

Proceso combinado de electrocoagulación y electrooxidación para el tratamiento de aguas residuales de la industria pesquera.

Combined electrocoagulation and electrooxidation process for fishery wastewater treatment.

Juan Martín Alvarez^{1,3}, María Belén Arrieta Zucalli¹, Tatiana Sonia Arturi^{1,2}, Gustavo Luis Bianchi^{1,3}

1. Grupo de Innovación Energética y Ambiental, Instituto Malvinas, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Plata. Calle 1 y 47 - La Plata (B1900TAG) - Buenos Aires – Argentina.
2. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Plata. Calle 1 y 47 - La Plata (B1900TAG) - Buenos Aires – Argentina
3. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Godoy Cruz. 2290, Ciudad Autónoma de Buenos Aires (C1425FQB), Buenos Aires, Argentina

E-mail: arturitiana@gmail.com

Resumen

Las industrias pesqueras se caracterizan por un gran consumo de agua y un alto contenido de materia orgánica y sal en sus aguas residuales. En este trabajo se estudió a escala de laboratorio un proceso electroquímico combinado para el tratamiento de aguas residuales del procesamiento de la caballa de una instalación industrial ubicada en la provincia de Buenos Aires que descarga a colectora cloacal, aprovechando la alta conductividad de estos efluentes. La etapa de electrocoagulación con ánodos de aluminio logró remover la fracción más gruesa de la materia en suspensión, lográndose una remoción de DQO de alrededor del 60% a pH 7,5. Se ensayaron distintos tiempos de operación e intensidad de corriente y se comparó la electrocoagulación con el tratamiento convencional de coagulación-floculación, obteniéndose resultados prometedores respecto a este último. El agua residual tratada por electrocoagulación se sometió a una electrooxidación empleando ánodo de grafito y cátodo de titanio, mediante el cual se alcanzó, tras 7,5 minutos de proceso y a pH 6, un valor de DQO final inferior al límite de vertido. Este estudio permitió sentar las bases para el diseño de modificaciones en la planta que permitan alcanzar los parámetros de vertido acordes a la legislación vigente.

Palabras clave: aguas residuales, industria pesquera, electrocoagulación, electrooxidación.

Abstract

Fishing industries are characterized by high water consumption and a high content of organic matter and salt in their wastewater. In this work, a combined electrochemical process for the treatment of wastewater from the processing of mackerel from an industrial facility located in the province of Buenos Aires that discharges to the sewer was studied at laboratory scale, taking advantage of the high conductivity of these effluents. The electrocoagulation stage with aluminum anodes was able to remove the coarsest fraction of suspended matter, achieving a COD removal of about 60% at pH 7.5. Different operating times and current intensities were tested, and electrocoagulation was compared with conventional coagulation-flocculation treatment, obtaining promising results with respect to the latter. The wastewater treated by electrocoagulation was subjected to electrooxidation using a graphite anode and a titanium cathode, whereby, after 7.5 minutes of processing and at pH 6, a final COD value lower than the discharge limit was achieved. This study laid the groundwork for the design of modifications to the plant to achieve discharge parameters in accordance with current legislation.

Keywords: wastewater, primary treatment, electrocoagulation, electrooxidation.

1. Introducción

La pesca juega un papel importante en el bienestar económico y social de las naciones. La pesca y sus

recursos constituyen una amplia fuente de alimentos y alimentan a una gran parte de la población mundial, además de ser un enorme sector de empleo (Sunny y Mathai, 2015). Argentina es un país con

una vasta actividad pesquera debido a condiciones favorables para tal explotación como las prolongadas costas sobre el Atlántico Sudoccidental, una plataforma continental de gran extensión y concentraciones importantes de peces pelágicos y demersales (FAO, 2005). Entre las especies más pescadas en el Mar Argentino se encuentran la corvina blanca, la merluza, la pescadilla, la raya, el atún y la caballa, totalizando las mismas en el año 2019 unas 399.616,6 toneladas de pescados desembarcados en todos los puertos de la nación (MAGyP, 2019). De la pesca total del país, aproximadamente la mitad suele corresponder a la ciudad de Mar del Plata, ubicada en la provincia de Buenos Aires, y los principales productos pesqueros industrializados en el país son las conservas de atún, caballa, sardina y filetes de merluza congelados (Dadon y Matteucci, 2006).

La industria pesquera consume una gran cantidad de agua y, en consecuencia, este sector también genera grandes cantidades de aguas residuales. El grado de contaminación en las plantas de proceso de la industria pesquera varía con las operaciones realizadas: puede ser ligero (ej: operaciones de lavado), moderado (ej: fileteado) o fuerte (ej: agua con sangre drenada de los tanques de almacenamiento de pescado). En general, los efluentes del procesamiento de pescado pueden ser caracterizados por sus parámetros fisicoquímicos (pH, temperatura, olor, etc) y su contenido de orgánicos, fósforo y amoníaco. Parámetros importantes por considerar en los mismos son la Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Grasas y Aceites (Tay et al., 2006). Generalmente, los efluentes del procesamiento de pescado suelen tener valores de pH relativamente neutros. Los valores de grasas y aceites pueden llegar hasta los 4000 mg/L, el valor de SST y de DBO puede ir desde unos pocos mg/L en ambos casos hasta alrededor de los 10000 y 20000 mg/L respectivamente, y la DQO puede oscilar entre los 500 mg/L y los 90000 mg/L en efluentes particularmente contaminantes (Chowdhury et al., 2010). Estos valores no sólo dependen de la operación de la cual se obtiene el efluente, sino también de la especie procesada. La carga contaminante del procesamiento de pescados azules como el atún, el jurel, el salmón y la caballa es mucho mayor que la de pescados blancos debido a su alto contenido de aceites y al hecho de que estas especies no suelen ser visceradas o limpiadas en el buque pesquero (Mendiola et al., 1998).

El tratamiento de estas aguas residuales es particularmente difícil debido al alto contenido de materia orgánica, sales y a la importante cantidad de aceite y grasa que presentan. Estos factores, junto

con el hecho de que estos efluentes presentan variaciones importantes en función del proceso de producción y de la materia prima procesada, dificultan el cumplimiento de los valores límite de vuelcos de las aguas residuales industriales y afrontar este problema de forma sostenible (Sunny y Mathai, 2015).

Estos efluentes a menudo se someten a un tratamiento previo antes de descargarlos al sistema de alcantarillado para su posterior tratamiento en una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas. El tratamiento de los efluentes de este tipo de industria incluye un pretratamiento que consiste en la eliminación de sólidos gruesos (recortes carnosos, espinas, y vísceras), un tratamiento que comprende operaciones unitarias de coagulación y floculación seguido de flotación (Afonso y Bórquez, 2002; Aanand et al., 2017) para remover los contaminantes en suspensión o coloidales. En cuanto a la degradación de la materia orgánica disuelta, las aguas residuales se someten convencionalmente a tratamientos biológicos, sin embargo, una amplia variedad de sustancias inhibitoras, como la elevada salinidad, impiden en algunas ocasiones la aplicación satisfactoria del tratamiento biológico (Sunny y Mathai, 2015).

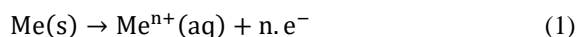
En este contexto los tratamientos electroquímicos, como la electrocoagulación (EC) y la electrocoagulación (EO), se presenta como una alternativa interesante respecto de los métodos mencionados anteriormente. Su versatilidad, eficiencia energética, capacidad de automatización y relación costo-eficacia las vuelven atractivas para aguas residuales con estas características (Feng et al., 2016)

La EC involucra la aplicación de un potencial eléctrico a electrodos metálicos, contenidos en una celda electroquímica, de manera de generar la disolución de uno de ellos, originando productos de hidrólisis (hidróxidos y/o polihidróxidos) que desestabilizan contaminantes formando flóculos con los mismos, los que posteriormente son eliminados por flotación o decantación (Holt et al, 2002; Garcia-Segura et al, 2017). Las reacciones de óxido-reducción también generan pequeñas burbujas de hidrógeno y oxígeno que arrastran contaminantes de baja densidad hacia la superficie del cuerpo de agua, facilitando la remoción de estos por flotación (Pavas, 2012). Por su semejanza con la coagulación química (CQ), es importante resaltar que la EC presenta una mayor eficiencia, que se debe a que los cationes generados presentan mayores porcentajes de remoción frente a los provenientes de productos químicos. Además, de usar equipos pequeños es posible obtener costos razonables de funcionamiento, posible automatización y menor

generación de barros (Holt et al., 2002; Belkacem et al., 2010; Elham et al., 2011).

Genéricamente, las reacciones que suceden pueden expresarse según las ecuaciones 1 a 4 (Vepsäläinen y Sillanpää, 2020):

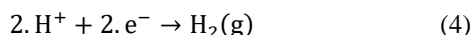
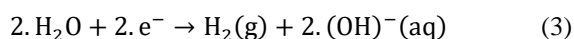
Reacción anódica (disolución del metal):



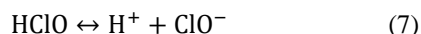
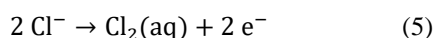
Hidrólisis:



Reacción catódica (formación de hidrógeno e hidróxidos):



La EC, al igual que la CQ, tiene una marcada dependencia con el pH de la solución. Esto se debe a la distribución de especies en el medio en función de este parámetro. A valores bajos de pH, el catión simple del metal Me^{n+} es la forma presente; a medida que el pH comienza a aumentar, los hidrocomplejos de los cationes comienzan a aparecer (Barrera-Díaz et al., 2018). Al igual que en la CQ, el aluminio y el hierro son los metales más empleados. En el caso del aluminio, el mismo puede formar numerosos complejos como Al^{+3} , $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^{+}$, $\text{Al}(\text{OH})_3$ y $\text{Al}(\text{OH})_4^{-}$. Sin embargo, respecto a la desestabilización coloidal, la especie más significativa es el precipitado de hidróxido de aluminio $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$; el pH del punto de carga nula de esta especie es aproximadamente 6,5 con lo cual en este punto el potencial zeta es cero y la desestabilización coloidal es máxima (Benjamin y Lawler, 2013). La EO es la conversión de los contaminantes orgánicos en dióxido de carbono y agua (Tiwari et al., 2020). La oxidación de los contaminantes se lleva a cabo, cuando estos reaccionan con las especies oxidantes formadas en el ánodo (Wang et al., 2007). En el caso de contar con cloruros en solución, la oxidación se logra por medio de las especies cloradas activas, las cuales se producen según las reacciones 5 a 7 (Dominguez et al., 2018):



El ácido hipocloroso y el anión hipoclorito mantienen un equilibrio dependiente fuertemente del pH del medio. A pH ácido, el ácido hipocloroso está en mayor proporción, y al aumentar el pH por encima de 8 se invierte esta tendencia. Debido a que el poder oxidante del ácido hipocloroso es mayor, es preferible trabajar a pH neutro o ácido para favorecer la degradación de los contaminantes (Mandal et al., 2020). Un aspecto crucial en la aplicación de este tratamiento es la selección de los electrodos, en especial del ánodo. Es necesario que estos tengan un elevado sobrepotencial para la evolución de oxígeno, ya que es la reacción de mayor competencia para la producción de especies oxidantes (Gengec, 2017). Entre los materiales empleados se encuentran el diamante dopado con boro (Da Silva et al., 2019), el SnO_2 (Xie et al., 2017), el PbO_2 (Mandal et al., 2020), por citar algunos. Una alternativa interesante a los mismos es el uso de grafito, el cual tiene una amplia ventana de potencial de trabajo, bajo costo, es químicamente inerte, posee una gran área superficial y, además de un alto sobrepotencial de evolución de hidrógeno, posee un bajo sobrepotencial de evolución de Cl_2 , lo cual aumenta la eficiencia de corriente para la reacción de interés (GilPavas et al., 2017). Este trabajo persigue estudiar a escala de laboratorio un proceso acoplado de EC y EO para el tratamiento de aguas residuales del procesamiento de la caballa de una instalación industrial ubicada en la provincia de Buenos Aires que descarga a colectora cloacal. Se analizó la capacidad del tratamiento combinado de EC y EO de eliminar los contaminantes orgánicos medidos como DQO para cumplir con la normativa vigente y la incidencia de factores de operación como el tiempo de EC y EO y el pH inicial del agua residual.

2. Materiales y métodos

Caracterización de las muestras

Se recibió de una industria procesadora de caballa de la ciudad de Mar del Plata y se determinó su valor de DQO mediante la técnica colorimétrica de reflujo cerrado (APHA Method 5210: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater) y utilizando un espectrofotómetro DR 3900 de la marca Hach. La concentración de cloruros fue determinada por el método titulométrico de Mohr, el pH se determinó con un pHmetro Hanna HI2211 y la conductividad con un conductímetro La Motte Con6Plus. El valor de los parámetros más relevantes para el estudio puede verse en la Tabla 1, donde también se muestran los límites para descargar a colectora cloacal (Res.336/03).

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica del efluente y límites para descarga a colectora cloacal.

Parámetro	Valor	Límite de descarga
DQO, en mg/L de O ₂	3500	<700
pH	7,5	7 - 10
Conductividad, en mS/cm	41,5	-
Cloruros, en mg/L	23500	-
Turbidez, en NTU	>1000	-

Electrocoagulación y electrooxidación

Diferentes electrodos fueron probados con una muestra anterior a la pertinente a este trabajo. Con base en esos ensayos, se optó por un ánodo de aluminio y un cátodo de titanio para esta fase del tratamiento, utilizando un volumen de efluente de 0,2 litros. Previo a cada ensayo, los electrodos fueron lijados durante dos minutos y enjuagados con agua destilada. Una vez tratado por EC, se separaron 0,15 L de la fase tratada y se los sometió a EO utilizando ánodos de grafito y cátodos de titanio. La corriente fue aplicada con una fuente Keithley 2260b-30-72.

Aluminio en solución

Se determinó el aluminio liberado durante la EC mediante la técnica de eriocromo cianina R. Para ello, se aplicó el mismo tratamiento de EC que las muestras recibieron en un volumen idéntico, pero de agua destilada, cuya conductividad fue ajustada hasta el valor del efluente mediante el agregado de NaCl. Las medidas fueron realizadas por triplicado, debido a que el rango del método es de 0 a 1 ppm de aluminio.

3. Resultados y Discusión

Se ensayó a pH natural del agua residual a diferentes tiempos de operación de EC fijando una intensidad de corriente de 1 ampere, definiendo a través de la ley de Faraday la concentración de aluminio disuelto. En la figura 1 puede verse que la concentración de aluminio obtenida es similar a la concentración teórica.

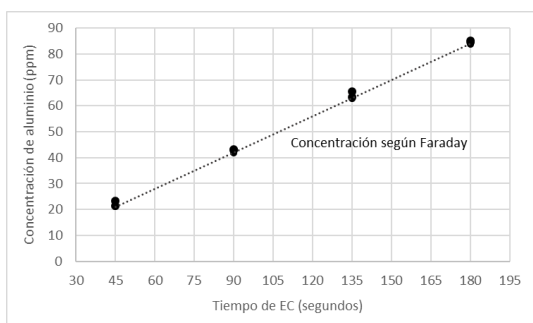
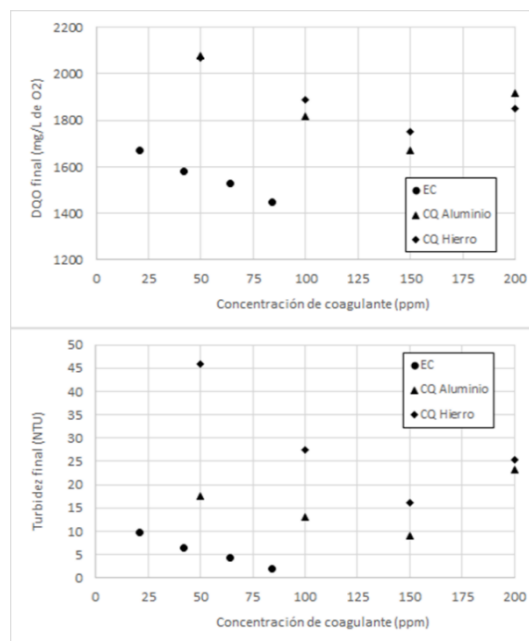


Figura 1. Concentración de aluminio a los distintos tiempos de tratamiento.

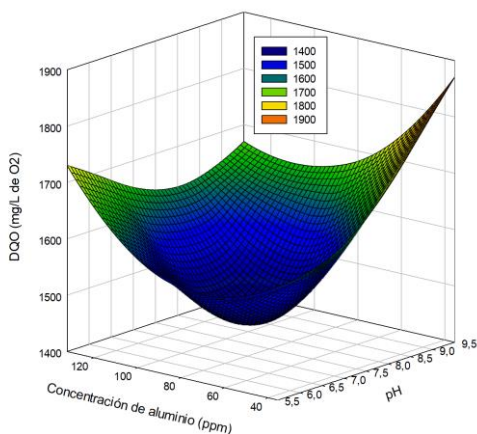
Se comparó la EC con el tratamiento por CQ mediante el dosaje de sales de aluminio y hierro. Los resultados obtenidos se muestran en las Figuras 2 y 3. Puede observarse que, a concentraciones de coagulante menores que las empleadas en CQ, la EC alcanza valores de DQO y turbidez final menores. Una diferencia sustancial entre el agregado de aluminio vía electrolítica y vía dosaje de sal es el hecho de que, si bien las concentraciones de aluminio añadidas pueden ser las mismas, durante la EC se produce el burbujeo de gases propios de la electrólisis del agua, los cuales favorecen la flotación de los flocs formados y la separación de los contaminantes (Barrera-Díaz et al., 2018). Los resultados obtenidos están en concordancia con Chen y colaboradores, quienes hallaron que la EC sobrepasa en gran manera a la coagulación química en el tratamiento de aceites emulsionados (Chen et al. 2020). Padmaja y colaboradores (2020) hallaron también que el tratamiento por EC produce un agua más clara y con menor turbidez que por CQ, como puede verse en el resultado de los valores de turbidez obtenidos por cada método en este efluente.



Figuras 2 y 3. DQO y turbidez final con cada tratamiento.

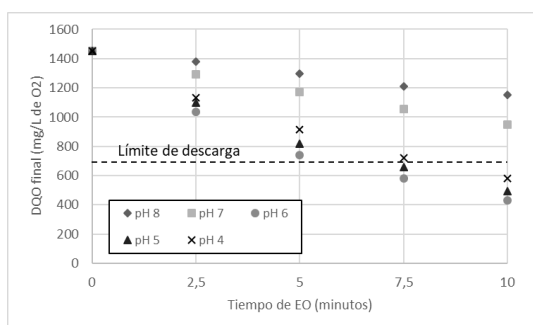
A través de una matriz de Doehlert se estudió la respuesta del tratamiento a distintos pH y concentraciones de aluminio alrededor del valor hallado como óptimo, como puede verse en la figura 4. Los valores obtenidos demuestran que esta combinación de pH y tiempo (para la corriente definida) es la óptima, y equivale a un porcentaje de remoción de DQO del 60% aproximadamente. Azli y Azoddein (2020) obtuvieron un porcentaje de remoción de DQO similar en el tratamiento de efluentes oleoquímicos por electrocoagulación al mismo pH de trabajo, así como Nidheshh y

colaboradores (2020) lograron una remoción de DQO cercana al 60% trabajando al pH natural de la muestra como condición óptima en el tratamiento de aguas industriales mixtas. La EC se perfila, por ende, como un buen tratamiento para remover el grueso de los contaminantes, pero manifiesta la necesidad de una técnica complementaria para tratar efluentes con una alta carga orgánica.



Figuras 4. Optimización del tratamiento por EC.

El sobrenadante obtenido del proceso de EC se sometió a un tratamiento por EO un ánodo de aluminio y un cátodo de titanio aplicando una corriente de 8 amperes. En la Figura 5 se muestran los valores de DQO obtenidos en función del tiempo de tratamiento. A los 7,5 minutos de EO a pH 5 y 6 se logró disminuir la DQO por debajo del límite permitido, siendo el pH 6 el óptimo para el tratamiento. A un pH similar de trabajo, Moreno-Palacios y colaboradores hallaron un pH similar como el óptimo para el tratamiento de efluentes de la producción de antibióticos (Moreno-Palacios et al., 2019), como así también GilPavas y colaboradores aplicaron la EO utilizando también electrodos de grafito luego de EC para el tratamiento de efluentes textiles con positivos resultados (GilPavas et al., 2017). Los tratamientos a pH menor que 7 resultaron ser más efectivos, lo que coincide con lo explicado en la introducción sobre las especies oxidantes cloradas que predominan a cada pH.



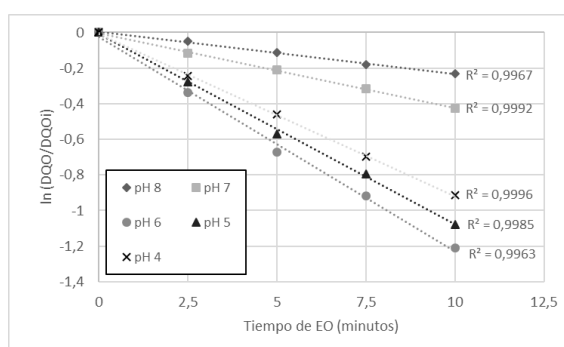
Figuras 5. Optimización del tratamiento por EC.

Graficando el logaritmo del cociente de los valores de DQO obtenidos sobre la DQO inicial en función del tiempo se observa una dependencia lineal (Figura 6), lo que sugeriría una cinética de primer orden en la oxidación de los contaminantes como puede verse en las ecuaciones 8 y 9:

$$-\frac{d[DQO]}{dt} = k[DQO] \quad (8)$$

$$\ln\left(\frac{DQO}{DQO_i}\right) = -kt \quad (9)$$

Este tipo de cinética para la EO ya ha sido reportado, por ejemplo, por Jaruwat y colaboradores en el tratamiento de aguas residuales de la producción de biodiesel (Jaruwat et al., 2016).



Figuras 6. Comportamiento lineal de la cinética de remoción de contaminantes por EO.

4. Conclusiones

La EC seguida de EO ha probado ser un método efectivo para el tratamiento de efluentes del procesamiento de la caballa, aprovechando el elevado valor de conductividad y la alta presencia de cloruros. Si bien la EC no es suficiente para obtener un agua en condiciones de vertido, con 84 ppm de Al^{+3} (equivalentes a 3 minutos de EC a 1 ampere) se logra un efluente con un 60% menos de DQO, lo cual sobrepasa de manera amplia a la remoción obtenida por el agregado de la misma cantidad de aluminio en la coagulación química, tanto en DQO como en turbidez final. Un posterior tratamiento mediante EO logra en 7,5 minutos a 8 amperes un efluente con una DQO por debajo del límite de vertido, con lo cual en alrededor de 10 minutos se puede lograr un tratamiento satisfactorio de estas aguas residuales, minimizando el tiempo de retención hidráulica y, por ende, el tamaño de los equipos a necesitar, logrando un sistema compacto de tratamiento.

5. Referencias

Aanand, S., Divya, M., Deepak, T., Padmavathi, P. y Manimekalai, D. (2017). *Review on seafood processing plant wastewater bioremediation—A potential tool for waste management*. IJAR, 3(7), 01-04.

Afonso, M. D. y Bórquez, R. (2002). *Review of the treatment of seafood processing wastewaters and recovery of proteins therein by membrane separation processes—prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry*. Desalination, 142(1), 29-45.

Azli, F. A.M., and A. A.M. Azoddein (2020). *Removal of Chemical Oxygen Demand (COD) and Total Suspended Solid (TSS) Using Electrocoagulation Process for Treatment of Oleochemical Wastewater*. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering 736 (2)

Barrera-Díaz, C. E., Balderas-Hernández, P. y Bilyeu, B. (2018). *Electrocoagulation: Fundamentals and Prospectives*. Electrochemical Water and Wastewater Treatment, 61-76

Belkacem, M., Khodir, M. y Abdelkrim, S. (2010). *Using electrocoagulation -electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater, two case studies*. Desalination, 250, 573-577.

Benjamin, M. M. y Lawler, D. F. (2013). *Water quality engineering: Physical/chemical treatment processes*. John Wiley & Sons.

Chen, Yi mei, Wen ming Jiang, Yang Liu, and Ya Kang (2020). *Quantitative Contribution Study and Comparison between Electrocoagulation, Anode-Electrocoagulation and Chemical Coagulation Using Polymer-Flooding Sewage*. Chemosphere 250: 126128.

Chowdhury, P., Viraraghavan, T. y Srinivasan, A. (2010). *Biological treatment processes for fish processing wastewater—A review*. Bioresource technology, 101(2), 439-449.

Da Silva, S. W., Navarro, E. M., Rodrigues, M. A., Bernardes, A. M. y Pérez-Herranz, V. (2019). *Using p-Si/BDD anode for the electrochemical oxidation of norfloxacin*. Journal of Electroanalytical Chemistry, 832, 112-120.

Dadon, J. R. y Matteucci, S. D. (2006). *Caracterización de las grandes regiones costeras*

argentinas. Manual de manejo costero para la provincia de Buenos Aires, 11-39.

Dominguez, C. M., Oturan, N., Romero, A., Santos, A. y Oturan, M. A. (2018). *Lindane degradation by electrooxidation process: effect of electrode materials on oxidation and mineralization kinetics*. Water research, 135, 220-230.

FAO. (2005). “*La República Argentina - Perfil Pesquero*”. Fishery Country Profile. Food and Agricultural Organization of the United Nations.

Feng, Y., Yang, L., Liu, J. y Logan, B. E. (2016). *Electrochemical technologies for wastewater treatment and resource reclamation*. Environmental Science: Water Research & Technology, 2(5), 800-831.

Gengec, E. (2017). *Treatment of highly toxic cardboard plant wastewater by a combination of electrocoagulation and electrooxidation processes*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 145, 184-192.

GilPavas, E., Arbeláez-Castaño, P., Medina, J. y Acosta, D. A. (2017). *Combined electrocoagulation and electro-oxidation of industrial textile wastewater treatment in a continuous multi-stage reactor*. Water Science and Technology, 76(9), 2515-2525.

Holt, P. K., Barton, G. W., Wark, M. y Mitchell, C. A. (2002). *A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation*. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 211(2-3), 233-248.

Jaruwat, P., Pitakpoolsil, W., & Hunsom, M. (2016). *Treatment of biodiesel wastewater by indirect electrooxidation: Effect of additives and process kinetics*. Korean Journal of Chemical Engineering, 33(7), 2090–2096. <https://doi.org/10.1007/s11814-016-0045-2>

Khopkar, S. M. (2007). *Environmental pollution monitoring and control*. New Age International.

MAGyP (2019). “*Desembarques de Capturas Marítimas Totales - Por Especie y Puerto (T)*”. Pesca Marítima - Desembarques. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca Argentina. <https://www.magyp.gob.ar>

Mandal, P., Yadav, M. K., Gupta, A. K., & Dubey, B. K. (2020). *Chlorine mediated indirect electro-oxidation of ammonia using non-active PbO₂ anode: influencing parameters and mechanism*

identification. Separation and Purification Technology, 116910.

Martins, A. F., de Jesus, L. E., Vendruscolo, N., Vasconcelos, T. G., & Wilde, M. L. (2008). *Semi-Micro Reflux Procedure for Minimization of Chloride Interference by COD Determination*. CLEAN–Soil, Air, Water, 36(1), 66-69.

Mendiola, S., Achútegui, J. J., Sánchez, F. J. y San José, M. J. 1998. *Polluting potential of wastewater from fish meal and oil industries*. Grasas y Aceites, 49(1), 30-33.

Nidheesh, P. V., Abhijeet Kumar, D. Syam Babu, Jaimy Scaria, and M. Suresh Kumar (2020). *Treatment of Mixed Industrial Wastewater by Electrocoagulation and Indirect Electrochemical Oxidation*. Chemosphere 251: 126437.

Padmaja, K., Jyotsna Cherukuri, and M. Anji Reddy (2020). *A Comparative Study of the Efficiency of Chemical Coagulation and Electrocoagulation Methods in the Treatment of Pharmaceutical Effluent*. Journal of Water Process Engineering 34 (August 2019): 101153.

Pavas, E. G. (2012). *Aplicación de la electroquímica en el tratamiento de aguas residuales*. Cuadernos de Investigación, (65).

Sergio Garcia-Segura, Maria Maesia S.G. Eiband, Jailson Vieira de Melo, Carlos Alberto Martínez-Huitle (2017). *Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies*. Journal of Electroanalytical Chemistry 801, 267-299.

Sunny, N. y Mathai, L. (2015). *Physicochemical process for fish processing wastewater*. Efficient Management of Wastewater from Manufacturing: New Treatment Technologies, 113.

Tay, J. H., Show, K. Y. y Hung, Y. T. (2006). *Seafood processing wastewater treatment*. Waste treatment in the food processing industry, 29-66.

Tiwari, B., Drogui, P. y Tyagi, R. D. (2020). *Removal of emerging micro-pollutants from pharmaceutical industry wastewater*. Current Developments in Biotechnology and Bioengineering, 457-480

Vepsäläinen, M. y Sillanpää, M. (2020). *Electrocoagulation in the treatment of industrial*

waters and wastewaters. Advanced Water Treatment, 1-78

Wang, L. K., Hung, Y. T. y Shammas, N. K. 2007. *Advanced physicochemical treatment technologies* (pp. 57-83). Totowa, NJ: Humana Press.

Xie, R., Meng, X., Sun, P., Niu, J., Jiang, W., Bottomley, L. y Crittenden, J. (2017). *Electrochemical oxidation of ofloxacin using a TiO₂-based SnO₂-Sb/polytetrafluoroethylene resin-PbO₂ electrode: Reaction kinetics and mass transfer impact*. Applied Catalysis B: Environmental, 203, 515-525.