

UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA  
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL  
VALPARAÍSO-CHILE



REMOCIÓN DE ARSÉNICO (III) Y ARSÉNICO (V)  
EN ALTAS CONCENTRACIONES MEDIANTE  
ELECTROCOAGULACIÓN ACOPLADA CON  
ULTRASONIDO

Memoria de titulación presentada por

**MARCELO CRISTIAN MENDOZA SÁNCHEZ**

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE  
**INGENIERO CIVIL QUÍMICO**

**PROFESOR GUÍA HENRIK HANSEN**

**PROFESORA CORREFERENTE CLAUDIA GUTIÉRREZ**

Septiembre 2026

## CONSTANCIA DE VALIDACIÓN Y CONFIDENCIALIDAD DE MONOGRAFÍA A REPOSITORIO ACADÉMICO

### 1.- IDENTIFICACIÓN DEL TRABAJO ACADÉMICO

Tipo de monografía (marcar una opción): ☒ Memoria o trabajo de título ☐ Tesis de Postgrado

Título del trabajo: REMOCIÓN DE ARSÉNICO (III) Y ARSÉNICO (V) EN ALTAS CONCENTRACIONES MEDIANTE ELECTROCOAGULACIÓN ACOPLADA CON ULTRASONIDO\_\_\_\_\_

Nombre del candidato(a): \_\_\_\_\_ Marcelo Cristian Mendoza Sánchez \_\_\_\_\_

Carrera / Grado: \_\_\_\_\_ Ingeniería Civil Química \_\_\_\_\_

Campus: \_Casa Central Valparaíso\_\_\_\_\_ Departamento: Departamento de Ingeniería Química y Ambiental\_\_\_\_\_

### 2.- VALIDACIÓN DEL PROFESOR GUÍA/DIRECTOR DE TESIS

Yo, \_\_\_\_\_ Knud Henrik Kirstein Hansen \_\_\_\_\_, en mi calidad de profesor(a) guía/director(a) del trabajo académico mencionado anteriormente **DEJO CONSTANCIA** que:

- He revisado esta versión del documento y corresponde a la versión final aprobada del trabajo.
- El trabajo cumple con los requisitos académicos y de formato establecidos por la institución.

### 3.- EVALUACIÓN DE CONFIDENCIALIDAD POR PROPIEDAD INDUSTRIAL (marcar una opción)

☒ El trabajo **NO contiene** información que amerite confidencialidad y puede ser publicado de inmediato en repositorio con acceso abierto.

☐ El trabajo **CONTIENE** información con potenciales implicancias de propiedad industrial o intelectual y requiere un periodo de confidencialidad (**embargo**) por (**marcar una opción**):

☐ 6 meses ☐ 12 meses ☐ 2 años ☐ 3 años ☐ 5 años ☐ 10 años

Fundamentación de la necesidad de confidencialidad (obligatorio si se solicita embargo):

---

---

---

### 4.- FIRMAS

Profesor(a) guía o director(a) de memoria o tesis:



Fecha: \_\_\_\_\_ 19/10 2026 \_\_\_\_\_ Firma: \_\_\_\_\_

Estudiante o Candidato(a):

Fecha: \_\_\_\_\_ 19/10/2026 \_\_\_\_\_ Firma: \_\_\_\_\_ 

*Este formulario debe ser insertado como página 2 de la memoria o tesis, completado y firmado por estudiante y profesor(a) antes de la entrega en portal PRISMA de Biblioteca USM.*

# **I. Agradecimientos**

A mi profesor guía Henrik Hansen y mi profesora correferente Claudia Gutiérrez, cuya disposición, voluntad, guía y amabilidad fueron indispensables para el cumplimiento de este trabajo.

A mis amigos, cuyo acompañamiento, risas y buenos momentos permitieron que pudiera seguir adelante durante toda la carrera, destacando a mi amigo Sebastián quien me acompañó durante toda la carrera, y cuya amistad me ayudó a despejar la mente en los momentos de estrés y hacer de este camino mucho más agradable.

A mi padre, quien fue mi guía para completar esta etapa y siempre estuvo disponible para ayudarme cuando tenía dudas del futuro.

A mi madre, quien siempre me apoyó en todo momento con su cariño y comprensión, además de estar a mi lado todos los días.

A mis hermanos, quienes me enseñaron que siempre se puede salir adelante aunque la vida se ponga difícil.

Finalmente quiero dedicarle un último agradecimiento a mis abuelos, quienes me dieron una infancia cálida, y que espero puedan estar orgulloso del término de esta etapa de mi vida.

## II. Resumen

El arsénico es uno de los contaminantes de mayor preocupación debido a su alta toxicidad, movilidad y dificultad para tratarlo. Las actividades antropogénicas, en específico las actividades industriales, aumentan la contaminación por arsénico inorgánico en los ecosistemas naturales, lo cual implica un riesgo para la protección del medio ambiente y la salud humana. En Chile la minería del cobre representa una de las principales fuentes económicas del país, pero la explotación de yacimientos de cobre también implica el procesamiento de minerales de arsénico, generando residuos industriales líquidos con altas concentraciones de este elemento, los cuales se deben tratar para cumplir con las normativas ambientales.

Existen diversos métodos para tratar soluciones con arsénico, dentro de los cuales se encuentra la electrocoagulación (EC), un tratamiento electroquímico que surge como una alternativa económica y eficiente. En la presente memoria se estudia el comportamiento de la electrocoagulación acoplada con ultrasonido (EC/US) para la remoción de arsénico total en Riles sintéticos de arsenito y arseniato, mediante un reactor batch con dos electrodos de hierro, una densidad de corriente constante de 200 A/m<sup>2</sup>, un baño ultrasónico que proporciona las ondas acústicas de 40.000 Hz, y un flujo constante de peróxido de hidrógeno entre 0.5 y 1 ml/min. Se realizan experimentos donde se tratan Riles de concentración inicial total de 5000 mg/L y 1000 mg/L de arsénico, como ion arsenito (As(III)) y arseniato (As(V)), con tiempos de tratamiento de 30 minutos y 60 minutos. Además, se realizan dos experimentos sin ultrasonido, para comparar la eficiencia de remoción de este elemento al utilizar el tratamiento por EC y EC/US.

Los resultados obtenidos indican que el empleo del ultrasonido en la electrocoagulación tiende a reducir la eficiencia de remoción del arsénico, además de aumentar el consumo energético del proceso. En los tratamientos de As(III), la remoción de arsénico en los Riles con concentración inicial de 5000 mg/L es menor al 7.3%, mientras que los resultados del tratamiento de los Riles con concentración inicial de 1000 mg/L son bastante superiores, con remociones mayores al 33.7%, destaca el experimento que emplea la configuración EC, el cual obtiene una remoción del 62.8%, resultado mayor a los obtenidos en los experimentos que emplean la configuración EC/US. Para el tratamiento de As(V), no se obtuvo una remoción apreciable de los Riles con concentración inicial de arsénico de 5000 mg/L, mientras que el tratamiento de los Riles con concentración inicial de 1000 mg/L y configuración EC/US promedian una remoción del 5.2%, más baja en comparación del tratamiento por EC, con el cual se obtiene una remoción del 51.4%.

El estudio presenta una base para la optimización de parámetros del tratamiento de arsénico mediante electrocoagulación acoplado con ultrasonido, tales como la concentración de arsénico a tratar, la especiación de arsénico, el tiempo de uso del ultrasonido y su configuración, y la densidad de corriente eléctrica.

### III. Índice de contenido

|       |                                                                                                                                                                                            |     |
|-------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| I.    | Agradecimientos .....                                                                                                                                                                      | II  |
| II.   | Resumen .....                                                                                                                                                                              | III |
| III.  | Índice de contenido .....                                                                                                                                                                  | IV  |
| IV.   | Índice de figuras .....                                                                                                                                                                    | VII |
| V.    | Índice de tablas .....                                                                                                                                                                     | IX  |
| 1.    | Introducción.....                                                                                                                                                                          | 1   |
| 1.1   | Relevancia del problema .....                                                                                                                                                              | 1   |
| 2.    | Objetivos.....                                                                                                                                                                             | 3   |
| 2.1   | Objetivo general.....                                                                                                                                                                      | 3   |
| 2.2   | Objetivos específicos.....                                                                                                                                                                 | 3   |
| 3.    | Antecedentes .....                                                                                                                                                                         | 4   |
| 3.1   | Características del arsénico.....                                                                                                                                                          | 4   |
| 3.1.1 | Especies de arsénico más comunes en aguas.....                                                                                                                                             | 4   |
| 3.1.2 | Elemento, minerales y depósitos de arsénico.....                                                                                                                                           | 5   |
| 3.1.3 | Toxicidad del arsénico .....                                                                                                                                                               | 8   |
| 3.2   | Fuentes emisoras .....                                                                                                                                                                     | 9   |
| 3.3   | Normativa ambiental.....                                                                                                                                                                   | 10  |
| 3.3.1 | D.S. N°90/2000: Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales. (MINSEGPRES, 2000)..... | 10  |
| 3.4   | Métodos de tratamiento de metales pesados.....                                                                                                                                             | 11  |
| 3.4.1 | Filtración por membrana .....                                                                                                                                                              | 11  |
| 3.4.2 | Nanopartículas de hierro cero-valente.....                                                                                                                                                 | 13  |
| 3.4.3 | Adsorción .....                                                                                                                                                                            | 14  |
| 3.4.4 | Coagulación-Floculación.....                                                                                                                                                               | 16  |
| 3.4.5 | Precipitación química.....                                                                                                                                                                 | 16  |
| 3.4.6 | Electroflotación.....                                                                                                                                                                      | 17  |
| 3.4.7 | Electrocoagulación.....                                                                                                                                                                    | 18  |
| 3.4.8 | Ventajas y desventajas de los métodos de tratamiento de metales pesados.....                                                                                                               | 19  |
| 3.5   | Oxidación del arsénico .....                                                                                                                                                               | 20  |
| 3.5.1 | Ozono .....                                                                                                                                                                                | 21  |
| 3.5.2 | Aire .....                                                                                                                                                                                 | 21  |
| 3.5.3 | Dióxido de manganeso .....                                                                                                                                                                 | 21  |
| 3.5.4 | Peróxido de hidrógeno .....                                                                                                                                                                | 21  |
| 3.6   | Reacciones electroquímicas en los electrodos .....                                                                                                                                         | 22  |
| 3.7   | Mecanismo de remoción de arsénico .....                                                                                                                                                    | 24  |

|       |                                                                 |    |
|-------|-----------------------------------------------------------------|----|
| 3.8   | Principales variables que afectan a la electrocoagulación ..... | 25 |
| 3.8.1 | Densidad de corriente eléctrica y consumo del electrodo .....   | 26 |
| 3.8.2 | Temperatura .....                                               | 27 |
| 3.8.3 | pH inicial .....                                                | 27 |
| 3.8.4 | Tiempo de tratamiento.....                                      | 27 |
| 3.8.5 | Concentración inicial de contaminantes.....                     | 28 |
| 3.8.6 | Conductividad del medio.....                                    | 28 |
| 3.8.7 | Agitación .....                                                 | 29 |
| 3.8.8 | Pasivación de los electrodos .....                              | 29 |
| 3.9   | Ultrasonido .....                                               | 31 |
| 3.10  | Sinergia del acoplamiento EC/US.....                            | 32 |
| 3.11  | Consumo energético .....                                        | 34 |
| 3.12  | Resistencia .....                                               | 35 |
| 4.    | Metodología.....                                                | 37 |
| 4.1   | Materiales .....                                                | 37 |
| 4.2   | Equipos.....                                                    | 37 |
| 4.3   | Reactivos .....                                                 | 38 |
| 4.4   | Reactor de Electrocoagulación Batch.....                        | 38 |
| 4.5   | Diagrama del proceso e instalación.....                         | 39 |
| 4.6   | Diseño de experimentos .....                                    | 40 |
| 4.7   | Solución final.....                                             | 41 |
| 4.8   | Cálculo de la remoción de arsénico.....                         | 42 |
| 5.    | Resultados.....                                                 | 43 |
| 5.1   | Remoción de Arsénico.....                                       | 43 |
| 5.2   | Voltaje.....                                                    | 43 |
| 5.3   | Densidad de corriente.....                                      | 45 |
| 5.4   | Consumo energético .....                                        | 46 |
| 5.5   | Consumo del ánodo.....                                          | 47 |
| 5.6   | Cambio del pH .....                                             | 47 |
| 6.    | Análisis y Discusión.....                                       | 48 |
| 6.1   | Remoción de arsénico .....                                      | 48 |
| 6.1.1 | Remoción de arsénico total en los Riles con As(III).....        | 48 |
| 6.1.2 | Remoción de arsénico total en los Riles con As(V).....          | 56 |
| 6.2   | Resistencia y consumo de energía.....                           | 61 |
| 6.2.1 | Resistencia.....                                                | 61 |
| 6.2.2 | Consumo de energía.....                                         | 64 |
| 6.3   | Consumo del ánodo.....                                          | 66 |

|     |                                                   |    |
|-----|---------------------------------------------------|----|
| 7.  | Conclusión y recomendaciones.....                 | 69 |
| 7.1 | Conclusión.....                                   | 69 |
| 7.2 | Recomendaciones.....                              | 70 |
| 8.  | Referencias .....                                 | 71 |
| 9.  | Anexo .....                                       | 75 |
| 9.1 | Medidas de seguridad.....                         | 75 |
| 9.2 | Preparación de riles sintéticos de arsénico ..... | 75 |

## IV. Índice de figuras

|                                                                                                                                                                                       |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 3.1: Diagrama de Pourbaix de arsénico (Jacobi Services, 2019). .....                                                                                                           | 5  |
| Figura 3.2: Métodos de tratamiento de metales pesados desde aguas residuales. ....                                                                                                    | 11 |
| Figura 3.3: Capacidad de rechazo de las membranas de MF, UF, NF y RO según tamaño de poro. ....                                                                                       | 13 |
| Figura 3.4: Diagrama de celda de electrodiálisis para remoción de metales pesados. ....                                                                                               | 13 |
| Figura 3.5: Estructura de una nanopartícula de hierro cero-valente. ....                                                                                                              | 14 |
| Figura 3.6: Etapas del proceso de adsorción. ....                                                                                                                                     | 15 |
| Figura 3.7: Diagrama del proceso de precipitación química. ....                                                                                                                       | 16 |
| Figura 3.8: Reactor electroquímico. 1: Unidad de EC, 2: Electrodo de EC, 3: Unidad de EF, 4: Electrodo de EF, 5: Láminas de precipitación, 6: Unidad de tanque de precipitación. .... | 18 |
| Figura 3.9: Diagrama de celda de EC simple. ....                                                                                                                                      | 18 |
| Figura 3.10: Mecanismo de oxidación de As(III) con peróxido de hidrógeno. ....                                                                                                        | 22 |
| Figura 3.11: Proceso de EC con ánodo de hierro. ....                                                                                                                                  | 25 |
| Figura 3.12: Vías de formación de floculantes. ....                                                                                                                                   | 25 |
| Figura 3.13: Formación de capa superficial en el ánodo. ....                                                                                                                          | 30 |
| Figura 3.14: Ciclo de compresión y expansión de una burbuja por US. ....                                                                                                              | 31 |
| Figura 4.1: Diagrama experimental. ....                                                                                                                                               | 39 |
| Figura 4.2: Instalación de los equipos para el proceso experimental. ....                                                                                                             | 40 |
| Figura 4.3: Proceso de filtración de la solución final. ....                                                                                                                          | 42 |
| Figura 5.1: Voltaje en el tiempo para tratamiento de 30 minutos. ....                                                                                                                 | 44 |
| Figura 5.2: Voltaje en el tiempo para tratamiento de 60 minutos. ....                                                                                                                 | 44 |
| Figura 6.1: eficiencia de remoción de arsénico en función del tiempo de tratamiento para el RIL sintético de As(III) con concentración inicial de arsénico total de 5000 mg/L. ....   | 49 |
| Figura 6.2: Eficiencia de remoción de arsénico en función del tiempo de tratamiento para el RIL sintético de As(III) con concentración inicial de arsénico total de 1000 mg/L. ....   | 50 |
| Figura 6.3: Remoción de arsénico en un Ril de As(III) en función de la concentración inicial de arsénico para un tratamiento de 30 minutos. ....                                      | 51 |
| Figura 6.4: Remoción de arsénico en Ril sintético de As(III), en función del tiempo de tratamiento por electrocoagulación, nZVI, y nZVI con peróxido de hidrógeno. ....               | 52 |
| Figura 6.5: Remoción de arsénico en Ril sintético de As(III) en función del tiempo de tratamiento por electrocoagulación y peroxidación electroquímica con nZVI. ....                 | 54 |
| Figura 6.6: Remoción de arsénico en un Ril de As(III) en función del tiempo de tratamiento por electrocoagulación y peroxidación electroquímica. ....                                 | 55 |
| Figura 6.7: Remoción de arsénico en función del tiempo de tratamiento para RIL sintético de As(V) con 1000 mg/L de concentración inicial de arsénico total. ....                      | 57 |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 6.8: Remoción de arsénico en un Ril de As(V) en función de la concentración inicial de arsénico. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                | 58 |
| Figura 6.9: Remoción de arsénico en un Ril de As(V) en función del tiempo de tratamiento por electrocoagulación, nZVI y nZVI con peróxido de hidrógeno. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                | 59 |
| Figura 6.10: Remoción de arsénico en un Ril de As(V) en función del tiempo de tratamiento por electrocoagulación y peroxidación electroquímica con nZVI. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | 60 |
| Figura 6.11: Variación de la resistencia en función del tiempo en tratamientos de 30 minutos. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | 61 |
| Figura 6.12: Variación de la resistencia en función del tiempo en tratamientos de 60 minutos. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | 63 |
| Figura 6.13: Distribución porcentual del consumo de energía entre los procesos de electrocoagulación y ultrasonido. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    | 64 |
| Figura 6.14: Consumo específico de energía por experimento. EXP-1: As(III) 5000 mg/L, EC/US, 30 min; EXP-2: As(III) 5000 mg/L, EC/US, 60 min; EXP-3: As(III) 1000 mg/L, EC, 30 min; EXP-4: As(III) 1000 mg/L, EC/US, 30 min; EXP-5: As(III) 1000 mg/L, EC/US, 60 min; EXP-6: As(V) 5000 mg/L, EC/US, 30 min; EXP-7: As(V) 5000 mg/L, EC/US, 60 min; EXP-8: As(V) 1000 mg/L, EC, 30 min; EXP-9: As(V) 1000 mg/L, EC/US, 30 min; EXP-10: As(V) 1000 mg/L, EC/US, 60 min. .... | 65 |
| Figura 6.15: Eficiencia de consumo del ánodo. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | 67 |

## V. Índice de tablas

|                                                                                                                            |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabla 3.1: Minerales de arsénico más comunes.....                                                                          | 6  |
| Tabla 3.2: Depósitos de arsénico. ....                                                                                     | 7  |
| Tabla 3.3: Límites máximos permitidos de Arsénico para descargas en cuerpos de agua establecido por el D.S. N°90/2000..... | 10 |
| Tabla 3.4: Ventajas y desventajas de tratamientos de metales pesados. ....                                                 | 19 |
| Tabla 3.5: Zonas de comportamiento de los flóculos en función de la turbulencia ( $\eta/D$ y $\epsilon$ ).....             | 33 |
| Tabla 4.1: Resumen de configuración experimental. ....                                                                     | 41 |
| Tabla 5.1: Remoción de arsénico. ....                                                                                      | 43 |
| Tabla 5.2: Disminución de la densidad de corriente. ....                                                                   | 45 |
| Tabla 5.3: Consumo energético del tratamiento EC/US.....                                                                   | 46 |
| Tabla 5.4: Consumo y eficiencia del ánodo.....                                                                             | 47 |
| Tabla 5.5: Cambio de pH.....                                                                                               | 47 |
| Tabla 9.1: Datos de peso molecular/atómico para preparación de riles. ....                                                 | 76 |
| Tabla 9.2: Masa de reactivos por set para la preparación de riles sintéticos. ....                                         | 76 |

# 1. Introducción

## 1.1 Relevancia del problema

Los metales pesados son un grupo de elementos metálicos que presentan una gran densidad y peso atómico, no son biodegradables y por su capacidad de acumularse en los organismos vivos, incluso concentraciones bajas presentan un riesgo para la salud humana y los ecosistemas. En Chile representan uno de los principales agentes contaminantes en aguas, por lo que su control es fundamental para asegurar la calidad de esta para su consumo, riego, uso industrial o su vertido como efluente. Algunos de los principales metales pesados que se regulan son el cobre (Cu), cromo (Cr), manganeso (Mn), arsénico (As), selenio (Se), zinc (Zn), plomo (Pb), mercurio (Hg), entre otros (Instituto Nacional de Normalización , 2005).

La intoxicación por metales pesados ocurre por la acumulación en los tejidos de los organismos, debido a que estos contaminantes tienen la capacidad de traspasar las paredes celulares en un proceso denominado bioacumulación. El contacto directo puede ocurrir por la ingesta de alimentos y/o aguas contaminadas, por la absorción dérmica al entrar en contacto con sustancias que contengan metales pesados y por inhalación de gases, aerosoles y/o polvos que presenten metales disueltos. Estos contaminantes tienen la propiedad de no degradarse, por lo que además de acumularse en los organismos, se traspasan a otros seres por la cadena trófica, es decir, fluyen desde los microorganismos, hasta los consumidores finales, aumentando su concentración a lo largo de la cadena alimentaria, proceso denominado biomagnificación (Kehrig, y otros, 2017).

Los metales pesados están presentes de manera natural en la corteza terrestre, como en los suelos, mares, lagos, ríos, napas subterráneas y cuerpos de aguas en general, pero la actividad antropogénica, en específico las actividades industriales, han aumentado las concentraciones de metales pesados en ecosistemas acuáticos, como también en los suelos, lo que representa un peligro para el equilibrio de los ecosistemas y la salud humana.

Chile ha incrementado las actividades mineras debido a la creciente demanda global de metales, incluido el cobre. Los yacimientos de óxidos de cobre se han agotado con el tiempo, por lo que en la actualidad la mayoría de los yacimientos que se explotan son de cobre sulfurado. La explotación de minerales de cobre sulfurados también implica el procesamiento de otros minerales que contienen arsénico, que no presentan valor comercial, causando que este contaminante se integre a las distintas etapas de procesamiento minero como los circuitos de concentración de cobre y fundiciones, generando residuos industriales líquidos con concentraciones de arsénico que oscilan entre decenas de mg/L hasta decenas de g/L, los cuales si no son tratados adecuadamente provocan la contaminación del medio ambiente, lo que afecta la fauna y la salud humana. (Vera-Espíndola, Jeison, Gentina, Muñoz, & González, 2024)

Existen varios tipos de tratamientos de metales pesados en medios acuosos, los cuales se pueden clasificar en físicos, químicos y biológicos, aunque métodos más avanzados pueden utilizar más de uno, e incluso los 3 mencionados. Cada método presenta distintas eficiencias de remoción para cada metal, eficiencia energética, costos de operación, nivel de complejidad de la operación, entre otras características. Los métodos más utilizados son filtración por membrana, intercambio iónico, adsorción, precipitación química, electrocoagulación, coagulación-floculación, entre otros (ver sección 3.4). (Pabón, Benítez, Sarria, & Gallo, 2020)

La precipitación química es uno de los métodos principales que se utilizan para tratar aguas residuales de la minería. En este proceso, se adiciona lechada de cal ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) para aumentar el pH, favoreciendo la precipitación de metales pesados en forma de hidróxidos metálicos, los cuales posteriormente son separados por sedimentación y filtración. Los sólidos o lodos generados, al tener un alto contenido de humedad, se tratan por secado y calcinación, generando un residuo sólido estable que contiene arsénico y otros metales pesados. Este tratamiento requiere grandes cantidades de lechada de cal, además de un alto consumo de energía, y genera grandes cantidades de residuos sólidos. (Gutiérrez C. , Hansen, Nuñez, Jensen, & Ottosen, 2010)

La electrocoagulación se presenta como una alternativa con potencial para tratar el arsénico a altas concentraciones. Este es un método que emplea reacciones electroquímicas para remover los contaminantes, que genera floculantes *in situ* para adsorber el arsénico y generar precipitados insolubles y estables, sin la necesidad de añadir sustancias químicas.

Existen tecnologías que sirven de apoyo al tratamiento de agua por electrocoagulación, dentro de las cuales se encuentra el ultrasonido, un equipo que por medio de ondas sonoras de alta frecuencia permite mejorar el mezclado de la operación por cavitación del medio y disminuir la pasividad de los electrodos. El acoplamiento del ultrasonido al proceso de electrocoagulación permite mejorar el rendimiento de remoción de arsénico.

El presente documento se basa en el estudio experimental de la electrocoagulación acoplada con ultrasonido para tratar soluciones acuosas con altas concentraciones de arsénico.

## **2. Objetivos**

### **2.1 Objetivo general**

Estudiar la eficiencia de remoción de arsénico a altas concentraciones en residuos industriales líquidos sintéticos de arseniato y arsenito, mediante electrocoagulación acoplada con ultrasonido.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Evaluar la eficiencia de remoción de arsénico en Riles sintéticos de arseniato y arsenito, empleando distintos tiempos de tratamiento.
- Determinar el efecto del ultrasonido sobre la eficiencia de remoción de arsénico en Riles sintéticos de arseniato y arsenito, mediante electrocoagulación.
- Determinar el efecto de la concentración inicial de arsénico sobre la eficiencia de remoción del contaminante en Riles sintéticos de arseniato y arsenito mediante electrocoagulación acoplada con ultrasonido.
- Comparar los resultados obtenidos en los tratamientos evaluados en este estudio con reportados en la literatura para el tratamiento de Riles con arsénico.

### 3. Antecedentes

#### 3.1 Características del arsénico

##### 3.1.1 Especies de arsénico más comunes en aguas

El arsénico es un metaloide que tiene varios estados de oxidación, que puede presentarse en los estados -3, 0, +3 y +5. En soluciones acuosas el arsénico puede aparecer en forma de especie orgánica e inorgánica. El arsénico inorgánico se presenta en forma de iones, como el arseniato (As(V)) con estado de oxidación +5, y el arsenito (As(III)) con estado de oxidación +3, que son las especies de arsénico que se presentan en mayor concentración en los cuerpos de agua naturales y Riles.

El arseniato se presenta en medios acuosos como un sistema de equilibrio ácido-base, formando diversas especies que se encuentran en distintas proporciones según el pH del medio. En medio ácido, con pH menor a 2.2 el As(V) se encuentra predominantemente en forma neutra como ácido arsénico ( $\text{H}_3\text{AsO}_4$ ), a pH 2.2 el As(V) se disocia en su forma monovalente como  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ , a pH 6.7 (medio neutro) se disocia en su forma divalente como  $\text{HAsO}_4^{2-}$ , y a pH 11.5 (medio básico) se encuentra principalmente en su forma trivalente como ion  $\text{AsO}_4^{3-}$ .

En condiciones de pH<9 el arsenito predomina en su forma neutra como ácido arsenioso ( $\text{H}_3\text{AsO}_3$ ), un ácido débil con una alta miscibilidad y toxicidad, a pH 9-12 el As(III) predomina como ion  $\text{H}_2\text{AsO}_3^-$ , y a pH>12 el As(III) predomina como ion  $\text{HASO}_3^{2-}$ .

Las condiciones óxicas/anóxicas del medio influyen en cual estado de oxidación predomina el arsénico. En condiciones anóxicas el arsénico predomina como As(III), mientras que en medios óxicos el arsénico predomina como As(V).

El agua subterránea presenta típicamente un pH entre 6-8, por lo que el arsénico suele encontrarse principalmente como  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$  y  $\text{HAsO}_4^{2-}$  para As(V), y  $\text{H}_3\text{AsO}_3$  para As(III). Debido a que los riles de minería suelen tener un pH ácido, alrededor de 2, el arsénico predomina en su forma de ácido arsénico y ácido arsenioso.

En la Figura 3.1 se muestra el diagrama de Pourbaix para el arsénico, el cual muestra la especiación de elementos químicos en función del potencial redox y el pH, a condiciones normales de temperatura y presión, por lo que es útil para saber que especie predomina en el agua a tratar. (Jacobi Services, 2019)

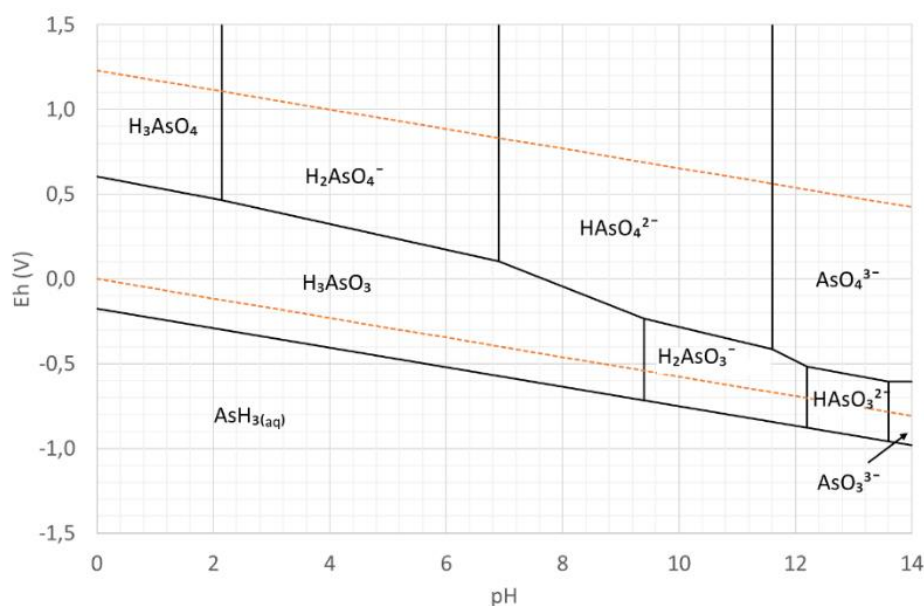


Figura 3.1: Diagrama de Pourbaix de arsénico (Jacobi Services, 2019).

El potencial redox (Eh) es un parámetro que describe la tendencia de un medio acuoso a aceptar o ceder electrones, el cual se mide en voltios (V) o milivoltios (mV). Un potencial redox alto implica que el ambiente es oxidante (tiende a aceptar electrones), lo que favorece la oxidación del As(III) a As(V). En conjunto con el pH, el potencial redox constituye uno de los principales factores que controlan la especiación del arsénico en solución. Este aspecto es de gran importancia en los procesos de tratamiento de aguas, ya que el As(V) presenta una mayor afinidad por los hidróxidos metálicos formados durante la coagulación y la electrocoagulación, por lo que generalmente se remueve con mayor eficiencia que el As(III).

### 3.1.2 Elemento, minerales y depósitos de arsénico

El arsénico (As), elemento químico de número atómico 33, se encuentra en el grupo 15, también llamado grupo del nitrógeno, en el centro del bloque *p* y en el periodo 4 de la tabla periódica. Se clasifica como un metaloide, debido a que presenta propiedades intermedias entre metales y no metales.

Las formas alotrópicas del As son la gris, la amarilla y la negra. El arsénico gris presenta una estructura cristalina, y una conductividad eléctrica similar a metales como el bario y el plomo, lo que le confiere un comportamiento más cercano al de un metal, mientras que el arsénico amarillo presenta una estructura molecular tetraédrica ( $As_4$ ) y una baja conductividad eléctrica, por lo que se comporta como un no metal, y el arsénico negro presenta una estructura amorfa, similar a la del fósforo rojo. (Gasque Silva, 2013)

La abundancia del arsénico es relativamente baja, y constituye en promedio el 0.00005 % de la corteza terrestre, con una concentración promedio de 2 mg/kg en rocas ígneas y sedimentarias. En la

mayoría de las rocas que contienen minerales de arsénico, la concentración oscila entre 0.5-2.5 mg/kg, sin embargo existen excepciones, como en algunos sedimentos marinos reductores, donde la concentración de arsénico puede alcanzar los 3000 mg/kg. Existen más de 200 minerales de arsénico de manera natural, de los cuales el 60% son arseniatos, el 20% sulfuros y el 20% restantes se dividen en arseniuros, óxidos, silicatos y arsénico elemental. En la Tabla 3.1 se muestran los principales minerales de arsénico. (Mandal & Suzuki, 2002)

*Tabla 3.1: Minerales de arsénico más comunes.*

| Mineral         | Composición                                                                 | Presencia                                                                                                                      |
|-----------------|-----------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Arsénico nativo | As                                                                          | Vetas hidrotermales.                                                                                                           |
| Proustita       | $\text{Ag}_3\text{AsS}_3$                                                   | Generalmente es uno de los últimos minerales de Ag en la secuencia de deposición primaria.                                     |
| Rammelsbergita  | $\text{NiAs}_2$                                                             | Comúnmente en depósitos de vetas mesotermiales.                                                                                |
| Safflorita      | $(\text{Co},\text{Fe})\text{As}_2$                                          | Comúnmente en depósitos de vetas mesotermiales.                                                                                |
| Seligmannita    | $\text{PbCuAsS}_3$                                                          | Se produce en vetas hidrotermales.                                                                                             |
| Esmaltita       | $\text{CoAs}_2$                                                             | -                                                                                                                              |
| Niccolita       | $\text{NiAs}$                                                               | Diversas vetas y asociado a noritas.                                                                                           |
| Rejalgar        | $\text{As}_4\text{S}_4$                                                     | Depósitos de vetas, usualmente asociados con oropimente, arcillas y calizas, así como depósitos formados por fuentes termales. |
| Oropimente      | $\text{As}_2\text{S}_3$                                                     | Vetas hidrotermales, fuentes termales, y producto de sublimación volcánica.                                                    |
| Cobaltita       | $\text{CoAsS}$                                                              | Depósitos de altas temperaturas, rocas metamórficas.                                                                           |
| Arsenopirita    | $\text{FeAsS}$                                                              | El mineral de arsénico más abundante. Vetas hidrotermales y depósitos asociados a sulfuros metálicos.                          |
| Tennantita      | $(\text{Cu},\text{Fe})_{12}\text{As}_4\text{S}_{13}$                        | Vetas hidrotermales.                                                                                                           |
| Enargita        | $\text{Cu}_3\text{AsS}_4$                                                   | Vetas hidrotermales.                                                                                                           |
| Arsenolita      | $\text{As}_2\text{O}_3$                                                     | Mineral secundario formado por la oxidación de arsenopirita, arsénico nativo y otros minerales.                                |
| Claudetita      | $\text{As}_2\text{O}_3$                                                     | Mineral secundario formado por la oxidación de rejalgar, arsenopirita, y otros minerales de As.                                |
| Escorodita      | $\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$                                  | Mineral secundario.                                                                                                            |
| Annabergita     | $(\text{Ni},\text{Co})_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$         | Mineral secundario.                                                                                                            |
| Hoernesita      | $\text{Mg}_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$                     | Mineral secundario.                                                                                                            |
| Conicalcita     | $\text{CaCu}(\text{AsO}_4)(\text{OH})$                                      | Mineral secundario.                                                                                                            |
| Adamita         | $\text{Zn}_2(\text{OH})(\text{AsO}_4)$                                      | Mineral secundario.                                                                                                            |
| Domeikita       | $\text{Cu}_3\text{As}$                                                      | Se encuentra en depósitos de vetas y de reemplazo formados a temperaturas moderadas.                                           |
| Lollingita      | $\text{FeAs}_2$                                                             | Depósitos de vetas mesotermiales.                                                                                              |
| Farmacosiderita | $\text{Fe}_4^{3+}(\text{AsO}_4)_3(\text{OH})_4 \cdot 6-7\text{H}_2\text{O}$ | Formado por la oxidación de la arsenopirita y otros minerales de As.                                                           |

La enargita es un mineral sulfurado de cobre y arsénico, el cual se asocia con sulfuros de cobre como la tennantita. En Chile la enargita se encuentra asociado a sistemas de pórfidos de cobre, por lo que suele encontrarse junto a minerales de cobre como la calcopirita (principal mineral de cobre en Chile). Se ha reportado la presencia de enargita por mineras chilenas en división Chuquicamata, El Teniente, Escondida, Río Blanco y Doña Inés de Collahuasi. (Cooke, Hollings, & Walshe, 2005)

El arsénico se encuentra asociado a diversos tipos de depósitos minerales metálicos. En Sudamérica los depósitos de cobre y zinc contienen concentraciones considerables de arsénico en forma de enargita, en países como Chile, Perú y Argentina. En el resto del mundo también existen diversos tipos de depósitos que contienen minerales de arsénico. La Tabla 3.2 detalla los principales depósitos de arsénico. (Mandal & Suzuki, 2002)

*Tabla 3.2: Depósitos de arsénico.*

| Tipo de depósito                                         | Mineral de As                    | Concentración promedio de As mg/kg | Locación                                                                                                                               |
|----------------------------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Depósitos de cobre-zinc-plomo                            | Enargita                         | 1000 (0.1%)                        | Estados Unidos, Argentina, Chile, Perú, México, República de Filipinas, España, Serbia y otros países de la antigua Yugoslavia, Rusia. |
| Depósitos de cobre pirítico arsenical                    | Arsenopirita, tennantita         | 40000 (4%)                         | Estados Unidos, Suecia, Alemania, Japón, Francia, Rusia.                                                                               |
| Depósitos nativos de plata y arseniuro de níquel-cobalto | Esmaltita, domeikita, safflorita | 25000 (2.5%)                       | Canadá, Noruega, Alemania, República Checa y Eslovaquia.                                                                               |
| Depósitos de oro arsenical                               | Arsenopirita, lollingita         | <5000 (0.5%)                       | Estados Unidos, Brasil, Canadá, Sudáfrica, Australia, Rusia.                                                                           |
| Depósitos de sulfuro de arsénico y oro asociado          | Rejalgar, oropimente             | 2000 (0.2%)                        | Estados Unidos, China.                                                                                                                 |
| Depósitos de estaño arsenical                            | Arsenopirita                     | 2000 (0.2%)                        | Estados Unidos, Bolivia, Australia, Indonesia, Malasia, Sudáfrica.                                                                     |
| Depósitos de cuarzo arsenical, plata y plomo-zinc        | Arsenopirita                     | 6000 (0.6%)                        | Estados Unidos, Canadá.                                                                                                                |

### 3.1.3 Toxicidad del arsénico

El arsénico es un metaloide ampliamente distribuido en el ambiente, donde puede encontrarse de forma natural en especies orgánicas e inorgánicas. Su presencia en sistemas acuáticos y suelos constituye una preocupación ambiental debido a su elevada toxicidad y capacidad de generar efectos adversos sobre la salud humana. Se encuentra de manera natural en su forma orgánica e inorgánica en el medio ambiente. La contaminación por arsénico afecta a más de 150 millones de personas en el mundo, con 110 millones ligados al consumo de agua potable y por el riego, causando graves problemas de salud. (Stroud, et al., 2011)

En la mayoría de las especies, incluyendo los humanos, el arsénico se metaboliza mediante dos procesos: oxidación/reducción del arsénico inorgánico que interconvierte el As(III) y el As(V), y reacciones de metilación donde se convierte el arsénico inorgánico (en especial el As(III)) en orgánico, mediante metilación secuencial en el hígado, formando ácido monometilarsinoso (MMA(III)), ácido dimetilarsinoso (DMA(III)), ácido monometilarsónico (MMA(V)), y ácido dimetilarsínico (DM(V)).

El As(III) es más tóxico que el As(V), y en general el arsénico inorgánico tiende a ser más peligroso para la salud que el arsénico orgánico, pero el grado de toxicidad depende de la forma o especie del arsénico. Los metabolitos finales MMA(V) y DMA(V) tienen un grado de toxicidad menor que el As(III), pero los metabolitos intermedios MMA(III) y DMA(III) son más tóxicos. El orden creciente del grado de toxicidad de las especies de arsénico es el siguiente:  $\text{As(V)} < \text{MMA(V)} < \text{DMA(V)} < \text{As(III)} < \text{MMA(III)} \approx \text{DMA(III)}$ . La toxicidad de las distintas especies de arsénico se debe a varios mecanismos complejos que ocurren en el metabolismo, donde los más importantes son:

- Inhibición de enzimas que utilizan fosfato: El arseniato (As(V)) es un análogo estructural del fosfato, por lo que es inhibidor competitivo de muchas enzimas que utilizan fosfato.
- Inhibición de enzimas del ciclo energético: Los arsenitos tienen afinidad por los grupos tiol (-SH) de las proteínas, por lo que desactivan enzimas del ciclo energético.
- Estrés oxidativo: La toxicidad por arsénico inhibe la respiración celular y la producción de energía, lo que causa la disminución de antioxidantes y la producción de especies reactivas de oxígeno (ROS).
- Alteración del ADN: El arsénico inhibe varias enzimas encargadas de reparar el ADN, lo que causa su alteración, mientras que las ROS al ser muy reactivas rompen las cadenas del ADN.

La exposición crónica al arsénico provoca daño a diversos órganos debido a la alteración del metabolismo y el aumento del estrés oxidativo. Entre los principales efectos se encuentran, el daño al hígado, cerebro, sistema reproductivo, corazón, así como también se relaciona con anomalías en el sistema cardiovascular y una mayor incidencia de diabetes mellitus. La toxicidad del arsénico

aumenta el daño al ADN, lo que causa diversos tipos de cánceres, incluyendo el cáncer de pulmón, riñón, vejiga y piel. (Ganie, Javaid, Hajam, & Reshi, 2024)

### 3.2 Fuentes emisoras

Muchos de los minerales de arsénico se encuentran en yacimientos explotados, tales como los depósitos de sulfuros de cobre. La presencia de minerales de arsénico en los procesos metalúrgicos genera un aumento de los costos de producción, menor pureza del producto y mayores riesgos ambientales.

En las menas sulfuradas se presentan problemas de drenaje ácido de minas (DAM), lo que provoca la contaminación del suelo, las aguas subterráneas y de otros cuerpos de agua cercanos con ácido y metales pesados, entre ellos el arsénico.

En las plantas concentradoras de cobre, minerales como la tennantita y la enargita presentan características de flotación similares a las de otros minerales de sulfuro de cobre, como la calcopirita, haciendo que el concentrado resultante contenga arsénico, el cual es posteriormente volatilizado en los procesos pirometalúrgicos.

La tostación es una etapa de pretratamiento antes de la fundición, donde los minerales de sulfuro se calientan con aire u oxígeno a altas temperaturas para oxidar el concentrado y eliminar impurezas, como el azufre y el arsénico. La tostación de concentrados de oro (400°C-700°C) y de los concentrados de cobre (550°C-750°C) produce la volatilización de la mayor parte del arsénico, formando  $As_2O_3$  (trióxido de arsénico gaseoso) y dióxido de azufre. Durante la etapa de fundición también se volatiliza el arsénico, produciendo gases de  $As_2O_3$ ,  $SO_2$  y otros contaminantes. Los gases producidos en las etapas pirometalúrgicas son enviados a las plantas de ácido para convertir el  $SO_2$  en ácido sulfúrico, pero antes se debe limpiar los gases debido a que la presencia de arsénico reduce la calidad del ácido, por lo que se tratan en una etapa previa de limpieza de gases, en donde se generan efluentes de ácido débil, comúnmente conocido como *weak acid*, con alto contenido de arsénico, el cual se trata en una planta de efluentes (ETP). (Nazari, Radzinski, & Ghahreman, 2017)

Un ejemplo de efluente líquido con alto contenido de arsénico es la división ministro Hales, que es una mina de rajo abierto operada por Codelco de donde se extrae cobre y plata. Para cumplir con los límites de contenido de arsénico del concentrado que la mayoría de las fundiciones exigen la empresa adquirió una planta de tostación, con el objetivo de producir una calcina con un contenido  $<0.3\%$  de As. En la planta de limpieza de gases el porcentaje de remoción de arsénico es  $>99.9\%$ , y se produce un efluente con una concentración de 12.9 g/L de As, el cual ingresa en la planta de tratamiento de efluentes. (CODELCO, División Ministro Hales, 2018)

### 3.3 Normativa ambiental

#### 3.3.1 D.S. N°90/2000: Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales. (MINSEGPRES, 2000)

La norma tiene como objetivo prevenir la contaminación de las aguas marinas y continentales superficiales de Chile mediante el control de los contaminantes asociados a los residuos líquidos que se descargan a estos cuerpos receptores desde las fuentes emisoras.

Las fuentes emisoras se definen como el establecimiento que descarga residuos líquidos a uno o más cuerpos de agua receptores, con una carga contaminante media diaria o valor característico superior a uno o más de los valores indicados en el decreto supremo. La carga contaminante media diaria es el cociente entre la masa total del contaminante y el número de días en que se descarga el residuo líquido al cuerpo de agua, durante el mes del año en que se genera la máxima producción de dichos residuos. El valor característico del contaminante es el valor representativo o valor promedio en ese mes de máxima producción de residuos líquidos. El valor característico del arsénico es 0.05 [mg/L], y una carga contaminante media diaria de 0.8 [g/día].

La concentración máxima permitida de arsénico para la descarga de residuos líquidos en los cuerpos de agua regulados por el D.S. N°90/2000 se muestra en la Tabla 3.3.

*Tabla 3.3: Límites máximos permitidos de Arsénico para descargas en cuerpos de agua establecido por el D.S. N°90/2000.*

| Destino de descarga                                                                                           | Límite máximo de As (mg/L) |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------|
| Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales.                                                    | 0.5                        |
| Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales considerando la capacidad de dilución del receptor. | 1                          |
| Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua lacustres.                                                    | 0.1                        |
| Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua marinos dentro de la zona de protección litoral.              | 0.2                        |
| Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua marinos fuera de la zona de protección litoral.               | 0.5                        |

### 3.4 Métodos de tratamiento de metales pesados

En esta sección se presentan algunos de los métodos de tratamiento de agua para la remoción de metales pesados, los cuales se clasifican en métodos fisicoquímicos, métodos por membranas y métodos electroquímicos, tal como se muestra en la Figura 3.2.

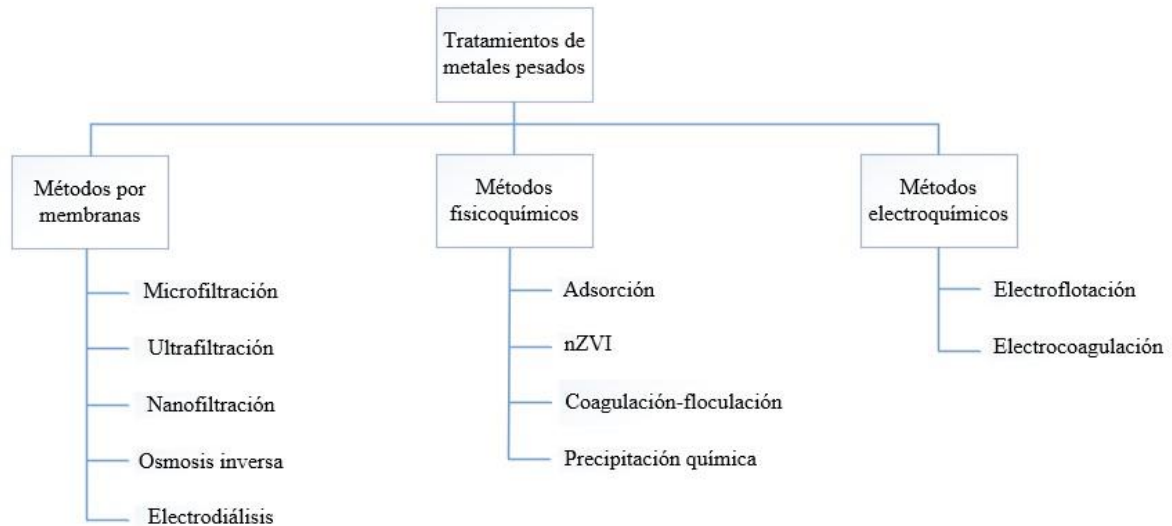


Figura 3.2: Métodos de tratamiento de metales pesados desde aguas residuales.

#### 3.4.1 Filtración por membrana

Es un método de separación física que utiliza membranas semipermeables que permiten el paso del agua, mientras que los contaminantes de mayor tamaño como sólidos suspendidos, materia orgánica, microorganismos, iones metálicos, entre otros, son retenidos en los poros o en la superficie. La fuerza impulsora es el gradiente de presión, aunque la diferencia de concentración y potencial eléctrico también afectan.

Los tipos de filtración por membrana son: (Xiang, Min, Tang, Sillanpää, & Zhao, 2022)

- Microfiltración (MF): El diámetro de poro de las membranas de MF mide entre 0.1-5  $\mu\text{m}$ , esta tecnología es útil para separar sólidos suspendidos, sin embargo, presenta una capacidad limitada para la eliminación de metales pesados disueltos, ya que los iones metálicos y los complejos de bajo peso molecular poseen dimensiones significativamente menores que el tamaño de poro de la membrana.
- Ultrafiltración (UF): El diámetro de los poros suele ser entre 5-20 nm, aunque en general se puede encontrar membranas de UF con un tamaño entre 1-100 nm. Permite rechazar metales pesados en forma de sólidos en suspensión y macromoléculas mediante gradientes de presión o concentración, pero suele ser deficiente para remover iones metálicos. La presión de operación de las membranas de UF suele ser entre 2-10 bar.

- Nanofiltración (NF): Los poros de las membranas de NF suelen tener un diámetro entre 1-5 nm, además la diferencia de presión utilizada para NF suele ser mayor que la utilizada en UF. Por lo general suele retener a la mayoría de las sustancias o especies de metales, excepto los iones metálicos monovalentes. La presión de operación de las membranas de NF suele estar entre 5-30 bar.
- Osmosis inversa (OI): La osmosis es un proceso natural donde las moléculas de agua se desplazan espontáneamente desde una solución de baja concentración de soluto y baja presión osmótica a una solución de mayor concentración de soluto y alta presión osmótica por medio de una membrana semipermeable. La osmosis inversa es el proceso por el cual se aplica una presión en la solución de alta concentración de soluto mayor a la presión osmótica, causando que el flujo de agua se invierta y que fluya a la solución de baja concentración de soluto por medio de la membrana semipermeable. El tamaño de poro de las membranas de OI suele ser entre 0.1-1 nm. Es útil para procesos de desalinización, y tiene una mayor eficiencia en el tratamiento de iones metálicos a comparación de la UF y NF. La diferencia de presión usada en OI varía entre 10 bar a 100 bar.
- Electrodialisis (ED): Es una tecnología de separación por membrana donde se aplica una diferencia de potencial eléctrico, haciendo que los iones migren a través de las membranas selectivas. El proceso de ED incorpora una membrana de intercambio aniónico (AEM), por donde pasan los aniones, una membrana de intercambio catiónico (CEM), por donde pasan los cationes, y los electrodos. La solución acuosa que ingresa al sistema se divide en dos corrientes, el concentrado y el diluido. Es útil para tratar metales pesados en forma de iones.

En la Figura 3.3 se muestra la capacidad de rechazo de las membranas semipermeables para diversas partículas e iones. (Xiang, Min, Tang, Sillanpää, & Zhao, 2022)

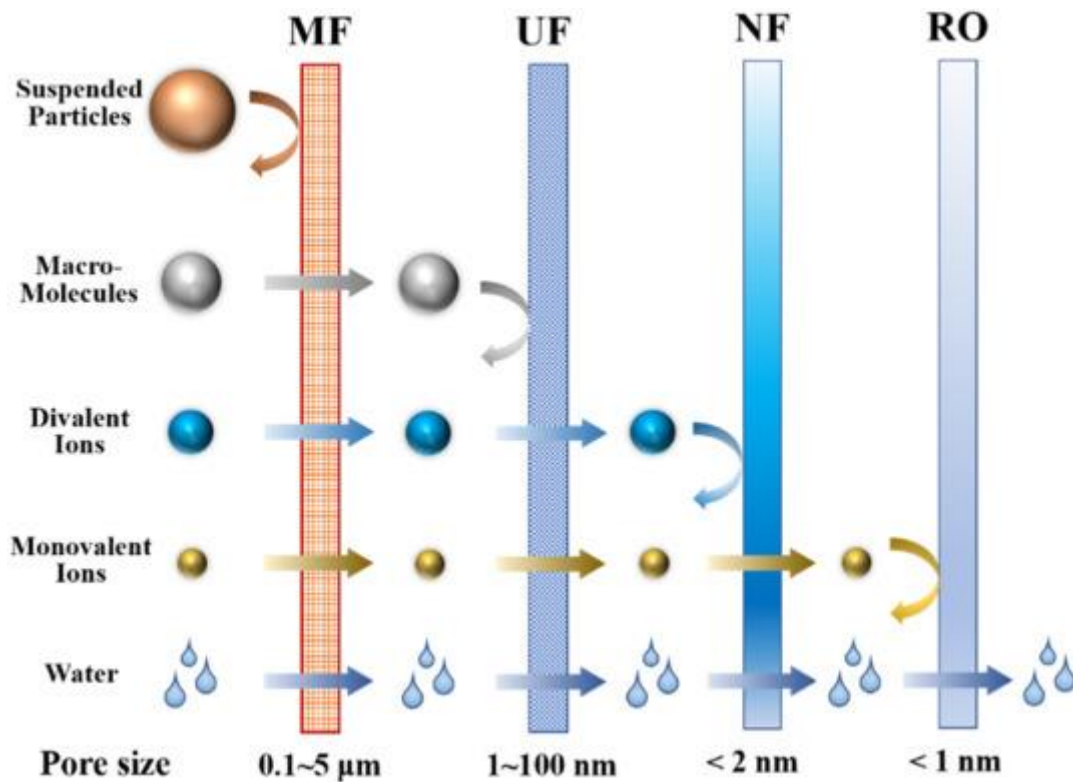


Figura 3.3: Capacidad de rechazo de las membranas de MF, UF, NF y RO según tamaño de poro.

En la Figura 3.4 se muestra un esquema de la remoción de metales pesados por electrodiálisis. (Xiang, Min, Tang, Sillanpää, & Zhao, 2022)

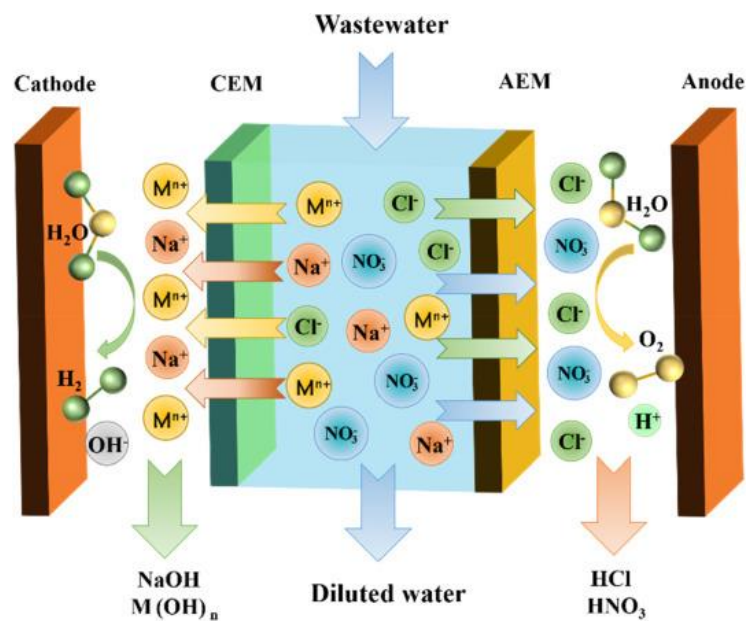


Figura 3.4: Diagrama de celda de electrodiálisis para remoción de metales pesados.

### 3.4.2 Nanopartículas de hierro cero-valente

Las nanopartículas de hierro cero-valente, o nZVI por sus siglas en inglés, son partículas de hierro de un tamaño menor a 100 nm. Su estructura consiste en un núcleo de hierro cero-valente ( $Fe(0)$ ), el

cual está cubierto por una capa de óxidos e hidróxidos de hierro. Poseen un área superficial específica alta, mayor a 20 m<sup>2</sup>/g, además de que el núcleo de hierro cero-valente les confiere un gran poder reductor, es decir, la capacidad de donar electrones. Las nZVI tienen un gran potencial para tratar metales pesados, incluyendo el cobre (Cu), el níquel (Ni), el plomo (Pb), el arsénico (As), entre otros. (Li, Li, & Zhang, 2024)

Las nanopartículas de hierro cero-valente funcionan mediante mecanismos de adsorción superficial, reducción, coprecipitación y precipitación, dependiendo de la especie química del contaminante y de las condiciones del medio, como el pH y el potencial de oxidación-reducción. En la reducción química, el núcleo dona electrones para reducir los metales pesados, por otro lado, la adsorción de los contaminantes ocurre en la capa superficial, y la precipitación es causada por la liberación de iones Fe(II), Fe(III) y OH<sup>-</sup>, los cuales forman precipitados que atrapan los metales pesados. (Li, Li, & Zhang, 2024)

En la Figura 3.5 se muestra un esquema de una nanopartícula de hierro cero-valente. (Sun, Li, Cao, Zhang, & Wang, 2006)

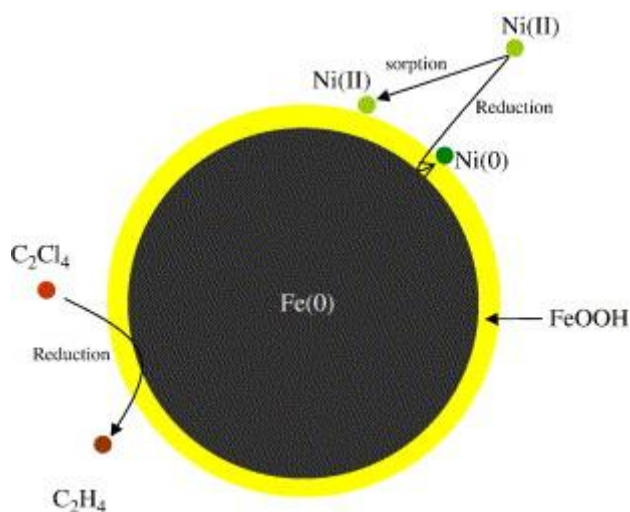


Figura 3.5: Estructura de una nanopartícula de hierro cero-valente.

### 3.4.3 Adsorción

La adsorción es uno de los métodos más utilizados e investigados para remover metales pesados presentes en soluciones acuosas, tales como el cromo (Cr), el hierro (Fe), el plomo (Pb), el cadmio (Cd), el cobre (Cu), el arsénico (As), entre otros. La adsorción es un proceso de transferencia de materia donde el contaminante, o especie a remover denominado adsorbato, se difunde desde el seno del fluido hacia la superficie de un material sólido denominado adsorbente, el cual posee sitios activos que retienen al adsorbato por medio de interacciones físicas o químicas. El proceso de adsorción comprende tres etapas principales: la difusión externa, durante la cual el adsorbato atraviesa la película líquida que envuelve al adsorbente hasta su superficie; la difusión interna o

intraparticular, en la que el adsorbato se difunde al interior de los poros hasta llegar a los sitios activos; y la adsorción superficial, donde el adsorbato se fija en dichos sitios mediante interacciones físicas o químicas, hasta alcanzar el equilibrio entre la fase líquida y la fase sólida. En la Figura 3.6 se presenta un diagrama de las etapas de transferencia de materia en la adsorción. (Ismail, Vohra, & Onaizi, 2024)

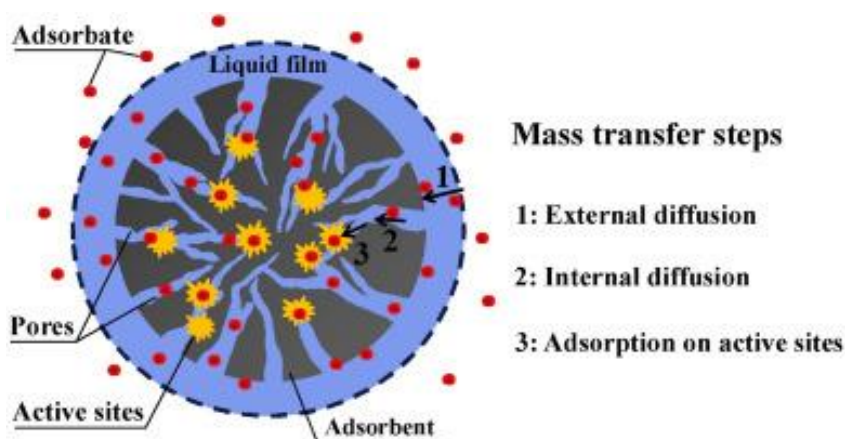


Figura 3.6: Etapas del proceso de adsorción.

La eficiencia de adsorción depende significativamente de los parámetros de operación, tales como el pH, la temperatura, la velocidad de agitación, el tiempo de contacto entre el adsorbente y el adsorbato, la cantidad de adsorbente y la concentración inicial de adsorbato. Además de las condiciones de operación, el desempeño del proceso depende de las propiedades fisicoquímicas del adsorbente, tales como su área superficial específica, distribución de tamaño de poro, volumen de poro, composición química y naturaleza de los grupos funcionales presentes en la superficie. Estas características determinan la afinidad del adsorbente por las diferentes especies metálicas y, en consecuencia, su capacidad de adsorción y selectividad frente a distintos contaminantes. Algunos de los adsorbentes más estudiados son: (Ismail, Vohra, & Onaizi, 2024)

- Carbon activado (CA): Puede tratar una gran variedad de contaminantes debido a sus características, tales como su alta porosidad, gran área superficial específica, entre otras. Además, se sintetiza a partir de fuentes de carbono degradables, incluyendo biomasa lignocelulósica (desechos de frutas, cáscaras u hojas), carbones minerales y algunos polímeros sintéticos, mediante procesos de carbonización y activación física o química.
- Adsorbentes naturales: Son materiales de bajo costo, abundantes, biodegradables, y de origen natural, los cuales tienen la capacidad de actuar como adsorbentes. Diversos materiales entran en esta categoría, tales como desechos naturales, materiales silíceos, zeolitas, polímeros naturales, y las arcillas. Algunos ejemplos de adsorbentes naturales son la cáscara de arroz, la cáscara de naranja, quitosano (biopolímero), entre otros.

- Estructuras metal-orgánicas (MOF, por sus siglas en inglés): Son materiales cuya estructura cristalina está formada por iones o clústeres metálicos conectados por ligandos orgánicos mediante enlaces de coordinación, formando estructuras tridimensionales muy porosas, y de alta superficie específica. Algunos ejemplos son el MOF-5 con un área superficial específica de 2900 m<sup>2</sup>/g, y el Fe-BTC MOF con un área superficial específica de 815 m<sup>2</sup>/g.

### 3.4.4 Coagulación-Floculación

Es uno de los procesos fisicoquímicos más utilizados para el tratamiento de aguas y efluentes, constituyendo generalmente una etapa previa a procesos de separación. Se utilizan agentes coagulantes como sal de hierro o sal de aluminio para desestabilizar las cargas de las partículas suspendidas en el agua, luego las partículas neutralizadas son capaces de unirse entre sí, formando microflóculos. En la siguiente etapa se agregan floculantes, con mezclado lento, para que los microflóculos se unan entre sí y formen los flóculos, que son de un tamaño mayor y que pueden ser separados mediante procesos de separación sólido-líquido, como sedimentación, flotación o filtración. (Mazille & Spuhler, 2018)

### 3.4.5 Precipitación química

La precipitación química es un método de tratamiento de efluentes ampliamente utilizado en la industria minera para la remoción de metales pesados. El proceso consiste en transformar los iones metálicos disueltos en partículas sólidas mediante la adición de agentes precipitantes, que luego pueden ser removidos mediante sedimentación y filtración. La precipitación puede producirse mediante cambios de pH, cambios de potencial redox, y la coprecipitación. En la Figura 3.7 se muestra un diagrama ilustrativo del proceso de precipitación química. (Qasem, Mohammed, & Lawal, 2021)

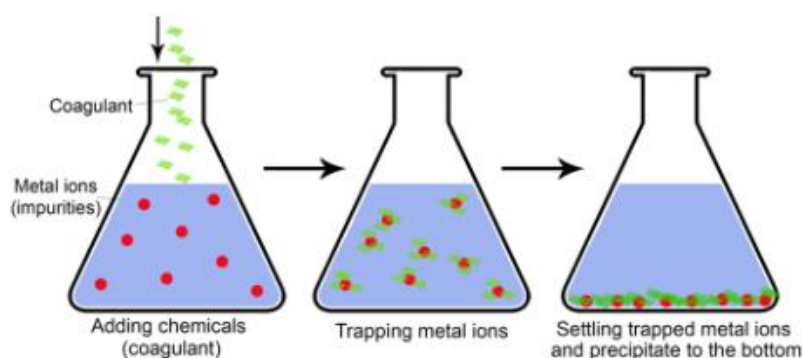


Figura 3.7: Diagrama del proceso de precipitación química.

La adición de lechada de cal (suspensión de partículas finas de hidróxido de calcio en agua) es uno de los métodos más utilizados y rentables para el tratamiento de aguas residuales. El hidróxido de calcio actúa como un agente alcalinizante, aumentando el pH del medio, y favoreciendo la formación de hidróxidos metálicos insolubles. El pH óptimo de la operación depende del metal disuelto. Dado

la naturaleza anfótera de los hidróxidos metálicos, disminuir o aumentar el pH puede provocar que los precipitados se vuelvan a disolver, por lo que el tratamiento de aguas residuales con diversos iones metálicos requiere múltiples etapas, cada una con el pH óptimo para iones metálicos específicos. (Kato & Kansha, 2024)

### 3.4.6 Electroflotación

La electroflotación (EF) es una técnica de flotación alternativa que se caracteriza por la generación de burbujas *in situ* mediante la electrólisis del medio. La producción de gas depende de la densidad de corriente aplicada y de la salinidad de la solución. Además, los electrodos pueden disponerse de tal manera que cubran la superficie de la celda de flotación, favoreciendo una distribución homogénea de las microburbujas y aumentando la probabilidad de contacto entre estas y las partículas suspendidas. Suele ser útil en situaciones donde es difícil disolver aire en el medio a tratar. (Kyzas & Matis, 2016)

En la electroflotación se generan microburbujas de hidrógeno y oxígeno en la superficie de los electrodos, en el cátodo se generan las burbujas de hidrógeno, mientras que en el ánodo se generan las de oxígeno. Estas microburbujas se adhieren a las partículas suspendidas, disminuyendo su densidad aparente y favoreciendo su ascenso hacia la superficie para su posterior separación. Además, si el agua tiene impurezas como cloruro ( $\text{Cl}^-$ ), en el ánodo puede producirse la oxidación de estos iones, generándose gas cloro ( $\text{Cl}_2$ ). (Mohtashami & Shang, 2019)

Los electrodos utilizados en celdas de electroflotación se clasifican según el tipo de ánodo empleado, en inertes y activos (o de sacrificio). Los cátodos suelen ser de acero inoxidable o de aluminio debido a su buena conductividad eléctrica, resistencia a la corrosión y su bajo costo. Los ánodos inertes se emplean para generar burbujas de oxígeno gaseoso, sin sufrir un consumo significativo durante el proceso y suelen estar fabricados con metales recubiertos, por ejemplo el titanio recubierto con dióxido de plomo ( $\text{PbO}_2\text{-Ti}$ ). Los ánodos activos están fabricados de metales como el hierro o el aluminio, los cuales durante el proceso de electrólisis se oxidan y liberan iones metálicos que forman hidróxidos metálicos, que actúan como coagulantes. (Mohtashami & Shang, 2019) Cuando se utilizan ánodos de sacrificio o activos ocurre un proceso de electrocoagulación, el cual precede a la electroflotación. (Kyzas & Matis, 2016)

En la Figura 3.8 se muestra un diagrama de un reactor electroquímico de 3 unidades, una de electrocoagulación (con ánodos de sacrificio), una de electroflotación (con ánodos de  $\text{RuO}_2\text{-Ti}$ ) y un tanque de precipitación. (Hassani, et al., 2016)

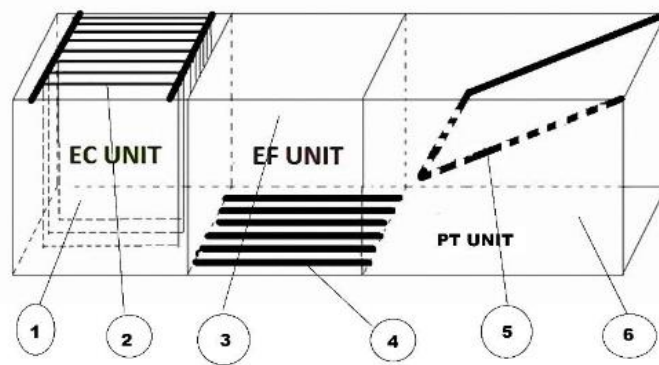


Figura 3.8: Reactor electroquímico. 1: Unidad de EC, 2: Electrodo de EC, 3: Unidad de EF, 4: Electrodo de EF, 5: Láminas de precipitación, 6: Unidad de tanque de precipitación.

### 3.4.7 Electrocoagulación

La electrocoagulación (EC) es una técnica electroquímica de aguas que combina fenómenos físicos y químicos para desestabilizar partículas coloidales y remover contaminantes, utilizando electrodos de Fe/Al de sacrificio. Se aplica una corriente eléctrica continua a los electrodos, como consecuencia el ánodo se oxida y libera de iones metálicos al medio, los cuales se hidrolizan formando hidróxidos de hierro o aluminio poliméricos, que actúan como agentes coagulantes *in situ*, que capturan los metales pesados formando flóculos, que se separan mediante electroflotación, sedimentación o filtración. La principal diferencia entre la electrocoagulación y la coagulación es que los agentes coagulantes se forman *in situ* en la EC, mientras que en la coagulación se deben añadir reactivos químicos que actúan como coagulantes, como sales de aluminio o hierro. (Liu, Zhao, & Qu, 2010)

Para un reactor de EC simple, con un ánodo y cátodo, tipo batch, se tiene el diagrama ilustrativo, que se muestra en la Figura 3.9.

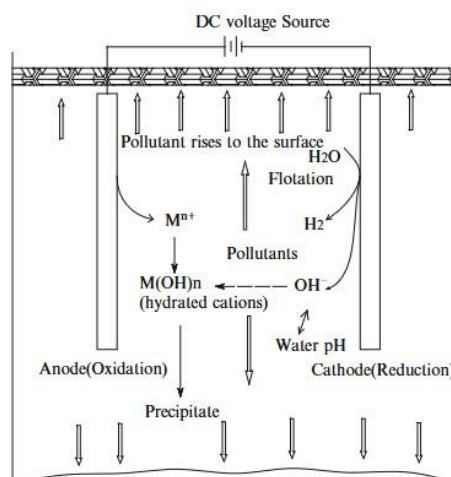


Figura 3.9: Diagrama de celda de EC simple.

### 3.4.8 Ventajas y desventajas de los métodos de tratamiento de metales pesados

En la Tabla 3.4 se muestran las ventajas y desventajas, con sus respectivas referencias, de cada método de tratamiento de agua para remover metales pesados mostrado anteriormente.

*Tabla 3.4: Ventajas y desventajas de tratamientos de metales pesados.*

| Método          | Ventajas                                                                                      | Desventajas                                                                                                                                                                                    | Referencia                                  |
|-----------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------|
| Microfiltración | Eficaz para remover sólidos suspendidos y partículas coloidales de mayor tamaño.              | Baja capacidad de rechazar metales pesados.                                                                                                                                                    | (Xiang, Min, Tang, Sillanpää, & Zhao, 2022) |
| Ultrafiltración | Bajos costos de operación y baja presión de operación. Buen rendimiento para macromoléculas.  | Presenta baja eficiencia para remover iones metálicos disueltos.                                                                                                                               | (Xiang, Min, Tang, Sillanpää, & Zhao, 2022) |
| Nanofiltración  | Mayor rechazo de metales pesados en comparación con la UF.                                    | Mayor consumo de energía y menor permeabilidad del agua en comparación con la UF.                                                                                                              | (Xiang, Min, Tang, Sillanpää, & Zhao, 2022) |
| Osmosis inversa | Muy alta eficiencia de rechazo de metales pesados.                                            | Alto consumo de energía, presión de operación alto y bajo flujo de agua (poca permeabilidad al agua).                                                                                          | (Xiang, Min, Tang, Sillanpää, & Zhao, 2022) |
| Electrodialísis | Alta eficiencia de separación                                                                 | Costos operativos elevados (entre NF y OI).                                                                                                                                                    | (Xiang, Min, Tang, Sillanpää, & Zhao, 2022) |
| Adsorción       | Proceso simple de bajo costo. Alta eficiencia de remoción de varios tipos de metales pesados. | Regeneración del adsorbente es costoso y conlleva a pérdida de material. La saturación del adsorbente requiere regeneración o reemplazo periódico. Los lodos generados se deben eliminar.      | (Oladimeji, et al., 2024)                   |
| nZVI            | Alta capacidad de reducir metales pesados. Económico para tratamientos a gran escala.         | Selectividad moderada, favorece el tratamiento de especies reducibles o aceptadores de electrones. El hierro metálico se consume durante la reacción, limitando la reutilización del material. | (Keshta, et al., 2026)                      |

Tabla 3.4: Ventajas y desventajas de tratamientos de metales pesados (continuación).

|                         |                                                                                                                                                                                                                                       |                                                                                                                                                                                                                                                                |                                  |
|-------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------|
| Coagulación-floculación | Proceso simple. Alta capacidad de remover partículas pequeñas.                                                                                                                                                                        | Químicos costosos. Alta producción de lodos.                                                                                                                                                                                                                   | (Oladimeji, et al., 2024)        |
| Precipitación química   | Proceso simple y con amplia aplicación industrial. Reactivos, como la cal, tienen un costo relativamente bajo.                                                                                                                        | Alta producción de lodos que deben ser eliminados. Requiere un control adecuado del pH.                                                                                                                                                                        | (Kato & Kansha, 2024)            |
| Electroflotación        | Tiempo de proceso corto. No requiere adición de productos químicos. Puede extraer contaminantes de tamaño entre 10-100 $\mu\text{m}$ . Consumo de energía bajo (100-3000 Wh/m <sup>3</sup> ).                                         | Dificultad para controlar el pH del sistema.                                                                                                                                                                                                                   | (Qasem, Mohammed, & Lawal, 2021) |
| Electrocoagulación      | Coagulantes se generan durante el proceso. No requiere adición de químicos. Los flóculos formados son fáciles de remover debido a que son grandes y estables. La operación es simple, y con la posibilidad de automatizar el proceso. | Posibilidad de que ocurra pasivación en los electrodos, causando una baja eficiencia del proceso. El consumo energético depende de la conductividad del agua, la densidad de corriente y el tiempo de tratamiento. El ánodo se debe reemplazar periódicamente. | (Qasem, Mohammed, & Lawal, 2021) |

### 3.5 Oxidación del arsénico

El arsenito es una especie de arsénico que se encuentra predominantemente de forma neutra en el agua a  $\text{pH} < 9$ , lo cual dificulta su eliminación en la mayoría de los métodos de tratamiento de aguas, incluyendo la electrocoagulación, en cambio el arseniato es más fácil de remover debido a que a  $\text{pH} > 2.2$  se encuentra en forma iónica, lo que favorece la adsorción en los hidróxidos metálicos que se forman *in situ*, motivo por el cual se busca la oxidación de As(III) a As(V) en el tratamiento de agua por electrocoagulación.

Los agentes oxidantes son compuestos sólidos, líquidos o gaseosos capaces de aceptar electrones, oxidando otros compuestos. Algunos agentes oxidantes, como el dióxido de manganeso ( $\text{MnO}_2$ ), permanganato de potasio ( $\text{KMnO}_4$ ), dióxido de titanio ( $\text{TiO}_2$ ), nanopartículas de plata e hipoclorito, son usados para el tratamiento de aguas contaminadas con arsénico. Algunos oxidantes generan especies reactivas de oxígeno (ROS) como el radical hidróxido ( $\cdot\text{OH}$ ), el superóxido ( $\text{O}_2^-$ ), o el óxido nítrico ( $\cdot\text{NO}$ ), que permiten oxidar el As(III) a As(V). Otros agentes oxidantes como el ozono, peróxido de hidrógeno y el oxígeno presente en el aire también pueden emplearse para oxidar el As(III). (Jain, Singh, Bhatnagar, & Maiti, 2024)

### 3.5.1 Ozono

El ozono ( $O_3$ ) es un potente agente oxidante, que en combinación con la electrocoagulación permite mejorar la eficiencia de remoción del arsénico en el medio acuoso, al favorecer tanto la oxidación de especies disueltas como la formación de coagulantes metálicos. El ozono oxida el hierro de  $Fe^{2+}$  a  $Fe^{3+}$ , promoviendo la formación de hidróxidos de hierro que actúan como coagulantes. Por otra parte, oxida el manganeso presente en el agua de  $Mn(II)$  a  $Mn(IV)$ , generando precipitados adicionales que contribuyen a la co-precipitación del arsénico. Además, transforma el  $As(III)$  en  $As(V)$ , cuya forma aniónica se adsorbe y co-precipita con mayor eficiencia sobre los hidróxidos metálicos generados *in situ*. (Contreras-Bustos, Quezada González, Cercado, Jiménez-Becerril, & Solache-Ríos, 2024)

### 3.5.2 Aire

El proceso de usar aire como agente oxidante se conoce como electrocoagulación aireada, donde el oxígeno presente en el aire realiza dos procesos importantes, la oxidación del  $Fe^{2+}$  a  $Fe^{3+}$ , y en el caso del tratamiento de arsénico, la transformación de  $As(III)$  a  $As(V)$ , ambos procesos en simultáneo permiten mejorar la eficiencia de remoción del arsénico. Otras ventajas son la mejora de las propiedades de sedimentación de los lodos generados al ser más estables, favoreciendo la separación del arsénico del medio acuoso. (Nidheesh & Gökkuş, 2023)

### 3.5.3 Dióxido de manganeso

El dióxido de manganeso ( $MnO_2$ ) es un compuesto inorgánico sólido que se estudia en la actualidad para asistir sistemas de electrocoagulación con oxidación avanzada, debido a su elevada capacidad oxidante y adsorbente. En el caso de la remoción de arsénico mediante electrocoagulación, el dióxido de manganeso produce la formación rápida de flóculos de hierro, manganeso y arsénico, mientras que la coexistencia de manganeso y hierro permite la oxidación del arsenito a arseniato. (Zhang, et al., 2024)

### 3.5.4 Peróxido de hidrógeno

El peróxido de hidrógeno es un potente agente oxidante, que se descompone en agua y oxígeno en un proceso lento, el cual puede acelerarse en presencia de catalizadores como el dióxido de manganeso o el ion yoduro, o también por irradiación con luz UV. Para uso industrial o en laboratorio la concentración comercial del peróxido de hidrógeno suele ser entre 30%-50%.

El peróxido de hidrógeno puede oxidar el arsénico por medio de varias rutas, dependiendo del pH del medio, los iones metálicos que se vean involucrados, el nivel de oxígeno disuelto en el medio y la presencia de luz UV. En el proceso de electrocoagulación el peróxido de hidrógeno puede generar el radical libre hidroxilo en medio ácido, en un proceso conocido como reacción de Fenton (Ec. 3.1), el cual oxida el  $As(III)$  a  $As(V)$  (Ec. 3.2). Mientras que a pH neutro o alcalino el  $Fe(II)$  se oxida a  $Fe(IV)$  como producto intermedio (Ec. 3.3), el cual se encarga de oxidar el arsenito a arseniato (Ec.

3.4). El proceso de oxidación del arsénico con peróxido de hidrógeno es complejo de describir mediante un número limitado de ecuaciones químicas, debido a que ocurren muchas reacciones simultáneas, con formación de complejos y compuestos intermedios, por lo que en la Figura 3.10 se muestra un esquema de las reacciones más importantes que ocurren durante este proceso, destacando en color rojo las reacciones catalíticas involucradas en la oxidación del arsénico (Montefalcon, Chiong III, Resurreccion, Garcia-Segura, & Ocon, 2020)

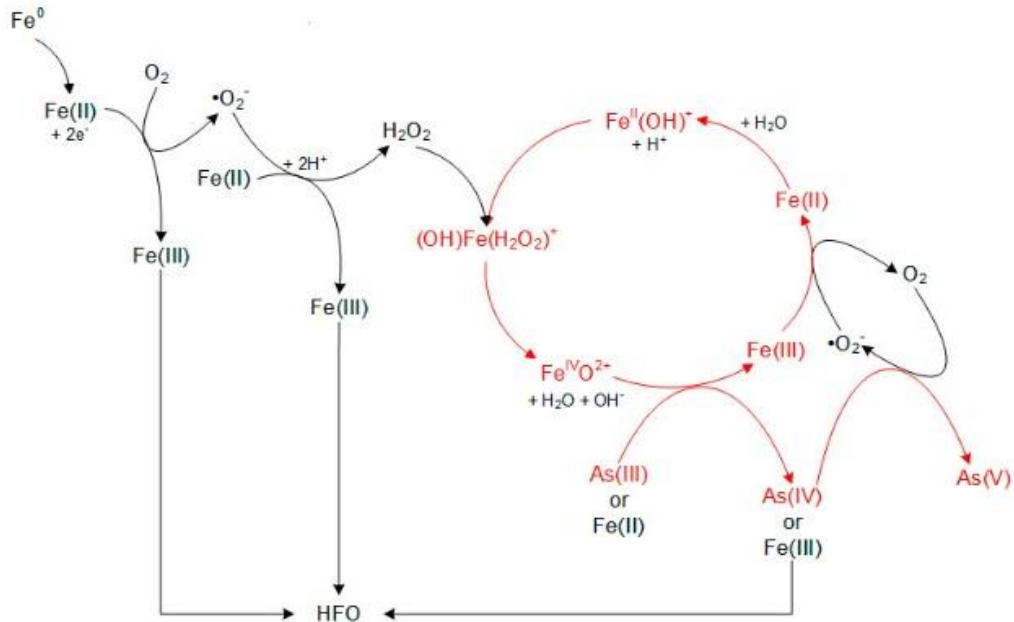
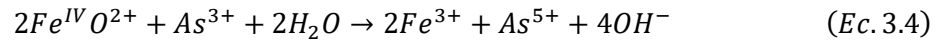
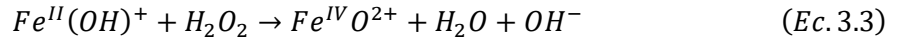
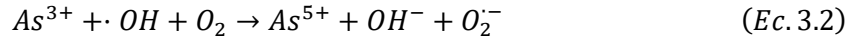
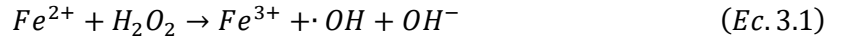


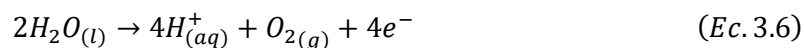
Figura 3.10: Mecanismo de oxidación de As(III) con peróxido de hidrógeno.

### 3.6 Reacciones electroquímicas en los electrodos

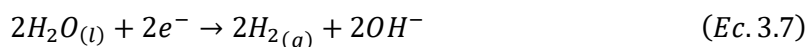
Los electrodos en un reactor de EC pueden estar formados por varios metales, siendo el hierro y el aluminio los materiales más empleados debido a su elevada capacidad para generar coagulantes *in situ*. Al aplicar una diferencia de potencial mediante una fuente externa, ocurre la oxidación del ánodo y la reducción en el cátodo. Si M representa el metal del cual está formado el ánodo, las reacciones electroquímicas generales pueden expresarse mediante las siguientes ecuaciones. (Liu, Zhao, & Qu, 2010)

Ánodo





Cátodo

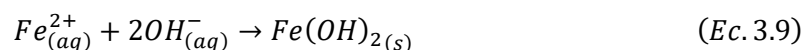


Si el ánodo está compuesto de aluminio el ion metálico liberado es  $Al^{3+}$ , mientras que si el material es hierro, el ion liberado es  $Fe^{2+}$  el cual puede oxidarse posteriormente a  $Fe^{3+}$ . La formación de los hidróxidos metálicos (coagulantes *in situ*) depende de la acidez-alcalinidad del medio.

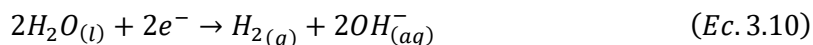
Para ánodos de hierro y aluminio se tienen los siguientes mecanismos de formación de coagulantes.

Ánodo de hierro, medio alcalino:

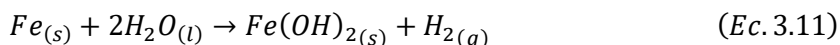
En el ánodo:



En el cátodo:



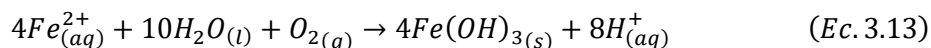
Reacción global:



El hidróxido ferroso formado puede oxidarse posteriormente por el oxígeno disuelto originando hidróxido férrico y otros oxihidróxidos de hierro de mayor estabilidad.

Ánodo de hierro, medio ácido:

En el ánodo:



En el cátodo:



Reacción global:

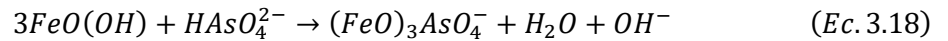
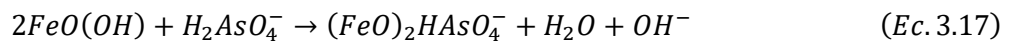
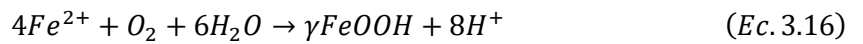


Los hidróxidos y oxihidróxidos amorfos de hierro, principalmente  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ,  $\text{FeOOH}$  y  $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ , presentan una elevada área superficial y abundantes grupos hidroxilo superficiales, lo que les confiere una alta capacidad para adsorber y coprecipitar arsénico y otros contaminantes presentes en el agua. Debido a ello, estas especies constituyen los principales coagulantes generados *in situ* durante la electrocoagulación. (Restrepo, Ruiz, & Garcés, 2006)

### 3.7 Mecanismo de remoción de arsénico

Los iones metálicos liberados desde el ánodo reaccionan con el agua y los iones hidroxilo generados durante la electrólisis, formando hidróxidos, óxidos y oxihidróxidos metálicos amorfos de elevada área superficial. Estas especies actúan como coagulantes *in situ*, favoreciendo la adsorción, complejación y agregación de los contaminantes presentes en el agua. Como resultado, se forman flóculos de mayor tamaño y densidad que posteriormente pueden separarse mediante sedimentación, flotación o filtración.

Los floculantes que se forman en EC dependen principalmente del material del electrodo, el pH del medio, del tiempo de tratamiento, de la presencia de agentes oxidantes, entre otros factores. Los agentes oxidantes, como el peróxido de hidrógeno, además de oxidar el As, también promueve la oxidación de los iones metálicos liberados por el ánodo, como es el caso del hierro, el cual libera iones  $\text{Fe}^{2+}$  en el ánodo que luego se pueden oxidar a  $\text{Fe}^{3+}$ , lo que forma hidróxidos de hierro más estables y con mayor afinidad por el As. Los hidróxidos de hierro reaccionan en el agua durante la EC para formar óxidos y oxihidróxidos de hierro, los cuales forman enlaces superficiales con el As. Una de las reacciones principales que ocurre cuando hay presencia de oxígeno disuelto es la formación de  $\alpha$ - y  $\gamma$ - $\text{FeOOH}$  (Ec. 3.16), que son polimorfos del oxihidróxido de hierro (III), los cuales reaccionan con el As que es retenido principalmente mediante adsorción y coprecipitación al incorporarse en los flóculos, que luego pueden ser removidos mediante sedimentación, flotación o filtración (Ec. 3.17 y Ec. 3.18). (Tegladza, Xu, Xu, Lv, & Lu, 2021)



El proceso de EC se puede resumir en tres etapas: (i) las reacciones electroquímicas asociadas con la disolución anódica que producen iones metálicos y la generación de iones hidróxidos en el cátodo; (ii) la generación de floculantes compuestos por óxidos y oxihidróxidos de hierro, y (iii) la floculación donde el As y otros contaminantes se adsorben, formando flóculos grandes y densos que luego son fácilmente removibles. En la Figura 3.11 se puede ver un diagrama del proceso de EC para remover contaminantes al utilizar un ánodo de hierro. (Tegladza, Xu, Xu, Lv, & Lu, 2021)

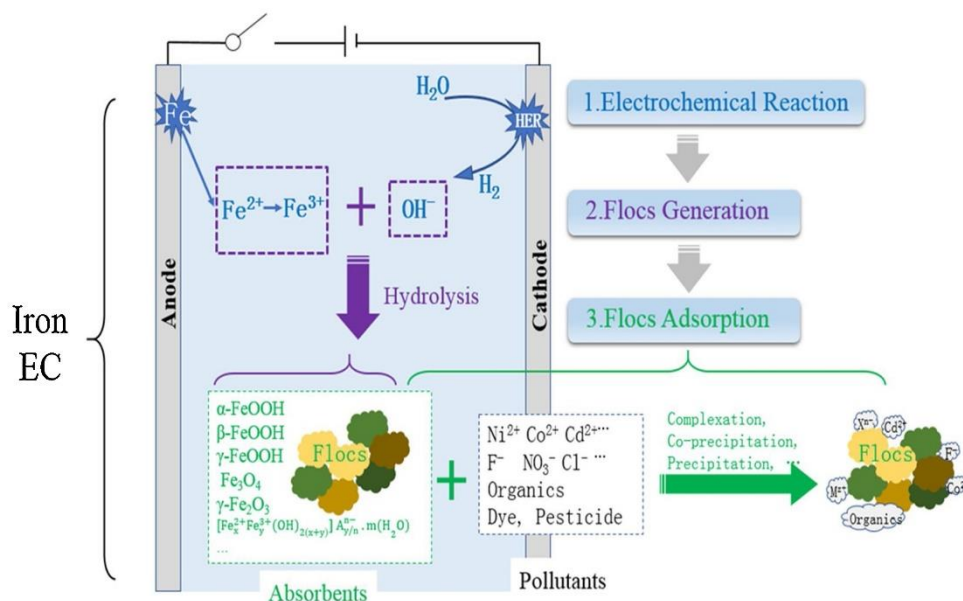


Figura 3.11: Proceso de EC con ánodo de hierro.

Cuando el medio tiene poco oxígeno disuelto, se tienden a formar otros compuestos coagulantes como lo son la magnetita ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ), y *green rust* (especies mixtas de  $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{Fe}^{3+}$ ) los cuales evolucionan en el tiempo y según las condiciones del sistema. En la Figura 3.12 se puede ver las vías de formación de hidróxido de hierro de valencia mixta a partir de un ánodo de hierro en el proceso de EC. (Dubrawski, et al., 2015)

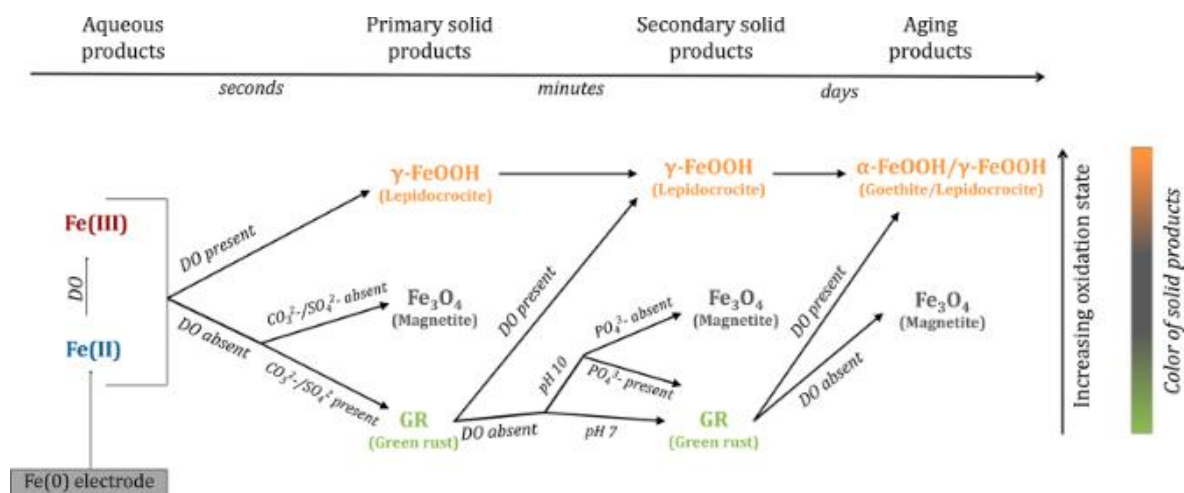


Figura 3.12: Vías de formación de floculantes.

### 3.8 Principales variables que afectan a la electrocoagulación

El proceso de electrocoagulación es de carácter físico-químico y su eficiencia de remoción de contaminantes depende de diversas variables operacionales y fisicoquímicas. Entre los principales parámetros que influyen en el proceso se encuentran la densidad de corriente eléctrica, el consumo de los electrodos, el pH, la conductividad eléctrica, el tiempo de tratamiento, la separación y

configuración de los electrodos, la concentración inicial del contaminante y las características de la matriz acuosa. A continuación, se describen las principales variables de interés para el proceso:

### 3.8.1 Densidad de corriente eléctrica y consumo del electrodo

La densidad de corriente eléctrica constituye uno de los principales parámetros operacionales de la electrocoagulación, debido a que determina la velocidad de disolución del material del ánodo y, por consiguiente, la cantidad de especies metálicas liberadas in situ que participan en la formación de los coagulantes. Un incremento de la densidad de corriente generalmente favorece la remoción hasta alcanzar un rango óptimo, a partir del cual un aumento adicional puede no mejorar la eficiencia y puede incrementar el consumo energético y de electrodo. La densidad de corriente es la principal variable electroquímica directamente controlada en este trabajo, debido a que el área y la separación de los electrodos es constante. Cuando el área efectiva de los electrodos se mantiene constante, la densidad de corriente puede expresarse mediante la siguiente relación:

$$J = \frac{I}{A} \quad (Ec. 3.19)$$

J: densidad de corriente eléctrica (A/m<sup>2</sup>).

I: Corriente eléctrica (A).

A: área efectiva de los electrodos (m<sup>2</sup>).

La eficiencia de remoción de los contaminantes depende de la formación de flóculos, los cuales son generados por la liberación de iones metálicos desde el ánodo, lo que depende en gran medida de la corriente eléctrica aplicada. La corriente eléctrica se relaciona con el consumo del electrodo mediante la ley de Faraday. (Mollah, y otros, 2004)

$$W = \frac{I * t * M}{Z * F} \quad (Ec. 3.20)$$

W: Masa del electrodo consumido (g).

I: Corriente eléctrica aplicada (A).

t: Tiempo de contacto (s).

M: Masa molar del material del electrodo consumido (g/mol).

Z: Número de electrones involucrados en la reacción redox (para Al es 3 y para Fe es 2).

F: Es la constante de Faraday (96.500 C/mol de electrones).

### 3.8.2 Temperatura

El efecto de la temperatura en el proceso de electrocoagulación no se ha estudiado lo suficiente para comprender su impacto a profundidad. El incremento de la temperatura puede favorecer la cinética de las reacciones electroquímicas y de los procesos de hidrólisis asociados a los iones metálicos liberados desde el ánodo. Asimismo, un aumento de la temperatura generalmente incrementa la conductividad eléctrica de la solución y puede disminuir la viscosidad del medio, favoreciendo la transferencia de masa y el transporte de especies durante el tratamiento, por lo que se requiere menos consumo eléctrico. Sin embargo, el efecto de la temperatura sobre la eficiencia de remoción no es necesariamente proporcional, ya que temperaturas elevadas pueden modificar las características de los flóculos formados. La mayoría de los experimentos que se realizan de EC son a temperatura ambiente (20°C-30°C), evitando así requerimientos energéticos adicionales asociados al calentamiento de la solución. Por consiguiente, la temperatura suele considerarse una variable secundaria frente a parámetros como la densidad de corriente, el pH y el tiempo de tratamiento. (Chen, 2004)

### 3.8.3 pH inicial

El pH inicial constituye una de las principales variables que afectan el desempeño de la electrocoagulación, debido a su influencia sobre la especiación de los contaminantes, la hidrólisis de los iones metálicos liberados desde el ánodo y la formación y estabilidad de los hidróxidos y oxihidróxidos metálicos responsables de la coagulación. Asimismo, el pH puede modificarse durante el tratamiento como consecuencia de las reacciones electroquímicas que ocurren en los electrodos, por lo que el pH final de la solución no necesariamente coincide con el valor inicial.

En la remoción de arsénico, el pH adquiere especial importancia debido a que determina la especiación del As y modifica las propiedades superficiales de los hidróxidos y oxihidróxidos metálicos. En sistemas de electrocoagulación con electrodos de hierro, se han reportado condiciones favorables de remoción de arsénico en un intervalo de pH cercano a la neutralidad, aproximadamente entre 6 y 8. No obstante, el pH óptimo no es universal y puede variar en función de la especie de arsénico presente, el material del electrodo y las demás condiciones operacionales del proceso. (Restrepo, Ruiz, & Garcés, 2006)

### 3.8.4 Tiempo de tratamiento

El tiempo de tratamiento es el tiempo durante el cual se aplica la corriente eléctrica a la celda de EC. Esta variable determina la duración de las reacciones electroquímicas y, por consiguiente, influye en la cantidad de especies metálicas liberadas desde el ánodo y en la formación de hidróxidos y oxihidróxidos metálicos que actúan como coagulantes *in situ*. En general un aumento en el tiempo de tratamiento puede favorecer la eficiencia de remoción de contaminantes debido a la mayor generación de especies coagulantes y al mayor tiempo disponible para que ocurran los procesos de

desestabilización, interacción y agregación de los contaminantes. Sin embargo, este comportamiento presente un límite, denominado tiempo óptimo de tratamiento, momento en el cual la eficiencia de remoción se mantiene aproximadamente constante, es decir, no aumenta con el tiempo. El tiempo óptimo de operación depende de diversos factores, principalmente del material de los electrodos, el contaminante a remover, la eficiencia de remoción requerida, la densidad de corriente, el pH, entre otros. Asimismo, tiempos de tratamiento excesivamente prolongados pueden incrementar innecesariamente el consumo energético y el desgaste de los electrodos, por lo que la selección del tiempo óptimo debe considerar simultáneamente la eficiencia de remoción y los costos asociados al proceso. (Boinpally, Kolla, Kainthola, Kodali, & Vemuri, 2023)

### **3.8.5 Concentración inicial de contaminantes**

La concentración inicial del contaminante constituye una variable importante en el desempeño de la electrocoagulación, debido a que determina la relación entre la cantidad de contaminante presente en la solución y la cantidad de especies coagulantes generadas *in situ*. Cuando la concentración inicial aumenta y las demás condiciones de operación se mantienen constantes, la cantidad de contaminante que debe ser removida es mayor, mientras que la cantidad de especies coagulantes disponibles permanece determinada principalmente por la corriente eléctrica aplicada y el tiempo de tratamiento. En concentraciones iniciales elevadas, la disponibilidad de sitios superficiales de interacción en los hidróxidos y oxihidróxidos metálicos puede resultar insuficiente respecto de la cantidad de contaminante presente, lo que puede disminuir el porcentaje de remoción. Sin embargo, una disminución del porcentaje de remoción no implica necesariamente una menor cantidad absoluta de contaminante removido. Por ejemplo, una solución con una concentración inicial mayor puede presentar un porcentaje de remoción inferior, pero una masa total de contaminante removida superior debido a la mayor cantidad inicialmente presente.

Por otra parte, si el agua a tratar contiene muchos tipos de contaminantes, como metales pesados, lubricantes, grasas, coloides, entre otros, se produce una competencia por los sitios superficiales disponibles en los flóculos, haciendo que la remoción del contaminante objetivo (el que se desea remover) sea menos eficiente, particularmente cuando existen otras especies con elevada afinidad por los hidróxidos y oxihidróxidos metálicos. (Moradi, Vasseghian, Arabzade, & Mousavi Khaneghah, 2021)

### **3.8.6 Conductividad del medio**

La conductividad eléctrica del medio constituye una variable importante en la electrocoagulación, debido a que determina la resistencia eléctrica de la solución y, por consiguiente, influye en el voltaje requerido para mantener una determinada corriente eléctrica. Una alta conductividad reduce la resistencia óhmica del medio, es decir, se necesita un menor voltaje aplicado para mantener la corriente eléctrica estable, lo que puede disminuir el consumo de energía, y en consecuencia los

costos operacionales. Cuando el agua a tratar presenta una baja conductividad eléctrica (como el caso de soluciones sintéticas preparadas para estudios de laboratorio) se suele añadir un electrolito de soporte con el objetivo de aumentar la conductividad del medio y mejorar el transporte de corriente entre los electrodos, tales como NaCl, Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, NaNO<sub>3</sub>, KCl y NaCOOH. La concentración del electrolito debe seleccionarse cuidadosamente, debido a que un incremento de la conductividad no necesariamente produce un aumento proporcional de la eficiencia de remoción. Además, la naturaleza del electrolito puede modificar las reacciones electroquímicas y las especies presentes en el medio. (Demirel, Özmen, Yavuz, & Koparal, 2022)

### 3.8.7 Agitación

La agitación constituye una variable importante en el proceso de electrocoagulación, debido a que favorece la transferencia de masa, la dispersión de las especies generadas electroquímicamente y el contacto entre los contaminantes y las especies coagulantes formadas *in situ*. El proceso de EC produce una agitación natural al formarse burbujas de hidrógeno y oxígeno por las reacciones que ocurren en los electrodos, estas burbujas inducen movimientos convectivos en el medio y contribuyen al mezclado de la solución, sin embargo, esta mezcla puede ser insuficiente para garantizar una distribución homogénea de las especies generadas. Se puede incrementar la agitación mediante dispositivos externos, como agitadores, aire inyectado, o en métodos más avanzados con ultrasonido, lo cual mejora el mezclado del proceso. La agitación es importante para obtener una buena eficiencia de remoción del contaminante debido a que aumenta la cinética de transferencia de masa, es decir, aumenta la tasa de colisión de partículas, favoreciendo la formación de los grupos hidroxilos y flóculos. La agitación puede disminuir la pasivación de los electrodos, es decir, retrasar la formación de la capa de óxido que normalmente se forma en los electrodos durante la EC y de esta forma favorecer la liberación de iones metálicos al medio acuoso. No obstante, una agitación excesiva puede generar efectos desfavorables, debido a que puede aumentar la fragmentación o desestabilización de los flóculos previamente formados. (Boinpally, Kolla, Kainthola, Kodali, & Vemuri, 2023)

### 3.8.8 Pasivación de los electrodos

La pasivación constituye uno de los principales fenómenos que pueden afectar a la eficiencia de remoción de contaminantes en la EC, especialmente durante operaciones prolongadas. Consiste en la formación y acumulación de una capa o película poco conductora en la superficie de los electrodos, compuesta principalmente por óxidos e hidróxidos metálicos.

La película superficial en los electrodos dificulta la transferencia de carga y puede reducir la producción y liberación de los iones metálicos al medio acuoso, disminuyendo la formación de coagulantes, y por consiguiente la adsorción, coprecipitación y separación de los contaminantes.

La resistencia eléctrica aumenta debido a la capa superficial, lo que causa que se requiera más energía para mantener una corriente eléctrica constante, es decir, eleva el consumo energético del proceso, aumentando los costos de operación. La película superficial tiende a crecer a medida que pasa el tiempo, lo que puede disminuir la transferencia de  $\text{Fe}^{2+}$  generado en el ánodo hacia el volumen de la solución, por ello cuando estos iones son atrapados por la capa superficial del electrodo, disminuye la disponibilidad de hierro en el medio acuoso, provocando que la eficiencia de remoción de contaminantes (como el arsénico) disminuya, es decir, a medida que la capa pasiva crece, se adsorben menos contaminantes.

En la Figura 3.13 se representa esquemáticamente la formación progresiva de una capa superficial sobre un electrodo de hierro. Inicialmente, el electrodo presenta una elevada producción y transferencia de  $\text{Fe}^{2+}$  hacia el electrolito (A). Con el transcurso del tiempo, comienza a formarse una capa superficial que retiene parte del  $\text{Fe}^{2+}$  generado, disminuyendo su transferencia hacia la solución (B). Finalmente, el crecimiento de esta capa incrementa la resistencia al transporte y reduce aún más la cantidad de  $\text{Fe}^{2+}$  disponible en el electrolito, disminuyendo la eficiencia de remoción del arsénico (C). Este comportamiento evidencia la relación entre el crecimiento de la capa superficial, la disminución de la producción efectiva de coagulante y la pérdida progresiva del desempeño de la EC. (Ingelsson, Yasri, & Roberts, 2020)

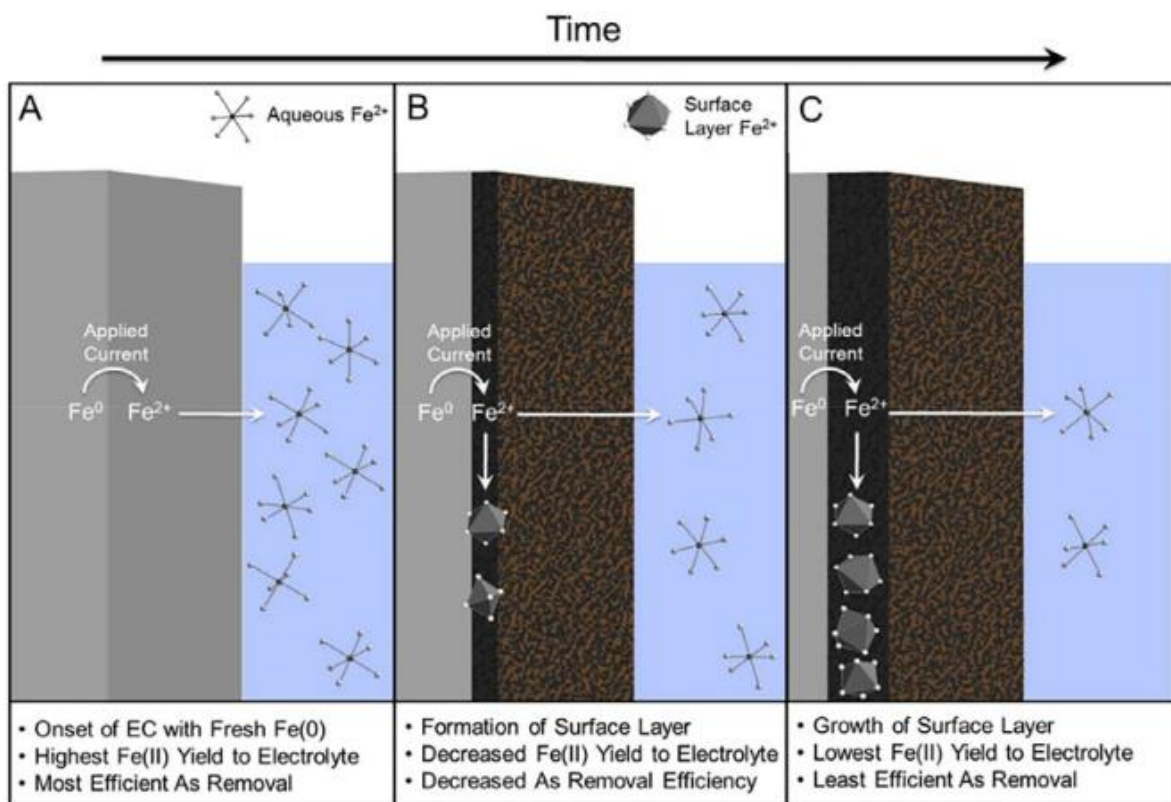


Figura 3.13: Formación de capa superficial en el ánodo.

### 3.9 Ultrasonido

El ultrasonido es una técnica que puede acoplarse a la electrocoagulación (EC), comúnmente abreviado como EC/US. La aplicación conjunta de ambas tecnologías puede generar efectos complementarios que favorecen el desempeño de la EC, tanto mediante modificaciones de las condiciones hidrodinámicas del sistema como a través de efectos fisicoquímicos asociados a la cavitación acústica. Entre estos efectos se encuentran la intensificación de la transferencia de masa, el mejoramiento de la mezcla, la remoción de depósitos superficiales sobre los electrodos y la generación de especies químicamente reactivas.

El US consiste en irradiar ondas sonoras, con frecuencias mayores de 20 kHz, lo que produce la cavitación del líquido, es decir, se generan ciclos alternos de alta y baja presión. En la fase de presión negativa o rarefacción las burbujas se expanden al llenarse de gas o vapor de agua, luego en la fase de presión alta las burbujas se comprimen. Las burbujas se comprimen y expanden en un ciclo de alta y baja presión, creciendo hasta llegar a un tamaño crítico, donde implosionan y liberan grandes cantidades de energía a microescala, lo que genera condiciones transitorias de temperatura y presión extremas en la zona. En la Figura 3.14 se observa el ciclo de compresión y expansión de una burbuja por el US, creciendo hasta implosionar. (Leong, Ashokkumar, & Kentish, 2011)

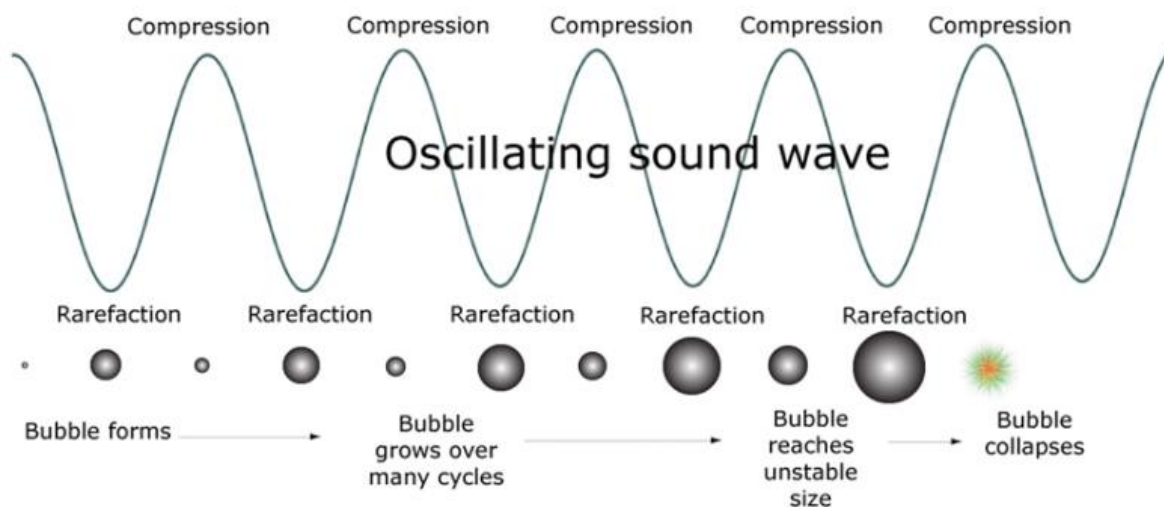


Figura 3.14: Ciclo de compresión y expansión de una burbuja por US.

El US puede producir varios efectos cuando se acopla al proceso de EC. Uno de ellos es la disminución de la pasivación de los electrodos. Las ondas de choque, microcorrientes y esfuerzos de corte generados durante este fenómeno pueden favorecer la remoción de depósitos acumulados sobre la superficie del electrodo, exponiendo nuevamente zonas activas y facilitando la transferencia de especies metálicas hacia el medio acuoso, manteniendo la actividad electroquímica de los electrodos. Otro efecto que tiene la cavitación, es que puede modificar el tamaño y la distribución de las partículas, el colapso de las burbujas puede favorecer la fragmentación y desaglomeración de las partículas, lo que aumenta potencialmente el área superficial disponible para la interacción con los

contaminantes, sin embargo, este efecto depende de las condiciones de operación, por lo que no debe afirmarse que el US siempre disminuye el tamaño de los flóculos. Por otra parte, la cavitación produce zonas de microcorrientes y turbulencia, favoreciendo un mejor mezclado de los iones metálicos, coagulantes y contaminantes. (Moradi, Vasseghian, Arabzade, & Mousavi Khaneghah, 2021)

El US también es capaz de generar radicales por cavitación. Las ondas ultrasónicas crean burbujas que luego del ciclo de expansión y compresión implosionan, liberando energía en una zona local, lo cual provoca la formación de radicales altamente reactivos. El agua es capaz de descomponerse en radical hidroxilo (Ec. 3.21), y en un sistema con peróxido de hidrógeno el US también es capaz de descomponer el agente oxidante en radical hidroxilo (Ec. 3.22). Por este motivo, la aplicación conjunta de US y  $H_2O_2$  puede intensificar procesos de oxidación avanzada. (Moradi, Vasseghian, Arabzade, & Mousavi Khaneghah, 2021)



Los radicales hidroxilo al ser agentes altamente oxidantes son capaces de oxidar el arsénico y el hierro, lo cual mejora la eficiencia de remoción.

En el caso particular del arsénico, la generación de especies oxidantes durante la sonicación puede favorecer la oxidación de As(III) a As(V). Esta transformación es relevante para la EC debido a que el As(V) presenta una mayor afinidad por las fases de hierro formadas durante el proceso, favoreciendo posteriormente su retención mediante mecanismos de adsorción y coprecipitación.

### 3.10 Sinergia del acoplamiento EC/US

Como ya se ha mencionado en las secciones anteriores el ultrasonido tiene un efecto sinérgico con la electrocoagulación sobre el proceso de tratamiento, debido a la interacción entre los fenómenos hidrodinámicos, mecánicos y electroquímicos generados por ambas tecnologías. El US modifica el campo de flujo mediante la cavitación acústica, generando microcorrientes, fluctuaciones de velocidad y turbulencia, mientras que la EC produce especies coagulantes y favorece la desestabilización de las partículas mediante la neutralización de sus cargas superficiales. La interacción entre estos fenómenos puede favorecer el transporte y la colisión entre partículas, así como modificar simultáneamente los procesos de fragmentación y agregación de los flóculos. El mecanismo de acción de la EC/US se puede resumir en las siguientes etapas:

- Fragmentación y dispersión de partículas inducida por el ultrasonido.
- Agregación y crecimiento de los flóculos impulsados por electrocoagulación.
- Sedimentación inducida por gravedad y flotación por adhesión a burbujas.

Cuando la intensidad de turbulencia es muy alta, la fuerza de cizalladura o *shear force* puede provocar la fragmentación de los flóculos formados en partículas pequeñas que son dispersadas. Por el contrario, una intensidad de turbulencia demasiado baja puede limitar el transporte y la frecuencia de colisión entre partículas, dificultando su agregación. La intensidad de turbulencia debe ser la adecuada para mantener un equilibrio entre la agregación de las partículas y la estabilidad de los flóculos.

Para comprender mejor la relación entre la intensidad de la turbulencia y la estabilidad de los flóculos una investigación (Liu, Bai, Wei, Qiao, & Du, 2025) compara distintas configuraciones de EC/US cambiando parámetros de frecuencia del ultrasonido y la densidad de corriente eléctrica. El estudio selecciona la relación o cociente entre la escala de vórtice de Kolmogorov ( $\eta$ ) y el tamaño de partícula o flóculo ( $D$ ), y la tasa de disipación de energía turbulenta ( $\epsilon$ ) como parámetros cuantitativos. La escala de vórtice de Kolmogorov es el tamaño de vórtice más pequeño dentro de un flujo turbulento antes de disiparse. La tasa de disipación energía turbulenta es la rapidez con la que se disipa la energía cinética de los vórtices en el fluido. La relación  $\eta/D$  permite evaluar la interacción entre las estructuras turbulentas más pequeñas y el tamaño de las partículas o flóculos. El comportamiento de los flóculos según los parámetros descritos se puede dividir en tres zonas descritas en la Tabla 3.5. (Liu, Bai, Wei, Qiao, & Du, 2025)

Tabla 3.5: Zonas de comportamiento de los flóculos en función de la turbulencia ( $\eta/D$  y  $\epsilon$ ).

| Región              | Razón $\eta/D$        | $\epsilon [m^2/S^3]$                 | Intensidad de la turbulencia | Efectos en los flóculos                                             | Resultado en la floculación                                            |
|---------------------|-----------------------|--------------------------------------|------------------------------|---------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------|
| Baja perturbación   | $25 \leq \eta/D$      | $\epsilon < 10^{-6}$                 | Baja                         | Poca interacción entre vórtices y flóculos                          | Crecimiento de los flóculos limitado                                   |
| Equilibrada         | $15 \leq \eta/D < 25$ | $10^{-6} \leq \epsilon \leq 10^{-4}$ | Moderada                     | Buena colisión y adhesión entre partículas                          | Flóculos grandes y estables                                            |
| Sobre cizallamiento | $\eta/D < 15$         | $\epsilon > 10^{-4}$                 | Alta                         | Alta colisión entre partículas, pero fuerte efecto de cizallamiento | Flóculos inestables, ciclos frecuentes de fragmentación y reagregación |

Los valores de los parámetros descritos en la Tabla 3.5 que definen las distintas regiones corresponde a las condiciones evaluadas en cada experimento, no son valores universales, sino que dependen de

la configuración y diseño de los experimentos. Sin embargo, es útil para comprender que el desempeño del proceso de EC/US depende de operar con una intensidad de turbulencia o perturbación moderada, alcanzando un equilibrio entre el transporte y la colisión de las partículas, la agregación electroquímica y la estabilidad estructural de los flóculos. Cuando la intensidad es baja, el crecimiento de los flóculos es deficiente, mientras que una intensidad alta produce inestabilidad en los flóculos.

### 3.11 Consumo energético

La energía consumida o suministrada por cualquier equipo, desde un tiempo  $t_0$  hasta un tiempo  $t_f$  se define según la Ec. 3.23, normalmente en unidades de watt-hora (Wh). (Alexander & Sadiku, 2017)

$$E = \int_{t_0}^{t_f} P dt \quad (Ec. 3.23)$$

E: Energía suministrada por el equipo, desde un tiempo  $t_0$  hasta un tiempo  $t_f$  (Wh).

$t_0$ : Tiempo inicial desde que se mide la energía consumida o suministrada (h).

$t_f$ : Tiempo final de medición de la energía consumida o suministrada (h).

P: Potencia entregada por el equipo (W).

En los sistemas de tratamiento de agua el consumo energético es la cantidad de energía utilizada por los equipos durante el tratamiento. Para la electrocoagulación el consumo energético es la potencia aplicada por el tiempo de operación, y para los sistemas con ultrasonido acoplado se define como la suma entre el consumo energético de la celda de EC y el equipo de ultrasonido.

$$E_{Total} = E_{EC} + E_{US} \quad (Ec. 3.24)$$

$E_{Total}$ : Consumo energético total del tratamiento (Wh).

$E_{EC}$ : Consumo energético de la celda de electrocoagulación (Wh).

$E_{US}$ : Consumo energético del equipo de ultrasonido (Wh).

Para la celda de electrocoagulación la potencia depende de la variación del voltaje y de la corriente eléctrica en el tiempo. Para los sistemas de EC que utilizan corriente eléctrica constante, el voltaje tiende a cambiar en el tiempo, por lo que usando la Ec. 3.23 el consumo energético de la celda se puede calcular según la Ec. 3.25:

$$E_{EC} = I * \int_0^{t_{EC}} V(t) * dt \quad (Ec. 3.25)$$

Para datos discretos del voltaje, con n mediciones tomados en intervalos de tiempo  $\Delta t$  iguales, el consumo energético  $E_{EC}$  se puede aproximar según la Ec. 3.26:

$$E_{EC} = I * \sum_{i=1}^n V_i * \Delta t \quad (Ec. 3.26)$$

$V_i$ : Voltaje medido en el instante  $i$  (V).

$\Delta t$ : Intervalo de tiempo de medición del voltaje (h).

$I$ : Corriente eléctrica aplicada (A).

La potencia del equipo de ultrasonido es informada por el fabricante como potencia nominal, la cual es constante. El consumo energético del equipo de ultrasonido se puede calcular según la Ec. 3.27:

$$E_{US} = P_{US} * t_{US} \quad (Ec. 3.27)$$

$P_{US}$ : Potencia del equipo de ultrasonido (W).

$t_{US}$ : Tiempo de operación del equipo de ultrasonido (h).

Al reemplazar la Ec. 3.26 y la Ec. 3.27 en la Ec. 3.24 se obtiene la siguiente expresión para calcular el consumo energético total del tratamiento:

$$E_{Total} = I * \sum_{i=1}^n V_i * \Delta t + P_{US} * t_{US} \quad (Ec. 3.28)$$

Para comparar el desempeño energético de diferentes condiciones experimentales, se emplea el consumo específico de energía, definido como la cantidad de energía utilizada por unidad de volumen de agua tratada:

$$CEE = \frac{E_{Total}}{V_{agua}} \quad (Ec. 3.29)$$

$CEE$ : Consumo específico de energía (Wh/m<sup>3</sup>).

$V_{agua}$ : Volumen de agua tratado (m<sup>3</sup>).

### 3.12 Resistencia

La Ley de Ohm establece la relación entre la resistencia de un elemento, la diferencia de potencial eléctrico aplicada y la corriente eléctrica que circula a través de este. Esta relación se expresa como:

$$R = \frac{V}{I} \quad (Ec. 3.30)$$

$V$ : Diferencia de potencial eléctrico aplicado (V).

$I$ : Corriente eléctrica que circula por el circuito (A).

$R$ : Resistencia eléctrica (Ohm).

La expresión anterior indica que, la resistencia de un elemento representa su oposición al flujo de corriente eléctrica. Para una resistencia dada, la corriente eléctrica que circula por el circuito es directamente proporcional a la diferencia de potencial aplicado. Asimismo, para una corriente eléctrica constante, la resistencia es directamente proporcional a la diferencia de potencial aplicado. (Alexander & Sadiku, 2017)

Para la celda de electrocoagulación la resistencia del medio varía en el tiempo según la corriente eléctrica aplicada y la variación del voltaje. Para los sistemas de EC que utilizan corriente eléctrica constante, el voltaje tiende a cambiar en el tiempo, por lo que usando la Ec. 3.30 la resistencia en cada instante  $i$  se puede calcular según la Ec. 3.31:

$$R_i = \frac{V_i}{I_i} \quad (Ec. 3.31)$$

$R_i$ : Resistencia del medio en el instante  $i$  (Ohm).

$V_i$ : Voltaje medido en el instante  $i$  (V).

$I_i$ : Corriente eléctrica medida en el instante  $i$  (A).

## 4. Metodología

Se describe la metodología experimental para estudiar la remoción de arsénico mediante electrocoagulación acoplado con ultrasonido, evaluando distintos parámetros operacionales mediante configuraciones experimentales distintas. El trabajo se realiza en el Laboratorio de Electroquímica Aplicada, del Departamento de Ingeniería Química y Ambiental de la Universidad Técnica Federico Santa María, Casa Central. Las medidas de seguridad que se deben seguir en el laboratorio están descritas en el anexo 9 sección 9.1 Medidas de seguridad.

### 4.1 Materiales

Los materiales necesarios para realizar el trabajo en el laboratorio se detallan en la siguiente lista:

- Vasos precipitados de vidrio de 250 [ml], 500 [ml] y 2000 [ml].
- Probeta 1000 [ml]
- Matraces aforados de 1000 [ml], 2000 [ml].
- Bidones de 5 [L].
- Bureta 50 [ml].
- Frascos de vidrio de 500 [ml].
- Embudo Büchner de 100 [mm].
- Matraz Kitasato.
- Pinzas de metal.
- Pissetas.
- Gotario de vidrio.
- Varillas de vidrio.
- Papel filtro (Glass Fiber Membrane Filters, GA-55, 47mm, 100/Pk).
- Pipeta graduada de 10 [ml].
- Equipos de protección personal (EPP).

### 4.2 Equipos

Los equipos que se requieren para llevar a cabo las experiencias son los siguientes:

- Balanza analítica BOECO modelo BAS 31 plus.
- Balanza de precisión RADWAG modelo WTC 2000.
- Baño ultrasónico COLE PARMER.
- Fuente de poder EXTECH INSTRUMENTS DUAL TRACKING AC/DC.
- Multímetro digital AKTAKOM AMM-1139.
- Bomba de vacío WELCH modelo 2522C-02.
- pH-metro Orion STAR A211.

- Electrodo de acero al carbono y de acero inoxidable.

### 4.3 Reactivos

Los reactivos necesarios para llevar a cabo el trabajo en laboratorio son los siguientes:

- Agua destilada.
- Arsenito de sodio ( $\text{NaAsO}_2$ ) Loba Chemie 98%.
- Arsenato de sodio heptahidratado ( $\text{HAsNa}_2\text{O}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) Sigma-Aldrich 98%.
- Peróxido de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) al 30% de pureza.
- Ácido sulfúrico 98%.
- Hidróxido de sodio 6 [M].

### 4.4 Reactor de Electrocoagulación Batch

El reactor consiste en un cilindro de acrílico, con volumen de 1500 [ml] cuyo diámetro interno es de 9.6 [cm] y altura de 27 [cm]. La operación se realiza en forma batch, agregando la carga dentro del reactor antes de iniciar cada experiencia, con un volumen para cada carga de 1000 [ml], de tal forma que el líquido no se rebalse.

Se utilizan dos electrodos rectangulares, uno de acero al carbono y otro de acero inoxidable, dispuestos uno enfrente del otro y sumergidos dentro del reactor. Los electrodos se limpian después de cada experiencia para eliminar los lodos que se depositan en la superficie del cátodo y del ánodo, mediante el lavado con agua destilada y el secado por estufa, para eliminar la humedad remanente en los poros. Se pesan antes y después de cada experimento para calcular la masa consumida. Las dimensiones de los electrodos son de 12.3 [cm] de largo y 4.8 [cm] de ancho, dando un área superficial de 118.08 [cm<sup>2</sup>].

El sistema se opera con una densidad de corriente de 200 [A/m<sup>2</sup>], aplicando una corriente de 2.362 [A]. Durante el proceso, al mantener la corriente constante, se mide el voltaje y la corriente mediante dos téster cada 20 segundos, con el objetivo de medir el cambio de la resistencia del medio durante la operación y verificar que la densidad de carga se mantenga constante.

El reactor se introduce en el baño ultrasónico Cole Parmer, el cual cuenta con una capacidad de 27 litros, temporizador digital y controlador de temperatura. El equipo opera con una frecuencia de 40.000 [Hz] y una potencia de 500 [W], además cuenta con 3 modos para operar, el normal, degas y soft. El modo normal entrega una frecuencia constante, permitiendo una cavitación fuerte y continua, el cual es el que se elige para los experimentos, el modo degas genera pulsos al combinar periodos de ultrasonido activo e inactivo, eliminando el aire disuelto, y la opción soft reduce la potencia utilizada, la cual se usa para limpiar equipos delicados.

Se adiciona un flujo constante de peróxido de hidrógeno de 0.5-1 [ml/min], mediante una bureta ubicada encima del reactor de electrocoagulación, en todos los experimentos.

## 4.5 Diagrama del proceso e instalación

Las partes que conforman el sistema de electrocoagulación y preparación de muestras finales son las siguientes:

- Reactor: Cilindro de acrílico, es donde ocurre la electrocoagulación.
- Baño ultrasónico COLE PARMER: equipo que proporciona el ultrasonido del agua a tratar, el reactor se inserta dentro del baño.
- Fuente de poder EXTECH: proporciona la corriente eléctrica directa a los electrodos, se ubica a un lado del baño ultrasónico.
- Electrodo: aportan los iones necesarios para las reacciones electroquímicas.
- Multímetro digital 1: Permite medir la diferencia de voltaje aplicado al sistema de manera continua.
- Multímetro digital 2: Permite medir la corriente eléctrica aplicada.
- Bomba de vacío: Para facilitar la filtración del agua tratada y separar los flocúlos formados.

El diagrama del proceso experimental se puede ver en la Figura 4.1.

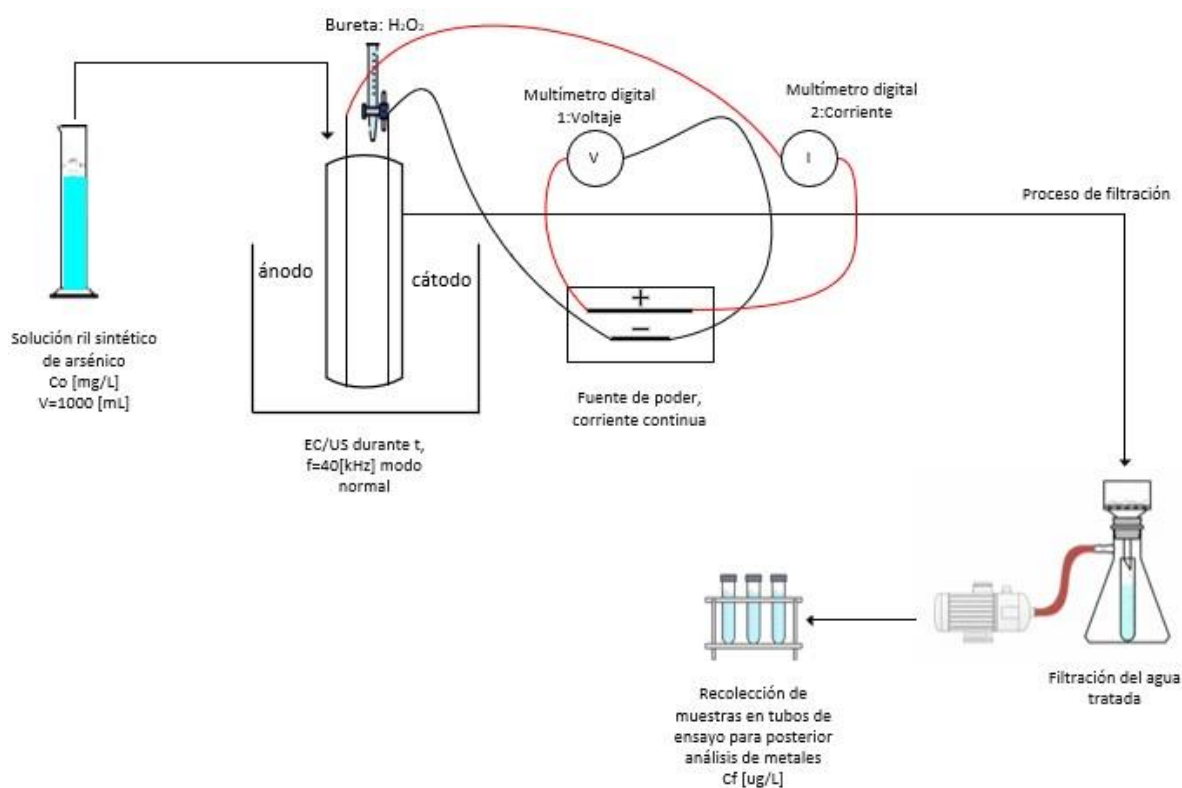


Figura 4.1: Diagrama experimental.

En la Figura 4.2 se muestra una foto de la instalación de los equipos en el laboratorio.

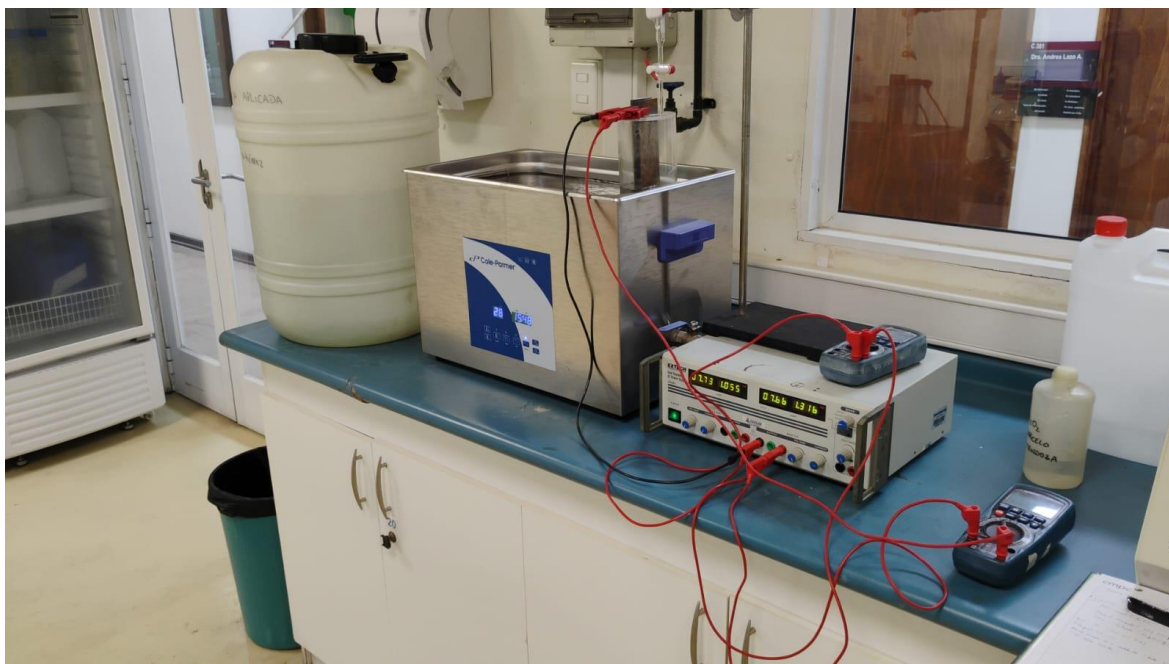


*Figura 4.2: Instalación de los equipos para el proceso experimental.*

## 4.6 Diseño de experimentos

Se preparan 4 soluciones sintéticas de arsénico (set), 2 de arsenito ( $\text{As(III)}$ ) con concentraciones de 1000 mg/L y 5000 mg/L, y 2 de arseniato ( $\text{As(V)}$ ) con concentraciones de 1000 mg/L y 5000 mg/L. Para preparar las soluciones de arsenito se usa el reactivo arsenito de sodio al 98%, y para las soluciones de arseniato se usa arseniato de sodio heptahidratado al 98%. Los 4 sets se preparan en bidones de 5 litros, usando agua destilada. Los cálculos de la masa de cada reactivo requerida para preparar los sets están descritos en el anexo 9 sección 9.2 Preparación de riles sintéticos de arsénico.

- Set 1: 1000 mg/L de  $\text{As(V)}$
- Set 2: 5000 mg/L de  $\text{As(V)}$
- Set 3: 1000 mg/L de  $\text{As(III)}$
- Set 4: 5000 mg/L de  $\text{As(III)}$

Para regular el pH de las soluciones se emplea ácido sulfúrico e hidróxido de sodio, de tal manera que los sets 1 y 2 ( $\text{As(V)}$ ) tengan pH de 5.0, mientras que los sets 3 y 4 ( $\text{As(III)}$ ) tengan pH de 6.5.

Se realizan 10 experimentos donde se mide la remoción de arsénico, pérdida de masa de los electrodos, el voltaje durante la electrocoagulación y la corriente eléctrica. Para cada set se opera con tiempos de 30 minutos y 60 minutos con ultrasonido, además para los sets 1 y 3 se opera sin ultrasonido por 30 minutos. Todos los experimentos se trabajan con un flujo constante de peróxido de hidrógeno de 0.5-1 [ml/min], a temperatura ambiente.

El resumen de los experimentos se presenta en la Tabla 4.1, en donde se detalla el tiempo de operación, las concentraciones iniciales de arsénico, el pH inicial, el modo de uso del equipo de ultrasonido, y la densidad de corriente empleada.

Tabla 4.1: Resumen de configuración experimental.

| Experimento | Set | Densidad de corriente [A/m2] | US       | pH inicial | Tiempo de operación [min] | Concentración inicial [mg/L] |                  |
|-------------|-----|------------------------------|----------|------------|---------------------------|------------------------------|------------------|
|             |     |                              |          |            |                           | As <sup>3+</sup>             | As <sup>5+</sup> |
| EXP-1       | 4   | 200                          | Activo   | 6.5        | 30                        | 5000                         | -                |
| EXP-2       |     |                              | Activo   | 6.5        | 60                        | 5000                         | -                |
| EXP-3       | 3   |                              | Inactivo | 6.5        | 30                        | 1000                         | -                |
| EXP-4       |     |                              | Activo   | 6.5        | 30                        | 1000                         | -                |
| EXP-5       |     |                              | Activo   | 6.5        | 60                        | 1000                         | -                |
| EXP-6       | 2   |                              | Activo   | 5.0        | 30                        | -                            | 5000             |
| EXP-7       |     |                              | Activo   | 5.0        | 60                        | -                            | 5000             |
| EXP-8       | 1   |                              | Inactivo | 5.0        | 30                        | -                            | 1000             |
| EXP-9       |     |                              | Activo   | 5.0        | 30                        | -                            | 1000             |
| EXP-10      |     |                              | Activo   | 5.0        | 60                        | -                            | 1000             |

## 4.7 Solución final

Al final de cada experimento, la solución final es filtrada para remover las partículas sólidas, mediante filtro de fibra de vidrio de 47 mm de tamaño, además se utiliza una bomba de vacío para ayudar al proceso de filtrado. La solución filtrada es guardada en 2 botellas rotuladas, se mide el pH final de la solución con el pH-metro, y las botellas son almacenadas en un refrigerador para protegerlas. Por otra parte, las soluciones iniciales de arsénico también son almacenadas en botellas rotuladas para enviar todas las muestras al Laboratorio de Análisis Químico e Instrumental (LabQI) del Departamento de Química de la Universidad Técnica Federico Santa María, con el objetivo de obtener las concentraciones finales de arsénico total, y también las concentraciones iniciales de los sets, lo cual se realiza mediante el método de determinación de arsénico por espectrofotometría de absorción atómica con llama.

En la Figura 4.3 se muestra el proceso de filtrado, donde la solución final (con sólidos o precipitados de color anaranjado-rojizo en su matriz) es filtrada al vacío por una bomba, y en el matraz se recolecta el clarificado.



*Figura 4.3: Proceso de filtración de la solución final.*

## **4.8 Cálculo de la remoción de arsénico**

Para calcular la eficiencia de la remoción de arsénico de las soluciones tratadas por electrocoagulación se emplea la siguiente ecuación:

$$\eta(\%) = \frac{C_0 - C_t}{C_0} * 100 \quad (Ec. 4.1)$$

Donde  $\eta$  es la eficiencia de remoción de arsénico en porcentaje,  $C_0$ , y  $C_t$  son la concentración inicial de arsénico, y la concentración de arsénico en el tiempo  $t$  en la solución (mg/L), respectivamente. (Can, Boncukcuoglu, Yilmaz, & Fil, 2014)

## 5. Resultados

En esta sección se exponen los resultados obtenidos de los 10 experimentos realizados.

### 5.1 Remoción de Arsénico

En la Tabla 5.1 se muestran los resultados de las concentraciones finales de arsénico total y la eficiencia de remoción del contaminante de los experimentos.  $C_0$  es la concentración inicial de arsénico, correspondiente a los 4 sets, y  $C_f$  es la concentración final de arsénico total de cada experimento.

Tabla 5.1: Remoción de arsénico.

| Experimento | Contaminante | Activación del ultrasonido | Tiempo de operación [min] | $C_0$ [g/L] | $C_f$ [g/L] | Remoción [%] |
|-------------|--------------|----------------------------|---------------------------|-------------|-------------|--------------|
| EXP-1       | As(III)      | Activo                     | 30                        | 4.78±0.09   | 4.75±0.06   | 0.63%        |
| EXP-2       | As(III)      | Activo                     | 60                        |             | 4.43±0.03   | 7.3%         |
| EXP-3       | As(III)      | Inactivo                   | 30                        | 0.98±0.02   | 0.365±0.005 | 62.8%        |
| EXP-4       | As(III)      | Activo                     | 30                        |             | 0.65±0.01   | 33.7%        |
| EXP-5       | As(III)      | Activo                     | 60                        |             | 0.40±0.01   | 59.2%        |
| EXP-6       | As(V)        | Activo                     | 30                        | 4.76±0.09   | 4.80±0.09   | <0.1%        |
| EXP-7       | As(V)        | Activo                     | 60                        |             | 4.80±0.04   | <0.1%        |
| EXP-8       | As(V)        | Inactivo                   | 30                        | 0.970±0.007 | 0.471±0.009 | 51.4%        |
| EXP-9       | As(V)        | Activo                     | 30                        |             | 0.91±0.01   | 6.2%         |
| EXP-10      | As(V)        | Activo                     | 60                        |             | 0.93±0.06   | 4.1%         |

### 5.2 Voltaje

Se registra el voltaje aplicado a los electrodos bajo condiciones de corriente eléctrica constante, en intervalos de 20 segundos durante toda la operación de EC. En la Figura 5.1 se muestra la variación del voltaje para los experimentos con un tiempo de tratamiento de 30 minutos, y en la Figura 5.2 se presentan los valores de los voltajes de los experimentos con un tiempo de tratamiento de 60 minutos.

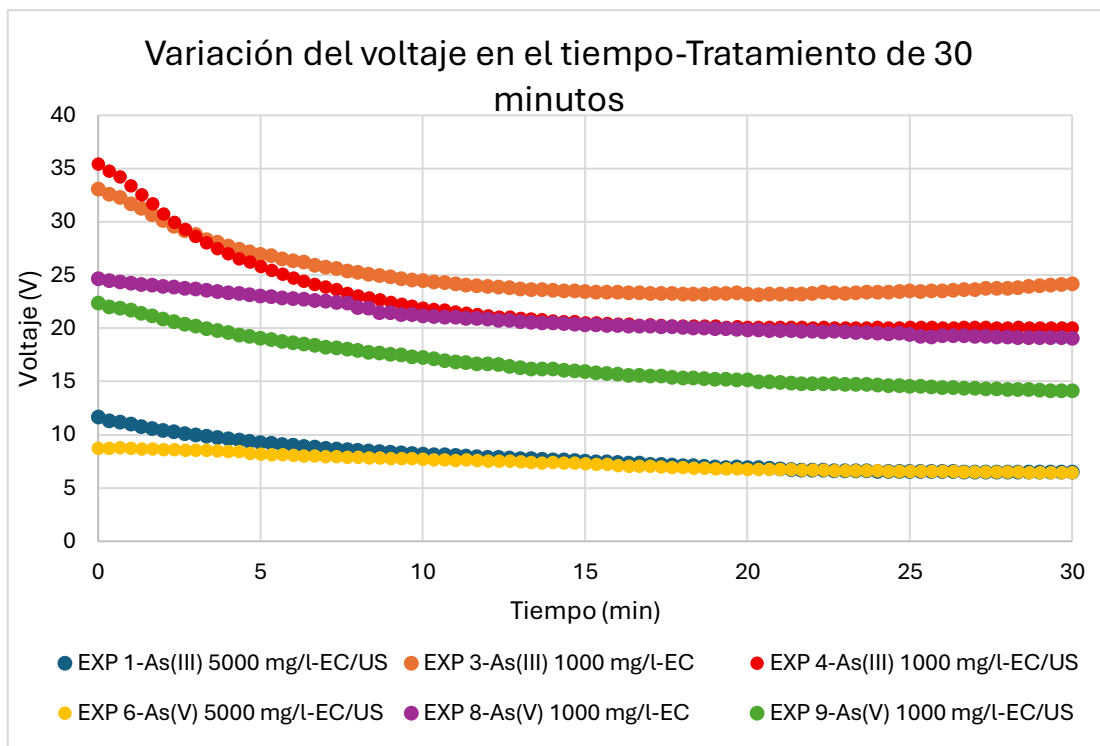


Figura 5.1: Voltaje en el tiempo para tratamiento de 30 minutos.

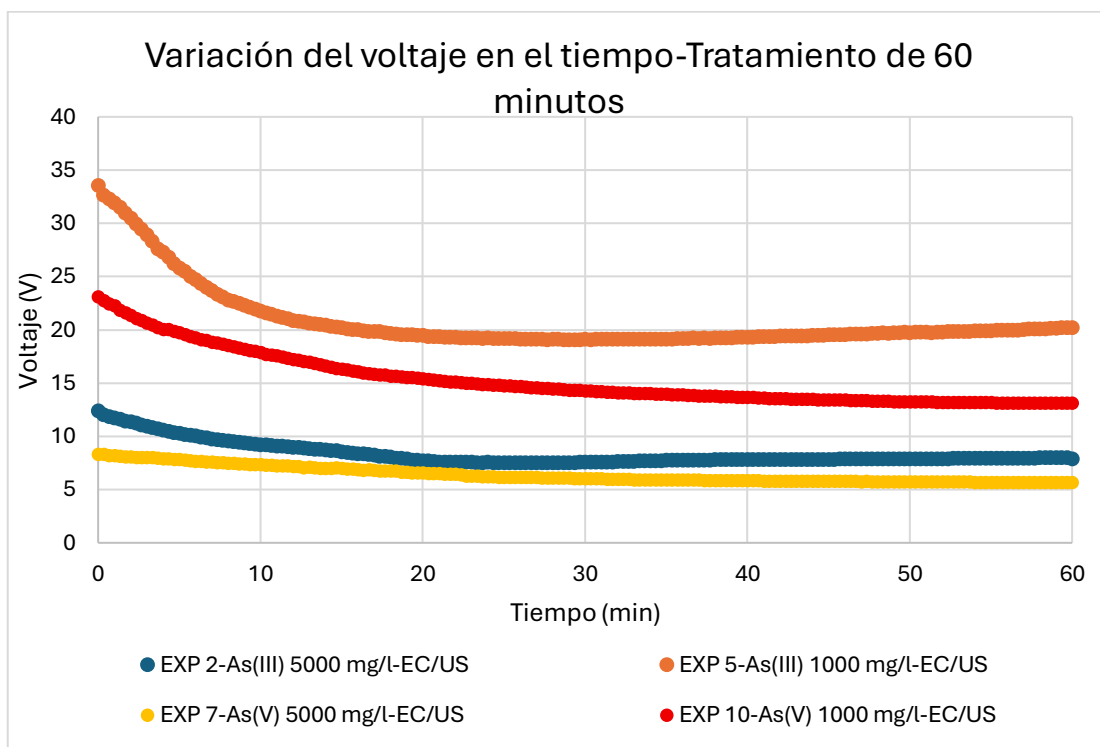


Figura 5.2: Voltaje en el tiempo para tratamiento de 60 minutos.

### 5.3 Densidad de corriente

Se registra la corriente eléctrica durante los experimentos para determinar la variación de la densidad de corriente eléctrica durante el tratamiento. La Tabla 5.2 muestra la variación de la densidad de corriente en los experimentos.

*Tabla 5.2: Disminución de la densidad de corriente.*

| Experimento | Densidad de corriente inicial<br>[A/m <sup>2</sup> ] | Densidad de corriente final<br>[A/m <sup>2</sup> ] | Densidad de corriente promedio<br>[A/m <sup>2</sup> ] | Disminución de la densidad de corriente<br>[%] |
|-------------|------------------------------------------------------|----------------------------------------------------|-------------------------------------------------------|------------------------------------------------|
| EXP 1       | 199.9                                                | 198.4                                              | 198.9                                                 | 0.48%                                          |
| EXP 2       | 200.4                                                | 198.5                                              | 199.0                                                 | 0.69%                                          |
| EXP 3       | 199.4                                                | 197.9                                              | 198.4                                                 | 0.54%                                          |
| EXP 4       | 201.2                                                | 199.2                                              | 199.9                                                 | 0.65%                                          |
| EXP 5       | 200.0                                                | 198.2                                              | 198.6                                                 | 0.71%                                          |
| EXP 6       | 199.3                                                | 197.3                                              | 198.1                                                 | 0.61%                                          |
| EXP 7       | 200.5                                                | 198.7                                              | 199.0                                                 | 0.70%                                          |
| EXP 8       | 199.9                                                | 198.6                                              | 198.9                                                 | 0.52%                                          |
| EXP 9       | 200.1                                                | 197.9                                              | 198.4                                                 | 0.83%                                          |
| EXP 10      | 200.7                                                | 198.4                                              | 198.6                                                 | 1.03%                                          |

## 5.4 Consumo energético

Se presentan los resultados del consumo energético de los experimentos, el cual comprende al consumo de la celda de electrocoagulación y al del equipo de ultrasonido; la energía total consumida en el proceso; y el consumo específico de energía (CEE). En la Tabla 5.3 se presentan los valores en unidades watt-hora para el consumo de energía y en unidades kilowatts-hora por metro cúbico para el CEE.

*Tabla 5.3: Consumo energético del tratamiento EC/US.*

| <b>Experimento</b> | <b>E<sub>EC</sub><br/>[Wh]</b> | <b>E<sub>US</sub><br/>[Wh]</b> | <b>E<sub>Total</sub><br/>[Wh]</b> | <b>CEE<br/>[kWh/m<sup>3</sup>]</b> |
|--------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|
| <b>EXP-1</b>       | 9.39                           | 250                            | 259.39                            | 259.39                             |
| <b>EXP-2</b>       | 19.66                          | 500                            | 519.66                            | 519.66                             |
| <b>EXP-3</b>       | 29.58                          | -                              | 29.58                             | 29.58                              |
| <b>EXP-4</b>       | 27.03                          | 250                            | 277.03                            | 277.03                             |
| <b>EXP-5</b>       | 49.04                          | 500                            | 549.04                            | 549.04                             |
| <b>EXP-6</b>       | 8.76                           | 250                            | 258.76                            | 258.76                             |
| <b>EXP-7</b>       | 15.11                          | -                              | 15.11                             | 15.11                              |
| <b>EXP-8</b>       | 24.93                          | 250                            | 274.93                            | 274.93                             |
| <b>EXP-9</b>       | 19.76                          | 250                            | 269.76                            | 269.76                             |
| <b>EXP-10</b>      | 36.07                          | 500                            | 536.07                            | 536.07                             |

## 5.5 Consumo del ánodo

En esta sección se presenta la masa de ánodo consumida durante cada experimento y se compara con el consumo teórico calculado por la Ley de Faraday. En la Tabla 5.4 se muestra los valores del consumo del ánodo, el consumo teórico y la eficiencia del consumo (valor real respecto al valor teórico) para cada experimento.

*Tabla 5.4: Consumo y eficiencia del ánodo.*

| Experimento | Masa consumida del ánodo [g] | Masa teórica consumida del ánodo [g] | Eficiencia [%] |
|-------------|------------------------------|--------------------------------------|----------------|
| EXP-1       | 0.43                         | 1.23                                 | 35%            |
| EXP-2       | 0.96                         | 2.46                                 | 39%            |
| EXP-3       | 0.6                          | 1.23                                 | 49%            |
| EXP-4       | 0.78                         | 1.23                                 | 63%            |
| EXP-5       | 1.12                         | 2.46                                 | 46%            |
| EXP-6       | 0.93                         | 1.23                                 | 76%            |
| EXP-7       | 0.98                         | 2.46                                 | 40%            |
| EXP-8       | 0.92                         | 1.23                                 | 75%            |
| EXP-9       | 0.77                         | 1.23                                 | 63%            |
| EXP-10      | 1.02                         | 2.46                                 | 41%            |

## 5.6 Cambio del pH

En la Tabla 5.5 se muestran los valores de pH inicial (medido antes de iniciar los experimentos) y final (medido después de finalizar el tratamiento, luego del proceso de filtración), además del cambio de pH de los experimentos.

*Tabla 5.5: Cambio de pH.*

| Experimento | pH inicial | pH final | $\Delta$ pH |
|-------------|------------|----------|-------------|
| EXP-1       | 6.53       | 2.07     | -4.46       |
| EXP-2       | 6.53       | 1.99     | -4.54       |
| EXP-3       | 6.42       | 2.93     | -3.49       |
| EXP-4       | 6.52       | 2.45     | -4.07       |
| EXP-5       | 6.58       | 2.63     | -3.95       |
| EXP-6       | 4.95       | 5.03     | +0.08       |
| EXP-7       | 4.95       | 5.12     | +0.17       |
| EXP-8       | 5.07       | 7.5      | +2.43       |
| EXP-9       | 5.05       | 5.73     | +0.68       |
| EXP-10      | 5.07       | 5.11     | +0.04       |

## 6. Análisis y Discusión

En esta sección se realiza el análisis y discusión de los resultados presentados en la sección 5.

### 6.1 Remoción de arsénico

Los resultados de la remoción de arsénico total, presentes en la Tabla 5.1, muestran que los experimentos tienen eficiencias de remoción muy variadas entre sí. Los experimentos 6 y 7, ambos con concentración inicial de 5000 mg/L de arseniato, configuración EC/US y tiempos de tratamiento de 30 y 60 minutos, respectivamente, presentan las menores eficiencias de remoción, con valores menores al 0.1%. En contraste, los experimentos 3 y 5 presentan las mayores eficiencias de remoción: el experimento 3, con concentración inicial de 1000 mg/L de arsenito, configuración EC y tiempo de tratamiento de 30 minutos, logra una remoción del 62.8%, mientras que el experimento 5, con concentración inicial de 1000 mg/L de arsenito, configuración EC/US y tiempo de tratamiento de 60 minutos, logra una remoción del 59.2%.

#### 6.1.1 Remoción de arsénico total en los Riles con As(III)

Los experimentos 1 y 2 se realizan con el RIL de arsenito (set 4) de concentración inicial total de arsénico de 5000 mg/L, se tratan ambos experimentos con una configuración de operación EC/US, a tiempos de tratamiento de 30 minutos y 60 minutos respectivamente. Los resultados del laboratorio de análisis químico e instrumental (LabQI) muestran que la concentración inicial de arsénico total del set 4 es de 4780 mg/L, desviándose del valor de concentración esperado (5000 mg/L) en un 4.4%. Los resultados de las concentraciones de arsénico total luego del tratamiento por EC/US, entregados por el LabQI, son de 4750 mg/L para el experimento 1, y de 4430 mg/L para el experimento 2. En la Figura 6.1 se muestra el porcentaje de remoción para ambos experimentos en función del tiempo de tratamiento.

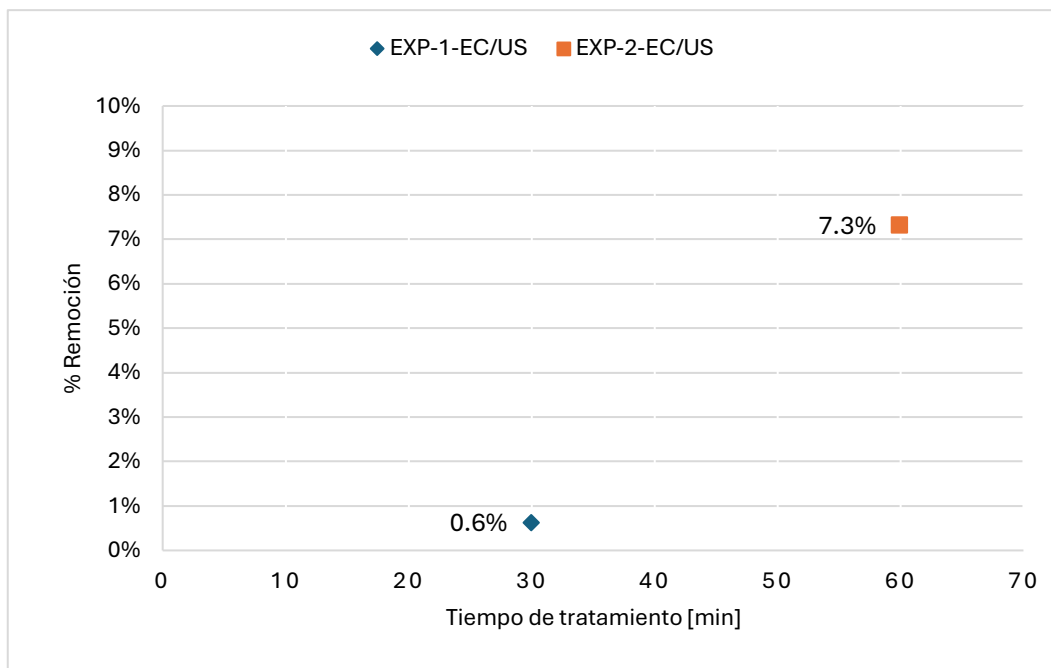


Figura 6.1: eficiencia de remoción de arsénico en función del tiempo de tratamiento para el RIL sintético de As(III) con concentración inicial de arsénico total de 5000 mg/L.

Los resultados de los experimentos 1 y 2 muestran que la remoción de arsénico para el experimento 2, con un tiempo de tratamiento de 60 minutos, es mayor que la obtenida en el experimento 1, con 30 minutos de tratamiento, en una diferencia de 6.67%. Aunque aumentar el tiempo de tratamiento muestre una mejora en el porcentaje de remoción de arsénico, la diferencia es baja, y en ambos experimentos los resultados muestran que la remoción del arsénico a concentración inicial de 5000 mg/L con la configuración EC/US es poco eficiente.

El experimento 3 se prepara a partir del RIL de arsenito del set 3, de concentración inicial de arsénico de 1000 mg/L, con configuración de operación de solo EC, y un tiempo de tratamiento de 30 minutos. Los experimentos 4 y 5 también se realizan a partir del set 3, con el Ril de arsenito, con configuración de operación EC/US, y con tiempos de tratamiento de 30 y 60 minutos, respectivamente. Los resultados obtenidos del laboratorio de análisis químico e instrumental (LabQI) muestran que la concentración inicial de arsénico total del set 3 es de 980 mg/L, desviándose del valor de concentración esperado (1000 mg/L) en un 2%. Los resultados de las concentraciones de arsénico total luego del tratamiento por EC y EC/US, entregados por el LabQI, son de 365 mg/L para el experimento 3, 650 mg/L para el experimento 4 y 400 mg/L para el experimento 5. En la Figura 6.2 se muestra el porcentaje de remoción para los tres experimentos en función del tiempo de tratamiento.

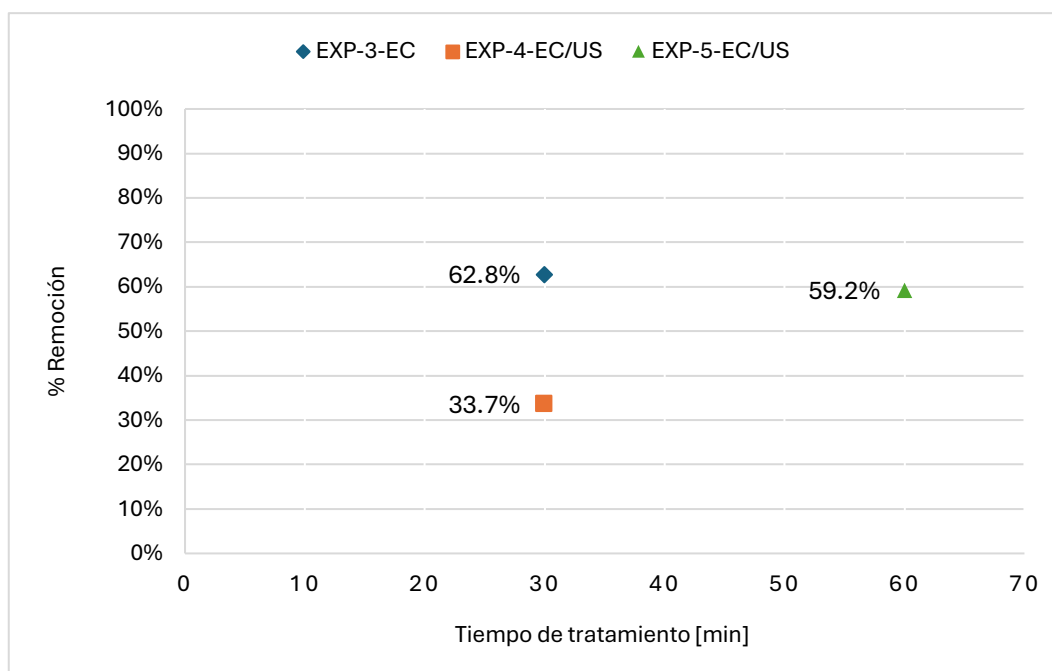


Figura 6.2: Eficiencia de remoción de arsénico en función del tiempo de tratamiento para el RIL sintético de As(III) con concentración inicial de arsénico total de 1000 mg/L.

Los resultados de la Figura 6.2 muestran que, entre los experimentos 4 y 5, la variación del porcentaje de remoción de arsénico es significativa. El experimento 4 logra una remoción del 33.7%, mientras que el experimento 5 logra una remoción del 59.2%. Se puede concluir que al aumentar el tiempo de tratamiento de 30 minutos a 60 minutos, en una configuración EC/US, el porcentaje de remoción de arsénico ( $C_0=1000$  mg/L) aumenta en 25.5 puntos porcentuales. Esto se podría explicar debido a que un aumento en el tiempo de tratamiento favorece la generación de coagulantes *in situ* debido a la disolución anódica, lo que aumenta la cantidad de floculantes disponibles para adsorber y coprecipitar el arsénico, mejorando así la remoción.

La Figura 6.2 también muestra que el experimento 3 logra el mayor porcentaje de remoción, con un 62.8%, lo que significa que, entre los tres experimentos analizados, el empleo de electrocoagulación (EC) es más eficiente para remover el arsenito, en comparación con la electrocoagulación acoplada con ultrasonido (EC/US). La mayor eficiencia de remoción de arsenito con el tratamiento por EC, en comparación con el tratamiento por EC/US, puede deberse a que el empleo del ultrasonido en modo continuo dificulta la formación y estabilidad de los flóculos que se producen durante la electrocoagulación. Como consecuencia, los flóculos podrían fragmentarse o redispersarse en el medio, disminuyendo la capacidad de retener el arsénico y, por ende, reduciendo la eficiencia de remoción. Por último, cabe destacar que el experimento 3 logra una mayor remoción que el experimento 5, a pesar de que este último tiene un tiempo de tratamiento mayor (de 60 minutos frente a los 30 minutos del experimento 3), lo que refuerza la conclusión de que el ultrasonido en modo continuo puede afectar la formación y estabilidad de los flóculos, incluso si se aumenta el tiempo de tratamiento.

Para analizar el efecto de la concentración inicial de arsénico cuando se trabaja con el Ril de arsenito, en la remoción de arsénico, se comparan experimentos con igual configuración de operación y tiempo de tratamiento. Los experimentos 1 y 4 emplean la configuración EC/US, con un tiempo de tratamiento de 30 minutos, con concentraciones iniciales de arsénico de 5000 mg/L y 1000 mg/L, respectivamente. La Figura 6.3 muestra el porcentaje de remoción de arsénico total de ambos experimentos, en función de la concentración inicial.

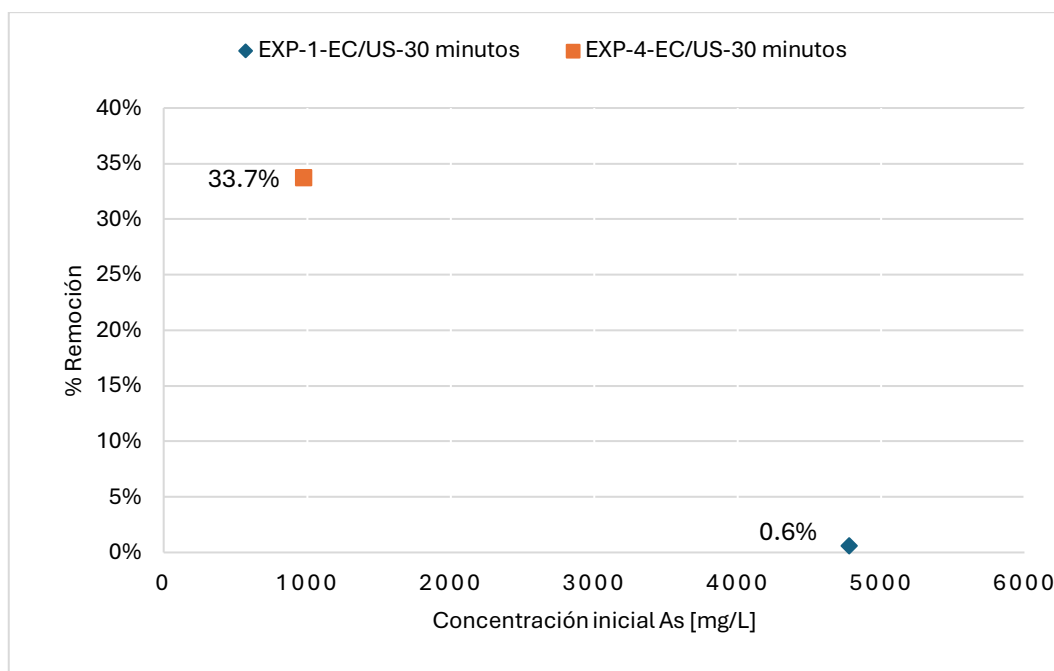


*Figura 6.3: Remoción de arsénico en un Ril de As(III) en función de la concentración inicial de arsénico para un tratamiento de 30 minutos.*

Los resultados de la Figura 6.3 muestran que, entre los experimentos 1 y 4, el efecto de la concentración inicial de arsénico al tratar un Ril de arsenito, al emplear la configuración EC/US, es significativo. El experimento 1 logra una remoción del arsénico del 0.63%, mientras que el experimento 4 logra una remoción del 33.7%. Se puede concluir que al aumentar la concentración inicial de arsénico de 1000 mg/L a 5000 mg/L, el porcentaje de remoción del contaminante, empleando electrocoagulación acoplado con ultrasonido y 30 minutos de tratamiento, disminuye drásticamente en una diferencia del 33.07%. Una posible explicación es que, al mantener la misma densidad de corriente en ambos experimentos, la cantidad de especies coagulantes (iones de hierro) liberadas al medio es similar, por lo que al aumentar la concentración de arsénico disuelto, la razón entre la cantidad de coagulante disponible y la masa de contaminante disminuye, lo que aumenta la competencia por los sitios activos de los hidróxidos de hierro. Una vez que los sitios activos se saturan, una fracción mayor de arsénico queda disuelto en el medio, reduciendo la eficiencia de remoción.

En un estudio sobre el uso de nanopartículas de hierro cero-valente para tratar riles sintéticos de arsénico se obtiene una remoción de arsenito del 35.45%, en condiciones de concentración inicial 3000 mg/L, pH inicial de 6.51, razón de 4 mol Fe/mol As y un tiempo de tratamiento de 60 minutos. Asimismo, en otro experimento bajo las mismas condiciones experimentales, pero con pH inicial de 6.67, se adiciona un flujo de peróxido de hidrógeno entre 0.5-1 ml/min, obteniendo una remoción de arsenito del 99.99%. (Pérez Muñoz, 2013)

La comparación de los métodos de electrocoagulación y nanopartículas de hierro cero-valente para tratar arsenito se muestra en la Figura 6.4. Se compara el experimento 3 debido a que es el que presenta la mayor remoción de arsénico en comparación de los otros experimentos que tratan As(III), con un porcentaje de remoción del 62.8%, una concentración inicial de 1000 mg/L, y un tiempo de tratamiento de 30 minutos. Además, ambos métodos que se comparan tienen condiciones de pH inicial cercano a 6.5 y flujo de peróxido de hidrógeno entre 0.5-1 ml/min.

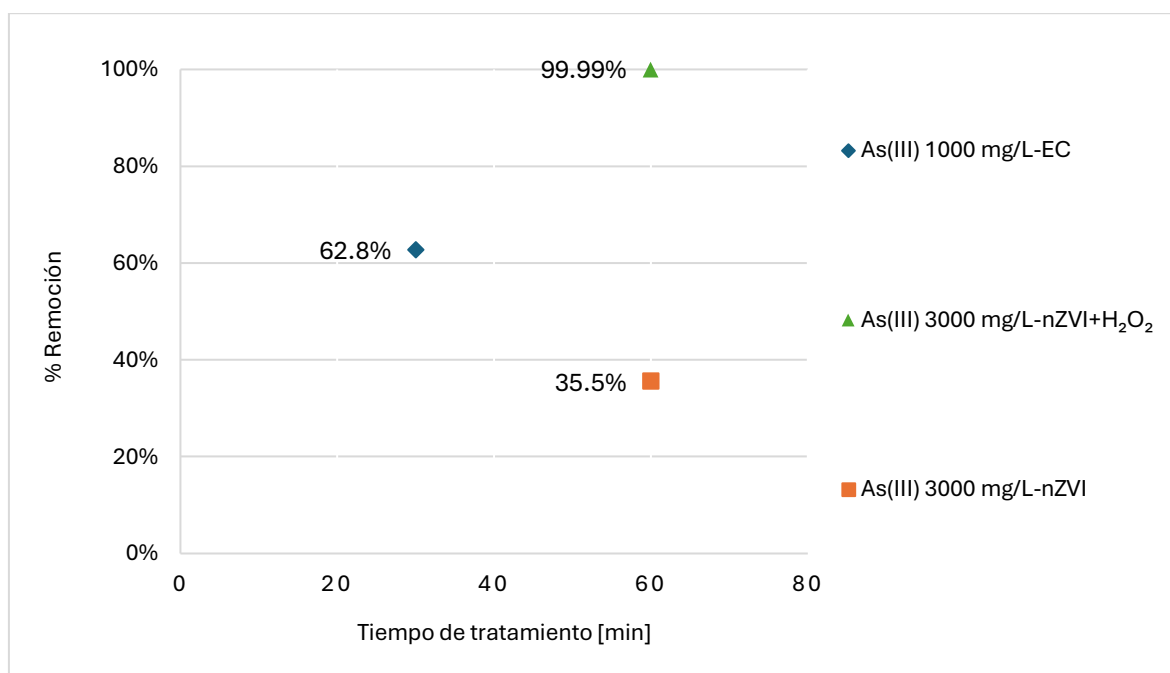


Figura 6.4: Remoción de arsénico en Ril sintético de As(III), en función del tiempo de tratamiento por electrocoagulación, nZVI, y nZVI con peróxido de hidrógeno.

De los resultados mostrados en la Figura 6.4 se observa que el método de tratamiento por nanopartículas de hierro con peróxido de hidrógeno (nZVI+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) es notablemente más efectivo respecto a los otros, alcanzando una remoción casi total de arsénico. Una posible explicación es que el peróxido de hidrógeno favorece la oxidación del As(III) a As(V) mediante la generación de especies reactivas de oxígeno, mientras que la corrosión de las nanopartículas produce óxidos e hidróxidos de hierro que actúan como sitios de adsorción y coprecipitación para el arsénico. En consecuencia, la combinación de ambos mecanismos permite alcanzar una remoción prácticamente completa del contaminante, superando a la electrocoagulación (EC) bajo las condiciones evaluadas.

Asimismo, el método de tratamiento por electrocoagulación logra un porcentaje de remoción mayor al del tratamiento por nanopartículas de hierro cero-valente (nZVI) en el que no se adicionó peróxido de hidrógeno, superando a este en más de un 27%. Sin embargo, al analizar la reducción de las concentraciones de arsénico de ambos métodos, se obtiene que el tratamiento por nZVI logra reducir la concentración en 1005 mg/L (de 2835 a 1830 mg/L), mientras que el tratamiento por EC reduce la concentración en 615 mg/L (de 980 a 365 mg/L), lo que sugiere que, en términos de masa de arsénico removida, el tratamiento por nZVI resulta más efectivo que el tratamiento por EC bajo las condiciones experimentales descritas anteriormente. La mayor eficiencia en la reducción de la concentración de arsénico del tratamiento por nZVI frente a la EC podría deberse a la diferencia de la concentración inicial de arsénico entre ambos tratamientos, siendo de 1000 mg/L para la EC y 3000 mg/L para la nZVI, por lo que esta última cuenta con una mayor cantidad de arsénico disponible para ser removido. Esto indica que la mayor efectividad del tratamiento por nZVI en términos de masa removida no se debe únicamente al mecanismo de tratamiento, sino también a las condiciones experimentales bajo las cuales es evaluado. Por último, se debe considerar que al ser una comparación entre estudios distintos, las condiciones experimentales varían, por lo que solo se puede deducir que el empleo de nanopartículas de hierro cero-valente en presencia de peróxido de hidrógeno para el tratamiento de arsenito tiene el potencial para ofrecer un mejor desempeño que el tratamiento por electrocoagulación respecto a la capacidad de remoción, pero se deben realizar estudios que comparen ambos métodos en condiciones similares, además de un análisis técnico-económico de ambos métodos que incluya aspectos como los costos de materiales, reactivos, servicios, entre otros.

En un estudio de peroxidación electroquímica para tratar riles sintéticos de arsénico que utiliza nanopartículas de hierro cero-valente y electrodos de carbono (EK20) se obtiene una remoción de arsenito del 65.40%, en condiciones de concentración inicial 3000 mg/L, pH inicial de 6.50, razón de 4 mol Fe/mol As, un tiempo de tratamiento de 30 minutos, una densidad de corriente de 171.7 A/m<sup>2</sup>, corriente eléctrica de 2 A, flujo de peróxido de hidrógeno entre 0.5-1 ml/min y agitación por inyección de aire con un flujo de aire de aproximadamente 5 L/min. Asimismo, en otro experimento bajo las mismas condiciones experimentales, pero con un tiempo de tratamiento de 60 minutos, se obtiene una remoción de arsenito del 62.37%. (Gutiérrez C. , Hansen, Núñez, & Valdés, 2015)

La comparación de los métodos de electrocoagulación y peroxidación electroquímica con adición de nanopartículas de hierro cero-valente (ECP+nZVI) para tratar arsenito se muestra en la Figura 6.5. Se compara el experimento 3 debido a que es el que presenta la mayor remoción de arsenito, bajo las condiciones experimentales descritas anteriormente.

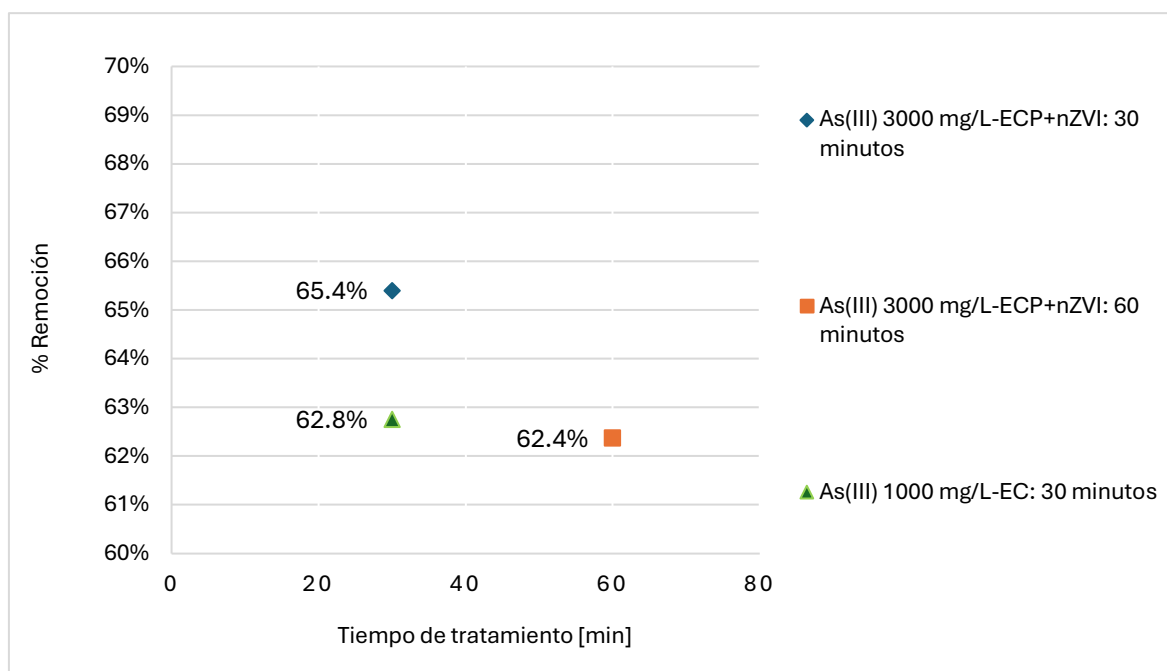


Figura 6.5: Remoción de arsénico en Ril sintético de As(III) en función del tiempo de tratamiento por electrocoagulación y peroxidación electroquímica con nZVI.

De los resultados mostrados en la Figura 6.5 se observa que los tres métodos presentan remociones similares, entre el 62%-66%, siendo el tratamiento por peroxidación electroquímica con nanopartículas de hierro (ECP+nZVI) de 30 minutos el que presenta el mayor porcentaje de remoción, con un 65.40%. Asimismo, al comparar los otros dos métodos, se tiene que el tratamiento por electrocoagulación logra una remoción algo mayor que el tratamiento por ECP+nZVI de 60 minutos, superando a este en un 0.43%. Sin embargo, al analizar la reducción de las concentraciones de arsénico de ambos métodos, se obtiene que el tratamiento por ECP+nZVI de 60 minutos logra reducir la concentración en 1872 mg/L (de 3001 a 1129 mg/L), mientras que el tratamiento por EC reduce la concentración en 615 mg/L (de 980 a 365 mg/L), lo que sugiere que, en términos de masa de arsénico removida, el tratamiento por ECP+nZVI resulta más efectivo que el tratamiento por EC, bajo las condiciones experimentales descritas anteriormente. Por último, al comparar los dos experimentos de ECP+nZVI se tiene que el tratamiento de 60 minutos logra una reducción de la concentración de arsénico algo mayor que el tratamiento de 30 minutos (1872 mg/L frente a 1833 mg/L, respectivamente), lo que sugiere que aumentar el tiempo de tratamiento permite remover una mayor cantidad de arsénico, aunque la mejora de 30 a 60 minutos es baja, siendo de solo 39 mg/L bajo las condiciones experimentales descritas.

En un estudio de peroxidación electroquímica para tratar riles sintéticos de arsenito que utiliza electrodos de acero (A37-ES) se obtiene una remoción de arsénico del 24.8%, en condiciones de concentración inicial 3000 mg/L, pH inicial de 6.50, un tiempo de tratamiento de 30 minutos, una densidad de corriente de 171.7 A/m<sup>2</sup>, corriente eléctrica de 2 A, flujo de peróxido de hidrógeno entre 0.5-1 ml/min y agitación por inyección de aire con un flujo de aire de aproximadamente 5 L/min.

Asimismo, en otro experimento bajo las mismas condiciones experimentales, pero con un tiempo de tratamiento de 60 minutos, se obtiene una remoción de arsenito del 43.4%. (Gutiérrez C. , Hansen, Nuñez, Jensen, & Ottosen, 2010)

La comparación de los métodos de electrocoagulación y peroxidación electroquímica (ECP) para tratar arsenito se muestra en la Figura 6.6. Se compara el experimento 3 debido a que es el que presenta la mayor remoción de arsenito, bajo las condiciones experimentales descritas anteriormente.

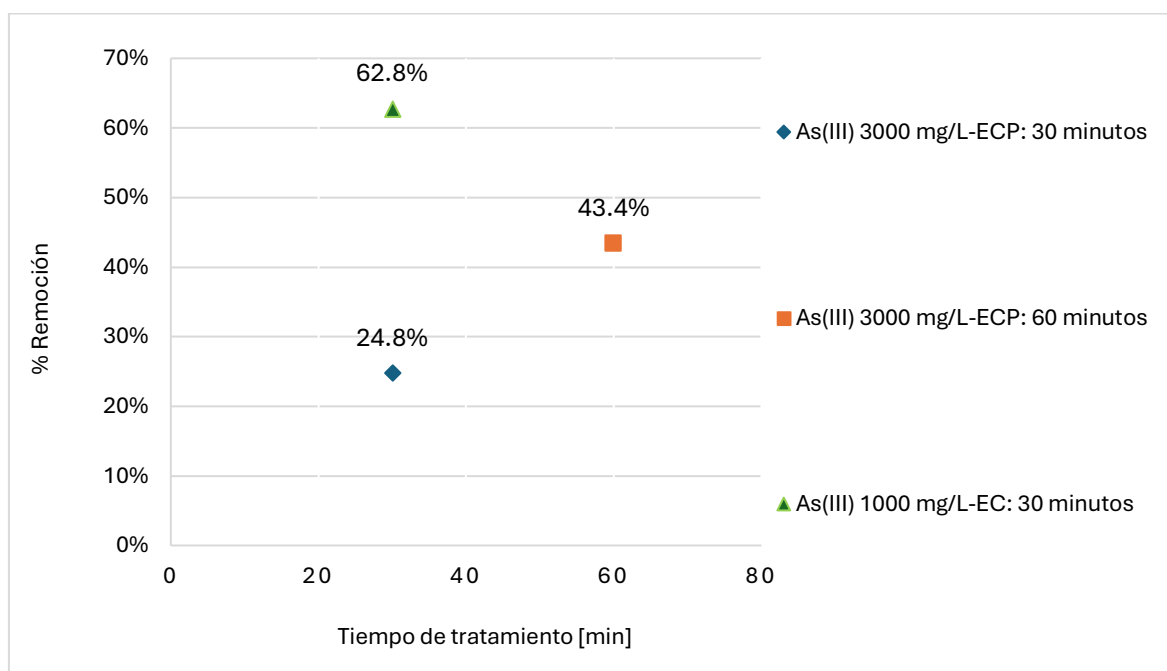


Figura 6.6: Remoción de arsénico en un Ril de As(III) en función del tiempo de tratamiento por electrocoagulación y peroxidación electroquímica.

De los resultados mostrados en la Figura 6.6 se observa que el tratamiento por electrocoagulación (EC) presenta el mayor porcentaje de remoción, con un 62.8%, seguido del tratamiento por peroxidación electroquímica (ECP) de 60 minutos, el cual presenta una remoción del 43.4%, es decir, el tratamiento por EC logra una remoción superior a la ECP de 60 minutos, aproximadamente en un 20%, bajo las condiciones experimentales descritas anteriormente. Sin embargo, al analizar la reducción de las concentraciones de arsénico de ambos métodos, se obtiene que el tratamiento por ECP de 60 minutos logra reducir la concentración en 1246 mg/L (de 2868 a 1622 mg/L), mientras que el tratamiento por EC reduce la concentración en 615 mg/L (de 980 a 365 mg/L), lo que sugiere que, en términos de masa de arsénico removida, el tratamiento por ECP resulta más efectivo que el tratamiento por EC, bajo las condiciones experimentales descritas anteriormente. La mayor eficiencia en la reducción de la concentración de arsénico del tratamiento por ECP frente a la EC podría deberse a la diferencia de la concentración inicial de arsénico entre ambos tratamientos, siendo de 1000 mg/L para la EC y 3000 mg/L para la ECP, por lo que este último cuenta con una mayor cantidad de arsénico disponible para ser removido. Esto indica que la mayor efectividad del tratamiento por ECP

en términos de masa removida no se debe únicamente al mecanismo de tratamiento, sino también a las condiciones experimentales bajo las cuales es evaluado. Por último, al comparar los dos tratamientos de ECP, se tiene que el aumento del tiempo de tratamiento de 30 a 60 minutos permite una mayor remoción, de un 24.8% a un 43.4%, es decir, el porcentaje de remoción de arsénico aumenta en 18.6 puntos porcentuales, lo que sugiere que aumentar el tiempo de tratamiento permite mejorar la remoción de arsénico, bajo las condiciones experimentales descritas.

### **6.1.2 Remoción de arsénico total en los Riles con As(V)**

Los experimentos 6 y 7 se preparan a partir del RIL sintético de As(V) con concentración inicial de arsénico de 5000 mg/L (set 2), y se tratan con la configuración de operación EC/US, con pH inicial de trabajo de 5.0, en tiempos de tratamiento de 30 minutos y 60 minutos, respectivamente. Los resultados obtenidos del laboratorio de análisis químico e instrumental (LabQI) muestran que la concentración inicial de arsénico total del set 2 es de 4760 mg/L, desviándose del valor de concentración esperado (5000 mg/L) en un 4.8%. Los resultados de las concentraciones de arsénico total luego del tratamiento por EC/US, entregados por el LabQI, son de 4800 mg/L para ambos experimentos, es decir, no se puede determinar que el tratamiento empleado logre un porcentaje de remoción de As medible o apreciable. Se puede concluir que el método de electrocoagulación acoplado con ultrasonido no es efectivo para remover arseniato, en las configuraciones descritas para los experimentos 6 y 7.

El experimento 8 se prepara a partir del RIL de As(V) del set 1, de concentración inicial 1000 mg/L de arsénico, se trata con la configuración de operación de solo EC, con pH inicial de trabajo de 5.0, y un tiempo de tratamiento de 30 minutos. Los experimentos 9 y 10 también se realizan a partir del set 1, con configuración de operación EC/US, con pH inicial de trabajo de 5.0, y con tiempos de tratamiento de 30 y 60 minutos, respectivamente. Los resultados obtenidos del laboratorio de análisis químico e instrumental (LabQI) muestran que la concentración inicial de arsénico total del set 1 es de 970 mg/L, desviándose del valor de concentración esperado (1000 mg/L) en un 3%. Los resultados de las concentraciones de arsénico total luego del tratamiento por EC y EC/US, entregados por el LabQI, son de 471 mg/L para el experimento 8, 910 mg/L para el experimento 9 y 930 mg/L para el experimento 10. En la Figura 6.7 se muestra el porcentaje de remoción de arsénico para los tres experimentos en función del tiempo de tratamiento.

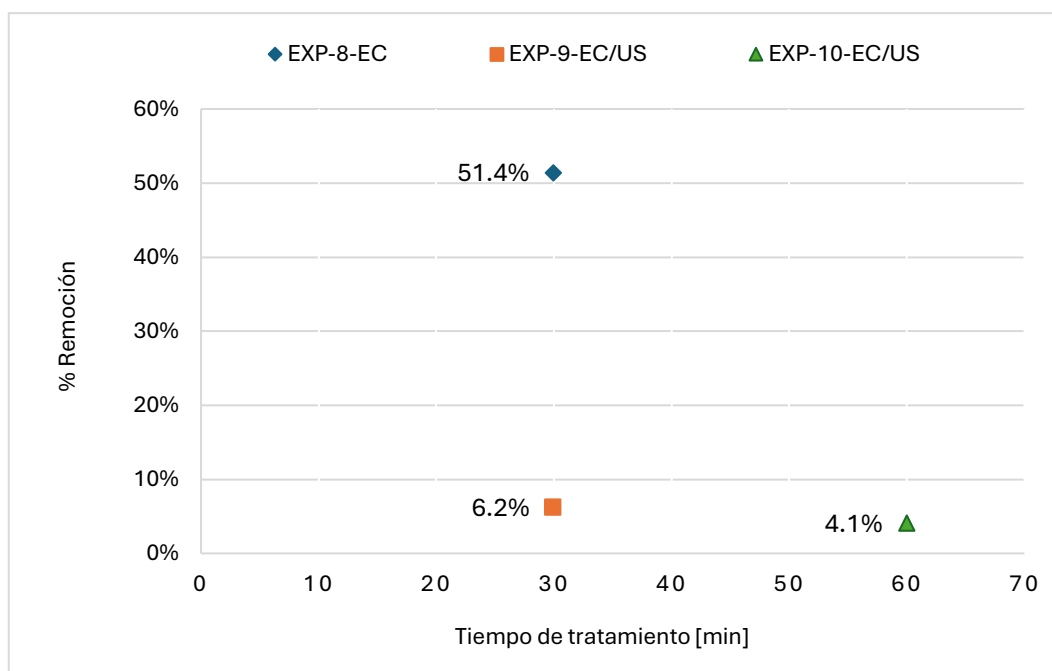


Figura 6.7: Remoción de arsénico en función del tiempo de tratamiento para RIL sintético de As(V) con 1000 mg/L de concentración inicial de arsénico total.

Los resultados mostrados en la Figura 6.7 indican que, entre los experimentos 9 y 10, la variación del porcentaje de remoción de arsénico es baja. El experimento 9 logra una remoción del 6.2%, mientras que el experimento 10 logra una remoción del 4.1%. Se puede concluir que al aumentar el tiempo de tratamiento de 30 minutos a 60 minutos, en una configuración EC/US, no se produce una mejora en la remoción del arsénico ( $C_0=1000$  mg/L); por el contrario, se observa una disminución de 2.1 puntos porcentuales. Asimismo, el experimento 8 logra el mayor porcentaje de remoción, con un 51.4%, lo que significa que, entre los tres experimentos analizados, el empleo de electrocoagulación (EC) es el más eficiente para remover el arsénico, en comparación con la electrocoagulación acoplada con ultrasonido (EC/US). Los resultados pueden deberse a que el uso continuo del ultrasonido podría dificultar la formación y estabilidad de los flóculos generados durante la electrocoagulación. En consecuencia, la fragmentación o redispersión de estos flóculos disminuye la capacidad de adsorción y coprecipitación del arsénico, reduciendo la remoción de arseniato. Por último, el efecto disruptivo del ultrasonido sobre los flóculos podría intensificarse con un mayor tiempo de exposición, desestabilizando a los flóculos y, con ello, una menor capacidad de retención del arsénico, lo que explicaría la disminución de la remoción al aumentar el tiempo de tratamiento de 30 a 60 minutos en el tratamiento por EC/US.

Para analizar el efecto de la concentración inicial de arsénico en un Ril sintético de arseniato en la remoción de arsénico se comparan experimentos con igual configuración de operación y tiempo de tratamiento. El experimento 6 y 9 emplean la configuración EC/US, con un tiempo de tratamiento de 30 minutos, con concentraciones iniciales de arsénico de 5000 mg/L y 1000 mg/L, respectivamente.

La Figura 6.8 muestra el porcentaje de remoción de arsénico total de ambos experimentos, en función de la concentración inicial.

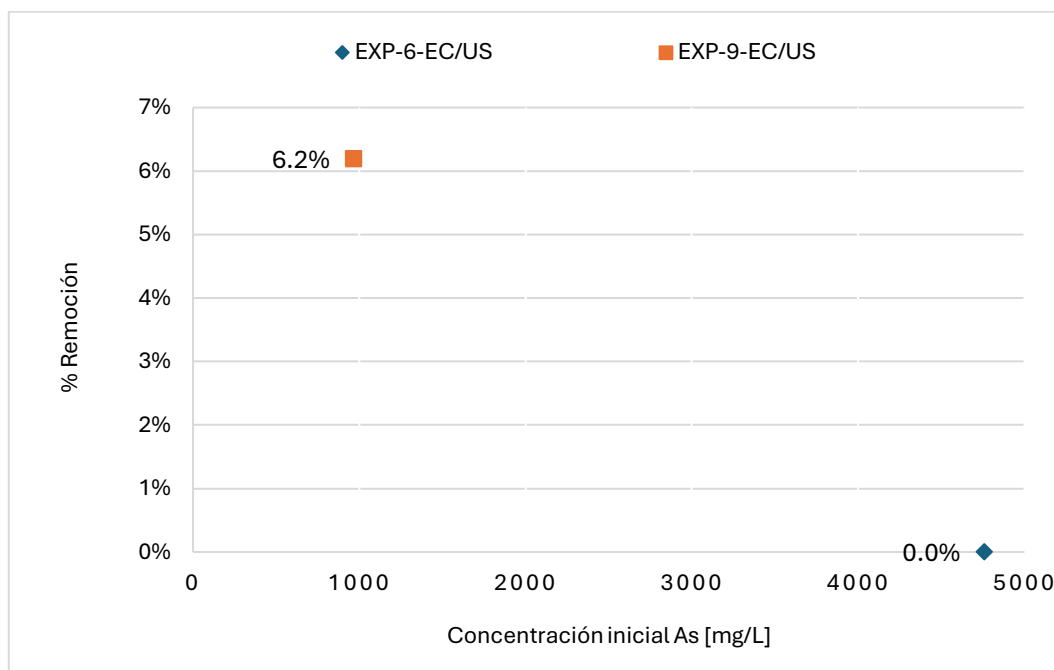


Figura 6.8: Remoción de arsénico en un Ril de As(V) en función de la concentración inicial de arsénico.

Los resultados mostrados en la Figura 6.8 indican que, entre los experimentos 6 y 9, el efecto de la concentración inicial de As(V) es poco significativo. El experimento 6 no logra una remoción del arsénico medible por el LabQI, mientras que el experimento 9 logra una remoción del 6.2%. Se puede concluir que al aumentar la concentración inicial de arsenito de 1000 mg/L a 5000 mg/L, el porcentaje de remoción del contaminante, empleando electrocoagulación acoplado con ultrasonido y 30 minutos de tratamiento, disminuye, sin embargo, en ambos experimentos la remoción de arsénico es baja, en especial el del experimento 6 que es nulo.

En el estudio de nanopartículas de hierro cero-valente para tratar RILes sintéticos de As(V) se obtuvo una remoción de arsénico del 99.99%, en condiciones de concentración inicial de arsénico de 3000 mg/L, flujo de peróxido de hidrógeno entre 0.5-1 ml/min, pH inicial de 5.03, razón de 4 mol Fe/mol As, y un tiempo de tratamiento de 60 minutos. (Pérez Muñoz, 2013)

La comparación de los métodos de electrocoagulación y nanopartículas de hierro cero-valente para tratar arseniato se muestra en la Figura 6.9. Se compara el experimento 8 debido a que es el que presenta la mayor remoción de arsénico en comparación de los otros experimentos que tratan As(V), con un porcentaje de remoción del 51.4%, una concentración inicial de 1000 mg/L, y un tiempo de tratamiento de 30 minutos.

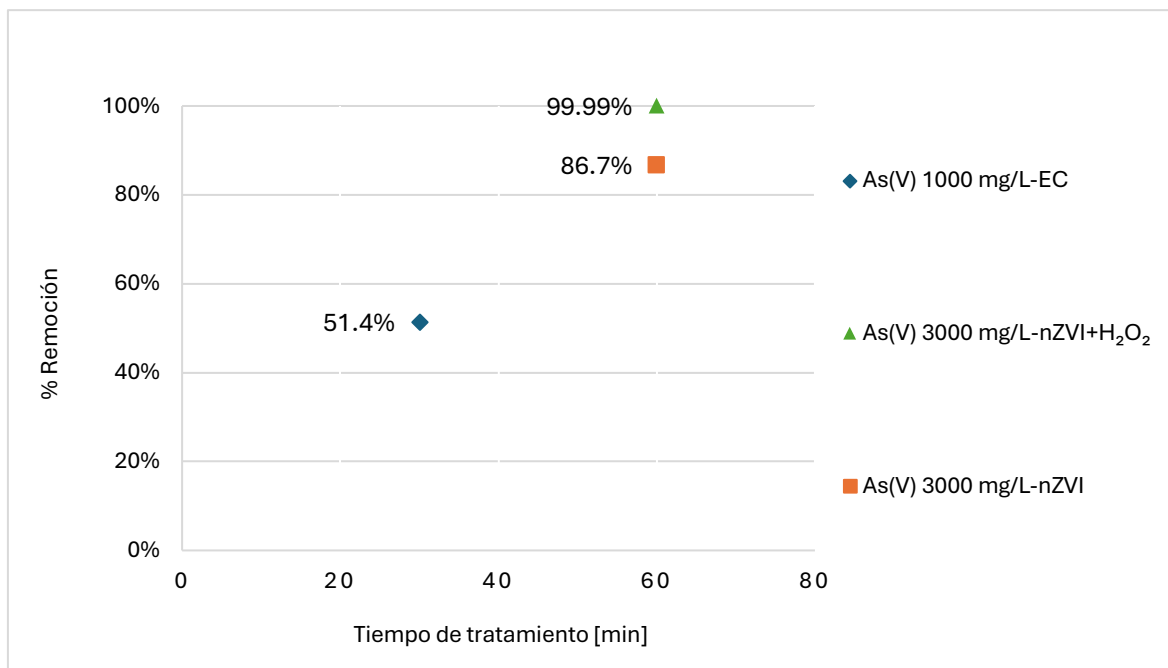


Figura 6.9: Remoción de arsénico en un Ril de As(V) en función del tiempo de tratamiento por electrocoagulación, nZVI y nZVI con peróxido de hidrógeno.

En la Figura 6.9 se muestra que ambos tratamientos por nanopartículas de hierro cero-valente (nZVI) presentan una mayor remoción de arsénico que la electrocoagulación (EC), destacando el tratamiento por nZVI+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> que logra una remoción casi total de arsénico, mientras que el tratamiento por nZVI logra una remoción del 86.73%. Una posible explicación es que la elevada área superficial específica de las nanopartículas de hierro favorece a la adsorción y coprecipitación del arseniato. Asimismo, la adición de peróxido de hidrógeno permite oxidar el hierro superficial de las nanopartículas, lo que favorece la formación de óxidos e hidróxidos de hierro, mejorando la adsorción y coprecipitación del arsénico, lo que explica la remoción casi total del tratamiento por nZVI+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Por otra parte, en la electrocoagulación los coagulantes se forman *in situ* a lo largo de todo el tratamiento por medio de la disolución anódica, por lo que pueden haber problemas asociados a la pasivación del ánodo, estabilidad de los flóculos y mezcla de la solución, lo que explica la menor remoción de este tratamiento frente al empleo de nZVI bajo las condiciones experimentales descritas. Por último, se debe considerar que los resultados provienen de estudios con distintas condiciones experimentales, por lo que solo se puede concluir que el tratamiento por nanopartículas de hierro tiene el potencial de ser un método más eficiente para remover arseniato, pero se deben realizar estudios que comparen ambos métodos en condiciones similares y que incluyan análisis técnico-económico.

En el estudio de peroxidación electroquímica para tratar riles sintéticos de arseniato que utiliza nanopartículas de hierro cero-valente y electrodos de carbono (EK20) se obtiene una remoción de arseniato del 99.66%, en condiciones de concentración inicial 3000 mg/L, pH inicial de 5.0, razón de 4 mol Fe/mol As, un tiempo de tratamiento de 60 minutos, una densidad de corriente de 171.7 A/m<sup>2</sup>, corriente eléctrica de 2 A, flujo de peróxido de hidrógeno entre 0.5-1 ml/min y agitación por

inyección de aire con un flujo de aire de aproximadamente 5 L/min. (Gutiérrez C. , Hansen, Núñez, & Valdés, 2015)

La comparación de los métodos de electrocoagulación y peroxidación electroquímica con adición de nanopartículas de hierro cero-valente (ECP+nZVI) para tratar arseniato se muestra en la Figura 6.10. Se compara el experimento 8 debido a que es el que presenta la mayor remoción de arsénico, bajo las condiciones experimentales descritas anteriormente.

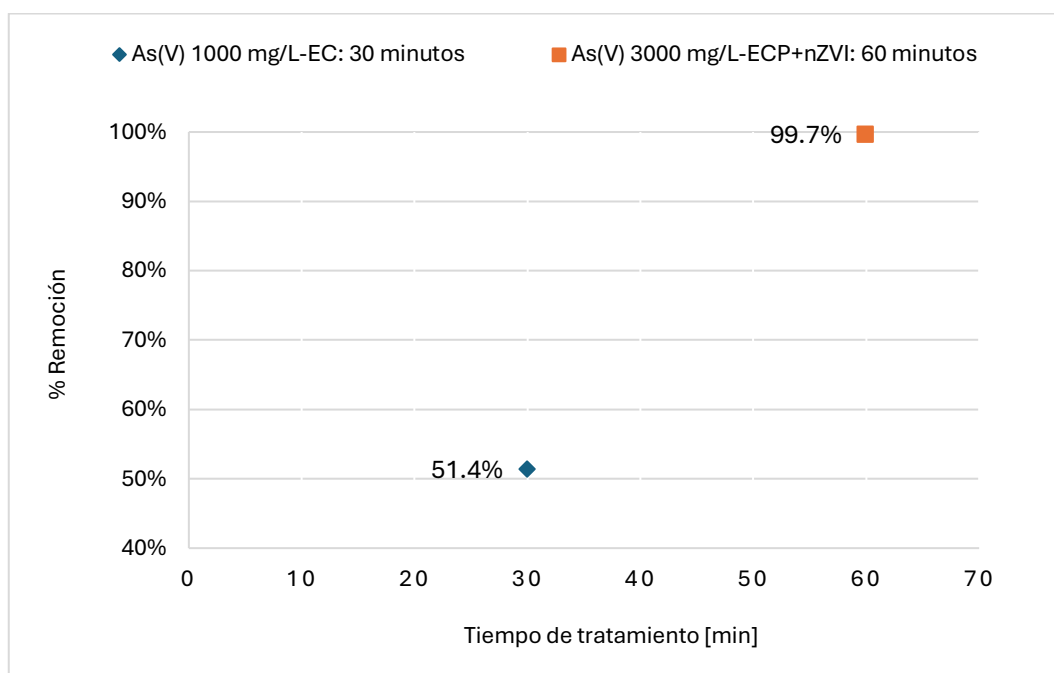


Figura 6.10: Remoción de arsénico en un Río de As(V) en función del tiempo de tratamiento por electrocoagulación y peroxidación electroquímica con nZVI.

De los resultados mostrados en la Figura 6.10 se observa que el tratamiento por peroxidación electroquímica con nanopartículas de hierro (ECP+nZVI) logra una remoción casi total de arsénico, mientras que el tratamiento por electrocoagulación (EC) logra una remoción del 51.4%, es decir, una diferencia de remoción de 48.26 puntos porcentuales entre ambos tratamientos. Una posible explicación de la remoción casi total de arsénico con el tratamiento de ECP+nZVI es la combinación de dos mecanismos: por un lado, las nanopartículas de hierro poseen una elevada área superficial específica que favorece la adsorción y coprecipitación del arsénico; por otra parte, los electrodos de carbono concéntricos favorece la formación de coagulantes *in situ* a lo largo de todo el tratamiento, además de que la corriente eléctrica suministrada, en combinación con la adición de peróxido de hidrógeno permite acelerar la oxidación del hierro superficial de las nanopartículas, favoreciendo la formación de óxidos e hidróxidos de hierro. Este resultado es consistente con los observado en la comparación de remoción de arseniato por electrocoagulación y tratamientos por nZVI y nZVI+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (ver Figura 6.9), donde los tratamientos basados en nanopartículas de hierro presentan una mayor remoción de arseniato que la electrocoagulación, lo que refuerza la hipótesis de que la

mayor área superficial específica de las nanopartículas constituye un factor determinante en la remoción de arseniato. Por último, se debe considerar que los resultados provienen de estudios con distintas condiciones experimentales, por lo que solo se puede concluir que el tratamiento por ECP+nZVI tiene el potencial de ser un método más eficiente para remover arseniato frente a la electrocoagulación, pero se deben realizar estudios que comparen ambos métodos en condiciones similares y que incluyan un análisis técnico-económico.

## 6.2 Resistencia y consumo de energía

### 6.2.1 Resistencia

La resistencia se calcula con los datos del voltaje y la corriente eléctrica, aplicando la ley de Ohm. De la Tabla 5.2 se observa que la densidad de corriente varía muy poco, disminuyendo menos del 1.03% para todos los experimentos, lo que indica que la corriente eléctrica se puede considerar constante, ya que el área de los electrodos no cambia, por lo que el comportamiento de la resistencia depende de la variación del voltaje durante el tratamiento de las soluciones. En la Figura 6.11 se muestra la variación de la resistencia según el tiempo para los experimentos que utilizan un tiempo de tratamiento de 30 minutos.

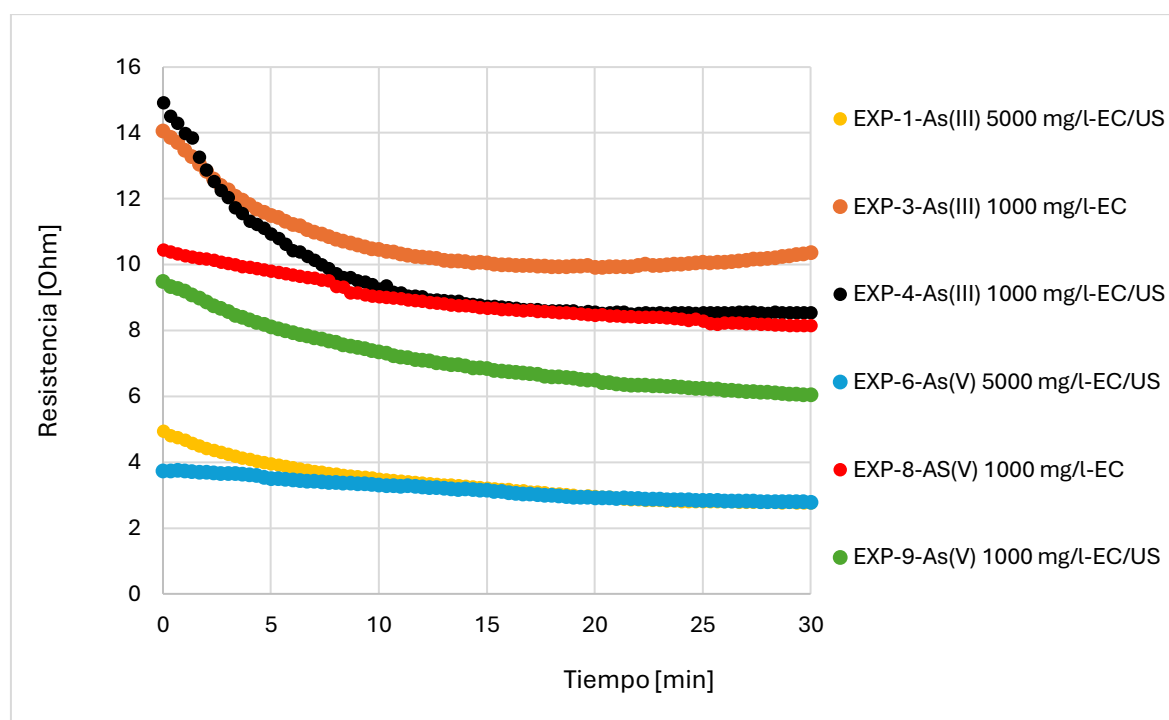


Figura 6.11: Variación de la resistencia en función del tiempo en tratamientos de 30 minutos.

En la Figura 6.11 se observa que, para los seis experimentos mostrados en el gráfico, la resistencia tiende a disminuir en el tiempo, hasta alcanzar un valor prácticamente constante. También se observa que los experimentos 1 y 6, de concentración inicial de arsénico 5000 mg/L, presentan una resistencia bastante menor durante todo el tiempo del tratamiento, en comparación con los experimentos cuya concentración inicial es de 1000 mg/L, lo cual se puede explicar debido a que las soluciones de mayor

contenido de arsénico, al tener una mayor concentración de iones, presentan una mejor conductividad, disminuyendo la resistencia del medio.

Asimismo, se observa que los experimentos 3 y 4, a partir de las soluciones de arsenito con concentración inicial 1000 mg/L de arsénico, tienen resistencias iniciales de 14.06 y 14.92 Ohm, respectivamente, y que son mayores que las resistencias iniciales de los experimentos 8 y 9, en los que se trabaja con una solución de arseniato de concentración inicial de 1000 mg/L de arsénico, que son 10.44 y 9.49 Ohm, respectivamente; la similitud de las resistencias iniciales dentro de cada par de experimentos es coherente con el hecho de que, en cada caso, se empleó la misma solución de partida. Por otra parte, la menor resistencia registrada para la solución de arseniato respecto de la solución de arsenito indica una mayor conductividad eléctrica de esta solución bajo las condiciones experimentales empleadas. La resistencia de los experimentos 3 y 4 tiende a ser mayor respecto a la resistencia de los experimentos 8 y 9 durante todo el tratamiento.

Por otra parte, el experimento 1, de tratamiento del Ril de As(III) de concentración inicial de 5000 mg/L de arsénico tiene una resistencia inicial de 4.94 Ohm, mayor que la resistencia inicial del experimento 6, de Ril de As(V) de concentración inicial de 5000 mg/L de arsénico, cuyo valor es de 3.72 Ohm; por las razones antes mencionadas. La resistencia del experimento 1 tiende a ser mayor que la del experimento 6 al inicio del tratamiento, luego se asemejan hasta el final de los experimentos.

Se puede concluir que, tanto en el tratamiento por EC como en el tratamiento por EC/US, la resistencia del medio tiende a ser mayor para los riles de arsenito (As(III)) que para los riles de arseniato (As(V)) a lo largo de todo el tratamiento. Esto último se debe a que en condiciones de  $\text{pH} > 2.2$  el arseniato se disocia en su forma monovalente como  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ , mientras que el arsenito en condiciones de  $\text{pH} < 9$  predomina en su forma neutra como ácido arsenioso ( $\text{H}_3\text{AsO}_3$ ). Los experimentos que se trabajan a partir de las soluciones de arsenito tienen un pH inicial entre 6.42-6.58, mientras que los experimentos que se trabajan a partir de las soluciones de arseniato tienen un pH inicial entre 4.95-5.07, y todos los experimentos terminan con un pH final mayor a 2.2 y menor a 9, excepto los experimentos 1 y 2 que presentan pH final de 2.07 y 1.99, respectivamente (ver Tabla 5.5). Esto hace que la conductividad eléctrica sea mayor en las soluciones de As(V), disminuyendo la resistencia del medio.

También es importante mencionar que con la aplicación de peróxido de hidrógeno el arsénico presente como arsenito comienza a oxidarse a arseniato, lo que aumenta la conductividad en el tiempo y disminuye la resistencia.

Por otro lado, a pesar de que en estos experimentos no se realiza un cambio de polarización en los electrodos no se ve un aumento de la resistencia eléctrica en el tiempo, lo cual indicaría que no existe pasivación en los electrodos.

En la Figura 6.12 se muestra la variación de la resistencia según el tiempo para los experimentos que utilizan un tiempo de tratamiento de 60 minutos. Al igual que el caso anterior, la corriente eléctrica se puede considerar constante, ya que el área de los electrodos no cambia, por lo que el comportamiento de la resistencia depende de la variación del voltaje durante el tratamiento de las soluciones.

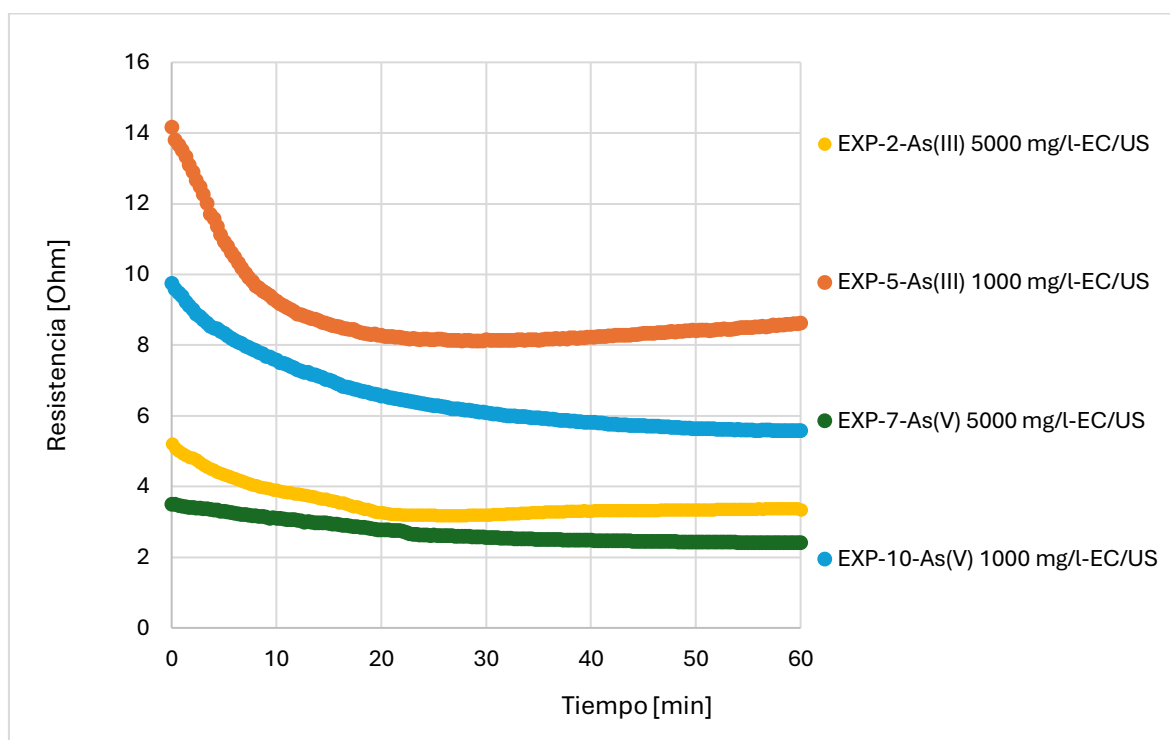


Figura 6.12: Variación de la resistencia en función del tiempo en tratamientos de 60 minutos.

En la Figura 6.12 se observa que la resistencia disminuye a medida que pasa el tiempo en el tratamiento, hasta alcanzar un valor donde se mantiene constante o con muy poca variación. Los experimentos 2 y 7, de concentración inicial de arsénico de 5000 mg/L, presentan las menores resistencias durante todo el proceso, en comparación con los otros experimentos cuyas concentraciones iniciales son de 1000 mg/L de arsénico, lo cual también se puede explicar debido a que las soluciones con más contenido de arsénico, al tener una mayor concentración de iones, presentan una mayor conductividad eléctrica, disminuyendo la resistencia del medio.

Asimismo, se observa que el experimento 5, de Ril de arsenito, de concentración inicial de 1000 mg/L de arsénico, tiene una resistencia inicial de 14.18 Ohm, mayor que la del experimento 10, de Ril de arseniato, de concentración inicial de 1000 mg/L de arsénico, que tiene una resistencia inicial de 9.75 Ohm. La resistencia del experimento 5 tiende a ser mayor respecto a la del experimento 10 durante todo el tratamiento.

Por otra parte, el experimento 2 de Ril de arsenito, de concentración inicial de 5000 mg/L de arsénico, tiene una resistencia inicial de 5.22 Ohm, mayor que la resistencia inicial del experimento 7, del Ril de arseniato de concentración inicial de 5000 mg/L de arsénico, cuyo valor es de 3.51 Ohm. La resistencia del experimento 2 tiende a ser mayor que la del experimento 7 durante todo el tratamiento.

Se puede concluir que, al igual que el caso de las variaciones de la resistencia para los tratamientos de 30 minutos (ver Figura 6.11), la resistencia del medio tiende a ser mayor para los riles de arsenito (As(III)) que para los riles de arseniato (As(V)) a lo largo de todo el tratamiento. Esto es consecuente con las explicaciones antes mencionadas.

## 6.2.2 Consumo de energía

El consumo de energía de cada experimento corresponde a la suma de la energía consumida por la celda de electrocoagulación y el baño ultrasónico. En la Tabla 5.3 se presenta en detalle el consumo energético, en unidades Wh, de los procesos de electrocoagulación y ultrasonido para cada experimento. Se observa que el proceso de ultrasonido es el que consume la mayor parte de la energía en los experimentos que emplean electrocoagulación acoplado con ultrasonido.

En la Figura 6.13 se muestra el porcentaje de contribución de los procesos de electrocoagulación y ultrasonido al consumo energético total.

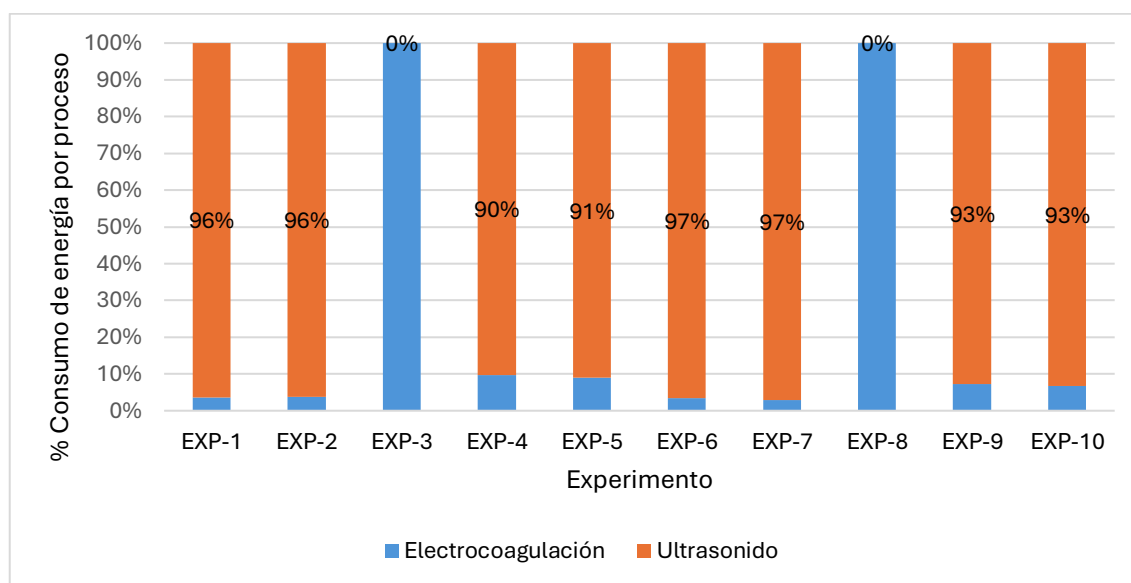


Figura 6.13: Distribución porcentual del consumo de energía entre los procesos de electrocoagulación y ultrasonido.

De la Figura 6.13 se observa que el consumo de energía del ultrasonido representa entre el 90 % y el 97 % del consumo energético total, con excepción de los experimentos 3 y 8, en los cuales solo se aplica el tratamiento por electrocoagulación. También se observa que los experimentos 1, 2, 6 y 7, correspondientes a una concentración inicial de arsénico de 5000 mg/L, presentan una contribución de la celda de electrocoagulación al consumo energético total de entre un 3 % y un 4 %, inferior a la de los otros experimentos con concentraciones iniciales de arsénico de 1000 mg/L. En estos últimos

(experimentos 4, 5, 9 y 10), la contribución de la celda de electrocoagulación al consumo energético total varía entre el 7 % y el 10 %. Este comportamiento se puede atribuir a la mayor conductividad eléctrica de las soluciones con una concentración inicial de 5000 mg/L, lo que reduce la resistencia eléctrica del medio, tal como se discute en la sección 6.2.1. En consecuencia, se requiere un menor voltaje para mantener constante la corriente eléctrica, reduciendo el consumo energético de la celda de electrocoagulación.

El consumo específico de energía (CEE) es un parámetro útil que relaciona el consumo de energía y el volumen de solución a tratar. En la Figura 6.14 se muestra el CEE de todos los experimentos. Las barras del mismo color corresponden a experimentos con igual tiempo de tratamiento, tipo de arsénico disuelto (arsenito o arseniato), y método de tratamiento (electrocoagulación acoplada con ultrasonido o solo electrocoagulación), pero con concentraciones iniciales distintas.

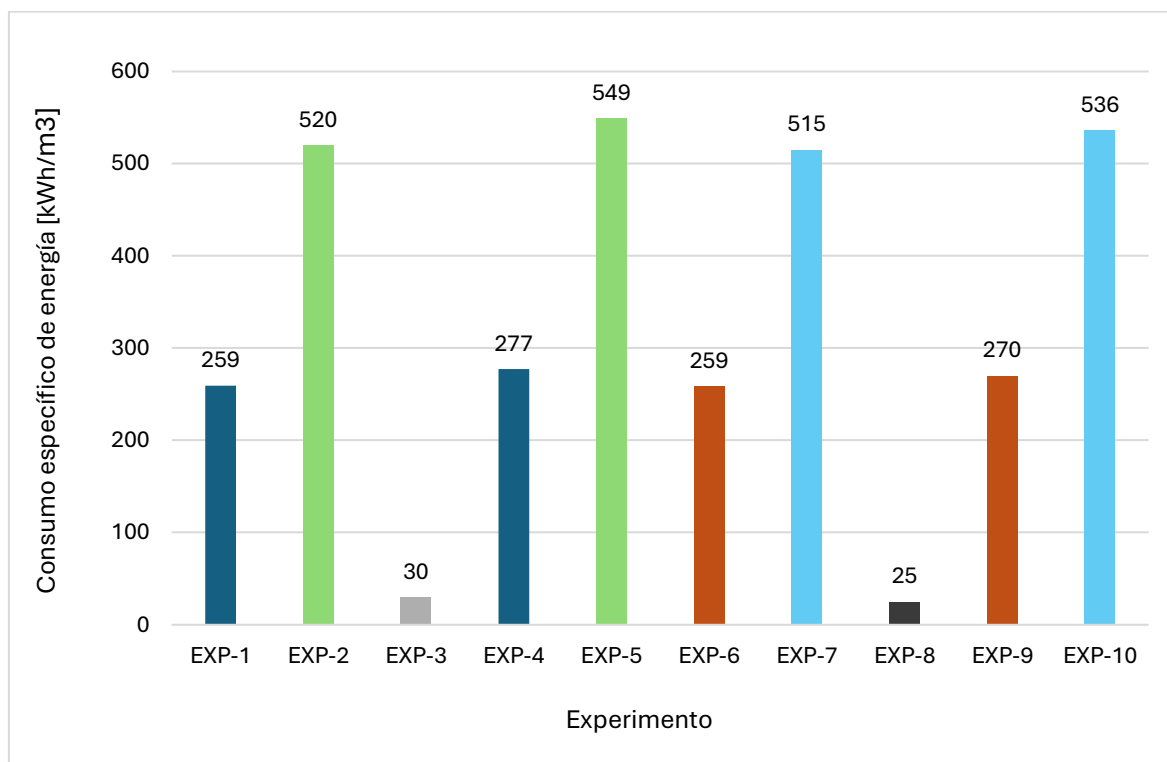


Figura 6.14: Consumo específico de energía por experimento. EXP-1: As(III) 5000 mg/L, EC/US, 30 min; EXP-2: As(III) 5000 mg/L, EC/US, 60 min; EXP-3: As(III) 1000 mg/L, EC, 30 min; EXP-4: As(III) 1000 mg/L, EC/US, 30 min; EXP-5: As(III) 1000 mg/L, EC/US, 60 min; EXP-6: As(V) 5000 mg/L, EC/US, 30 min; EXP-7: As(V) 5000 mg/L, EC/US, 60 min; EXP-8: As(V) 1000 mg/L, EC, 30 min; EXP-9: As(V) 1000 mg/L, EC/US, 30 min; EXP-10: As(V) 1000 mg/L, EC/US, 60 min.

De la Figura 6.14 se observa que los experimentos 3 y 8 tienen un consumo específico de energía (CEE) de 30 y 25 kWh/m<sup>3</sup>, respectivamente, los cuales corresponden a los valores más bajos en comparación con los demás experimentos. Esto se debe a que estos experimentos no emplean ultrasonido, sino que utilizan el tratamiento por electrocoagulación únicamente. Asimismo, el experimento 3, en el cual se trata el Ril de arsenito con 1000 mg/L de concentración de arsénico, corresponde al experimento con mayor remoción de arsénico (62.8%), mientras que el experimento

8, en el cual se trata el Ril de arseniato con 1000 mg/L de concentración de arsénico, corresponde al experimento con la tercera mayor remoción de arsénico (51.4%), lo que indica que ambos experimentos son los más eficientes respecto al consumo energético. Por otra parte, los experimentos que emplean electrocoagulación acoplada con ultrasonido (EC/US) que duran 30 minutos, correspondientes a los experimentos 1, 4, 6 y 9, tienen un CEE de entre 258 y 277 kWh/m<sup>3</sup>, mientras que los experimentos que emplean EC/US que duran 60 minutos, correspondientes a los experimentos 2, 5, 7 y 10, tienen un CEE de entre 515 y 549 kWh/m<sup>3</sup>, es decir, aproximadamente el doble. Además, al comparar los tratamientos de EC con EC/US se tiene que el CEE de los tratamientos con ultrasonido es entre 9 y 22 veces mayor que el de los experimentos que emplean únicamente electrocoagulación, lo que implica que el equipo de ultrasonido constituye el principal responsable del consumo energético del proceso. El alto consumo de energía del equipo de ultrasonido es un factor importante que se debe disminuir para optimizar el tratamiento de remoción de arsénico, ya que, como se discute en la sección 6.1, los experimentos que no usan ultrasonido presentan un mayor porcentaje de remoción, tanto para arsenito como para arseniato (experimentos 3 y 8), en comparación con aquellos que sí utilizan ultrasonido de forma continua, lo que implica que el uso inadecuado del ultrasonido no solo reduce el porcentaje de remoción, sino que también reduce la eficiencia del consumo energético.

### 6.3 Consumo del ánodo

Los resultados de la Tabla 5.4 muestran diferencias significativas entre la masa consumida real del ánodo, medida por el método gravimétrico, y la masa teórica calculada por la ley de Faraday.

La masa teórica de consumo del ánodo es de 1.23 g para los tratamientos de 30 minutos, y de 2.46 g para los tratamientos de 60 minutos. La eficiencia de consumo del ánodo, calculada como la razón entre la masa experimentalmente consumida y la masa teórica, se encuentra entre 35 % y 76 %. Por lo tanto, la masa de hierro efectivamente consumida es inferior a la cantidad estimada mediante la ley de Faraday.

Esta diferencia indica que no toda la carga eléctrica suministrada al sistema se destina exclusivamente a la disolución electroquímica del ánodo. La estimación mediante la ley de Faraday considera que la totalidad de los electrones transferidos participa en la reacción de oxidación del hierro; sin embargo, en los procesos de electrocoagulación pueden ocurrir simultáneamente otras reacciones electroquímicas, como la oxidación del agua, que compiten por la corriente aplicada y disminuyen la eficiencia farádica de disolución del electrodo. En sistemas con ánodos de hierro, la eficiencia de corriente puede depender, además, de las características químicas de la solución, incluyendo su composición iónica y pH, por lo que la desviación respecto de la predicción de Faraday no debe atribuirse exclusivamente a la formación de una capa pasivante.

En este estudio, no se observa un incremento progresivo del voltaje durante el tratamiento. Considerando que el desarrollo de una capa pasivante o de ensuciamiento superficial puede incrementar la resistencia interfacial y provocar un aumento del voltaje de celda, la evolución registrada del voltaje no proporciona evidencia de una pasivación progresiva significativa del ánodo durante los tratamientos evaluados. En consecuencia, la menor masa experimental respecto de la predicción teórica de Faraday se asocia a la ocurrencia de reacciones electroquímicas paralelas y a las características del medio de tratamiento.

En la Figura 6.15 se muestra un gráfico de barras del porcentaje de eficiencia de consumo del ánodo para cada experimento.

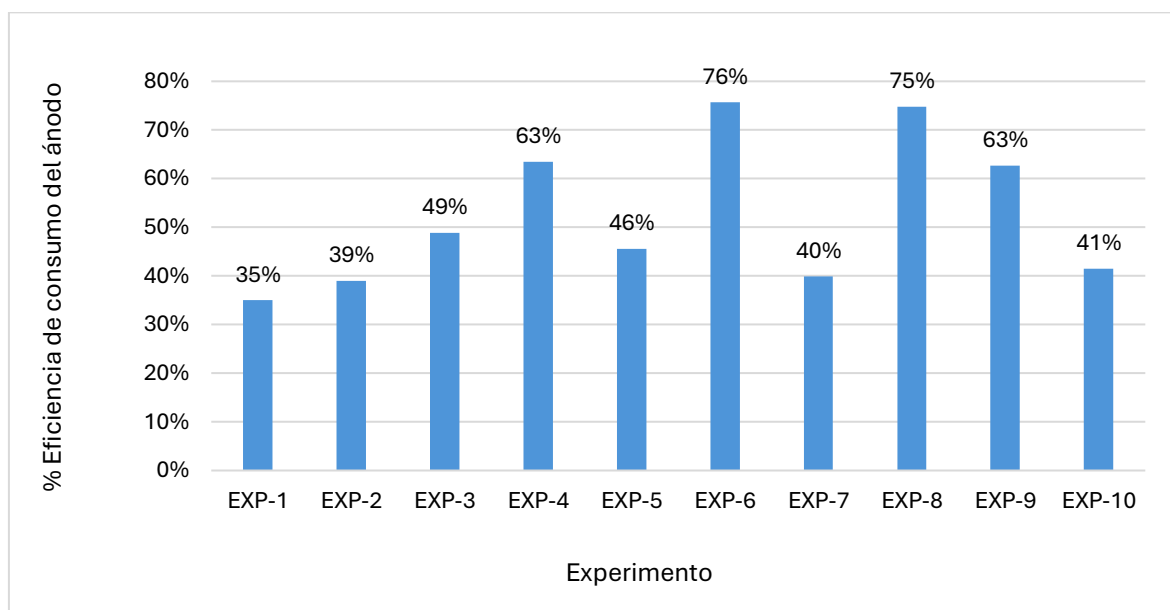


*Figura 6.15: Eficiencia de consumo del ánodo.*

De la Figura 6.15 se observa que los experimentos de As(III) con concentración inicial de 5000 mg/L de arsénico presentan una menor eficiencia de consumo del ánodo que aquellos con una concentración inicial de 1000 mg/L. Los experimentos 1 y 2 promedian una eficiencia del 37%, mientras que los experimentos 3, 4 y 5 alcanzan una eficiencia promedio del 53 %. Respecto al tratamiento de arseniato, los experimentos 6 y 7, con concentración inicial de 5000 mg/L de arsénico promedian una eficiencia del 58%, mientras que los experimentos 8, 9 y 10, con concentración inicial de 1000 mg/L promedian una eficiencia del 60%.

Por lo tanto, para el tratamiento con arsenito se observa una diferencia de 16 puntos porcentuales entre las concentraciones iniciales de 5000 y 1000 mg/L de arsénico, mientras que para el tratamiento con As(V) la diferencia es de solo 2 puntos porcentuales. Estos resultados indican que el efecto de reducción de la eficiencia del consumo anódico a mayor concentración inicial de arsénico es más marcado cuando se trata arsenito, a diferencia del tratamiento de arseniato donde este efecto no se aprecia con tanta claridad.

Por otro lado, el experimento 4, correspondiente al tratamiento del Ril de arsenito de concentración inicial 1000 mg/L de arsénico, con tiempo de tratamiento 30 minutos, tiene una eficiencia de consumo del ánodo del 63%, superior a la del experimento 5, realizado a las mismas condiciones pero durante 60 minutos, el cual presenta una eficiencia del 46%, lo que indica que al aumentar el tiempo de tratamiento la eficiencia de consumo del ánodo disminuye, en este caso en 17 puntos porcentuales.

En el caso de los tratamientos de arseniato, el experimento 9, de concentración inicial 1000 mg/L de arsénico con tiempo de tratamiento 30 minutos, tiene una eficiencia de consumo del ánodo del 63%, mayor que la del experimento 10, que se realiza a las mismas condiciones durante 60 minutos, el cual presenta una eficiencia del 41%, lo que indica que, al igual que en el caso del tratamiento de arsenito, al aumentar el tiempo de tratamiento la eficiencia de consumo del ánodo disminuye, en este caso en 22 puntos porcentuales.

La disminución de la eficiencia de consumo observada al aumentar el tiempo de tratamiento podría indicar que, bajo las condiciones experimentales empleadas, una fracción creciente de la carga aplicada se destina a procesos distintos de la disolución del hierro. Sin embargo, a partir de los resultados disponibles no es posible identificar de manera concluyente el mecanismo responsable de esta disminución. Entre los factores que podrían contribuir se encuentran la evolución de las condiciones fisicoquímicas de la solución durante el tratamiento y la competencia entre la oxidación del hierro y otras reacciones anódicas. Por ello, estos resultados deben interpretarse como una variación de la eficiencia de corriente del proceso, sin atribuirla directamente a un fenómeno específico como la pasivación del ánodo.

## 7. Conclusión y recomendaciones

### 7.1 Conclusión

El estudio de la electrocoagulación acoplada con ultrasonido para remover arsénico en riles sintéticos de alta concentración permite concluir que, bajo las condiciones experimentales evaluadas, el uso del ultrasonido debe optimizarse para mejorar la eficiencia del tratamiento. Los resultados muestran que los experimentos que emplean electrocoagulación logran mejores eficiencias de remoción de arsénico en comparación con los experimentos que emplean el tratamiento por electrocoagulación acoplada con ultrasonido, además de una mejor eficiencia en el consumo energético.

Para la remoción de arsénico en Riles con arsenito el efecto de la concentración inicial es altamente influyente en la eficiencia de remoción. La remoción para concentraciones de arsénico de 5000 mg/L es muy inferior a los resultados de los experimentos realizados con concentraciones de 1000 mg/L en condiciones de tiempo de tratamiento y empleo del ultrasonido iguales, mostrando una disminución de la remoción de arsénico del 33.07%. El tiempo de tratamiento no muestra ser un factor influyente en la remoción de arsénico para los riles de concentración inicial de 5000 mg/L, mientras que para los riles de concentración inicial de 1000 mg/L sí muestra ser un factor influyente, aumentando la remoción en un 25.5% al emplear la configuración EC/US. El empleo del ultrasonido de forma continua durante el tratamiento por electrocoagulación disminuye la eficiencia del proceso, reduciendo la remoción de arsénico desde un 62.8% a un 33.7%, y aumentando el consumo específico de energía notablemente, en 247 kWh/m<sup>3</sup>.

Para la remoción de arsénico en Riles con arseniato el efecto de la concentración inicial es poco influyente en la eficiencia de remoción. La remoción para concentraciones de arsénico de 5000 mg/L es prácticamente nula, es decir, no se detecta una disminución de la concentración después del tratamiento, mientras que los resultados de los experimentos realizados con concentraciones de 1000 mg/L en condiciones de tiempo de tratamiento y empleo del ultrasonido iguales no superan el 6.2%. El tiempo de tratamiento no muestra ser un factor influyente en la remoción de arsénico, mostrando diferencias de remoción muy bajas entre experimentos con igualdad de concentración inicial y método de tratamiento. El empleo del ultrasonido de forma continua durante el tratamiento por electrocoagulación disminuye la eficiencia del proceso, reduciendo la remoción de arsénico desde un 51.4% a un 6.2%, y aumentando el consumo específico de energía notablemente, en 245 kWh/m<sup>3</sup>.

Respecto a la comparación con los resultados del tratamiento por nanopartículas de hierro cero-valente, se evidencia el gran potencial de este último para tratar arsénico, y que puede ser mejor que la electrocoagulación, logrando remociones por sobre el 99% para tratar riles sintéticos de arsenito y arseniato, pero las diferencias en las condiciones experimentales impiden efectuar una comparación directa entre ambas tecnologías. Por otra parte, la combinación de peroxidación electroquímica con

nanopartículas de hierro cero-valente también muestra ser un tratamiento altamente eficiente para remover arsénico, en especial arseniato, logrando una remoción mayor al 99%.

Los resultados del trabajo, al ser un estudio inicial, sientan las bases para realizar experimentos en el futuro con distintas configuraciones que puedan mejorar la eficiencia de remoción del arsénico en altas concentraciones.

## **7.2 Recomendaciones**

Por medio del análisis de resultados y las conclusiones descritas en el presente trabajo, se proponen las siguientes recomendaciones para estudios futuros:

- Evaluar distintas configuraciones en el uso del ultrasonido, como su aplicación de forma intermitente o solamente al inicio del tratamiento.
- Estudiar la combinación de electrocoagulación con nanopartículas de hierro cero-valente, la cual podría mejorar la eficiencia de remoción del arsénico respecto al tratamiento por EC o EC/US, e incluso reducir el tiempo de tratamiento.
- Evaluar otros factores como la densidad de corriente, electrodos de distintos materiales y el uso de riles con concentraciones menores de arsénico y riles reales de minería.

## 8. Referencias

- Alexander, C. K., & Sadiku, M. N. (2017). *Fundamentals of Electric Circuits* (Sexta ed.). New York: McGraw-Hill Education.
- Arvengtraining. (s.f.). *Tratamiento de agua por Intercambio iónico*. Obtenido de arvengtraining.com: <https://arvengtraining.com/tratamiento-de-agua-por-intercambio-ionico/>
- Boinpally, S., Kolla, A., Kainthola, J., Kodali, R., & Vemuri, J. (2023). A state-of-the-art review of the electrocoagulation technology for wastewater treatment. *Water Cycle*, 4, 26-36. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2023.01.001>
- Can, B. Z., Boncukcuoglu, R., Yilmaz, A. E., & Fil, B. A. (2014). Effect of some operational parameters on the arsenic removal by electrocoagulation using iron electrodes. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 12, 95. doi:<https://doi.org/10.1186/2052-336X-12-95>
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38, 11-41. doi:<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>
- CODELCO, División Ministro Hales. (2018). *Proceso de Tostación de Concentrado de Cobre y Análisis Operacional Planta de Ácido*. Calama: CODELCO. Obtenido de <https://www.h2so4.com.br/downloads/RoundTable-Chile-2018/Mesa%20Redonda%20Chile%202018%20-%20CODELCO%20-%20Proceso%20de%20tostaci%C3%B3n%20de%20concentrado%20de%20cobre%20y%20an%C3%A1lisis%20operacional%20planta%20de%20%C3%A1cido.pdf>
- Congreso Nacional de Chile. (1994). *Ley N° 19.300. Aprueba Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente*. Santiago: Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. Obtenido de <https://bcn.cl/3j8rs>
- Contreras-Bustos, R., Quezada González, M. E., Cercado, B., Jiménez-Becerril, J., & Solache-Ríos, M. J. (2024). Combined electrolytic iron dissolution and ozonation process for arsenic removal from water. *Desalination and Water Treatment*, 100108.
- Cooke, D. R., Hollings, P., & Walshe, J. L. (2005). Giant porphyry deposits: Characteristics, distribution, and tectonic controls. *Economic Geology*, 100, 801-818.
- Demirel, T., Özmen, F. K., Yavuz, Y., & Koparal, A. S. (2022). The effect of electrocoagulation (EC) on total arsenic, arsenite (As<sup>3+</sup>) and arsenate (As<sup>5+</sup>) species removal from model groundwater investigating toxicity and sludge characteristic. *Applied Water Science*, 12, 138. doi:<https://doi.org/10.1007/s13201-022-01660-0>
- Dubrawski, K. L., van Genuchten, C. M., Delaire, C., Amrose, S. E., Gadgil, A. J., & Mohseni, M. (2015). Production and Transformation of Mixed-Valent Nanoparticles Generated by Fe(0) Electrocoagulation. *Environmental Science & Technology*, 49, 2171-2179.
- Ganie, S. Y., Javaid, D., Hajam, Y. A., & Reshi, M. S. (2024). Arsenic toxicity: sources, pathophysiology and mechanism. *Toxicology Research*, 1-20.
- Gasque Silva, L. (2013). Arsénico, el elemento inclasificable. *Educación Química*, 495-500.
- GreenTec Energy. (5 de Noviembre de 2024). *What Is Adsorption Technique For Wastewater Treatment?* Obtenido de GreenTec Energy: <https://gte-sg.translate.goog/waste-water->

management/what-is-adsorption-technique-for-wastewater-treatment/?\_x\_tr\_sl=en&\_x\_tr\_tl=es&\_x\_tr\_hl=es&\_x\_tr\_pto=tc

- Gutiérrez, C., Hansen, H. H., Nuñez, P., Jensen, P. E., & Ottosen, L. M. (2010). Electrochemical peroxidation as a tool to remove arsenic and copper from smelter wastewater. *J Appl Electrochem*, 40, 1031-1038. doi:<https://doi.org/10.1007/s10800-009-0045-6>
- Gutiérrez, C., Hansen, H. K., Núñez, P., & Valdés, E. (2015). Electrochemical peroxidation using iron nanoparticles to remove arsenic from copper smelter wastewater. *Electrochimica Acta*, 181, 228-232. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.electacta.2015.01.070>
- Hassani, G., Alinejad, A., Sadat, A., Esmaeili, A., Ziaei, M., Bazrafshan, A. A., & Sadat, T. (2016). Optimization of Landfill Leachate Treatment Process by Electrocoagulation, Electroflotation and Sedimentation Sequential Method. *International Journal of Electrochemical Science*, 11, 6705-6718. doi:<https://doi.org/10.20964/2016.08.10>
- Ingelsson, M., Yasri, N., & Roberts, E. P. (2020). Electrode passivation, faradaic efficiency, and performance enhancement strategies in electrocoagulation—a review. *Water Research*, 187, 116433. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116433>
- Instituto Nacional de Normalización . (2005). *Norma Chilena Oficial NCh 409/1.Of2005: Agua potable — Parte 1 — Requisitos*. Instituto Nacional de Normalización.
- Ismail, U. M., Vohra, M. S., & Onaizi, S. A. (2024). Adsorptive removal of heavy metals from aqueous solutions: Progress of adsorbents development and their effectiveness. *Environmental Research*, 251, 118562. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118562>
- Jacobi Services. (5 de 12 de 2019). *Pourbaix Diagram*. Obtenido de Jacobi Services: [https://services-jacobi-net.translate.google/pourbaix-diagrams-for-metal-species/?\\_x\\_tr\\_sl=en&\\_x\\_tr\\_tl=es&\\_x\\_tr\\_hl=es&\\_x\\_tr\\_pto=tc](https://services-jacobi-net.translate.google/pourbaix-diagrams-for-metal-species/?_x_tr_sl=en&_x_tr_tl=es&_x_tr_hl=es&_x_tr_pto=tc)
- Jain, N., Singh, P., Bhatnagar, A., & Maiti, A. (2024). Arsenite oxidation and adsorptive arsenic removal from contaminated water: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 42574–42592.
- Kato, S., & Kansha, Y. (2024). Comprehensive review of industrial wastewater treatment techniques. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 51064–51097. doi:<https://doi.org/10.1007/s11356-024-34584-0>
- Kehrig, H. A., Baptista, G., Di Benedetto, A. P., Almeida, M. G., Rezende, C. E., Siciliano, S., . . . Moreira, I. (2017). Biomagnificación de mercurio en la cadena trófica del. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 233-244.
- Keshta, B. E., Dhiss, T., Yu, J., Kong, Q., Javeria, H., Abou El-Reash, Y. G., . . . Cid-Samamed, A. (2026). Eco-friendly synthesis of nZVI for water remediation: latest developments and environmental applications. *RSC Advances*, 16, 27453–27480. doi:<https://doi.org/10.1039/d6ra02489k>
- Kyzas, G. Z., & Matis, K. A. (2016). Electroflotation process: A review. *Journal of Molecular Liquids*, 220, 657-664. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.molliq.2016.04.128>
- Leong, T., Ashokkumar, M., & Kentish, S. (2011). THE FUNDAMENTALS OF POWER ULTRASOUND – A REVIEW. *Acoustics Australia*, 39, 54-63. doi:<https://doi.org/10.25916/sut.26223002>

- Li, S., Li, L., & Zhang, W. (2024). Nanoscale Zero-Valent Iron (nZVI) for Heavy Metal Wastewater Treatment: A Perspective. *Engineering*, 36, 16-20. doi:<https://doi.org/10.1016/j.eng.2023.08.012>
- Liu, H., Zhao, X., & Qu, J. (2010). Electrocoagulation in Water Treatment. In C. Comninellis, & G. Chen, *Electrochemistry for the Environment* (pp. 245-262). Springer. doi:<https://doi.org/10.1007/978-0-387-68318-8>
- Liu, Y., Bai, W., Wei, J., Qiao, Z., & Du, S. (2025). Flow field regulation and sediment particle flocculation mechanisms in ultrasound-assisted electrocoagulation intervention. *Ultrasonics Sonochemistry*, 121, 107558. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2025.107558>
- Mandal, B. K., & Suzuki, K. T. (2002). Arsenic round the world: a review. *Talanta*, 58, 201-235.
- Mazille, F., & Spuhler, D. (2 de 12 de 2018). *Coagulación, floculación y separación*. Obtenido de Sustainable Sanitation and Water Management: <https://sswm.info/es/gass-perspective-es/tecnologias-de-agua-y-saneamiento/tecnologias-de-abastecimiento-de-agua/coagulaci%C3%B3n%2C-floculaci%C3%B3n-y-separaci%C3%B3n>
- MINSEGPRES. (2000). *Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales*. Santiago: Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. Obtenido de <https://bcn.cl/2k71i>
- MMA. (2013). *Norma de Emisión para Fundiciones de Cobre y Fuentes Emisoras de Arsénico*. Santiago: Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. Obtenido de <https://bcn.cl/3lc4n>
- Mohtashami, R., & Shang, J. Q. (2019). Electroflotation for Treatment of Industrial Wastewaters: A Focused Review. *Environmental Processes*, 6, 325-353. doi:<https://doi.org/10.1007/s40710-019-00348-z>
- Mollah, M. Y., Morkovsky, P., Gomes, J. A., Kesmez, M., Parga, J., & Cocke, D. L. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 114, 199-210. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.009>
- Montefalcon, M. F., Chiong III, M. R., Resurreccion, A. C., Garcia-Segura, S., & Ocon, J. D. (2020). Arsenic Removal by Advanced Electrocoagulation Processes: The Role of Oxidants Generated and Kinetic Modeling. *Catalysts*, 10(8), 928.
- Moradi, M., Vasseghian, Y., Arabzade, H., & Mousavi Khaneghah, A. (2021). Various wastewaters treatment by sono-electrocoagulation process: A comprehensive review of operational parameters and future outlook. *Chemosphere*, 263, 128314. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128314>
- Nazari, A. M., Radzinski, R., & Ghahreman, A. (2017). Review of arsenic metallurgy: Treatment of arsenical minerals and the immobilization of arsenic. *Hydrometallurgy*, 174, 258-281.
- Nidheesh, P., & Gökkuş, Ö. (2023). Aerated iron electrocoagulation process as an emerging treatment method for natural water and wastewater. *Separation Science and Technology*, 2041-2063.
- Oladimeji, T., Oyedemi, M., Emetere, M., Agboola, O., Adeoye, J., & Odunlami, O. (2024). Review on the impact of heavy metals from industrial wastewater effluent and removal technologies. *Heliyon*, 10, e40370. doi:<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40370>

- Oza, H., Anantha Singh, T., & Sasikumar Jampa, S. (2021). Removal of arsenic from aqueous solution using combined ultrasonic and electrocoagulation process. *Materials Today: Proceedings*, 728-732. doi:<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.01.569>
- Pabón, S., Benítez, R., Sarria, R., & Gallo, J. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, vol. 14, 9-18.
- Pérez Muñoz, C. I. (2013). *Síntesis de nanopartículas de hierro cero-valente para tratamiento de RILes con Arsénico*. Memoria para optar al título de: Ingeniero Civil Químico, Universidad Técnica Federico Santa María, Valparaíso.
- Qasem, N. A., Mohammed, R. H., & Lawal, D. U. (2021). Removal of heavy metal ions from wastewater: a comprehensive and critical review. *npj Clean Water*, 4(36). doi:<https://doi.org/10.1038/s41545-021-00127-0>
- Restrepo, A., Ruiz, Á., & Garcés, L. (2006). La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Producción + Limpia*, 1, 59-77.
- Stroud, J. L., Norton, G. J., Islam, M. R., Dasgupta, T., White, R. P., Price, A. H., . . . Zhao, F.-J. (2011). The dynamics of arsenic in four paddy fields in the Bengal delta. *Environmental Pollution*, 947-953.
- Sun, Y.-P., Li, X.-q., Cao, J., Zhang, W.-x., & Wang, H. P. (2006). Characterization of zero-valent iron nanoparticles. *Advances in Colloid and Interface Science*, 120, 47-56. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cis.2006.03.001>
- Tegladza, I. D., Xu, Q., Xu, K., Lv, G., & Lu, J. (2021). Electrocoagulation processes: A general review about role of electro-generated flocs in pollutant removal. *Process Safety and Environmental Protection*, 146, 169-189.
- Vera-Espíndola, F., Jeison, D., Gentina, J. C., Muñoz, J., & González, E. (2024). Reviewing arsenic biomineralization: An upcoming strategy for mining wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 1-18.
- World Health Organization. (2022). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda*. Geneva: World Health Organization.
- Xiang, H., Min, X., Tang, C.-J., Sillanpää, M., & Zhao, F. (2022). Recent advances in membrane filtration for heavy metal removal from wastewater: A mini review. *Journal of Water Process Engineering*, 49, 103023. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103023>
- Zhang, P., Zhao, F., Li, P., Zheng, J., Yang, W., Li, Q., & Yang, Z. (2024). Mn-assisted Fe-electrocoagulation strategy for enhanced efficient arsenic removal and its mechanism. *Process Safety and Environmental Protection*, 186, 1493-1504.

## 9. Anexo

### 9.1 Medidas de seguridad

Las medidas de seguridad que se deben tomar para salvaguardar la integridad física en el laboratorio de electroquímica clásica son las siguientes:

- **Uso de EPP:** Se debe equipar los equipos de protección personal, como capa de laboratorio, zapatos de seguridad, lentes de seguridad y guantes de laboratorio para proteger la piel y otras partes del cuerpo de los distintos reactivos y soluciones que se usan en la experiencia.
- **Uso de vestimenta adecuada:** Además de los EPP, se debe ingresar al laboratorio con vestimenta adecuada para el trabajo, como pantalones largos, pelo amarrado, y evitar el uso de ropa que pueda poner en peligro al individuo como traer el pelo largo suelto, uso de short y sandalias.
- **Manejo adecuado de los instrumentos:** Para realizar las distintas soluciones se debe trabajar con reactivos que son peligrosos al contacto con la piel, ojos e inhalación, por lo que se deben manejar con precaución, evitando el contacto directo y empleando instrumentos como espátulas de laboratorio y recipientes adecuados (matraces, tubos, etc.).
- **Manejo adecuado de los equipos:** Como el sistema de EC/US funciona con electricidad, se debe tener precaución de no mojar los equipos, como también conectar de manera adecuada las terminales, con el fin de evitar cortocircuito y asegurar la integridad de las personas dentro del laboratorio, como también de los mismos equipos.

En caso de sufrir algún accidente con los reactivos químicos se debe limpiar la zona afectada con abundante agua, quitar la ropa contaminada y notificar a Sansanito por el número +569 7334 4188.

### 9.2 Preparación de riles sintéticos de arsénico

Los riles sintéticos se preparan en bidones de 5 litros, de tal forma que los sets 1 y 3 tengan concentraciones de 1000 mg/L de arsénico y los sets 2 y 4 una concentración de 5000 mg/L. El cálculo de la masa de arsénico necesaria para cada concentración se realiza mediante la siguiente ecuación:

$$Masa\ As = C_0 * V_{bidón} \quad (Ec. 9.1)$$

Masa As: Masa de arsénico necesaria para el ril sintético (mg).

$C_0$ : Concentración inicial de arsénico (mg/L).

$V_{bidón}$ : Volumen del bidón (L).

Para preparar los riles sintéticos de arsenito se utiliza arsenito de sodio ( $\text{NaAsO}_2$ ) al 98% de pureza. Para los riles sintéticos de arseniato se utiliza arseniato de sodio heptahidratado ( $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) al 98% de pureza. Los datos necesarios para calcular la masa de cada reactivo se encuentran en la Tabla 9.1.

Tabla 9.1: Datos de peso molecular/atómico para preparación de riles.

| Dato                                                                | Valor  | Unidad |
|---------------------------------------------------------------------|--------|--------|
| Peso molecular $\text{NaAsO}_2$                                     | 129.91 | g/mol  |
| Peso molecular $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ | 312.01 | g/mol  |
| Peso atómico As                                                     | 74.92  | g/mol  |

Para preparar los riles de arsenito se emplea la siguiente ecuación para calcular la masa necesaria de arsenito de sodio:

$$\text{Masa NaAsO}_2 = \text{Masa As} * \frac{1(g)}{1000 (mg)} * \frac{1(mol)}{74.92(g)} * 129.91 \left( \frac{g}{mol} \right) * \frac{1}{0.98} \quad (\text{Ec. 9.2})$$

Para preparar los riles de arseniato se emplea la siguiente ecuación para calcular la masa necesaria de arseniato de sodio heptahidratado:

$$\text{Masa Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = \text{Masa As} * \frac{1(g)}{1000 (mg)} * \frac{1(mol)}{74.92(g)} * 312.01 \left( \frac{g}{mol} \right) * \frac{1}{0.98} \quad (\text{Ec. 9.3})$$

La masa necesaria de los reactivos para cada ril sintético se detalla en la Tabla 9.2.

Tabla 9.2: Masa de reactivos por set para la preparación de riles sintéticos.

| Nº set | Ril sintético    | Concentración (mg/L) | Masa $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (g) | Masa $\text{NaAsO}_2$ (g) |
|--------|------------------|----------------------|---------------------------------------------------------------|---------------------------|
| Set 1  | $\text{As}^{5+}$ | 1000                 | 21.2478                                                       | -                         |
| Set 2  | $\text{As}^{5+}$ | 5000                 | 106.2392                                                      | -                         |
| Set 3  | $\text{As}^{3+}$ | 1000                 | -                                                             | 8.8469                    |
| Set 4  | $\text{As}^{3+}$ | 5000                 | -                                                             | 44.2343                   |