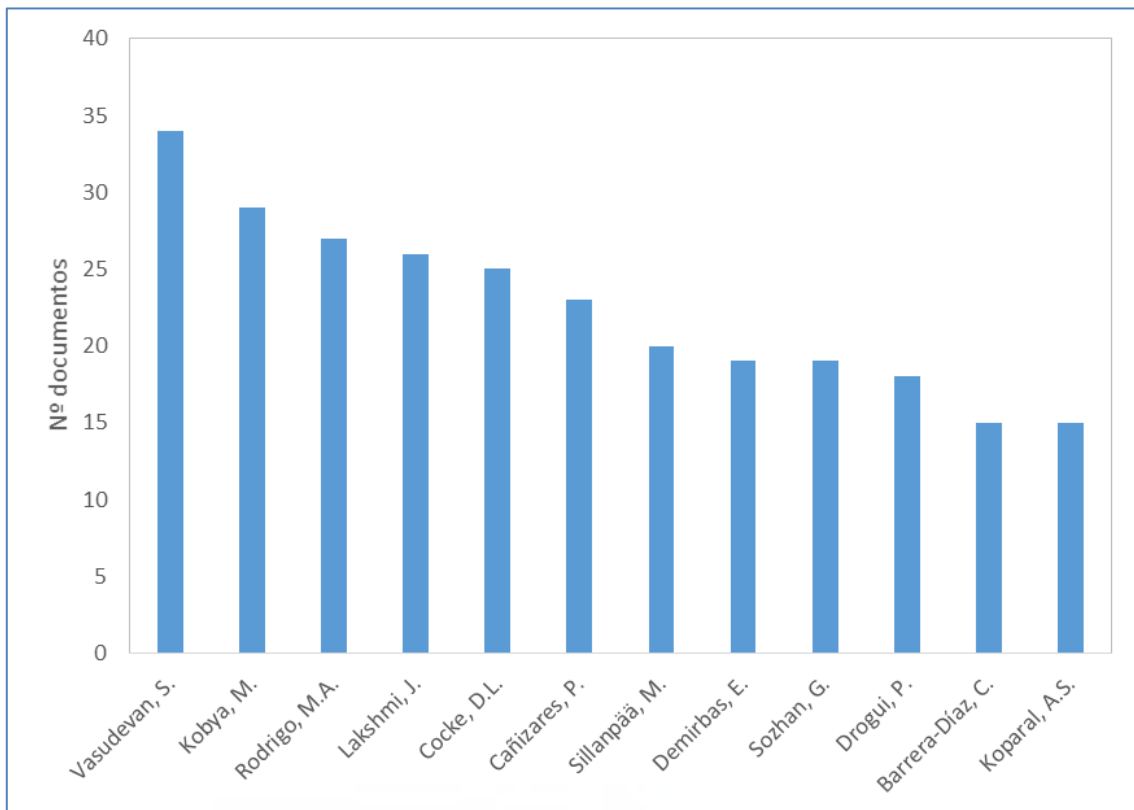


Figura 7. Autores más destacados en el ámbito de la aplicación de la electrocoagulación para el tratamiento de aguas. Fuente: elaboración propia a partir de datos de SCOPUS.

Si bien no existe una figura predominante sobre el total de las personas incluidas en la figura, comentaremos algunos detalles sobre las tres primeras personas. Encabeza el listado Subramanyan Vasudevan del *Central Electrochemical Research Institute* (Nueva Deli, India), seguido de Mehmet Kobya de *Gebze Teknik Üniversitesi* (Kocaeli, Turquía) y completa este particular podio Manuel Andrés Rodrigo de la *Universidad de Castilla-La Mancha* (Ciudad Real, España). Podemos observar que la mayor parte de la investigación en electrocoagulación no tiene por qué estar ubicada en macro instalaciones de investigación, dado que es una tecnología asequible y puede hacerse investigación de calidad con unos recursos más modestos.

6. CONCLUSIONES Y PROYECCIÓN FUTURA

La electrocoagulación es una técnica físico-química aún en desarrollo, pero cuyos resultados son alentadores, dado que puede ser una técnica que permita mejorar el tratamiento de las aguas residuales industriales, tanto en países ricos como en países en vías de desarrollo. Este hecho es fundamental, dado que tales países son los que están experimentando los procesos más graves de contaminación en la actualidad, y desafortunadamente, no se está velando suficientemente por desarrollar infraestructuras de depuración de aguas residuales, al mismo tiempo que se permite una industrialización masiva en su territorio.

Tras lo expuesto a lo largo del trabajo, es posible afirmar que la electrocoagulación es un tratamiento que se puede adaptar a múltiples sistemas de tratamiento de aguas (preexistente o de nuevo diseño), ya que no requiere tanto espacio y equipo como una planta de tratamiento de aguas convencional, siendo además sus costes económicos bastante contenidos.

Los resultados obtenidos de todos los estudios realizados sobre la electrocoagulación demuestran que es una tecnología eficiente, que no requiere emplear reactivos químicos que puedan genera subproductos o residuos no deseados, y además presenta un bajo coste de implantación y mantenimiento. La aplicación de esta técnica para la eliminación de colorantes en las aguas residuales de la industria textil, puede llegar a obtener tasas de eliminación de colorantes superiores al 90%, todo ello con unas infraestructuras más viables de implantar en países con limitados recursos, si las comparamos con las plantas de tratamiento convencionales.

La combinación de la electrocoagulación, con otros tipos de tratamientos, como por ejemplo la ozonización, puede suponer un paso más en cuanto a eficacia de eliminación de contaminante y eficiencia (energética y económica), relativa al tiempo de tratamiento necesario. Esto último redundaría en menores valores de tiempo de retención hidráulico, y por lo tanto, implica la posibilidad de tratar más caudal de agua en un volumen de tanques de tratamiento menor (i.e., menor coste de construcción y mantenimiento). Además, la electrocoagulación combinada con el empleo de coadyuvante de la coagulación de bajo coste, como puede ser el uso de cáscara de banana como coagulante o el carbón activado como adsorbente, se ha evidenciado que mejora los resultados del tratamiento, respecto a los resultados obtenidos si se empleaba la electrocoagulación sola.

Por todo ello, es posible concluir que la electrocoagulación es un tratamiento de gran interés para el tratamiento de aguas residuales, fundamentalmente industriales y con altas

cargas de sustancia tóxicas, y que a tenor de los resultados del estudio bibliométrico presentado, es de gran relevancia e interés, no solo en países punteros en tecnologías e investigación de tratamiento de aguas residuales, sino muy especialmente en países en vías de desarrollo.



7. BIBLIOGRAFÍA

A continuación se presentan las referencias bibliográficas y recursos de Internet empleados para la elaboración de esta memoria de Trabajo Fin de Grado.

7.1. Referencias bibliográficas

- Abdulhadi BA, Kot P, Hashim KS, et al (2019) Influence of current density and electrodes spacing on reactive red 120 dye removal from dyed water using electrocoagulation/electroflotation (EC/EF) process. *IOP Conf Ser Mater Sci Eng* 584:012035. doi: 10.1088/1757-899x/584/1/012035
- Barrera-Díaz CE, Balderas-Hernández P, Bilyeu B (2018) Chapter 3 - Electrocoagulation: Fundamentals and Prospectives. doi: 10.1016/B978-0-12-813160-2.00003-1
- Bellebia S, Kacha S, Bouberka Z, et al (2009) Color Removal from Acid and Reactive Dye Solutions by Electrocoagulation and Electrocoagulation/Adsorption Processes. *Water Environ Res* 81:382-393. doi: 10.2175/106143008x357200
- Bilińska L, Blus K, Gmurek M, Ledakowicz S (2019) Coupling of electrocoagulation and ozone treatment for textile wastewater reuse. *Chem Eng J* 358:992-1001. doi: 10.1016/J.CEJ.2018.10.093
- Boyd CE (2015) *Water Quality. An introduction*. Second edition. Springer, Heidelberg New York Dordrecht London
- Brillas E, Martínez-Huitle CA (2015) Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods. An updated review. *Appl Catal B Environ* 166-167:603-643. doi: 10.1016/j.apcatb.2014.11.016
- Dalvand A, Gholami M, Joneidi A, Mahmoodi NM (2011) Dye Removal, Energy Consumption and Operating Cost of Electrocoagulation of Textile Wastewater as a Clean Process. *Clean - Soil, Air, Water* 39:665-672. doi: 10.1002/clen.201000233
- Daneshvar N, Ashassi-Sorkhabi H, Tizpar A (2003) Decolorization of orange II by electrocoagulation method. *Sep Purif Technol* 31:153-162. doi: 10.1016/S1383-5866(02)00178-8
- Daneshvar N, Oladegaragoze A, Djafarzadeh N (2006) Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters. *J Hazard Mater* 129:116-122. doi: 10.1016/j.jhazmat.2005.08.033
- de Carvalho HP, Huang J, Zhao M, et al (2015) Improvement of Methylene Blue removal by electrocoagulation/banana peel adsorption coupling in a batch system. *Alexandria Eng J* 54:777-786. doi: 10.1016/J.AEJ.2015.04.003

- Devlin TR, Kowalski MS, Pagaduan E, et al (2019) Electrocoagulation of wastewater using aluminum, iron, and magnesium electrodes. *J Hazard Mater* 368:862-868. doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2018.10.017
- Díaz M (ed) (2018) Ecuaciones y cálculos para el tratamiento de aguas. Paraninfo, Madrid, España
- Drahansky M, Paridah M., Moradbak A, et al (2016) Textile Organic Dyes - Characteristics, Polluting Effects and Separation/Elimination Procedures from Industrial Effluents - A Critical Overview. Intech i:13. doi: <http://dx.doi.org/10.5772/57353>
- García-Segura S, Eiband MMSG, de Melo J V, Martínez-Huitle CA (2017) Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *J Electroanal Chem* 801:267-299. doi: 10.1016/j.jelechem.2017.07.047
- García Vaca MC, García Ubaque CA, De Plaza Solórzano JS (2016) Estudio exploratorio del tratamiento de agua de lavado de tintas por método de electrocoagulación/electroflotación. *Rev Tecnura* 20:107. doi: 10.14483/udistrital.jour.tecnura.2016.1.a09
- Izquierdo Sañudo MC, Peral Fernández F, de la Plaza Pérez MA, Troitiño Núñez MD (2013) Evolución histórica de los principios de la química. Universidad Nacional de Educación a Distancia, Madrid, España
- Khandegar V, Acharya S, Jain AK (2018) Data on treatment of sewage wastewater by electrocoagulation using punched aluminum electrode and characterization of generated sludge. *Data Br.* doi: 10.1016/j.dib.2018.04.020
- Khandegar V, Saroha AK (2013) Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review. *J Environ Manage* 128:949-963. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.06.043
- Kim TH, Park C, Shin EB, Kim S (2002) Decolorization of disperse and reactive dyes by continuous electrocoagulation process. *Desalination* 150:165-175. doi: 10.1016/S0011-9164(02)00941-4
- Koby M, Can OT, Bayramoglu M (2003) Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *J Hazard Mater* 100:163-178. doi: 10.1016/S0304-3894(03)00102-X
- Mahmoud MS, Farah JY, Farrag TE (2013) Enhanced removal of Methylene Blue by electrocoagulation using iron electrodes. *Egypt J Pet* 22:211-216. doi: 10.1016/J.EJPE.2012.09.013
- Manci K (2012) Sewage Treatment. *Encycl. Environ. Sci.* 2.
- MARM (2003) Mejores Técnicas Disponibles de referencia europea. Sistema de Gestión y Tratamiento de Agua y Gases Residuales del Sector Químico. Documento BREF. Madrid, España
- Orozco Barrenetxea C, Pérez Serrano A, González Delgado MN, et al (2011) Contaminación ambiental.

Una visión desde la química. Paraninfo, Madrid, España

Pajootan E, Arami M, Mahmoodi NM (2012) Binary system dye removal by electrocoagulation from synthetic and real colored wastewaters. *J Taiwan Inst Chem Eng* 43:282-290. doi: 10.1016/j.jtice.2011.10.014

Ramalho RS (1996) Tratamiento de aguas residuales. Editorial Reverte, Barcelona, Spain

Sillanpää M, Shestakova M (2017) Chapter 2 - Electrochemical Water Treatment Methods. doi: 10.1016/B978-0-12-811462-9.00002-5

SUEZ-DEGREMONT (2019) Water Treatment Handbook. www.suezwaterhandbook.com. Accessed 29 nov 2019

Tchobanoglous G, Burton FL, Stensel HD (2003) Wastewater Engineering. Treatment and Reuse. Fourth Edition. Metcalf & Eddy. McGraw-Hill Education, New York, USA

Weiner RF, Matthews R (2003) Environmental Engineering. Fourth Edition. Butterworth-Heinemann, Burlington (MA), USA

7.2. Recursos de Internet

SCOPUS. Base de datos de documentos científicos revisados por pares. URL www.scopus.com
[Último acceso: 29-11-2019]

SCIENCEDIRECT. Base de datos de documentos científicos. URL www.sciencedirect.com
[Último acceso: 29-11-2019]