

ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL

Facultad de Ingeniería en Ciencias de la Tierra

Tratamiento circular de agua subterránea mediante electrodiálisis
capacitiva para uso industrial

PROYECTO DE GRADUACIÓN

Previo la obtención del Título de:

Maestría en Ingeniería Civil
con mención en
Construcción y Saneamiento

Presentado por:

Ruth Magnolia Legarda Urgiles

Juan Diego Pacheco Fajardo

GUAYAQUIL - ECUADOR

Año: 2025

DEDICATORIA

El presente proyecto lo dedicamos:

A Dios y a nuestras familias por su amor incondicional, apoyo constante y paciencia durante este camino. Su presencia y apoyo nos ha dado la fuerza para superar los desafíos y seguir adelante.

Gracias por ser nuestra motivación y por comprender cuando necesitábamos tiempo para dedicarnos a este proyecto.

Este logro es tan nuestro como de ustedes, porque cada paso dado ha sido posible gracias a su amor y apoyo.

AGRADECIMIENTOS

Nuestro más sincero agradecimiento a nuestro tutor, el Dr. Leonardo Gutiérrez por toda su ayuda y colaboración durante la realización de este proyecto.

De igual manera a nuestra cotutora, la Dra. Priscila Valverde por su ayuda integral en cada momento de nuestro proyecto.

Finalmente, a cada una de nuestras familias, han sido el motor que nos impulsa en cada momento para poder culminar con éxito este trabajo.

DECLARACIÓN EXPRESA

Nosotros Ruth Magnolia Legarda Urgiles y Juan Diego Pacheco Fajardo acordamos y reconocemos que:

La titularidad de los derechos patrimoniales de autor (derechos de autor) del proyecto de graduación corresponderá al autor o autores, sin perjuicio de lo cual la ESPOL recibe en este acto una licencia gratuita de plazo indefinido para el uso no comercial y comercial de la obra con facultad de sublicenciar, incluyendo la autorización para su divulgación, así como para la creación y uso de obras derivadas. En el caso de usos comerciales se respetará el porcentaje de participación en beneficios que corresponda a favor del autor o autores. El o los estudiantes deberán procurar en cualquier caso de cesión de sus derechos patrimoniales incluir una cláusula en la cesión que proteja la vigencia de la licencia aquí concedida a la ESPOL.

La titularidad total y exclusiva sobre los derechos patrimoniales de patente de invención, modelo de utilidad, diseño industrial, secreto industrial, secreto empresarial, derechos patrimoniales de autor sobre software o información no divulgada que corresponda o pueda corresponder respecto de cualquier investigación, desarrollo tecnológico o invención realizada por nosotros durante el desarrollo del proyecto de graduación, pertenecerán de forma total, exclusiva e indivisible a la ESPOL, sin perjuicio del porcentaje que nos corresponda de los beneficios económicos que la ESPOL reciba por la explotación de mi/nuestra innovación, de ser el caso.

En los casos donde la Oficina de Transferencia de Resultados de Investigación (OTRI) de la ESPOL comunique a los autores que existe una innovación potencialmente patentable sobre los resultados del proyecto de graduación, no se realizará publicación o divulgación alguna, sin la autorización expresa y previa de la ESPOL.

Guayaquil, 08 de marzo del 2025.

Ruth Legarda

Juan Pacheco

EVALUADORES

Fernanda Mejía

Profesor de Materia

Leonardo Gutiérrez

Tutor de proyecto

Priscila Valverde

Co tutor de proyecto

RESUMEN

El tratamiento de aguas subterráneas salobres mediante electrodiálisis capacitiva (CED) se presenta como una alternativa innovadora para mejorar la calidad del agua. Este estudio evalúa la eficiencia de la CED en la eliminación de sales disueltas de agua de pozo en la parroquia Chanduy, Ecuador, con el objetivo de reducir la conductividad y mejorar su viabilidad para aplicaciones industriales.

El proyecto se desarrolló utilizando un sistema piloto de CED con membranas de intercambio iónico y electrodos de carbón activado. Se realizaron ensayos con voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10 V, con un porcentaje de recuperación de agua del 50 % y con caudales de 600, 800 y 1000 ml/min. Se realizaron ensayos fisicoquímicos antes y después del tratamiento, midiendo conductividad, sólidos disueltos totales, pH, temperatura, y presencia de iones clave.

Los resultados demostraron una reducción significativa de la conductividad eléctrica, alcanzando hasta un 69 % de eliminación de sales disueltas y con respecto a la remoción de los iones se alcanzó un 85 % de remoción, con un caudal de 600 ml/min y 8 V. Además, se evidenció un menor consumo energético en comparación con la ósmosis inversa (RO), con valores de consumo específico de energía entre 0.1 y 0,38 kWh/m³ vs 0,63 kWh/m³ de RO.

Se concluye que la electrodiálisis capacitiva es una tecnología eficiente y sostenible para el tratamiento de aguas subterráneas salinas, con ventajas en términos de eficiencia energética, versatilidad, recursos económicos y recuperación de agua. Su implementación contribuiría a la optimización del uso del recurso hídrico en zonas con déficit de agua.

Palabras Clave: Electrodiálisis Capacitiva, osmosis inversa, caudal, voltaje, iones, industria, consumo específico de energía.

ABSTRACT

The treatment of brackish groundwater by capacitive electrodialysis (CED) is presented as an innovative alternative to improve water quality. This study evaluates the efficiency of CED in the removal of dissolved salts from well water in Chanduy parish, Ecuador, with the objective of reducing conductivity and improving its viability for industrial applications.

The project was developed using a pilot CED system with ion exchange membranes and activated carbon electrodes. Tests were carried out with voltages of 2, 4, 6, 8 and 10 V, with a water recovery rate of 50% and flow rates of 600, 800 and 1000 ml/min. Physicochemical tests were performed before and after treatment, measuring conductivity, total dissolved solids, pH, temperature, and presence of key ions.

The results showed a significant reduction in electrical conductivity, reaching up to 69 % removal of dissolved salts and 85 % removal of ions, with a flow rate of 600 ml/min and 8 V. In addition, lower energy consumption was evidenced compared to reverse osmosis (RO), with specific energy consumption values between 0.1 and 0.38 kWh/m³ vs. 0.63 kWh/m³ of RO.

It is concluded that capacitive electrodialysis is an efficient and sustainable technology for the treatment of saline groundwater, with advantages in terms of energy efficiency, versatility, economic resources and water recovery. Its implementation would contribute to the optimization of water resource use in areas with water deficit.

Keywords: Capacitive electrodialysis, reverse osmosis, flow, voltage, ions, industry, specific energy consumption.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	I
ABSTRACT	II
ÍNDICE GENERAL	III
ABREVIATURAS	VI
SIMBOLOGÍA	VII
ÍNDICES DE FIGURAS	VIII
ÍNDICE DE TABLAS	X
CAPÍTULO 1	11
1 INTRODUCCIÓN	11
1.1 Antecedentes	13
1.2 Localización	14
1.3 Problemática	16
1.4 Justificación	18
1.5 Objetivos	20
1.5.1 Objetivo General	20
1.5.2 Objetivos Específicos	20
CAPÍTULO 2	21
2 Desarrollo del proyecto	21
2.1 Marco conceptual	21
2.1.1 Electrodialisis capacitiva (CED)	21
2.1.2 Ósmosis Inversa	22
2.1.3 Agua subterránea	22
2.1.4 Contaminación de aguas subterráneas	23
2.1.5 Agua de alimentación	24
2.1.6 Velocidad de flujo superficial (VFC)	25

2.1.7	Porcentaje de recuperación de agua.....	26
2.1.8	Remoción de iones.....	26
2.1.9	Factor de concentración (FC).....	27
2.1.10	Número de transporte de iones (ITN).....	27
2.1.11	Número de transporte relativo (RTN)	28
2.1.12	Consumo específico de energía (SEC)	28
2.1.13	Eficiencia de remoción de contaminantes	29
2.1.14	Balance hídrico.....	30
2.1.15	Normativas aplicables	31
2.2	Marco metodológico	34
2.2.1	Ingreso de muestras al Laboratorio.....	35
2.2.2	Preparación de las muestras.....	35
2.2.3	Electrodialisis capacitiva (CED).....	36
2.2.4	Ósmosis Inversa (RO).....	40
2.2.5	Resultados	40
2.2.6	Comparación con Sistemas Convencionales	42
2.2.7	Selección del ensayo con los parámetros óptimos.....	42
2.2.8	Remoción de nutrientes en el diluido	42
2.2.9	Recuperación de nutrientes	43
2.2.10	Trabajo de campo	43
CAPÍTULO 3.....		46
3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	46
3.1	Parámetros iniciales.....	46
3.2	Remoción de conductividad y SDT	47
3.3	Potencial uso industrial del agua tratada con CED	51
3.4	Consumo Específico de Energía (SEC) de la CED	54

3.5	Comparación de Ósmosis vs Electrodiálisis capacitiva en términos de SEC en el permeado.....	56
3.6	Remoción de nutrientes en el diluido.....	58
3.7	Recuperación de nutrientes	67
CAPÍTULO 4.....		73
4	Conclusiones Y Recomendaciones.....	73
4.1	Conclusiones	73
4.2	Recomendaciones	74
BIBLIOGRAFÍA.....		76
PLANOS Y ANEXOS		82

ABREVIATURAS

FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
INHAMI	Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología
INEC	Instituto Nacional de Estadísticas y Censos
TULSMA	Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente
GAD	Gobierno Autónomo Descentralizado
PDyOT	Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial
ESPOL	Escuela Superior Politécnica del Litoral
CED	Electrodíálisis Capacitiva
ED	Electrodíálisis Convencional
ED – R	Electrodíálisis Reversible
RO	Ósmosis Inversa
ERS	Electrolitos de Resistencia Específica
EDL	Doble capa eléctrica
ITN	Número de transporte de iones
RTN	Número de transporte relativo
FC	Factor de concentración
SEC	Consumo específico de energía
SEC _P	Consumo de energía de la bomba
CEM	Membrana de intercambio catiónico
AEM	Membrana de intercambio aniónico

SIMBOLOGÍA

CE	Conductividad eléctrica
SDT	Sólidos disueltos totales
SST	Sólidos suspendidos totales
pH	Potencial de hidrógeno
Ca ²⁺	Ión calcio
Na ⁺	Ión sodio
Mg ²⁺	Ión magnesio
K ⁺	Ión potasio
Cl ⁻	Ión derivado de cloro (cloruro)
Br ⁻	Ión del bromo (bromuro)
SO ₄ ²⁻	Ión sulfato
NO ₃ ⁻	Ión nitrato
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno a 5 días
TOC	Carbón orgánico total
CaSO ₄	Sulfato de calcio
mg/L	Miligramo por litro
mmol/L	Milimoles por litro
mEq/L	Miliequivalentes por litro
KWh/m ³	Kilovatio – hora por metro cúbico
C	Coulombios
A	Amperio
V	Voltios
m ³ /h	metro cúbico por hora
ml/min	Mililitros por minutos
mS/cm	Milisiemens por centímetro
μS/cm	Microsiemens por centímetro
Pa	Pascal

ÍNDICES DE FIGURAS

Figura 1.1. Localización del punto de muestreo	15
Figura 2.1. Ciclo de operación de Electrodiálisis Capacitiva.....	21
Figura 2.2. Esquema de Osmosis Inversa	22
Figura 2.3 Esquema de la metodología	35
Figura 2.4. Esquema del piloto de CED.....	36
Figura 2.5. Voltaje vs Tiempo total del ensayo, 3 ciclos	38
Figura 2.6. Voltaje vs. Tiempo (toma de datos y muestras).....	39
Figura 2.7. Toma de muestra representativa y almacenamiento.	40
Figura 2.8. Intensidad – Tiempo (áreas calculadas mediante integración)	41
Figura 2.9. Toma de Muestras en el sector de Chanduy, Santa Elena.....	44
Figura 3.1. Conductividad final con diferentes voltajes y caudales	47
Figura 3.2 Porcentaje de remoción de conductividad	48
Figura 3.3. SDT con diferentes voltajes y caudales	48
Figura 3.4. Porcentaje de remoción de SDT	49
Figura 3.5. Distribución de los principales productos del sector primario en Chanduy	51
Figura 3.6. Conductividad obtenida con CED comparara con los límites de tolerancia de cultivos de cebolla, plátano, maíz, ciruela y cacao.	52
Figura 3.7. Consumo específico de energía de la CED.....	54
Figura 3.8. SEC de ósmosis inversa vs diferentes ensayos de electrodiálisis capacitiva.....	56
Figura 3.9. Concentración de Iones, Q= 600 (ml/min) y voltajes de 2,4, 6, 8 y 10.....	59
Figura 3.10. Concentración de Iones, Q= 800 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10..	60
Figura 3.11. Concentración de Iones, Q= 1000 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10.	60
Figura 3.12. Porcentaje de remoción, Q= 600 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10..	63
Figura 3.13. Porcentaje de remoción, Q= 800 (ml/min) y voltaje de 2, 4, 6, 8 y 10....	63
Figura 3.14. Porcentaje de remoción, Q= 1000 (ml/min) y voltaje de 2, 4, 6, 8 y 10..	64
Figura 3.15. Número de transporte relativo, Q= 600 (ml/min) y voltajes 2, 4, 6, 8 y 10	65

Figura 3.16. Número de transporte relativo, Q= 800 (ml/min) y voltajes 2, 4, 6, 8 y 10	66
Figura 3.17. Número de transporte relativo, Q= 1000 (ml/min) y voltajes 2, 4, 6, 8 y 10	66
Figura 3.18. Concentración de Iones del Concentrado, Q= 600 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10	69
Figura 3.19. Concentración de iones del Concentrado, Q= 800 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10	69
Figura 3.20. Concentración de iones del Concentrado, Q= 1000 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10	70
Figura 3.21. Factor de concentración del concentrado, Q= 600 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10	71
Figura 3.22. Factor de concentración del concentrado, Q= 800 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10	72
Figura 3.23. Factor de concentración del concentrado, Q= 1000 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10	72

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Criterios de calidad admisibles para aguas de uso agrícola (TULSMA) ...	32
Tabla 2.2. Parámetros de los niveles guía de la calidad del agua para riego (TULSMA).....	33
Tabla 3.1. Análisis fisicoquímico del agua de pozo.....	46

CAPÍTULO 1

1 INTRODUCCIÓN

La producción agrícola demanda grandes cantidades de agua, consumiendo hasta 3000 L por persona al día para sostener la producción de alimentos y cultivos (FAO, 2017). A nivel global, la agricultura representa cerca del 70% de las extracciones de agua dulce, no solo agotando los recursos hídricos, sino también contribuyendo a la contaminación del agua mediante el uso excesivo de fertilizantes y pesticida (WWAP, 2020). En Ecuador, aproximadamente el 8,9% del agua subterránea del país se destina al riego, particularmente en las regiones costeras donde las actividades agrícolas dependen en gran medida de fuentes subterráneas con alta salinidad (Castillo H et al., 2019)

El agua subterránea utilizada para riego en zonas costaneras a menudo presenta concentraciones elevadas de sales disueltas, incluyendo sodio (Na^+), cloruro (Cl^-) y sulfato (SO_4^{2-}), que pueden superar los 2000 mg/L en sólidos disueltos totales (SDT) (Cruz-Falcón et al., 2023). Estos niveles de salinidad impactan significativamente la fertilidad del suelo, el rendimiento de los cultivos y la sostenibilidad agrícola en general. Según las directrices de la FAO, el agua de riego debería contener idealmente menos de 450 mg/L de SDT para prevenir la degradación a largo plazo del suelo (FAO, 2017).

A pesar de estos desafíos, Ecuador carece de regulaciones específicas para la calidad del agua de riego, lo que deja a los agricultores sin directrices claras para una gestión sostenible del recurso hídrico en la agricultura. En los últimos años, la disponibilidad de agua en algunas zonas agrícolas costeras ha disminuido con una precipitación promedio anual de 500mm, con siete meses de estiaje, intensificando la competencia por los recursos (Vélez et al., 2021)

Entre las tecnologías de tratamiento de agua, la electrodiálisis capacitiva (CED) ha emergido como una alternativa prometedora a los métodos convencionales, como la ósmosis inversa y la electrodiálisis tradicional (Hou et al., 2013). Los procesos convencionales de electrodiálisis utilizan una solución de enjuague de electrodos (ERS) para convertir la corriente eléctrica en corriente iónica mediante reacciones redox o división del agua (Chen et al., 2020). Sin embargo, este ERS agrega complejidad al

sistema debido a la necesidad de un circuito hidráulico separado, puede generar gases nocivos como Cl_2 y O_2 , y causa una caída de potencial en los electrodos (Guleria et al., 2024a). La electrodiálisis capacitiva resuelve estos problemas al emplear electrodos capacitivos, generalmente fabricados con materiales conductivos de alta superficie, como el carbón activado (Anderson et al., 2010). En este sistema, la capa de carbón actúa como un colector de corriente donde la corriente iónica se convierte en corriente eléctrica mediante la adsorción y desorción de iones, evitando la producción de gases peligrosos y eliminando la necesidad de un ERS separado, lo que simplifica la operación y el mantenimiento (Welgemoed & Schutte, 2005).

El principio de funcionamiento de la electrodiálisis capacitiva se basa en la formación de una doble capa eléctrica (EDL), la cual almacena cargas iónicas cuando se aplica una polarización eléctrica (Singh, 2016). No obstante, una de las limitaciones de la CED es la posible saturación de la capa de carbono capacitivo, lo que puede afectar su eficiencia (Burn et al., 2015). Para mitigar este problema, se implementa una inversión periódica de la polaridad de los electrodos, lo que previene la acumulación de carga y reduce la incrustación o fouling en el sistema (Hasan et al., 2022).

La CED representa una solución prometedora para mejorar la calidad del agua de riego al eliminar selectivamente los iones del agua subterránea mediante fuerzas electrostáticas. A diferencia de los métodos de desalinización convencionales como la ósmosis inversa, que requiere típicamente entre 3 y 6 kWh/m^3 de energía, la CED opera con niveles de consumo energético significativamente más bajos, en un rango de 0,2 a 1,5 kWh/m^3 , dependiendo de la salinidad del agua (Zhao et al., 2013). Además, las aplicaciones a escala piloto de CED han demostrado una eficiencia de eliminación de sales de hasta el 80% en aguas moderadamente salinas, lo que la convierte en una alternativa viable para el uso agrícola (Abou-Shady, 2017).

Dado que en el inventario realizado por el INHAMI existen alrededor de 27 puntos de captación de agua subterránea en la parroquia Chanduy, que se utilizan principalmente como agua potable, agua de riego y acuicultura, este estudio evalúa la eficiencia de la electrodiálisis capacitiva en el tratamiento de agua de pozo con alta salinidad para su uso como riego en plantaciones agrícolas (GAD Chanduy, 2020). Mediante la implementación de esta tecnología a escala piloto, el objetivo es analizar su capacidad para cumplir con los estándares de agua agrícola, reducir la demanda de agua y mitigar

los efectos adversos de la salinización del suelo. Asimismo, los hallazgos contribuirán al desarrollo de una estrategia sostenible de gestión del agua adaptada al sector agrícola ecuatoriano, garantizando la seguridad alimentaria y la conservación de los recursos a largo plazo.

1.1 Antecedentes

En los últimos años, la CED ha emergido como una de las tecnologías más prometedoras para el tratamiento de aguas con alta salinidad, incluyendo el agua subterránea utilizada para riego (Cohen et al., 2018) . Esta tecnología ha sido ampliamente investigada a nivel de laboratorio y en algunos estudios piloto debido a su capacidad para remover eficientemente los iones disueltos con un menor consumo energético en comparación con la ósmosis inversa y otros métodos convencionales de desalación (Barron et al., 2015).

Diversos estudios han demostrado que la CED puede alcanzar tasas de eliminación de sales superiores al 90% con consumos energéticos que oscilan entre 0,2 y 1,5 kWh/m³, dependiendo de la composición del agua de alimentación. Además, investigaciones recientes han destacado su capacidad para retener y recuperar nutrientes esenciales para la agricultura, como el potasio y el calcio, lo que la convierte en una solución ideal para el tratamiento de aguas subterráneas destinadas al riego (Chen et al., 2020).

En el ámbito agrícola, la salinidad del agua de riego es un problema que afecta la productividad de los cultivos en diversas regiones del mundo. Un estudio realizado en el sur de España evidenció que el uso de agua con una conductividad eléctrica superior a 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ reduce el rendimiento de cultivos hortícolas en un 30% (Ma et al., 2023). En este contexto, la implementación de la CED podría mitigar este problema al reducir la concentración de sales sin eliminar por completo los nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas (Elimelech & Phillip, 2011).

A nivel internacional, la CED ha sido aplicada con éxito en proyectos piloto en países como China, Israel y Estados Unidos. Un estudio desarrollado en Israel demostró que esta tecnología es capaz de reducir la salinidad del agua subterránea en un 85%, mejorando la calidad del agua de riego y optimizando el rendimiento de cultivos de alta rentabilidad como el tomate y el pimiento. En China, la aplicación

de la CED en sistemas agrícolas ha mostrado una reducción del 50% en el consumo de fertilizantes debido a la recuperación de nutrientes presentes en el agua tratada (Lee et al., 2006).

A pesar de estos avances, la implementación de la CED a gran escala aún enfrenta desafíos relacionados con la optimización de los materiales de los electrodos, la eficiencia en la eliminación de contaminantes específicos y la viabilidad económica en comparación con otras tecnologías (Mitko et al., 2021). Sin embargo, investigaciones recientes han mostrado avances significativos en el desarrollo de electrodos de alta eficiencia y bajo costo, lo que podría acelerar su adopción en el sector agrícola en los próximos años.

En el caso de Ecuador, los estudios sobre el uso de la CED para el tratamiento de aguas subterráneas con alta salinidad aún son limitados. La mayoría de las investigaciones en el país se han enfocado en métodos convencionales de desalación o en la optimización del uso del agua de riego mediante técnicas de manejo agronómico. Esto resalta la necesidad de desarrollar estudios específicos que evalúen la viabilidad técnica y económica de la CED en el contexto ecuatoriano, considerando factores como la calidad del agua subterránea, los costos de implementación y el impacto en la productividad agrícola.

En este sentido, este estudio contribuirá al conocimiento sobre la aplicación de la electrodiálisis capacitiva en Ecuador, proporcionando datos fundamentales para su implementación a nivel piloto y su eventual escalamiento a nivel comercial en el sector agrícola del país.

1.2 Localización

La parroquia Chanduy, ubicada al sur de la provincia de Santa Elena, Ecuador, es una de las seis parroquias rurales que conforman el cantón Santa Elena (Figura 1.1). Según el Censo de Población y Vivienda de 2022, Chanduy cuenta con una población aproximada de 18.000 habitantes, lo que representa una densidad poblacional de 19,50 habitantes por kilómetro cuadrado (INEC, 2022).

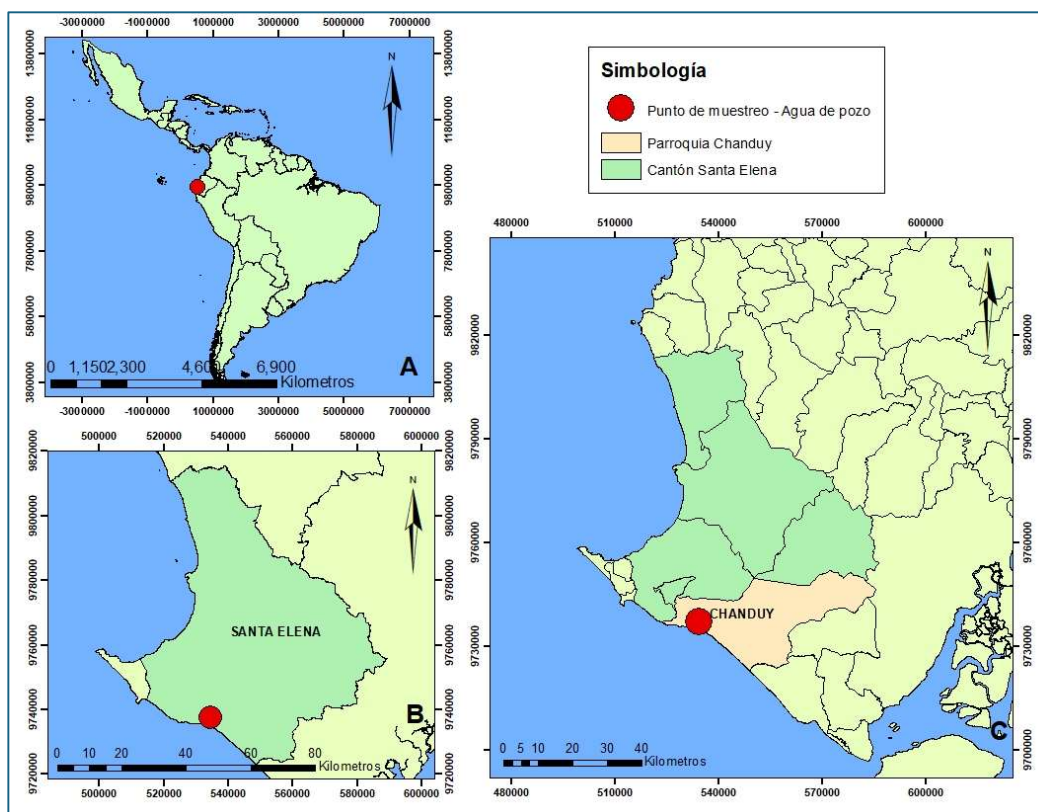


Figura 1.1. Localización del punto de muestreo

La economía local se sustenta principalmente en el sector primario La pesca, tanto artesanal como industrial, son muy importantes para la economía de la parroquia. Además de la pesca, la agricultura, la ganadería y acuicultura, desempeñan papeles importantes en la subsistencia de la población (INAHMI, 2022).

En el sector agrícola, los cultivos predominantes incluyen maíz, plátano, ciruela, cebolla y cacao. La producción agrícola enfrenta desafíos como la escasez de agua, la aplicación deficiente de técnicas adecuadas y la presencia de plagas y enfermedades, lo que resulta en bajos rendimientos (GAD Chanduy, 2020).

Para las actividades agrícolas, los agricultores de Chanduy dependen en gran medida de fuentes de agua subterránea. De las autorizaciones otorgadas por uso o aprovechamiento del agua en la Parroquia Chanduy el 60 % es utilizado para riego de plantaciones agrícolas, el 30% para la actividad de acuicultura que por lo general es el cultivo de especies acuáticas como el camarón y finalmente el 10% es utilizado para consumo de agua humano. El agua se extrae mediante pozos y

se recolecta utilizando bombas, especialmente en áreas donde las fuentes superficiales son limitadas o inexistentes. Sin embargo, debido a la proximidad de la parroquia al mar, el agua subterránea en esta zona presenta una elevada salinidad, producto de la intrusión salina. (GAD Chanduy, 2020).

Este fenómeno ocurre cuando la extracción excesiva de agua subterránea reduce la presión del acuífero, permitiendo que el agua de mar penetre en los reservorios de agua dulce, aumentando la concentración de sales y afectando negativamente la calidad del agua de riego.

La intrusión salina representa un problema crítico para la agricultura local, ya que el uso de agua con altos niveles de sales impacta el rendimiento de los cultivos, disminuye la productividad de los suelos y limita la variedad de especies que pueden ser cultivadas. Los agricultores de la zona han reportado pérdidas significativas en sus cosechas debido al deterioro progresivo de la calidad del agua de riego (Cruz-Falcón et al., 2023).

Las muestras de agua para este estudio se obtuvieron de un pozo perteneciente a una junta de agua de riego local. El agua es recolectada mediante una bomba y se utiliza para el riego de los cultivos mencionados anteriormente. Esta fuente es esencial para la agricultura de la zona, dada la disponibilidad limitada de agua superficial.

1.3 Problemática

A nivel global, la agricultura consume aproximadamente el 70 % del agua dulce disponible, y en Ecuador esta cifra se mantiene en valores similares. Sin embargo, la disponibilidad de agua para riego es cada vez más limitada debido a la sobreexplotación de acuíferos y al impacto del cambio climático (Hasan et al., 2022). De acuerdo con el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI), en los últimos 20 años, las precipitaciones han disminuido en un 15% en algunas zonas del país, afectando la recarga de acuíferos y reduciendo la disponibilidad de agua subterránea para riego (INAMHI, 2022). En algunas provincias, como Manabí y Santa Elena, los agricultores dependen en más de un 80 % de fuentes subterráneas, muchas de las cuales presentan niveles elevados de salinidad (Vélez

et al., 2021). Frente a esta problemática, la implementación de tecnologías de tratamiento eficientes es crucial para garantizar la sostenibilidad agrícola.

La calidad del agua de riego es otro factor crítico. Estudios recientes indican que en varias regiones de la costa ecuatoriana, el agua subterránea presenta valores de conductividad eléctrica superiores a 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lo que la categoriza como moderadamente a fuertemente salina, según los estándares de la FAO, además que estas conductividades pueden reducir el rendimiento de cultivos hasta en un 50 % (Tigrero, 2021). La presencia de sodio (Na^+), cloruro (Cl^-) y sulfato (SO_4^{2-}) en concentraciones elevadas genera problemas de salinización en los suelos, afectando la absorción de nutrientes por parte de las plantas y reduciendo el rendimiento de los cultivos hasta en un 50% en algunos casos (FAO, 2017).

La parroquia Chanduy a pesar de las dificultades debido al clima seco, baja precipitación, y escasez de agua para riego, se caracteriza por su gran diversidad de cultivos, algunos como el maíz, banano, ciruela y cebolla en magnitudes significativas, sin embargo, todavía existen prácticas tradicionales o rudimentarias de cultivo y de crianza animal que caen en la insostenibilidad y carecen de tecnificación, haciendo que los cultivos no se desarrollen de forma adecuada.

Frente a esta problemática, los sistemas de tratamiento de agua tradicionales, como la ósmosis inversa (RO) y la destilación, presentan limitaciones tanto en costos como en consumo energético. La ósmosis inversa, por ejemplo, requiere entre 3 y 6 kWh/m^3 de energía, con costos operativos que pueden superar los 0,50 USD/m^3 , lo que la hace inviable para muchos agricultores (Choi et al., 2019).

Otro aspecto relevante es la falta de regulaciones en Ecuador respecto al tratamiento de aguas para riego. Mientras que en la Unión Europea y Estados Unidos existen normativas estrictas que establecen los parámetros de calidad del agua de riego, en Ecuador estas regulaciones son escasas o inexistentes. La ausencia de políticas claras limita la adopción de tecnologías innovadoras como la CED y dificulta la implementación de estrategias de manejo sostenible del agua subterránea en la agricultura.

1.4 Justificación

El tratamiento de aguas subterráneas mediante electrodiálisis capacitiva (CED) representa una solución innovadora y sostenible frente a los desafíos hídricos que enfrenta la agricultura ecuatoriana. La creciente escasez de agua y el deterioro de su calidad exigen la implementación de tecnologías eficientes, accesibles y ambientalmente responsables (Porada et al., 2013). En este sentido, la CED se perfila como una alternativa superior a los métodos convencionales, gracias a su menor consumo energético, alta recuperación de agua y capacidad para retener nutrientes esenciales para los cultivos.

En comparación con otras tecnologías de desalación, la electrodiálisis capacitiva presenta ventajas significativas. La ósmosis inversa (RO), una de las tecnologías más utilizadas, tiene un consumo energético promedio de 4 kWh/m³ y genera altos volúmenes de rechazo, lo que dificulta su aplicación en entornos agrícolas con disponibilidad limitada de agua (Walha et al., 2007). En contraste, la electrodiálisis capacitiva (CED) surge como una alternativa viable con consumos energéticos significativamente menores, que oscilan entre 0,2 y 1,5 kWh/m³, dependiendo de la concentración inicial de sales (Walha et al., 2007). Además, esta tecnología tiene un menor impacto ambiental, dado que genera menos rechazo de agua en comparación con la ósmosis inversa, contribuyendo a un uso más eficiente del recurso hídrico (Elimelech & Phillip, 2011).

Otro aspecto clave de la CED es su capacidad para retener nutrientes esenciales en el agua tratada. A diferencia de la ósmosis inversa, que elimina indiscriminadamente minerales beneficiosos, la electrodiálisis capacitiva permite un control selectivo de iones, evitando la pérdida de nutrientes como calcio, magnesio y potasio, fundamentales para el desarrollo de los cultivos (Biesheuvel et al., 2011). Esto no solo reduce la necesidad de fertilizantes sintéticos, sino que también contribuye a la sostenibilidad económica de los agricultores al disminuir los costos de insumos agrícolas (Raveh & Ben-Gal, 2016).

Desde una perspectiva ambiental, la CED ofrece ventajas adicionales al reducir la huella de carbono del tratamiento de agua. Su compatibilidad con fuentes de energía renovable, como la solar o eólica, permite su implementación en

comunidades rurales con acceso limitado a la red eléctrica. Países como Israel y los Países Bajos han demostrado que la integración de energías renovables en sistemas de tratamiento de agua puede reducir las emisiones de CO₂ en un 30 % en comparación con tecnologías convencionales, además, han impulsado regulaciones estrictas, el uso de sistemas avanzados de tratamiento ha permitido mejorar la eficiencia del riego en un 40% y reducir el impacto de la salinidad en los cultivos (Raveh & Ben-Gal, 2016). Implementar un enfoque similar en Ecuador podría contribuir significativamente a los compromisos nacionales de mitigación del cambio climático.

La escalabilidad de la electrodiálisis capacitiva es otro factor determinante para su adopción a gran escala. Estudios piloto han demostrado su eficacia en la reducción de salinidad en aguas destinadas a riego, con resultados positivos tanto en calidad del agua como en mejora del rendimiento agrícola. La transición de proyectos piloto a aplicaciones comerciales requiere el desarrollo de políticas públicas que fomenten su implementación, así como incentivos económicos para que los agricultores puedan acceder a esta tecnología (Guleria et al., 2024a). En este sentido, la colaboración entre el sector público y privado, así como la inversión en investigación y desarrollo, son esenciales para consolidar la CED como una solución viable para la agricultura ecuatoriana.

La electrodiálisis capacitiva se presenta como una alternativa altamente eficiente, sostenible y económicamente viable para el tratamiento de aguas subterráneas destinadas a la agricultura. Su menor consumo energético, alta tasa de recuperación de agua y capacidad para preservar nutrientes la posicionan por encima de tecnologías convencionales como la ósmosis inversa (Chen et al., 2020). Además, su integración con energías renovables y su potencial de escalabilidad la convierten en una solución clave para enfrentar la crisis hídrica y garantizar la seguridad alimentaria en Ecuador. La implementación de esta tecnología no solo beneficiará a los agricultores, sino que también contribuirá a la conservación de los recursos hídricos y al cumplimiento de los objetivos de sostenibilidad del país.

1.5 Objetivos

1.5.1 Objetivo General

Evaluar la implementación de la electrodiálisis capacitiva a escala piloto para el tratamiento de aguas subterráneas destinadas a uso industrial, mejorando la calidad de agua y la recuperación de nutrientes esenciales.

1.5.2 Objetivos Específicos

- Determinar el porcentaje de reducción de conductividad y sólidos disueltos de agua de pozo tratada con CED empleando diferentes parámetros operativos.
- Identificar el potencial industrial que se puede beneficiar del agua tratada mediante CED.
- Analizar el consumo específico de energía de la CED con diferentes caudales y voltajes.
- Comparar la eficiencia energética de la CED con tecnologías convencionales como la ósmosis inversa.
- Evaluar la recuperación de nutrientes clave de la CED para su reutilización en diferentes usos industriales en la parroquia Chanduy.

CAPÍTULO 2

2 DESARROLLO DEL PROYECTO

2.1 Marco conceptual

2.1.1 Electrodialisis capacitiva (CED)

La Electrodialisis Capacitiva (CED) es una tecnología de separación iónica utilizada para la desalinización y purificación de agua. Se basa en la separación mediante membranas de intercambio iónico y en el almacenamiento de iones en electrodos capacitivos mediante la aplicación de un campo eléctrico, lo que permite la extracción eficiente de sales disueltas sin la necesidad de un electrolito adicional.

A diferencia de la Electrodialisis Convencional (ED) y la Electrodialisis Reversible (ED-R), la CED no genera reacciones de reducción-oxidación (Red-ox), lo que minimiza la corrosión y prolonga la vida útil del sistema. Su principio de funcionamiento opera en ciclos de carga y descarga, alternando la acumulación de iones que son atrapados en los electrodos y posteriormente liberados al revertir la polaridad o aplicar un potencial nulo.

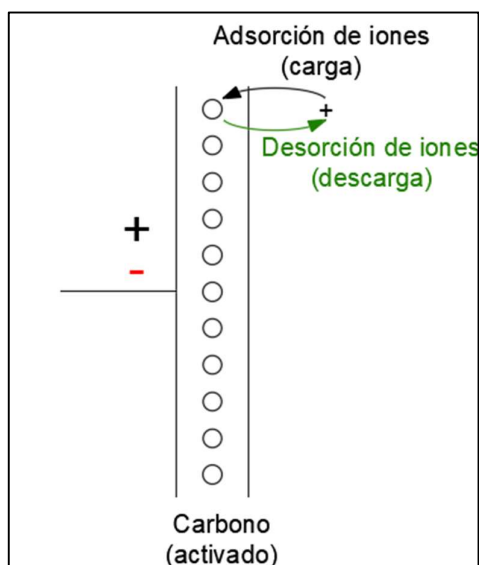


Figura 2.1. Ciclo de operación de Electrodialisis Capacitiva

2.1.2 Ósmosis Inversa

La ósmosis inversa (RO) es un proceso en el cual se reduce el caudal a través de una membrana semipermeable y se ejerce una fuerza de empuje superior a la presión osmótica en dirección opuesta al proceso de ósmosis (Figura 2.2) (Aladwani et al., 2021). De esta forma se logra separar las sustancias que se encuentran en el agua en un lado de la membrana (concentrado) y del otro lado se obtiene una solución diluida baja en sólidos disueltos (permeado). Podría decirse que es un filtro físico, pero por tratarse de una membrana que retiene elementos sólidos, pero ya no lo podemos llamar filtración porque retiene moléculas disueltas que no solo son retenidas por la física, sino también por lo química (Wenten & Khoiruddin, 2016).

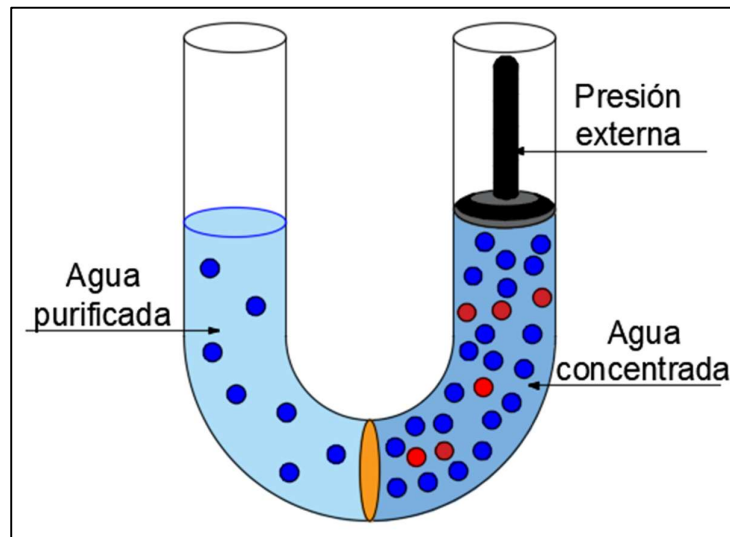


Figura 2.2. Esquema de Ósmosis Inversa

2.1.3 Agua subterránea

Es toda agua del subsuelo, que se encuentra en la zona de saturación (se sitúa debajo del nivel freático donde todos los espacios abiertos están llenos con agua, con una presión igual o mayor que la atmosférica), El agua subterránea es toda aquella que se encuentra almacenada en el subsuelo, ocupando los espacios porosos de los sedimentos y las rocas permeables dentro de la zona de saturación. Esta agua está por debajo del nivel freático, donde todos los poros y fisuras del suelo están completamente llenos de agua con una presión igual o superior a la atmosférica (Cerón et al., 2021).

Su origen proviene principalmente de la infiltración del agua de lluvia, la recarga de ríos y lagos, y el derretimiento de glaciares y nieve. Dependiendo de las características geológicas del terreno, puede almacenarse en acuíferos libres (sin una capa impermeable superior) o confinados (atrapados entre capas de material impermeable) (Schmidt & Hahn, 2012).

El agua subterránea representa una de las principales fuentes de agua potable en el mundo, abasteciendo aproximadamente al 50% de la población mundial y al 43% del agua utilizada en la agricultura de riego. Su disponibilidad y calidad son fundamentales para el equilibrio ecológico y el desarrollo sostenible de las comunidades (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 2022).

Sin embargo, a pesar de su aparente protección bajo la superficie, el agua subterránea no está exenta de amenazas, ya que puede contaminarse por actividades humanas como la agricultura intensiva, la industria, la urbanización y la eliminación inadecuada de residuos (Fentie et al., 2024).

2.1.4 Contaminación de aguas subterráneas

Se refiere a cualquier alteración en las propiedades físicas, químicas o biológicas del agua subterránea que comprometa su calidad y su aptitud para el consumo humano, el riego agrícola, el uso industrial o cualquier otro propósito ecológico y económico. La contaminación de estas aguas puede tener consecuencias graves para la salud pública, la seguridad alimentaria y la sostenibilidad ambiental (Abanyie et al., 2023).

Las fuentes de contaminación pueden clasificarse en dos tipos principales:

- **Fuentes Puntuales:** Son aquellas que tienen un origen específico y localizado, como vertidos industriales, fugas en tanques de almacenamiento subterráneo de combustibles, filtraciones de lixiviados en vertederos de residuos sólidos y fallas en sistemas sépticos (Castillo H et al., 2019).
- **Fuentes Difusas:** Se originan en áreas extensas y son más difíciles de controlar. Un ejemplo común es la infiltración de fertilizantes y pesticidas

utilizados en la agricultura, que pueden percolarse lentamente a través del suelo hasta los acuíferos (Cerón et al., 2021)

Entre los contaminantes más comunes del agua subterránea se encuentran:

- **Nitratos y nitritos:** Resultantes de fertilizantes agrícolas y desechos ganaderos. Altas concentraciones pueden causar problemas de salud como la metahemoglobinemia o "síndrome del bebé azul" en lactantes (Bolaños-Alfaro et al., 2017).
- **Metales pesados:** Como arsénico, plomo y mercurio, que pueden provenir de actividades mineras, industriales o de la degradación de materiales naturales del subsuelo (Velázquez-Chávez et al., 2022).
- **Compuestos orgánicos volátiles (COV):** Incluyen solventes industriales y productos químicos presentes en combustibles, que pueden filtrarse a través del suelo, desde sitios de almacenamiento defectuosos (Mora-Barrantes et al., 2021).
- **Microorganismos patógenos:** Como bacterias, virus y protozoos, que pueden provenir de aguas residuales mal tratadas o sistemas sépticos con fugas (Zambrano Mero et al., 2022).

Una vez contaminada, el proceso de remediación del agua subterránea puede ser costoso y prolongado. Métodos como la biorremediación, la oxidación química in situ y el uso de barreras permeables reactivas son algunas de las estrategias utilizadas para mitigar los efectos de la contaminación. Sin embargo, la mejor solución es la prevención, mediante regulaciones estrictas y prácticas de gestión sostenible del agua.

2.1.5 Agua de alimentación

En el contexto de la Electrodialisis Capacitiva (CED), el término "agua de alimentación" se refiere al agua que se introduce en el sistema para ser industrializado este mediante proceso electroquímico. Su calidad inicial juega un papel crucial en la eficiencia, la vida útil de las membranas y el consumo energético del sistema. Los factores clave de alimentación en CED son los siguientes (Martínez-Alvarez et al., 2016).

- **Conductividad Eléctrica:** Una alta conductividad indica una elevada presencia de sales disueltas, lo que puede afectar la eficiencia del proceso y requerir un mayor consumo energético (Aladwani et al., 2021).
- **pH:** Un pH fuera del rango óptimo puede degradar las membranas y afectar la estabilidad del sistema. Generalmente, el pH ideal para la CED se encuentra entre 5 y 9 (Barriga Paria et al., 2022).
- **Dureza del Agua:** La presencia de calcio y magnesio en concentraciones elevadas puede causar incrustaciones en las membranas y reducir la eficiencia del proceso (Barriga Paria et al., 2022).
- **Materia Orgánica y Partículas en Suspensión:** La materia orgánica disuelta y las partículas en suspensión pueden interferir con la electrodiálisis y acortar la vida útil del sistema. Se recomienda un pretratamiento, como filtración o ultrafiltración, para reducir su impacto (Grueso-Dominguez et al., 2019).
- **Presencia de Contaminantes Específicos:** Sustancias como metales pesados, amonio o compuestos orgánicos pueden afectar la selectividad de las membranas y la efectividad del proceso (Grueso-Dominguez et al., 2019).

El rendimiento de la CED depende en gran medida de la calidad del agua de alimentación. Un agua con alta conductividad y altas concentraciones de sales requiere una mayor cantidad de energía para la separación iónica, lo que aumenta los costos operativos. Por esta razón, en aplicaciones industriales y de potabilización, se realizan pruebas previas de caracterización del agua para determinar si es necesario un pretratamiento antes de la electrodiálisis capacitiva (Biesheuvel et al., 2017).

En el caso de aguas subterráneas con alta conductividad, como las utilizadas en riego agrícola, la CED puede ser una solución eficiente para mejorar la calidad del agua sin los altos costos energéticos asociados a tecnologías convencionales como la ósmosis inversa (Walha et al., 2007).

2.1.6 Velocidad de flujo superficial (VFC)

La velocidad de flujo superficial (VFC) en cm/s, es la velocidad promedio del líquido que fluye a través de la superficie efectiva del sistema, se determina

utilizando la ecuación (2.1) y se calculó para los espaciadores y caudales específicos utilizados (Montes-Rojas & Álvarez Cerda, 2009).

$$VFC \left(\frac{cm}{s} \right) = \frac{Q_t}{W_s \times D_s \times 2 \times N \times \varepsilon \times 60} \quad \text{ecuación (2.1)}$$

Donde,

Q_t = Caudal total de alimentación (ml/min)

W_s = Ancho de los espaciadores en cm

D_s = Grosor de los espaciadores en cm

ε = Fracción vacía

N = Número de pares de membranas en las respectivas etapas hidráulicas.

2.1.7 Porcentaje de recuperación de agua

La ecuación (2.2) permite evaluar la eficiencia del sistema al determinar qué proporción del agua ingresada al proceso se convierte en agua útil antes de que el sistema necesite limpieza o mantenimiento (Mitko et al., 2021).

$$\text{Recuperación de Agua (\%)} = \frac{Q_d}{D_f} \times 100 \quad \text{ecuación (2.2)}$$

Donde:

Q_d = Caudal de agua tratada o diluida (ml/min)

Q_f = Caudal total de alimentación (ml/min)

2.1.8 Remoción de iones

Representa el porcentaje de iones removidos del flujo de agua de alimentación durante el tratamiento, es utilizado para evaluar el rendimiento del sistema (Guleria et al., 2024a).

$$\text{Remoción de iones (\%)} = \frac{(C_f \times Q_f) - (C_d \times Q_d)}{(C_f \times Q_f)} \times 100 \quad \text{ecuación (2.3)}$$

Donde:

C_f = Concentración inicial de iones en el agua de alimentación (mg/L)

Q_f = Caudal total de alimentación (ml/min)

C_d = Concentración de iones en el agua tratada o diluida (mg/L)

Q_d = Caudal de agua tratada o diluida (ml/min)

2.1.9 Factor de concentración (FC)

Es una medida adimensional que describe la relación entre la concentración final y la concentración inicial (Montes-Rojas & Álvarez Cerda, 2009).

$$\text{Factor de Concentración} = \frac{C_d}{C_f} \quad \text{ecuación (2.4)}$$

Si $FC < 1$: muestra que el sistema está eliminado eficazmente los iones.

Si $FC > 1$: indica que el flujo analizado corresponde a un concentrado.

Si $FC = 1$: Significa que no hubo cambio en la concentración de iones durante el proceso.

Esto podría indicar que el sistema no está funcionando correctamente o que no se busca modificar la concentración.

2.1.10 Número de transporte de iones (ITN)

Mide la fracción de la corriente eléctrica total que es transportada por un ion específico en una solución o a través de una membrana, y está relacionada con la variación de concentración del ion a lo largo del proceso de transporte iónico (Guleria et al., 2024b). El ITN refleja la eficiencia del proceso para mover o eliminar un ion específico. Se calcula mediante la siguiente ecuación (2.5):

$$\text{Número de Transporte de iones (ITN)} = \frac{(C_{i_x} - C_{t_x})}{C_{i_x}} \quad \text{ecuación (2.5)}$$

Donde:

C_{i_x} = Concentración inicial del ion x en el flujo de entrada o solución de alimentación, (mmol/L)

C_{t_x} = Concentración del ion x (mmol/L) después del proceso de separación en el tiempo t, en el flujo diluido y concentrado.

2.1.11 Número de transporte relativo (RTN)

El RTN se utiliza como una métrica para evaluar la contribución relativa de un ion x en comparación con otros iones de referencia, típicamente Na⁺ presentes en un sistema. Es una variante del número de transporte (ITN) ajustado por otros factores, como diferencias de concentración, movilidad iónica, o selectividad del sistema (Biesheuvel et al., 2017). Se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Número de transporte relativo (RTN)} = \frac{\left(\frac{R_x}{R_{Na}}\right)}{\left(\frac{C_x}{C_{Na}}\right)} \quad \text{ecuación (2.6)}$$

Donde:

R_x = Concentración del ion x eliminado, (mEq/L)

R_{Na} = Concentración de sodio eliminada (mEq/L)

C_x = Concentración media de ion x (mEq/L)

C_{Na} = Concentración media de sodio eliminada (mEq/L)

2.1.12 Consumo específico de energía (SEC)

El SEC se define como la energía consumida por unidad de volumen de agua tratada (generalmente expresada en kilovatios hora por metro cúbico, kWh/m³). Incluye la energía utilizada por la pila de CED y cualquier equipo auxiliar, como bombas para mejorar los flujos de agua. El SEC es un parámetro crucial para evaluar la viabilidad económica de la CED y se calculó mediante ecuación (2.7) (Montes-Rojas & Álvarez Cerda, 2009).

$$SEC \text{ (kWh/m}^3\text{)} = \frac{U \times \int_0^t I \, dt}{V} \quad \text{ecuación (2.7)}$$

Donde:

SEC : Consumo Específico de Energía, en kilovatios-hora por metro cúbico (kWh/m³).

U : Voltaje aplicado al sistema, medido en voltios (V).

I : Corriente eléctrica que fluye a través del sistema, medida en amperios (A).

t : Tiempo durante el cual se realiza el proceso, medido en segundos (s).

$\int_0^t I dt$: Integración de la corriente eléctrica respecto al tiempo, que da la carga total (en coulombios, C).

V : Volumen del agua tratada, medido en metros cúbicos (m^3).

Investigaciones como las de Xiao et al. (2020) han demostrado que, optimizando la geometría de los electrodos y las condiciones operativas, es posible reducir significativamente el SEC en aplicaciones industriales.

Además, el consumo de la energía de la bomba (SEC_p) para los experimentos CED realizados se determinó a partir de los tipos de flujo superficial (m^3/h) y la diferencia de presión (Pa). La ecuación (2.8) da el consumo de energía de la bomba:

$$SEC_p (kWh/m^3) = k_{eff} \frac{(Q_d \times \Delta P_d) + (Q_c \times \Delta P_c)}{Q_d} \quad \text{ecuación (2.8)}$$

Donde:

SEC_p : Consumo específico de energía de la bomba, medido en kilovatios-hora por metro cúbico (kWh/m^3).

k_{eff} : Eficiencia del sistema o constante de conversión, que relaciona las unidades de potencia y energía consumida, para este caso se consideró el 80%.

Q_d : Tasa de flujo cruzado del retentado, medida en metros cúbicos por hora (m^3/h).

ΔP_d : Caída de presión en el lado del retentado, medida en pascales (Pa).

Q_c : Tasa de flujo cruzado del filtrado, medida en metros cúbicos por hora (m^3/h).

ΔP_c : Caída de presión en el lado del filtrado, medida en pascales (Pa).

2.1.13 Eficiencia de remoción de contaminantes

La eficiencia de remoción de contaminantes en la electrodiálisis capacitiva (CED, por sus siglas en inglés) es un parámetro clave que determina el rendimiento del proceso en la eliminación de sales y otros iones disueltos en el agua (Levidow et al., 2014a). Esta eficiencia depende de varios factores, incluyendo:

- **Tipo y concentración de iones:** La CED es más eficiente en la eliminación de iones monovalentes (como Na^+ y Cl^-) que en iones multivalentes (como Ca^{2+}

y SO_4^{2-}), debido a la menor energía requerida para la adsorción de estos en los electrodos. Estudios han reportado eficiencias de remoción del 80-95% para NaCl con concentraciones iniciales de 1-10 mM, mientras que para CaSO_4 la eficiencia puede reducirse al 60-80% en condiciones similares (Wenten & Khoiruddin, 2016).

- **Características de los electrodos:** Los electrodos de carbón activado o grafeno con alta capacitancia específica pueden aumentar la eficiencia de adsorción de iones. Electrodos dopados con materiales como el TiO_2 o el MnO_2 pueden mejorar la selectividad y estabilidad del sistema, permitiendo una mayor eficiencia en la remoción de iones específicos (Biesheuvel et al., 2011).
- **Voltaje aplicado:** Generalmente, se aplica un voltaje entre 1 y 2 V para evitar la hidrólisis del agua. Un voltaje mayor puede mejorar la remoción de iones, pero también aumenta el consumo energético y el desgaste de los electrodos (Dykstra et al., 2018).
- **Ciclos de carga y descarga:** La durabilidad del sistema depende de la cantidad de ciclos de carga y descarga que los electrodos pueden soportar antes de degradarse (Abou-Shady, 2017).
- **Tiempo de operación:** La eficiencia de remoción aumenta con el tiempo de operación, pero a un cierto punto se alcanza la saturación de los electrodos, lo que requiere un ciclo de descarga para restaurar la capacidad de adsorción (Zhao et al., 2012).

2.1.14 Balance hídrico

El balance hídrico es un análisis cuantitativo de la relación entre las entradas y salidas de agua en un sistema determinado durante un período de tiempo específico. Se utiliza para evaluar la eficiencia de los procesos hídricos, identificar pérdidas y optimizar la gestión del recurso (Villazón Gómez et al., 2021).

En el contexto del tratamiento de agua mediante electrodiálisis capacitiva, el balance hídrico se aplica para evaluar la eficiencia del proceso de desalinización, considerando:

- **Tasa de recuperación del agua:** La CED puede alcanzar una tasa de recuperación del 60-90%, dependiendo de la salinidad inicial y las condiciones operativas (Gurreri et al., 2020).
- **Pérdidas de agua en el proceso:** Se debe minimizar la pérdida de agua en los ciclos de descarga y en la purga del sistema (Rantho et al., 2018).
- **Consumo específico de agua:** En aplicaciones industriales, el consumo de agua tratada debe optimizarse para reducir el desperdicio y mejorar la sostenibilidad del proceso (Ojelade & Jolaoso, 2024).

En cuencas hídricas o acuíferos explotados para la producción industrial, un balance hídrico adecuado permite prever la disponibilidad de agua y evitar la sobreexplotación del recurso, garantizando un suministro sostenible para las actividades humanas y ecosistémicas.

2.1.15 Normativas aplicables

- **Reglamento sobre la Reutilización de Aguas Residuales (R. 2020/741):** Define estándares mínimos de calidad para la reutilización de aguas residuales tratadas, especialmente en contextos agrícolas e industriales. Esto incluye parámetros como la conductividad eléctrica y las concentraciones máximas permitidas de sólidos disueltos totales (SDT), los cuales son críticos en el diseño y operación de sistemas CED.
- **Texto Unificado de legislación Secundaria del Medio Ambiente (TULSMA):** Define concentraciones máximas de contaminantes que pueden ser descargados en cuerpos de agua o sistemas de alcantarillado, como: DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxígeno) que es un Indicador de contaminación orgánica, SST (Sólidos Suspendidos Totales) que indica el Material particulado en suspensión, metales pesados (cadmio, plomo y mercurio), pH y Conductividad que son parámetros esenciales para la caracterización del agua tratada (TULSMA, 2015). Los criterios de calidad admisible para las aguas destinadas a uso agrícola se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 2.1. Criterios de calidad admisibles para aguas de uso agrícola (TULSMA)

PARÁMETROS	EXPRESADO COMO	UNIDAD	CRITERIO DE CALIDAD
Aluminio	Al	mg/l	5,0
Arsénico (total)	As	mg/l	0,1
Bario	Ba	mg/l	1,0
Berilio	Be	mg/l	0,1
Boro (total)	B	mg/l	1,0
Cadmio	Cd	mg/l	0,01
Carbamatos totales	Concentración total de carbamatos		0,1
Cianuro (total)	CN	mg/l	0,2
Cobalto	Co	mg/l	0,05
Cobré	Cu	mg/l	2,0
Cromo	Cr*	mg/l	0,1
Flúor	F	mg/l	1,0
Hierro	Fe	mg/l	5,0
Litio	Li	mg/l	2,5
Material Flotante	Visible		Ausencia
Manganeso	Mn	mg/l	0,2
Molibdeno	Mo	mg/l	0,01
Mercurio (total)	Hg	mg/l	0,001
Níquel	Ni	mg/l	0,2
Organofosforados (totales)	Concentración de organofosforados totales	mg/l	0,1
Organoclorados (totales)	Concentración de organoclorados totales	mg/l	0,2
Plata	Ag	mg/l	0,05
pH	pH		6 – 9
Plomo	Pb	mg/l	0,05
Selenio	Se	mg/l	0,02
Sólidos disueltos totales	SDT	mg/l	3000,0
Transparencia de las aguas medidas con el disco secchi.			mínimo 2,0 m
Vanadio	V	mg/l	0,1

PARÁMETROS	EXPRESADO COMO	UNIDAD	CRITERIO DE CALIDAD
Aceites y grasas	Sustancias solubles en hexano	mg/l	0,3
Coliformes fecales	NMP	NMP/100ml	1000
Huevos de parásitos		Huevos por litro	cero
Zinc	Zn	mg/l	2,0

Además de los criterios indicados, la Entidad Ambiental de Control utilizará también las siguientes guías para la interpretación de la calidad del agua para riego y deberá autorizar o no el uso de agua con grado de restricción severo o moderado (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Parámetros de los niveles guía de la calidad del agua para riego (TULSMA)

PROBLEMA POTENCIAL	UNIDADES	GRADO DE RESTRICCIÓN			
		Ninguno	Ligero	Moderado	Severo
Salinidad (1):					
CE (2)	Milimhos/cm	0,7	0,7	3,0	> 3,0
SDT (3)	Mg/l	450	450	2000	> 2000
Infiltración (4)					
RAS = 0 – 3 y CE		0,7	0,7	0,2	< 0,2
RAS = 3 – 6 y CE		1,2	1,2	0,3	< 0,3
RAS = 6 – 12 y CE		1,9	1,9	0,5	< 0,5
RAS = 12 – 20 y CE		2,9	2,9	1,3	< 1,3
RAS = 20 – 40 y CE		5,0	5,0	2,9	< 2,9
Toxicidad por ion específico (5):					
-Sodio:					
Irrigación superficial	meq/l	3,0	3,0	9	> 9,0
RAS (6)					
Aspersión	meq/l	3,0	3,0		
-Cloruros					
Irrigación Superficial	meq/l	4,0	4,0	10,0	> 10,0
Aspersión	meq/l	3,0	3,0		
-Boro	meq/l	0,7	0,7	3,0	> 3,0
Efectos misceláneos (7):					
Nitrógeno (N-NO3)	mg/l	5,0	5,0	30,0	> 30,0
Bicarbonato (HCO3)	meq/l	1,5	1,5	8,5	> 8,5
Ph	Rango Normal	6,5 – 8,4			

PROBLEMA POTENCIAL	UNIDADES	GRADO DE RESTRICCIÓN			
		Ninguno	Ligero	Moderado	Severo
Es un grado de limitación, que indica el rango de factibilidad para el uso del agua en riego.					
(1) Afecta a la disponibilidad de agua para los cultivos.					
(2) Conductividad eléctrica del agua: regadío (1 milimhos/cm = 1000 micromhos/cm).					
(3) Sólidos disueltos totales.					
(4) Afecta a la tasa de infiltración del agua en el suelo.					
(5) Afecta a la sensibilidad de los cultivos.					
(6) RAS, relación de absorción de sodio ajustada.					
(7) Afecta a los cultivos susceptibles					

2.2 Marco metodológico

Para evaluar la eficiencia del proceso, se diseñó un esquema metodológico (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**) que integra las diferentes etapas de este proyecto, desde la recolección de las muestras hasta el análisis de los resultados.

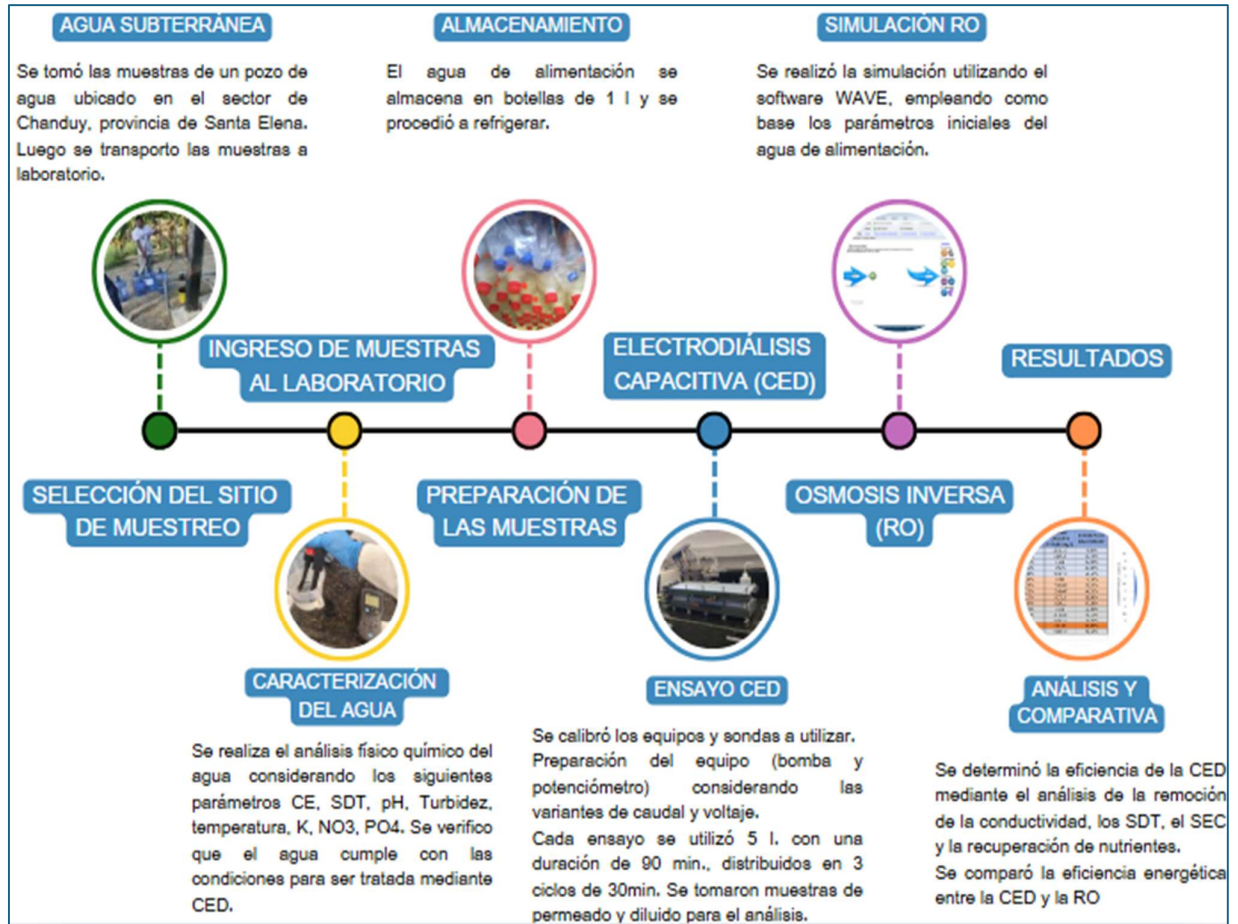


Figura 2.3 Esquema de la metodología

2.2.1 Ingreso de muestras al Laboratorio

El presente estudio utilizó como agua de alimentación la proveniente de un pozo de agua subterránea ubicado en el sector de Chanduy. Para caracterizar su calidad, se realizaron análisis iniciales de parámetros fisicoquímicos relevantes, incluyendo la conductividad eléctrica, solidos disueltos totales, turbidez, temperatura, pH y concentraciones de iones clave como Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻, Br⁻ y Cl⁻. Estos análisis permitieron establecer una línea base para evaluar el desempeño del sistema de electrodiálisis capacitiva (CED) en la remoción de sales y otros contaminantes.

2.2.2 Preparación de las muestras

Con los resultados obtenidos de los análisis fisicoquímicos del agua, se procedió a almacenar en botellas de 1 litro bajo refrigeración. Dado que el índice de turbidez

era bajo, no fue necesario aplicar ningún tipo de pretratamiento, ya que el agua cumplía con las condiciones adecuadas para su uso en el estudio.

2.2.3 Electrodiálisis capacitiva (CED)

2.2.3.1 Ensayo de la electrodiálisis capacitiva

Para el desarrollo del ensayo de electrodiálisis capacitiva (CED), se utilizó un volumen de 5 l y se consideraron variantes en el voltaje (2, 4, 6, 8 y 10 V) y la velocidad de flujo (0,74 a 3,09 cm/s), manteniendo un porcentaje de recuperación de agua del 50 %. Se estableció que cada ensayo tenga una duración de 90 minutos, durante los cuales se registraran parámetros como la conductividad, sólidos disueltos totales y pH, tanto en el intermedio de la fase de carga como en la de descarga de energía.

Además, se tomó una muestra representativa del diluido y del concentrado en cada ensayo, siendo analizadas químicamente para determinar concentraciones iónicas mediante cromatografía iónica, así como los niveles de carbono orgánico total (TOC) y carbono inorgánico.

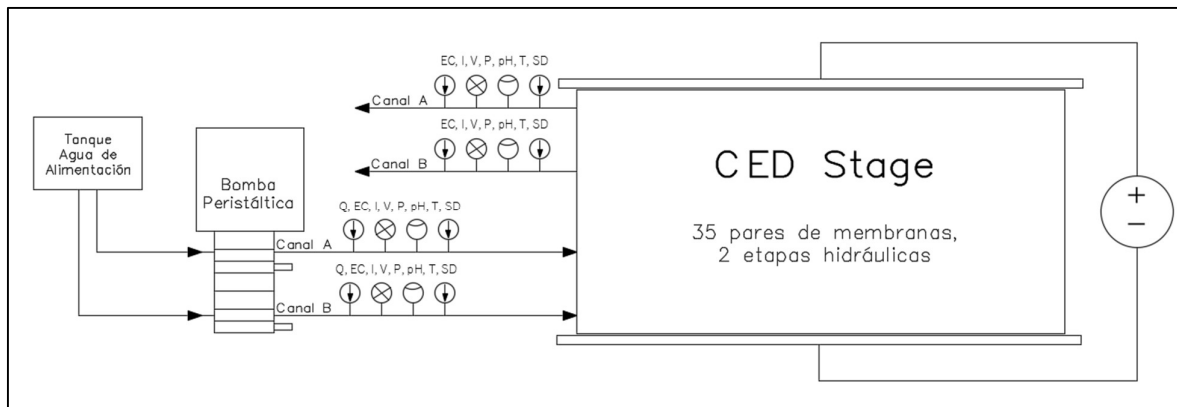


Figura 2.4. Esquema del piloto de CED

2.2.3.2 Detalle del Sistema y equipos utilizados

El sistema de CED utilizado en este proyecto, es un prototipo existente en la Escuela Superior Politécnica de Litoral (ESPOL) y fue diseñado con un solo "stage", el cual incorpora dos etapas hidráulicas compuestas por 25 y 10 pares de

membranas de intercambio iónico alternadas (catiónicas y aniónicas). Estas membranas son de tipo CEM y AEM Tipo 10, fabricadas por FUJIFILM Europe BV.

El área efectiva total de membrana es de 3,78 m², mientras que los espaciadores tienen un espesor de 270 µm (Deukum GmbH), diseñados para mantener la separación de los canales de diluido y concentrado. Los electrodos, fabricados con carbón activado de 3 mm de espesor, se colocaron en contacto directo con las membranas catiónicas en los extremos del "stage".

El circuito hidráulico permitió la separación efectiva de los canales del diluido y concentrado, mientras que el flujo del agua fue controlado mediante una bomba peristáltica como se muestra en la Figura 2.4.

Para el registro de variaciones de la conductividad, pH y sólidos disueltos se procedió a tomar mediante un medidor portátil que se calibraba cada día de ensayo.

2.2.3.3 Operación del Sistema CED

Antes de iniciar cada ensayo, las membranas fueron equilibradas durante 10 minutos mediante la recirculación del agua de alimentación, sin aplicación de voltaje, para garantizar su adecuado funcionamiento. Durante el ensayo, el sistema operó bajo condiciones potencioestáticas, utilizando el software CSstudio5 y el potencioestato CSI-50 (Electrochemical Workstation) como fuente de alimentación, logrando registrar en tiempo real los datos de medición.

Se utilizó un modo de operación de una sola pasada, donde el agua de alimentación fue bombeada mediante la bomba peristáltica desde un tanque hacia el sistema de CED, recolectándose el diluido y el concentrado generado por separado como agua para uso industrial y concentrado, respectivamente.

Cada ensayo consistió de tres ciclos, y cada ciclo estaba compuesto por: modo de carga (10 minutos), durante el cual los cationes y aniones fueron transportados a través de las membranas hacia los electrodos, donde se adsorbieron; el modo neutro (5 minutos), empleado para preparar el sistema para la siguiente fase; el

modo de descarga (10 minutos), en el que se invirtió la polaridad de los electrodos, permitiendo la desorción de los iones acumulados y la regeneración de los electrodos; y nuevamente el modo neutro (5 minutos). Este ciclo se alternó de manera continua para evitar la saturación iónica y garantizar un flujo constante de corriente.

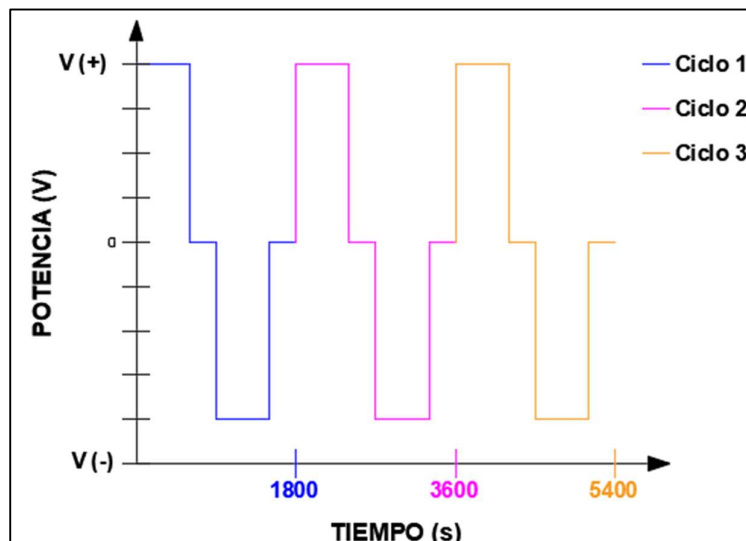


Figura 2.5. Voltaje vs Tiempo total del ensayo, 3 ciclos

2.2.3.4 Toma de Datos y muestras representativas

La toma de datos de conductividad, sólidos disueltos totales (SDT) y pH se realizará a la mitad de la aplicación del voltaje, tanto en la fase positiva como en la negativa. Se tomarán muestras en ambas salidas del sistema, es decir, del diluido y del concentrado.

En cada ciclo, el proceso consta de 10 minutos de carga positiva, 5 minutos de carga neutra y 10 minutos de carga negativa. Por lo tanto, las mediciones se efectuarán en los primeros 5 minutos de la carga positiva y en el minuto 20, que corresponde a los 5 minutos del tiempo de carga negativa.

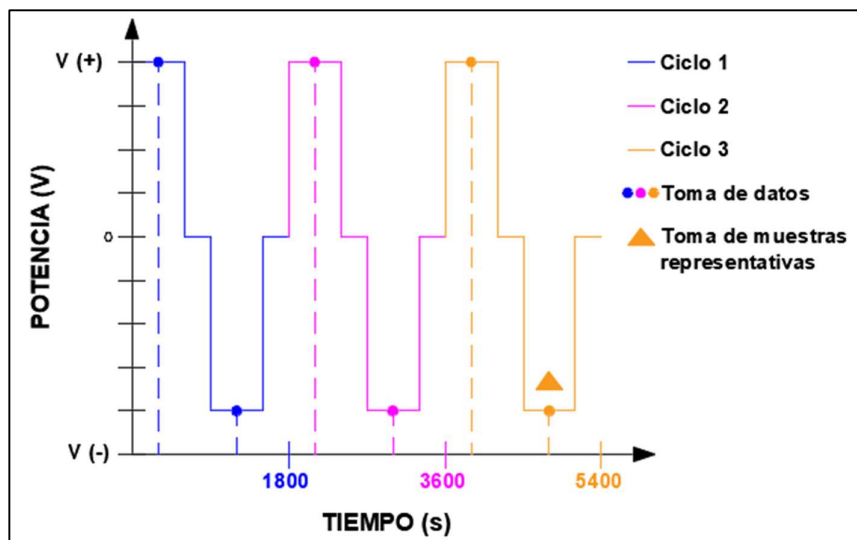


Figura 2.6. Voltaje vs. Tiempo (toma de datos y muestras)

Una vez tomadas las muestras, los resultados permiten identificar qué salida corresponde al diluido y cuál al concentrado. Sin embargo, en la siguiente medición, realizada 15 minutos después, esta distribución se invierte, es decir, la salida que previamente era diluido pasará a ser concentrado, y la que era concentrado se convertirá en diluido.

Para la toma de una muestra representativa, se seleccionó el minuto 80, correspondiente al intermedio del tiempo de voltaje negativo del último ciclo. Se recolectaron 10 ml tanto del diluido como del concentrado, y posteriormente se realizaron análisis fisicoquímicos para comparar estos resultados con los obtenidos en el análisis inicial de las muestras al llegar al laboratorio.



Figura 2.7. Toma de muestra representativa y almacenamiento.

2.2.4 Ósmosis Inversa (RO)

A partir de los parámetros fisicoquímicos iniciales del agua de pozo, se llevó a cabo la simulación del proceso de ósmosis inversa (RO) mediante el software WAVE versión 1.81 de DuPont, con el objetivo de comparar su desempeño con la Electrodiálisis Capacitiva (CED). Para la modelización, se consideraron las siguientes condiciones: pH de 7.22, temperatura de 26.9 °C, concentración de sólidos disueltos totales (SDT) de 2490 mg/L y conductividad eléctrica de 4.95 mS/cm, además de un porcentaje de recuperación del 50 %.

Con los datos obtenidos del consumo específico de energía (SEC) por metro cúbico en la RO, registrados en el reporte correspondiente (Anexo 1), se realizó una comparación con los resultados de la CED, permitiendo evaluar el desempeño del ensayo de Electrodiálisis Capacitiva en términos de eficiencia energética y remoción de contaminantes.

2.2.5 Resultados

2.2.5.1 Determinar la reducción de conductividad y sólidos disueltos mediante la CED.

Para determinar el porcentaje de remoción de conductividad y sólidos disueltos totales (SDT), se calcularon los promedios de los seis datos recopilados de cada

parámetro en el diluido correspondiente a cada ensayo. Posteriormente, estos valores fueron comparados con los datos iniciales del agua de alimentación, estableciendo una relación que permitió calcular el porcentaje de remoción en cada caso.

2.2.5.2 Cálculo del Consumo Energético de la CED

Para el cálculo del consumo específico de energía (SEC), se partió del registro de corriente eléctrica obtenido mediante el software CSestudio5, el cual proporciona datos crudos de la intensidad de la corriente eléctrica en función del tiempo. A partir de esta información, se generó nuevamente la curva de Intesidad-tiempo utilizando el software OriginPro 2025 (Learning Edition) y se calculó mediante integración el área de la variación de la corriente eléctrica con respecto al tiempo.

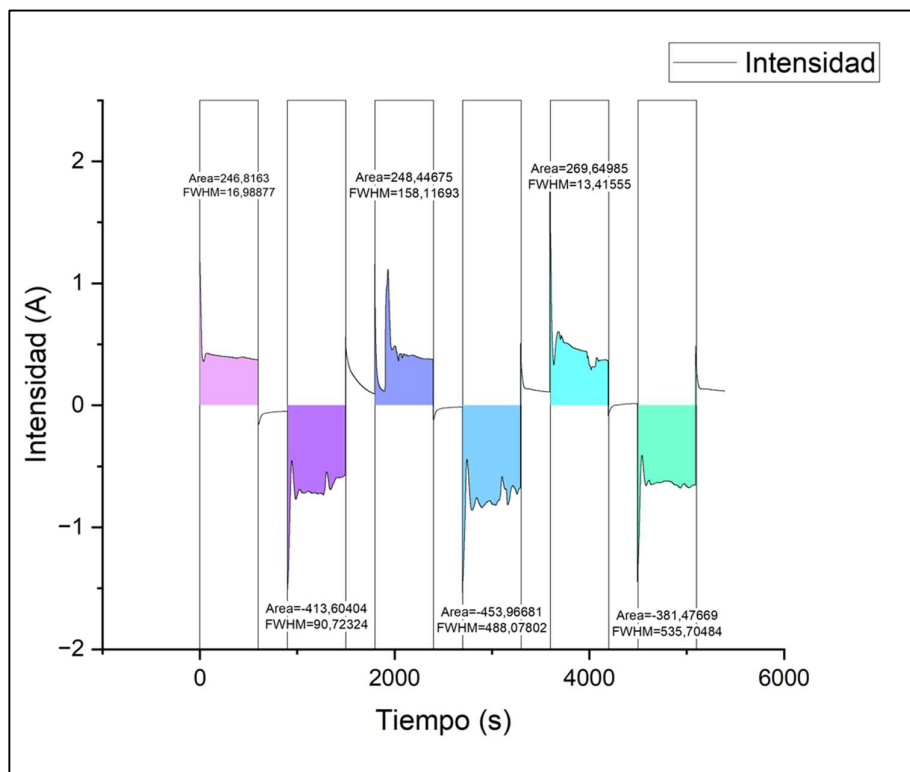


Figura 2.8. Intensidad – Tiempo (áreas calculadas mediante integración)

En cuanto al parámetro del volumen de agua tratada varió entre 300, 400 y 500 mL/min., por considerarse un porcentaje de recuperación del 50 %, durante un tiempo de 10 minutos que corresponde al tiempo de duración de la carga y descarga.

Asimismo, se aplicaron voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10 V.

Con estos datos y utilizando la Ecuación 2.7 de la SEC, se procedió a calcular el SEC correspondiente a cada voltaje aplicado. Finalmente, la SEC representativa para cada voltaje se determinó a partir del cálculo realizado con la mayor área de variación de la corriente eléctrica.

Con respecto al consumo de energía de la bomba (SEC_p), se procedió a calcular mediante la ecuación (2.8), donde el caudal de agua tratada es igual al caudal del agua concentrada por tener una recuperación del 50 %. En cuanto a la diferencia de presión del agua tratada y la concentrada varia de 0,02 a 0,03 de acuerdo con datos empíricos.

Por último, se procede a sumar el consumo específico de energía de la CED con el consumo específico de energía de la bomba y se obtiene el SEC total por cada variación de voltaje.

2.2.6 Comparación con Sistemas Convencionales

Finalmente, se realizó una comparación con los sistemas CED y RO con respecto al consumo específico de energía y nos permitió contrastar la eficiencia energética y la calidad del agua tratada, destacando las ventajas y limitaciones del sistema CED frente a tecnologías tradicionales.

2.2.7 Selección del ensayo con los parámetros óptimos

Para identificar el ensayo más eficiente, se evaluaron los resultados obtenidos en función de los parámetros operativos y de desempeño del sistema CED. Los criterios para la selección incluyeron: consumo específico de energía, calidad de agua y velocidad de flujo.

2.2.8 Remoción de nutrientes en el diluido

De acuerdo con el inciso 2.2.3.4, donde se menciona que se toma una muestra de agua del diluido y concentrado por cada ensayo realizado, se procedió al análisis de la presencia de los iones de Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻, Br y Cl⁻

y del carbón orgánico total. Con estos datos y considerando el porcentaje de recuperación de agua del 50 % impuesto para este proyecto, se procedió a calcular el porcentaje de remoción de los iones mediante la ecuación (2.3), donde se procedió a verificar el eficiencia del sistema.

Se calculó el número de transporte de iones y el número de transporte relativo mediante la ecuación (2.5) y ecuación (2.6), respectivamente, para con esto poder evaluar la contribución relativa de los iones K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- , SO_4^{2-} , Br^- y Cl^- en comparación al ion del Na^+ existentes en el agua del diluido. Permittiéndonos comparar la selectividad iónica del sistema, donde si el valor del número de transporte relativo es > 1 , nos indicará que el sistema está eliminando el ion con mayor eficacia que al ion de sodio y si es < 1 , nos indicará que el ion en cuestión tiene menor remoción en comparación al sodio.

Todos estos cálculos se realizaron para todos los ensayos con las diferentes variables, para verificar la eficiencia del sistema y con esto poder obtener una idea global del comportamiento del sistema con los caudales de 600, 800 y 1000 ml/min y los voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10 V.

2.2.9 Recuperación de nutrientes

Se analizó los iones del agua del concentrado de cada uno de los ensayos, donde se obtuvo la concentración iónica de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- , SO_4^{2-} , Br^- y Cl^- y se procedió a calcular el factor de concentración mediante la ecuación (2.4), considerando que es un parámetro clave para evaluar la recuperación de los nutrientes. Si el FC es alto, es decir, mayor a 1, significa que el ion se ha concentrado lo suficiente en el agua del concentrado permitiendo la reutilización de los nutrientes como el NO_3^- en la agricultura o en otros procesos. Si el FC es bajo, es decir, menor o igual a uno, quiere decir que no se está recuperando de manera eficiente, se puede sugerir hacer ajustes al sistema para obtener una mejor extracción del nutriente.

2.2.10 Trabajo de campo

2.2.10.1 Toma de Muestras

Las muestras fueron recolectadas de un pozo de agua subterránea de aproximadamente 8 metros de profundidad, ubicado en el sector de Chanduy. La toma de muestras se llevó a cabo el 23 de enero de 2025 a las 15:00, coincidiendo con el horario en que el encargado del pozo activaba la bomba para el riego de las plantas en la zona. Se recolectaron 75 litros de agua, conducidos a través de una tubería hasta un recipiente estéril de alta capacidad, utilizando bidones plásticos de grado alimenticio para su almacenamiento.



Figura 2.9. Toma de Muestras en el sector de Chanduy, Santa Elena

2.2.10.2 Proceso de recolección:

Se limpió previamente el recipiente con agua destilada para evitar contaminaciones cruzadas.

La Extracción fue directa del pozo, se colocó en un recipiente y se selló herméticamente para evitar derrames y contaminación externa.

2.2.10.3 Manejo y Transporte

La muestra fue refrigerada a una temperatura de 4°C utilizando acumuladores de frío y una caja térmica. Este método garantiza la preservación de las características químicas y biológicas de la muestra durante el transporte.

La muestra fue transportada en un tiempo de 2 horas desde el punto de recolección hasta el laboratorio.

2.2.10.4 Registro y Documentación

Se registraron los siguientes datos a la hora de realizar el muestreo:

- Fecha y hora de la recolección.
- Ubicación georreferenciada del punto de muestreo.
- Condiciones climáticas durante la toma de muestra.
- Características observables del efluente (color, olor, turbidez).

Cada recipiente será etiquetado con un código único que incluya fecha, hora, y punto de muestreo, asegurando su trazabilidad en laboratorio.

2.2.10.5 Preparación en el Laboratorio

Al llegar al laboratorio, se realizó una inspección visual de la muestra y se midió la temperatura nuevamente; luego fue transferida a un refrigerador a 4°C hasta que se inicien los análisis físicos y químicos que se mencionan en la Tabla 3.1.

CAPÍTULO 3

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Parámetros iniciales

Para el análisis de los resultados, es fundamental tomar como referencia el análisis fisicoquímico inicial del agua de pozo. A continuación, se presentan los datos iniciales que servirán como base para la comparación y evaluación del desempeño del tratamiento.

Tabla 3.1. Análisis fisicoquímico del agua de pozo.

PARÁMETROS	EXPRESADO COMO	UNIDAD	CRITERIO DE CALIDAD
Conductividad Eléctrica	CE	mS/cm	4,95
pH	pH		7,22
Sólidos disueltos totales	SDT	mg/l	2490,0
Turbiedad		NTU	0,29
Temperatura	T	C	26,9
Calcio	Ca	mg/l	224,0
Magnesio	Mg	mg/l	119,1
Sulfato	SO ₄	mg/l	800,0
Cloro	Cl	mg/l	1380,0
Bromo	Br	mg/l	3,68
Nitrato	NO ₃	mg/l	58,0
Dióxido de nitrógeno	NO ₂	mg/l	0,007
Potasio	K	mg/l	17,0
Sodio	Na	mg/l	910,0
Bicarbonato	HCO ₃	mg/l	290,0

3.2 Remoción de conductividad y SDT

La conductividad eléctrica (CE) y los sólidos disueltos totales (SDT) están intrínsecamente relacionados, ya que la conductividad de una solución es una medida indirecta de la cantidad de iones presentes en el agua. Por lo tanto, la remoción de SDT conlleva una reducción proporcional de la conductividad. Se analizó los efectos del voltaje y el caudal en la eficiencia de remoción de estos parámetros, observándose las siguientes tendencias (ver Figura 3.1, Figura 3.2, Figura 3.3, Figura 3.4).

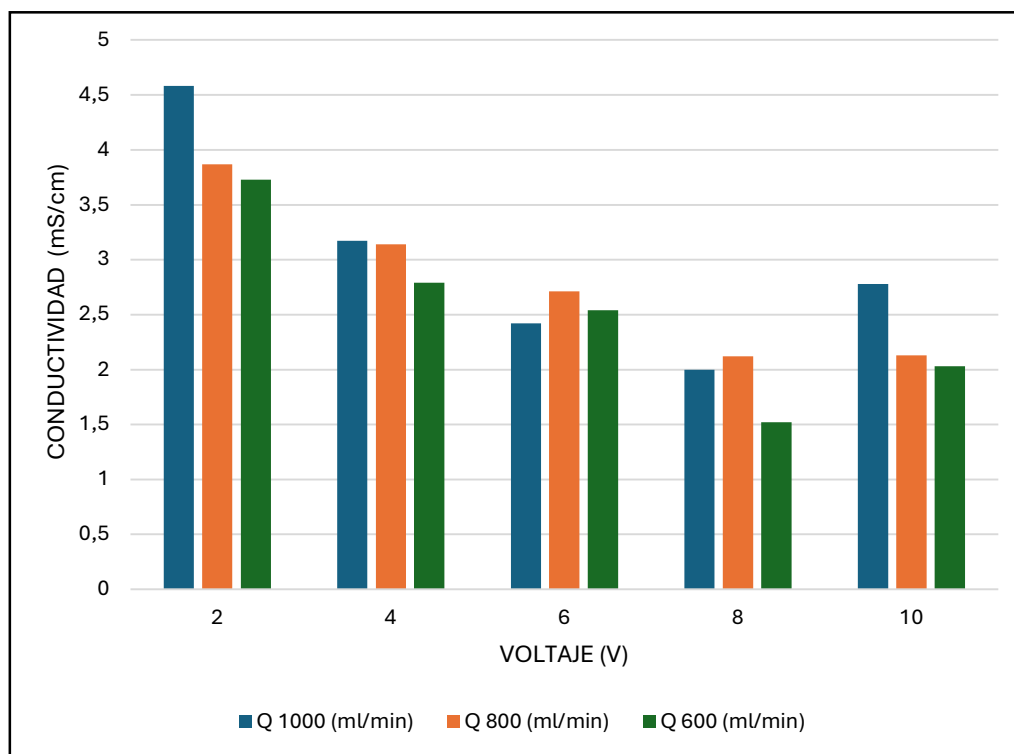


Figura 3.1. Conductividad final con diferentes voltajes y caudales

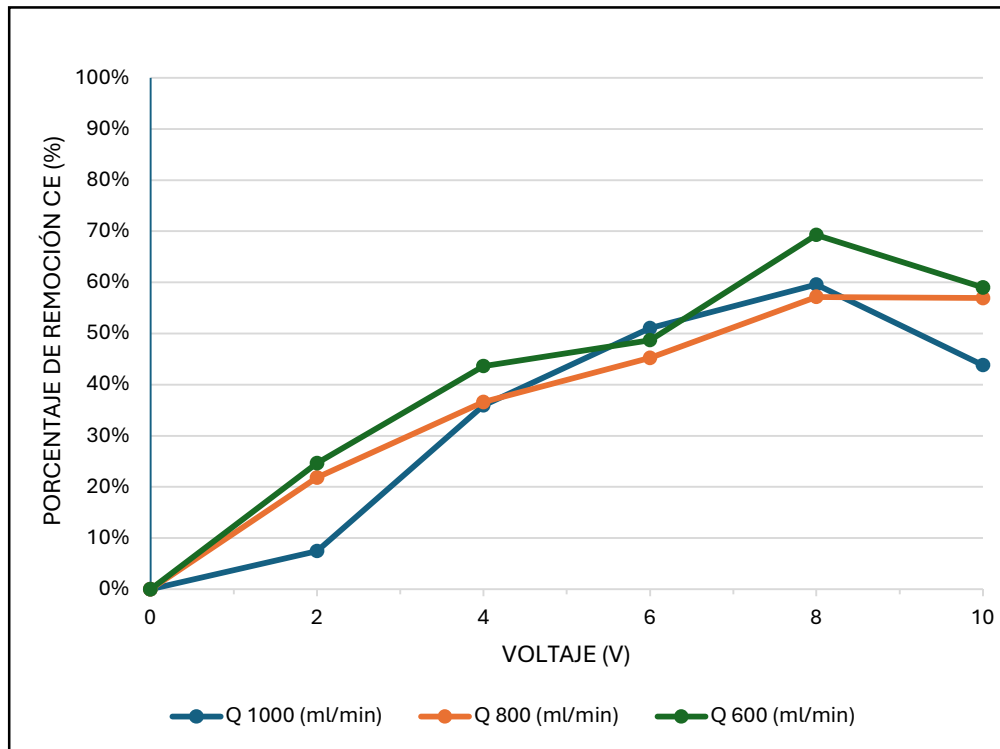


Figura 3.2 Porcentaje de remoción de conductividad

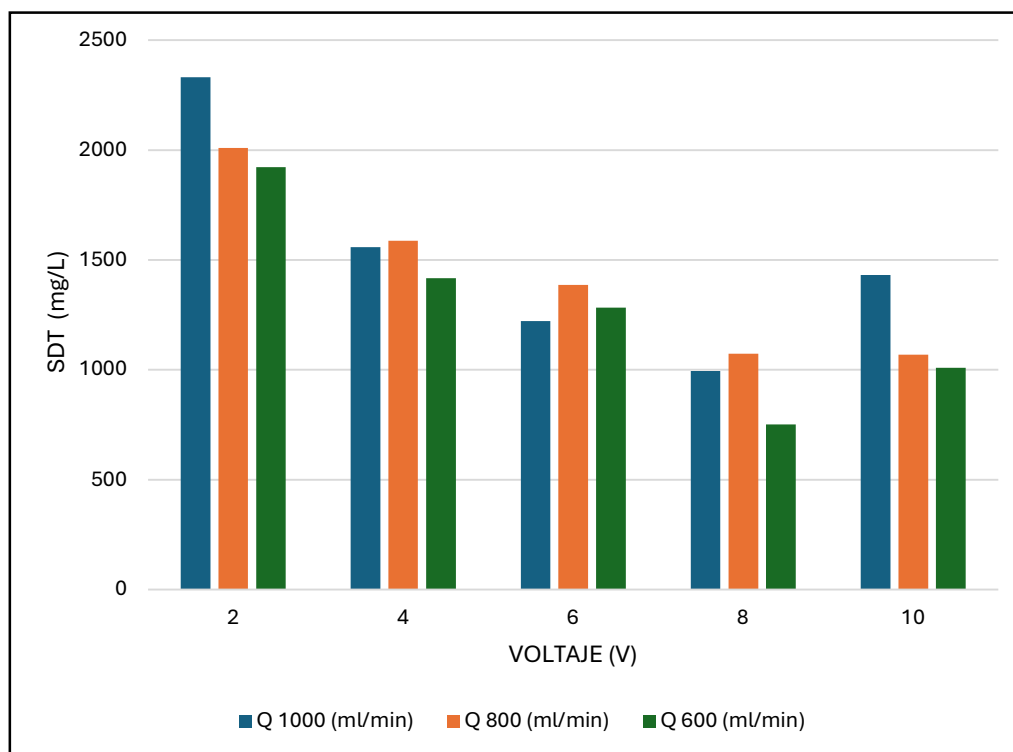


Figura 3.3. SDT con diferentes voltajes y caudales

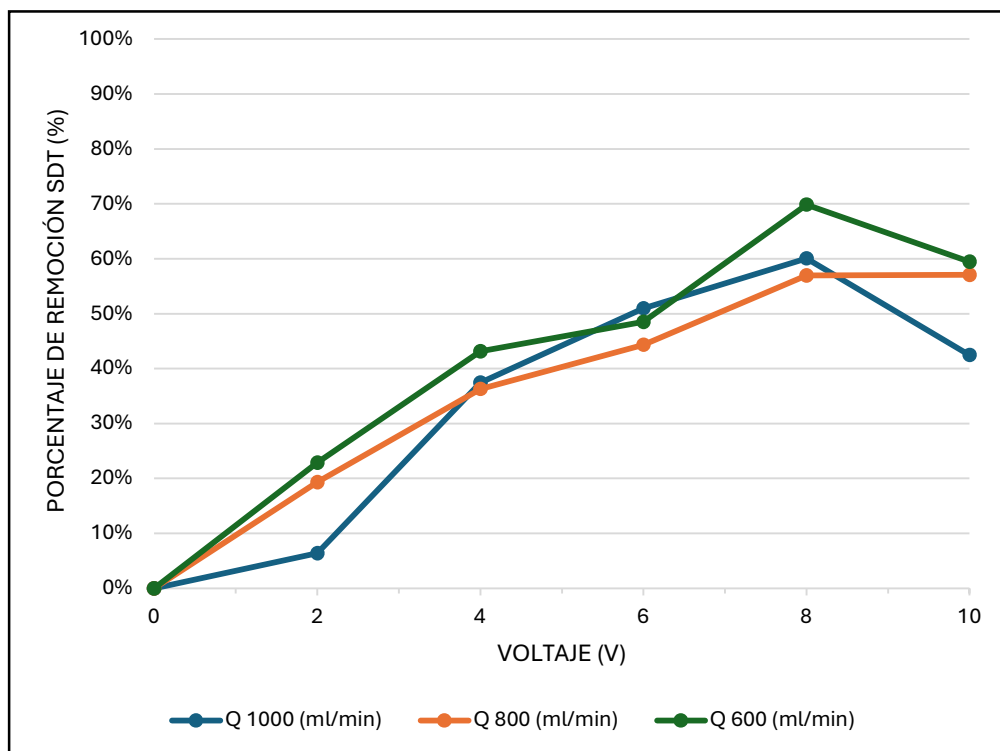


Figura 3.4. Porcentaje de remoción de SDT

Con 2 V la eficiencia de remoción fue baja en todos los caudales, con valores inferiores al 25% tanto para CE como para SDT. Se evidenció que, a mayor caudal, la remoción disminuye debido a la reducida interacción entre los iones y las superficies activas del sistema. Para los caudales de 1000, 800 y 600 mL/min, la remoción de SDT fue de 6,38 %, 19,32 % y 22,85 %, respectivamente. Estos resultados concuerdan con estudios previos que indican que voltajes bajos limitan la movilidad iónica, reduciendo la eficiencia de desalación (Porada et al., 2013).

Aplicando un voltaje de 4 V, se observó una mejora en la eficiencia de remoción, con valores de CE del 36% para los caudales de 1000 y 800 mL/min, y un 43% para 600 mL/min. La remoción de SDT siguió un comportamiento similar, alcanzando valores de 37,45 %, 36,31 % y 43,12 % para los mismos caudales. Esta mejora se debe a un aumento en la fuerza impulsora del transporte iónico, lo que ha sido reportado en estudios de optimización de electrodiálisis capacitiva (Zhao et al., 2020).

Con 6V, la eficiencia continuó en aumento, con valores de remoción de CE superiores al 40%. En particular, para 800 mL/min, la remoción superó el 50%. Los

valores de SDT fueron de 50,96 % para 1000 mL/min, 44,31 % para 800 mL/min y 48,51 % para 600 mL/min. La mejora en la remoción se debe al incremento en la polarización del electrodo y la compresión de la doble capa eléctrica, lo que facilita el transporte de iones (Dykstra et al., 2016).

Se obtuvo la mayor eficiencia aplicando 8V, con remociones de CE del 59,60%, 57,17% y 69,29% para 600, 800 y 1000 mL/min, respectivamente. La remoción de SDT alcanzó valores de 60,06 %, 56,93 % y 69,83 % para los mismos caudales. Este resultado confirma que 8 V representa un punto óptimo entre el voltaje aplicado y la eficiencia de remoción, evitando efectos adversos asociados a voltajes más altos (Suss et al., 2015).

Con 10 V se evidenció una disminución en la eficiencia de remoción en comparación con 8 V, con valores de CE del 43,84%, 56,97% y 58,99% para 1000, 800 y 600 mL/min, respectivamente. La remoción de SDT siguió la misma tendencia, con valores de 42,48 %, 57,06 % y 59,47 %. Este comportamiento puede atribuirse a la polarización de concentración y al aumento de la resistencia interna del sistema, efectos bien documentados en la literatura sobre electrodiálisis capacitiva (Hassanvand et al., 2019).

La temperatura y el pH se mantuvieron constantes en todos los ensayos, de tal forma que la temperatura en todos los ensayos estuvo en el rango de 25,1 a 25,8 °C, mientras que el pH se mantuvo con valores cercanos al neutro con un rango de 7,3 a 7,6.

Los resultados obtenidos indican que el voltaje es un factor determinante en la eficiencia del proceso, pero con un límite a partir del cual la eficiencia deja de mejorar. La relación entre el caudal y la remoción de CE y SDT también demuestra que caudales menores favorecen una mayor eficiencia de desalación, ya que un tiempo de residencia más prolongado permite una mejor interacción iónica (Avraham et al., 2018). Sin embargo, a caudales elevados, el tiempo de contacto disminuye, reduciendo la eficiencia de remoción, lo que coincide con hallazgos previos sobre el impacto de la velocidad de flujo en sistemas de electrodiálisis (Kang et al., 2021).

Aunque la tendencia general muestra una tensión positiva entre el voltaje aplicado y la remoción de iones, se evidencian rendimientos decrecientes a partir de los 8 V. Esto sugiere que, para optimizar el proceso, es necesario encontrar un equilibrio entre el voltaje aplicado, la velocidad de flujo y el tiempo de residencia en el sistema, de manera similar a lo reportado en estudios sobre el uso de electrodiálisis capacitiva en el tratamiento de aguas residuales industriales y de invernaderos.

3.3 Potencial uso industrial del agua tratada con CED

De acuerdo con el Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial (PDyOT 2019-2023), la principal actividad económica en la parroquia de Chanduy es la del sector primario, es decir: agricultura, ganadería, silvicultura y pesca; y, la explotación de minas y canteras.

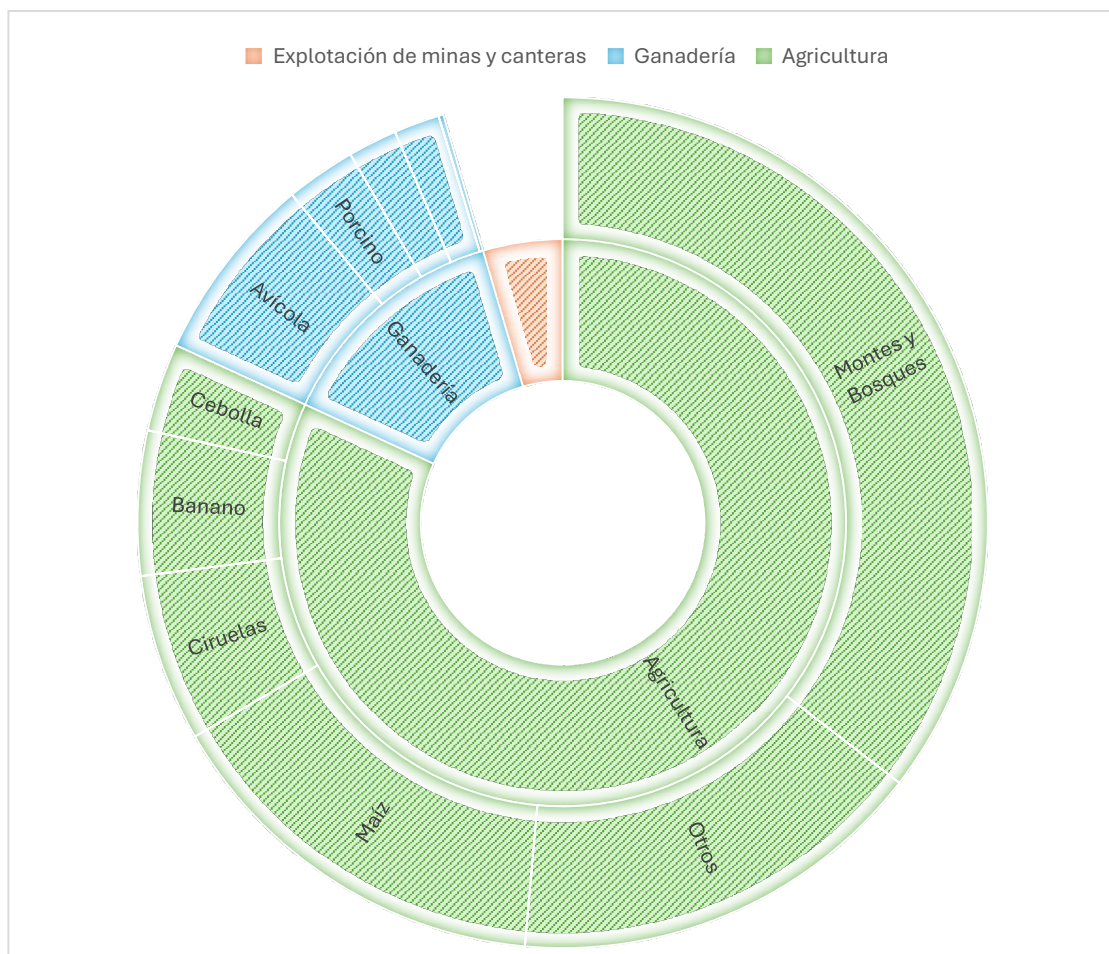


Figura 3.5. Distribución de los principales productos del sector primario en Chanduy

Siendo la agrícola la más representativa a nivel provincial con un uso del suelo del 16,34 %, mientras que la ganadería representa un 2,72 % al ganado existente a nivel de la provincia de Santa Elena. Es por ello que se evaluarán los resultados obtenidos para uso de agua de riego de los principales cultivos de la parroquia (GAD Chanduy, 2020).

Con los resultados obtenidos, y de acuerdo con los valores de agua de riego del TULSMA, el agua obtenida puede ser utilizada para riego agrícola, sin embargo, tiene un grado de restricción entre ligero y moderado ya que en los mejores casos se obtuvieron valores de conductividad mayores a 0,45 y menores 2 mS/cm.

En el TULSMA no se especifican los cultivos que puedan tolerar rangos de concentración entre ligero y moderado, es por ello por lo que se compararon directamente los límites de tolerancia de conductividad de ciertos cultivos con la conductividad resultante del tratamiento de la CED.

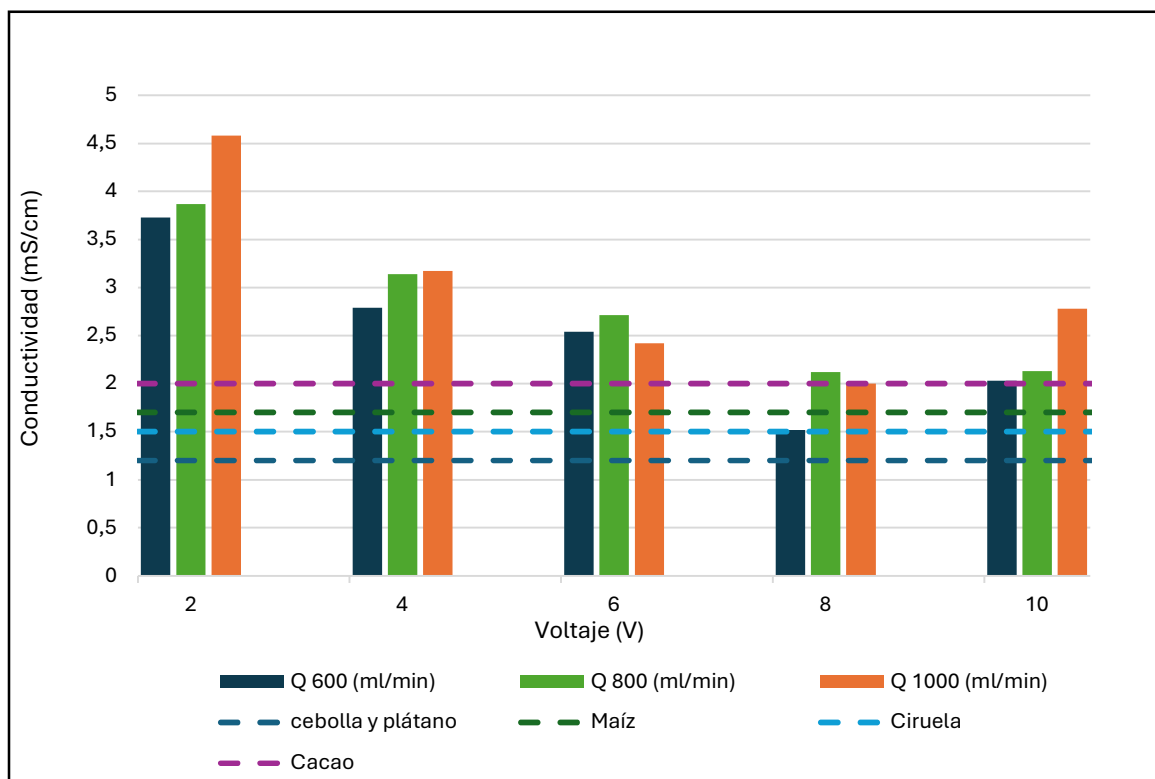


Figura 3.6. Conductividad obtenida con CED comparara con los límites de tolerancia de cultivos de cebolla, plátano, maíz, ciruela y cacao.

La Figura 3.6 presenta los límites de tolerancia de conductividad eléctrica para los principales cultivos de la parroquia Chanduy: a) cebolla y plátano (1,2 mS/cm), b) ciruela (1,5 mS/cm), c) maíz (1,7 mS/cm) y d) cacao (2,0 mS/cm) (Levidow et al., 2014b; Motato & Pincay, 2015) (FAO, 2017). Estos valores sirven como referencia para evaluar la idoneidad del agua tratada mediante electrodiálisis capacitiva (CED) para su uso en riego agrícola.

Los resultados obtenidos indican que el permeado generado con 2, 4 y 6 V en los tres caudales evaluados no cumple con los criterios de conductividad requeridos para ninguno de los cultivos mencionados, ya que en ningún caso se alcanzó el umbral máximo de 2,0 mS/cm correspondiente al cultivo de cacao. Por lo tanto, el uso de agua tratada bajo estas condiciones no es viable para la irrigación agrícola en esta zona.

A 8 V, se registraron los mejores resultados en términos de adecuación para el riego. Con un caudal de 1000 ml/min, la conductividad del agua tratada se encuentra dentro del límite permitido para el cultivo de cacao, lo que sugiere su viabilidad sin comprometer el desarrollo del cultivo. Para un caudal de 800 ml/min, la conductividad obtenida es ligeramente superior a 2,0 mS/cm, lo que indicaría la necesidad de monitoreo constante para su aplicación en cultivos de cacao. Por otro lado, con un caudal de 600 ml/min, la conductividad del permeado fue de 1,5 mS/cm, lo que permite su uso en cultivos de cacao, maíz y ciruela, cumpliendo con los límites establecidos para su óptimo desarrollo. Sin embargo, en este último caso, el agua no es apta para cultivos de cebolla y plátano, ya que su tolerancia máxima es de 1,2 mS/cm.

Finalmente, a 10 V, los caudales de 600 y 800 ml/min resultaron en valores de conductividad que superan los límites aceptables para todos los cultivos evaluados, lo que imposibilita su uso en riego agrícola. No obstante, el permeado obtenido con un caudal de 600 ml/min presentó una conductividad de 2,0 mS/cm, lo que lo hace apto exclusivamente para cultivos de cacao.

3.4 Consumo Específico de Energía (SEC) de la CED

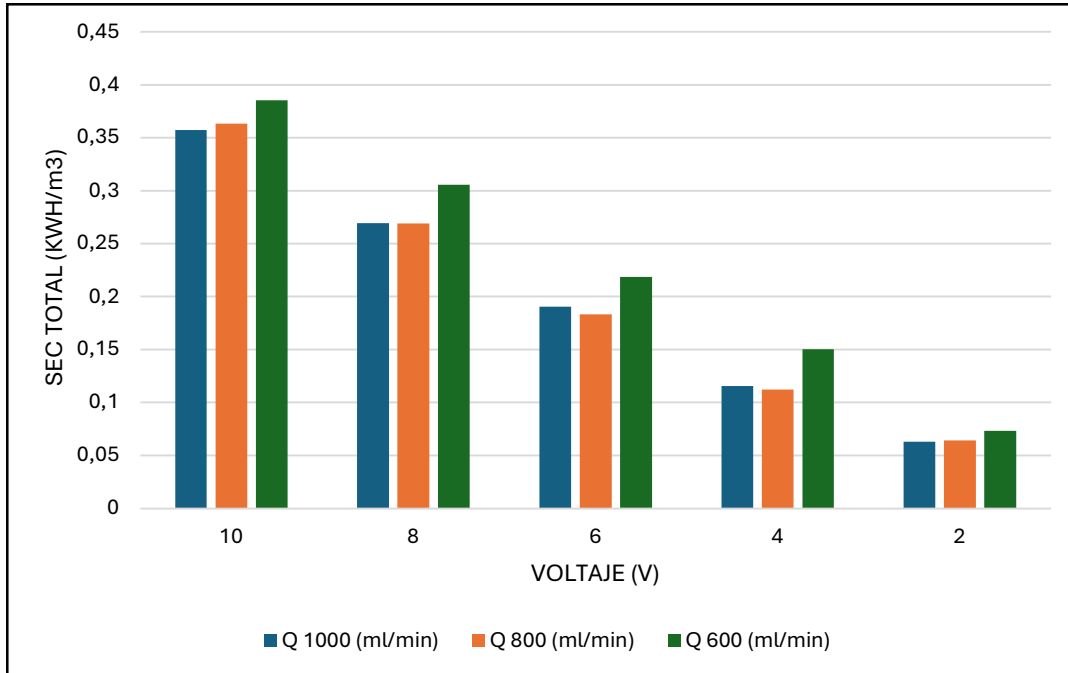


Figura 3.7. Consumo específico de energía de la CED.

En la Figura 3.7 se presentan los valores de consumo de energía específica (SEC) obtenidos tras la aplicación de la electrodiálisis capacitiva (CED) a distintos caudales y voltajes. Se observa que los menores valores de SEC corresponden a un voltaje de 2 V, donde los tres caudales analizados presentan consumos inferiores a 0,1 kWh/m³. Estos resultados concuerdan con estudios previos, en los cuales se ha reportado que, a bajas diferencias de potencial, el consumo energético de la CED es mínimo debido a la limitada movilidad iónica y la menor intensidad de corriente requerida para la separación de especies iónicas en la solución tratada (Guleria et al., 2024; Zhang et al., 2023). De manera similar, en estudios sobre agua residual de invernadero, se ha observado que el SEC para conductividades finales inferiores a 0.2 mS/cm puede oscilar entre 0.09 y 0.14 kWh/m³ en condiciones óptimas de operación (Tang et al., 2022).

A medida que el voltaje aplicado aumenta, se observa un incremento progresivo del SEC. Con 4 V, los valores de consumo energético oscilaron entre 0,11 y 0,15 kWh/m³, siendo el caudal de 600 ml/min el que presentó el mayor consumo. Este

mismo patrón se mantiene para 6 V, donde el SEC varió entre 0,18 y 0,22 kWh/m³, con el mayor consumo nuevamente registrado en el caudal de 600 ml/min.

Cuando se aplica un voltaje de 8 V, el SEC para caudales de 800 y 1000 ml/min resultó ser similar (0,26 kWh/m³), mientras que, para 600 ml/min, el valor fue superior (0,30 kWh/m³). Finalmente, con un voltaje de 10 V, los valores de SEC aumentaron a 0,35 para 600 ml/min, 0,36 para 800 ml/min y 0,38 kWh/m³ para 1000 ml/min. Este incremento es atribuible a la intensificación de la polarización de concentración en las membranas, lo que reduce la eficiencia de la transferencia iónica y, en consecuencia, eleva el consumo energético.

A diferencia de lo que se podría esperar, que con caudales bajos el SEC sea menor, en este caso no sucede esto, ya que con 600 ml/min el SEC fue mayor. Este fenómeno puede explicarse por la mayor acumulación de iones en la superficie de las membranas en condiciones de bajo caudal, lo que genera un efecto de sobrepotencial y aumenta la resistencia del sistema, resultando en una mayor demanda energética por volumen tratado (Tang et al., 2022). Este comportamiento ha sido reportado en estudios previos, donde se ha observado que caudales reducidos pueden inducir un mayor gradiente de concentración en la interfase membrana-solución, lo que incrementa las pérdidas energéticas del proceso (Mei et al., 2021).

En comparación con otros procesos de desalinización, la CED ha demostrado un menor consumo energético. Por ejemplo, en estudios previos sobre sistemas de electrodiálisis convencional (ED), se ha reportado un rango de SEC entre 0.29 y 2.5 kWh/m³ para aguas con SDT inferiores a 3000 mg/L (Zhang et al., 2023). En contraste, para la ósmosis inversa (RO), el SEC varía entre 0.36 y 5 kWh/m³ en un rango de SDT entre 2000 y 10 000 mg/L (Guleria et al., 2024). Estas diferencias se deben a la alta eficiencia de la CED en la eliminación selectiva de iones, sin necesidad de ejercer una presión elevada en el sistema, lo que minimiza el consumo energético global (Mei et al., 2021). Además, la configuración de la CED permite aprovechar la energía almacenada durante el proceso de carga para la desalinización en la descarga, reduciendo pérdidas por sobrepotenciales en los electrodos (Tang et al., 2022).

Aunque mayores voltajes favorecen una mayor remoción iónica, el costo energético asociado debe ser considerado al evaluar la viabilidad del proceso para aplicaciones a gran escala. Estos resultados sugieren que la selección del voltaje y caudal óptimos en la CED debe balancear la eficiencia de desalación y el consumo energético, priorizando condiciones que minimicen la polarización de concentración y maximicen la eficiencia del transporte iónico. En este caso específico, dado que el agua está destinada para riego, la mejor opción es utilizar el agua tratada con 8V y un caudal de 1000 ml/min, ya que su salinidad final es óptima para tres tipos de cultivos, con un SEC significativamente menor que el de procesos convencionales de desalación.

3.5 Comparación de Ósmosis vs Electrodialisis capacitiva en términos de SEC en el permeado.

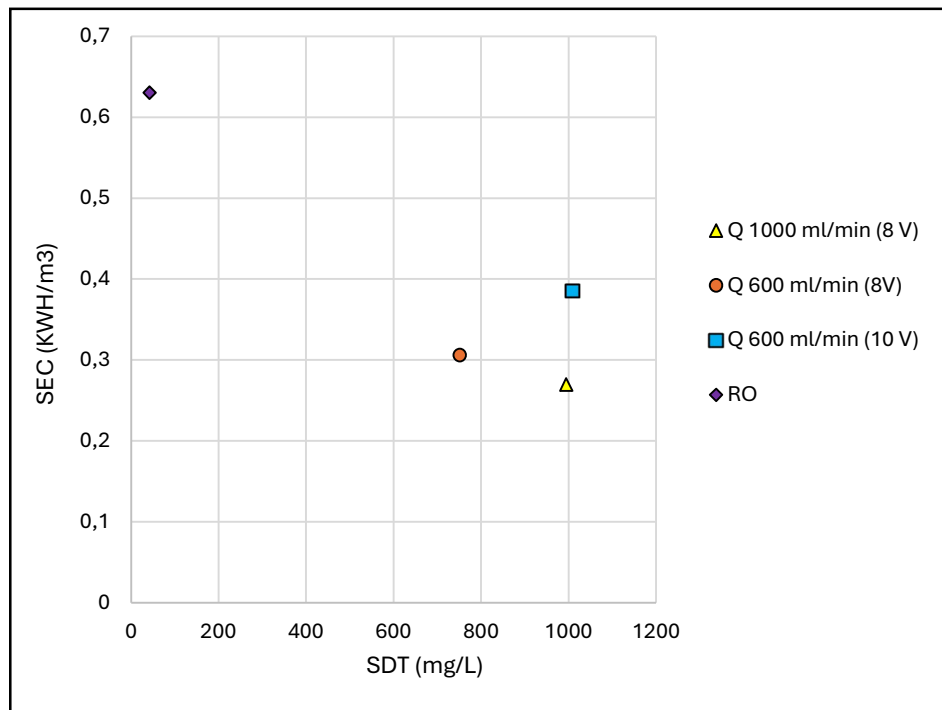


Figura 3.8. SEC de ósmosis inversa vs diferentes ensayos de electrodialisis capacitiva.

Para evaluar el desempeño de la electrodialisis capacitiva frente a la ósmosis inversa en el tratamiento de agua de pozo en condiciones comparables, se modeló un sistema de RO convencional utilizando el software WAVE (versión 1.82, DuPont), sin la inclusión de un dispositivo de recuperación de energía. La

concentración inicial de sólidos disueltos totales (SDT) modelada para RO fue de 3284 mg/L, mientras que la concentración medida experimentalmente en el agua de pozo fue de 2500 mg/L.

Dado que el objetivo es obtener agua apta para riego, la comparación se realizó seleccionando únicamente aquellos ensayos de CED en los que en el permeado se alcanzaron valores de conductividad menores a 2 mS/cm y concentraciones de SDT inferiores a 1000 mg/L. En la Figura 3.8 se observa que la RO logra una remoción elevada de SDT, alcanzando concentraciones finales de 42 mg/L con un consumo de energía específica (SEC) de 0,63 kWh/m³. Este nivel de desalación es significativamente superior al necesario para la irrigación de cultivos como cacao y maíz, que toleran concentraciones de SDT de hasta 1000 mg/L y 800 mg/L, respectivamente. De hecho, el agua obtenida por RO requiere la adición de nutrientes para evitar deficiencias en los cultivos debido a la eliminación excesiva de sales, lo que representa un costo adicional en su aplicación agrícola (Tang et al., 2022).

En contraste, la CED permitió obtener concentraciones finales más acordes con los requisitos agrícolas. Con un caudal de 600 ml/min y aplicando 8 V, la concentración final de SDT fue de 751 mg/L con un SEC de 0,30 kWh/m³, lo que hace que esta agua sea adecuada para cultivos de cacao, maíz y ciruela. Para un caudal de 1000 ml/min y aplicando 10 V, la concentración de SDT fue de 1000 mg/L con un SEC de 0,38 kWh/m³, valor que también se considera adecuado para el riego de cacao. Comparando estos valores con los obtenidos en RO, se observa que, si bien la CED no alcanza niveles de purificación tan altos como la RO, su eficiencia energética es significativamente superior, con un SEC prácticamente 50 % menor en su mejor condición operativa.

Estos resultados concuerdan con investigaciones previas que han demostrado que la RO tiende a ser más efectiva en la eliminación de iones, pero con un alto costo energético y la necesidad de remineralización en aplicaciones agrícolas (Zhang et al., 2023). Por otro lado, la CED se ha destacado en la literatura por su capacidad de ajuste mediante la variación de voltajes y caudales, lo que permite obtener

diferentes concentraciones de SDT de acuerdo con los requisitos específicos del uso final del agua (Mei et al., 2021).

La principal ventaja de la RO radica en su alta eficiencia en la eliminación de contaminantes, con tasas de remoción superiores al 95 %. Sin embargo, su desventaja más notable es el elevado consumo energético, especialmente en sistemas sin recuperación de energía, así como la producción de un rechazo de alta concentración salina que requiere una gestión adecuada para evitar impactos ambientales (Guleria et al., 2024). Además, la necesidad de mantenimiento y reposición de membranas es un factor a considerar en términos de costos operativos.

Por otro lado, el CED ofrece una mayor flexibilidad en la obtención de diferentes calidades de agua sin requerir la adición de minerales posteriormente. Su consumo energético es significativamente menor, y su aplicación es especialmente útil en procesos donde no se requiere una eliminación completa de sales, como el riego agrícola. Sin embargo, su eficiencia depende de factores como la conductividad inicial del agua y la optimización de los parámetros operativos. Además, su capacidad de remoción de iones no es tan elevada como en RO, lo que la hace menos adecuada para aplicaciones que requieren agua ultrapura.

Los resultados obtenidos sugieren que la CED representa una alternativa viable y energéticamente eficiente para el tratamiento de agua destinada a riego, siempre que los parámetros operativos sean cuidadosamente seleccionados. Aunque la RO garantiza una calidad de agua superior, su elevado SEC y la necesidad de remineralización la hacen menos conveniente para aplicaciones agrícolas donde se busca una reducción controlada de SDT. En este sentido, la elección entre ambas tecnologías debe considerar no solo la calidad del agua requerida, sino también los costos energéticos y operativos asociados a cada proceso.

3.6 Remoción de nutrientes en el diluido

Los valores iniciales de concentración de los iones del agua de pozo se mencionan en la Tabla 3.1, y los resultados de las concentraciones obtenidas en cada ensayo

realizado con los caudales de 600, 800 y 1000 (ml/min) y variaciones de los voltajes, se podrá ver en la Figura 3.9, Figura 3.10 y Figura 3.11.

En la Figura 3.9, se puede apreciar que para un caudal de 600 ml/min, el ensayo del voltaje que presenta menor concentración de los iones es de 8 V, lo mismo se puede observar en la Figura 3.10 y Figura 3.11 donde la menor concentración de iones de Cl, Br, NO₃, SO₄, Ca, Na, K y Mg, se presenta en el ensayo con la variación de voltaje de 8 V.

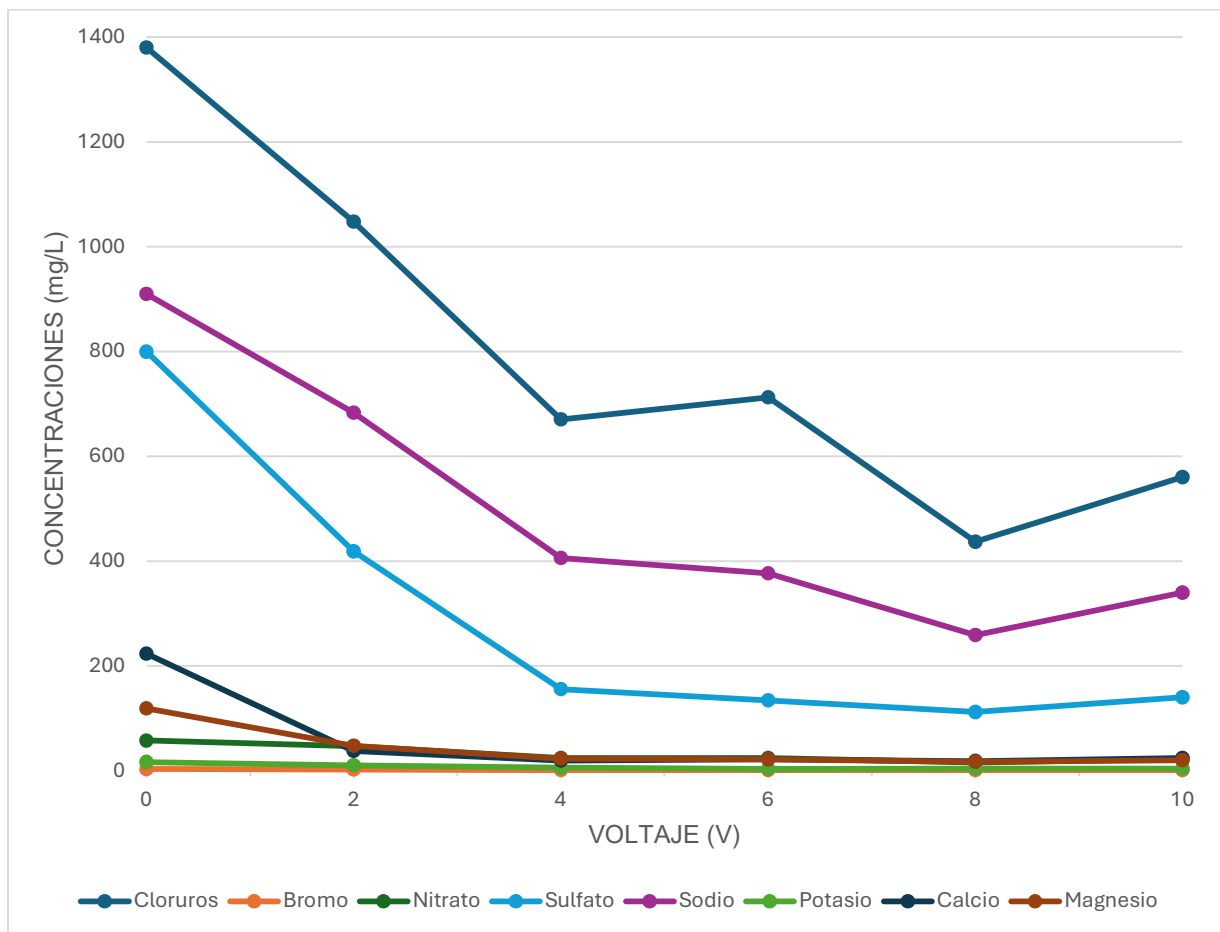


Figura 3.9. Concentración de Iones, Q= 600 (ml/min) y voltajes de 2,4, 6, 8 y 10.

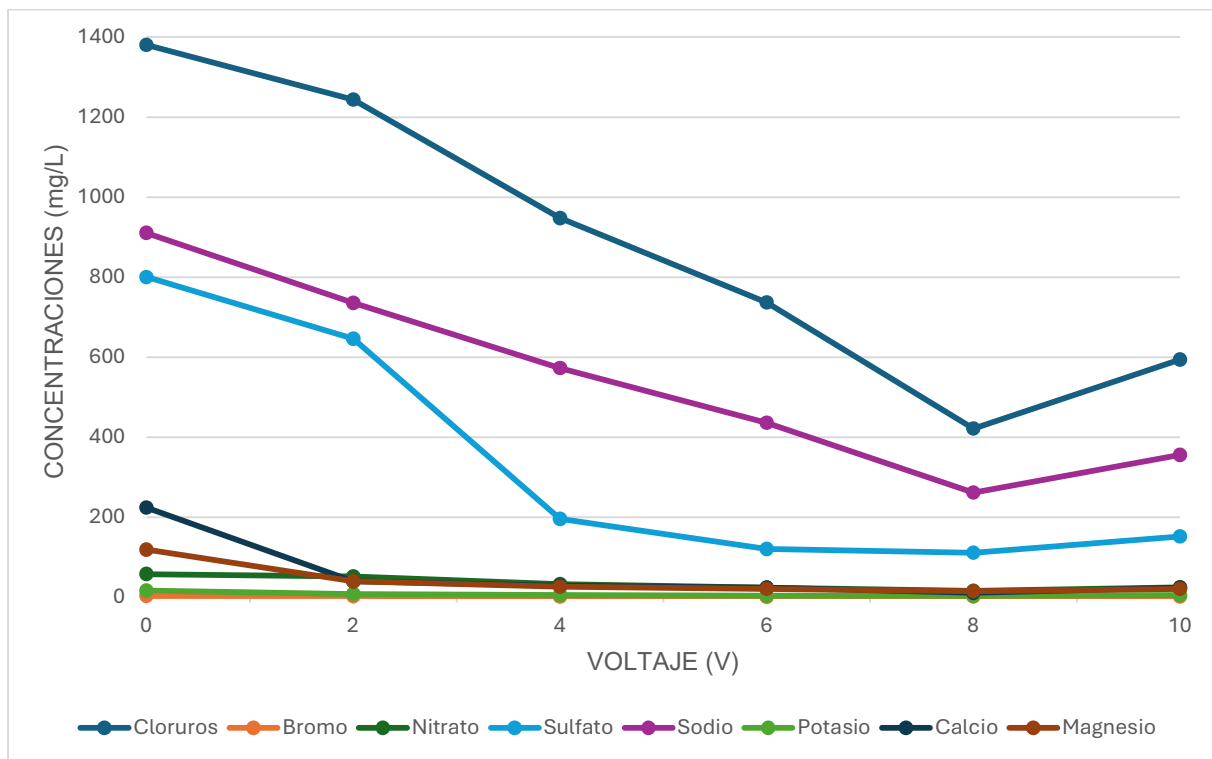


Figura 3.10. Concentración de Iones, Q= 800 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10.

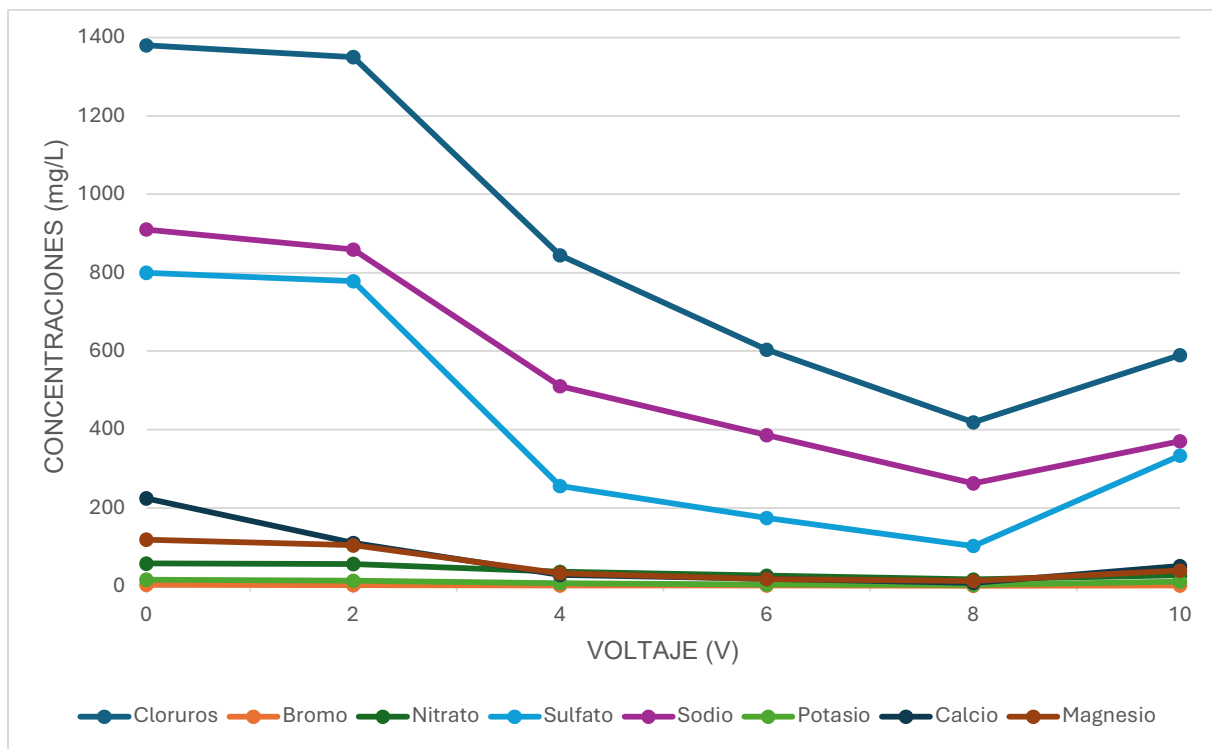


Figura 3.11. Concentración de Iones, Q= 1000 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10.

Los resultados además indican que la eficiencia de remoción de los iones en la electrodiálisis capacitiva (CED) depende tanto del voltaje aplicado como del caudal de alimentación. En general, se observa una tendencia en la que el aumento del voltaje incrementa la eficiencia de eliminación de los iones hasta alcanzar un punto de saturación, más allá del cual la remoción se estabiliza.

Para un caudal de 600 ml/min, el calcio presenta una remoción superior al 60 % desde los 2 V, aumentando a 80 % con 4 V y manteniéndose estable hasta 10 V. Esta tendencia puede explicarse porque el calcio es un catión divalente con una fuerte afinidad por las membranas de intercambio iónico, lo que facilita su transporte a través del sistema capacitivo incluso a bajos voltajes.

En el caso del sulfato, la remoción inicia en 50% a 2 V y aumenta al 80% con 4V, estabilizándose a partir de ese punto. Esto se debe a que los aniones divalentes como el SO_4^{2-} requieren una mayor diferencia de potencial para superar las barreras de transporte en comparación con los aniones monovalentes.

El magnesio muestra una remoción del 60% con 2 V, aumentando al 80% con 4-6 V, con un ligero incremento adicional en 8 V, pero sin una mejora significativa con 10 V. Dado que el Mg^{2+} tiene una mayor energía de hidratación en comparación con el Ca^{2+} , su transporte es menos eficiente, lo que explica la ligera reducción en la remoción a voltajes más altos.

Para el potasio, la remoción es menor en comparación con los cationes divalentes, comenzando con 25% a 2 V y alcanzando su pico de 75% con 6 V, seguido de una leve disminución a 70% con 8 V y 10 V. La menor remoción a altos voltajes puede deberse a la competencia con otros iones y a la disminución de la eficiencia de adsorción en los electrodos capacitivos.

El sodio, un catión monovalente, muestra una menor eficiencia de remoción en comparación con el calcio y el magnesio, iniciando con 24% a 2 V y aumentando progresivamente hasta 70% con 8V, pero disminuyendo ligeramente a 62% con 10 V. Esto se debe a su menor carga iónica y menor afinidad con las membranas de intercambio iónico.

Tanto los nitratos como los cloruros muestran una tendencia similar, con una remoción inicial de 18-24% con 2 V, aumentando hasta 71-68% con 8 V, pero estabilizándose o disminuyendo con 10 V. Esto sugiere que, a voltajes más altos, pueden producirse efectos de polarización y reducción de la eficiencia de transporte en la membrana.

Al aumentar el caudal a 800 ml/min, se observa una ligera disminución en la eficiencia de remoción en comparación con el caudal de 600 ml/min, lo que se atribuye a una menor residencia del agua dentro del sistema y, por ende, un menor tiempo de interacción entre los iones y las membranas. Sin embargo, la tendencia general se mantiene: los cationes divalentes como el Ca^{2+} y Mg^{2+} tienen una mayor eficiencia de remoción en comparación con los cationes monovalentes como el Na^+ y K^+ , debido a sus mayores cargas iónicas y mayor afinidad con las membranas.

Para un caudal de 1000 ml/min, la eficiencia de remoción disminuye aún más, lo que confirma que la reducción del tiempo de contacto entre el agua y los electrodos limita la eficiencia del proceso. Este comportamiento ha sido reportado en estudios previos sobre CED en escalas piloto, donde mayores velocidades de flujo reducen la eficiencia de eliminación debido a una menor adsorción en los electrodos.

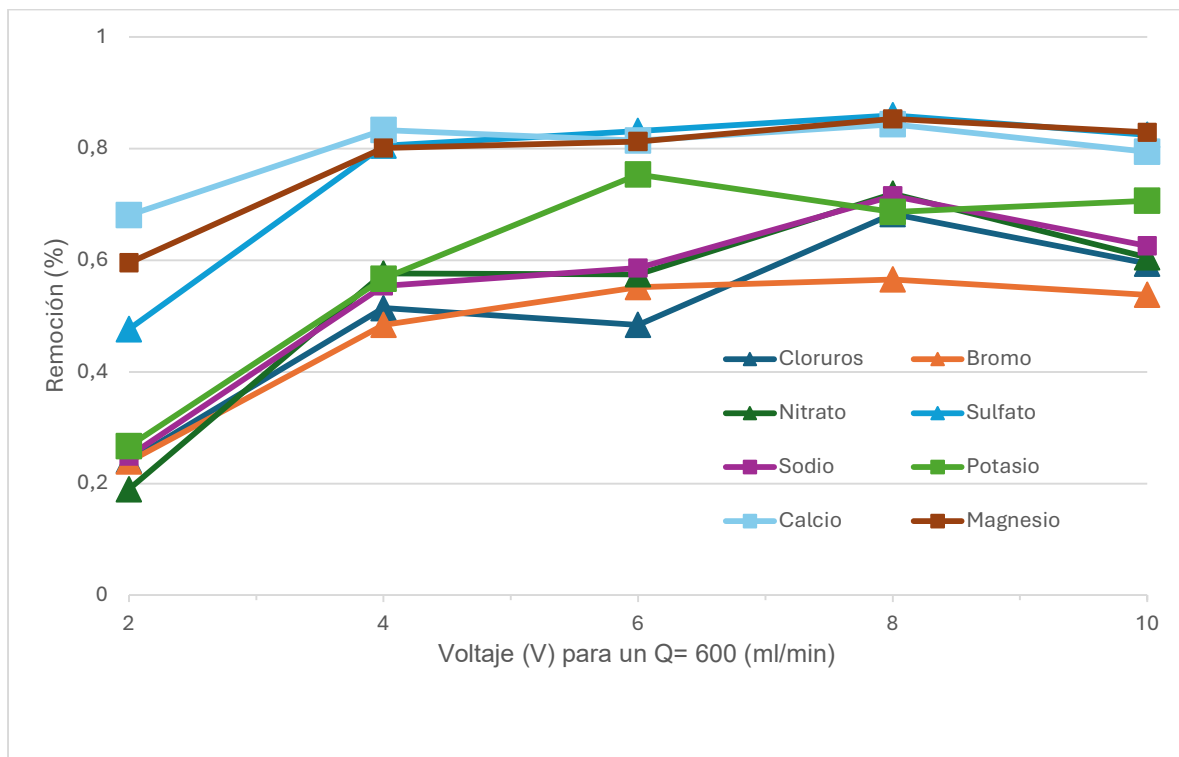


Figura 3.12. Porcentaje de remoción, Q= 600 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10

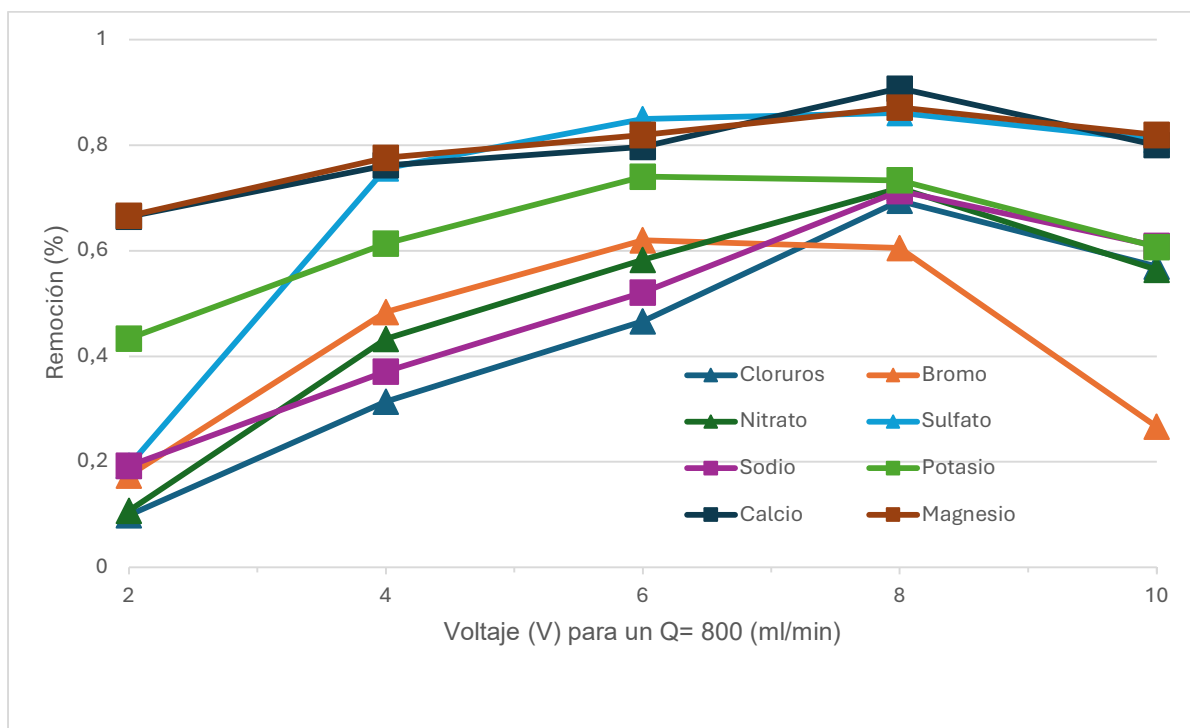


Figura 3.13. Porcentaje de remoción, Q= 800 (ml/min) y voltaje de 2, 4, 6, 8 y 10

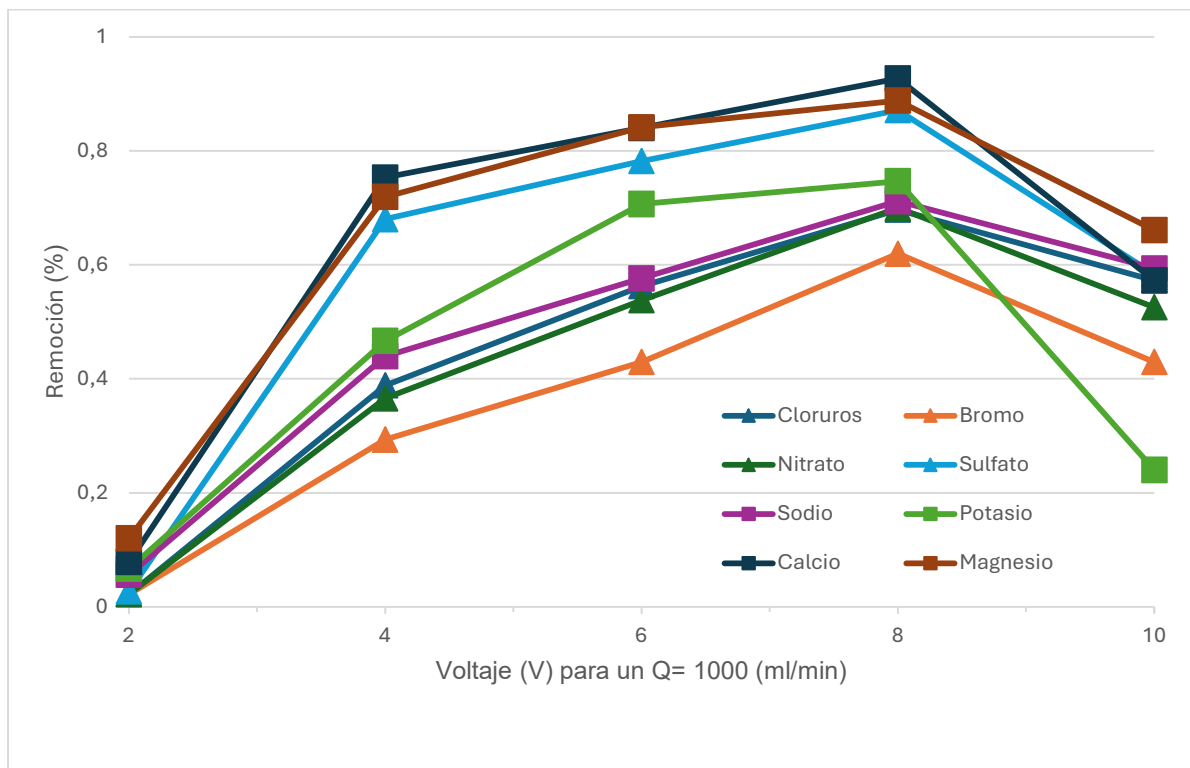


Figura 3.14. Porcentaje de remoción, Q= 1000 (ml/min) y voltaje de 2, 4, 6, 8 y 10

El número de transporte relativo (RTN)

El número de transporte relativo (RTN) de los iones proporciona información clave sobre la selectividad de la CED para diferentes especies iónicas. Se observa que el RTN para los cationes divalentes (Ca^{2+} y Mg^{2+}) es mayor que para los cationes monovalentes (Na^+ y K^+), lo que indica una mayor eficiencia de transporte para estos iones.

Por ejemplo, con 8 V y un caudal de 600 ml/min, el RTN del Ca^{2+} es de 1,17, esto significa que el calcio se transporta con mayor eficiencia que el sodio, lo cual es consistente con su mayor carga iónica y menor radio de hidratación. El Mg^{2+} , aunque también divalente, muestra un RTN ligeramente mayor (1,19) debido a su mayor energía de hidratación.

En el caso de los aniones, se observa que el SO_4^{2-} presenta un RTN de 1,20, superior al del cloruro, bromuro y nitratos ($\text{RTN} \approx 1$). Esto se debe a la mayor

atracción electrostática del sulfato con las membranas de intercambio aniónico, lo que facilita su transporte. Sin embargo, los aniones monovalentes como Cl^- , Br^- y NO_3^- presentan una mayor difusión dentro del sistema, lo que puede llevar a una menor eficiencia de transporte.

Con un caudal de 1000 ml/min, el RTN del Ca^{2+} aumenta a 1,4 con 2 V, lo que indica que, a bajo voltaje, el transporte del calcio es favorecido sobre otros iones. Sin embargo, a 10 V, el RTN se estabiliza en valores cercanos a 1 para todos los iones, lo que sugiere que, a altos voltajes, la capacidad selectiva del sistema disminuye y el transporte de todos los iones tiende a igualarse.

Estos resultados son consistentes con estudios previos en CED, que han demostrado que los cationes divalentes tienden a ser removidos con mayor eficiencia que los monovalentes debido a su mayor interacción con las membranas y mayor capacidad de adsorción en los electrodos capacitivos.

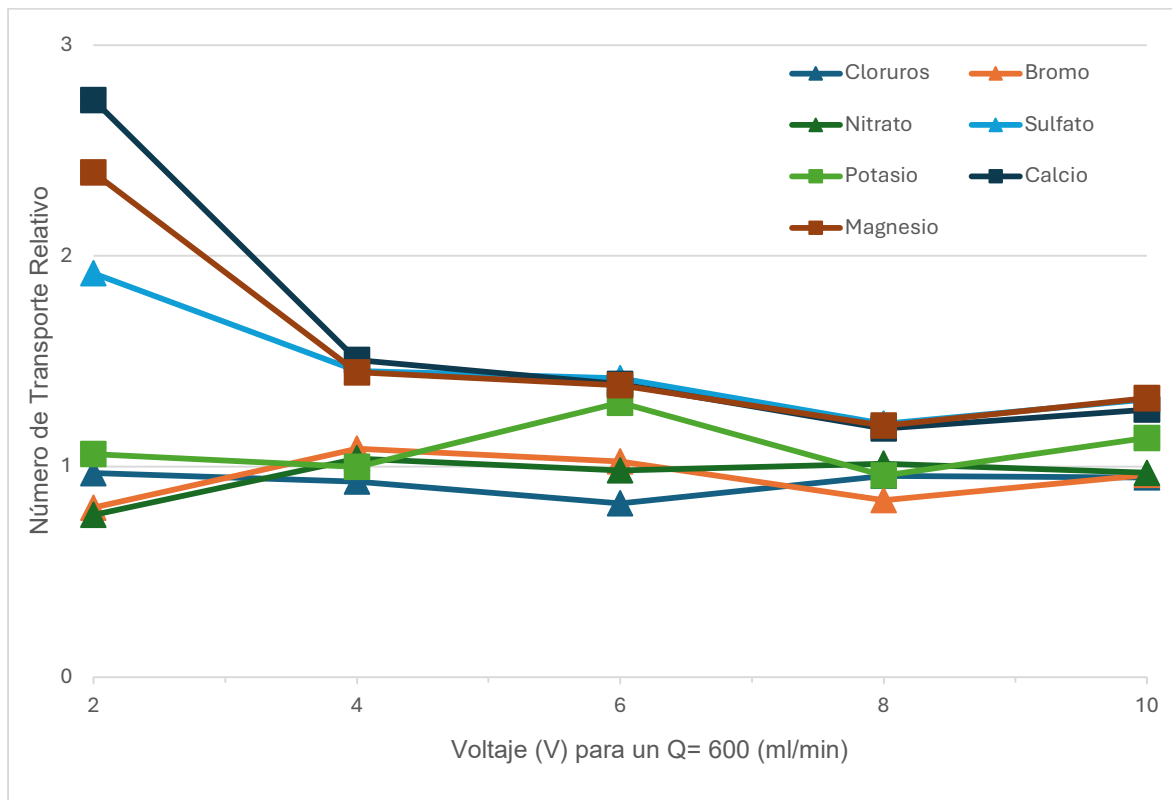


Figura 3.15. Número de transporte relativo, Q= 600 (ml/min) y voltajes 2, 4, 6, 8 y 10

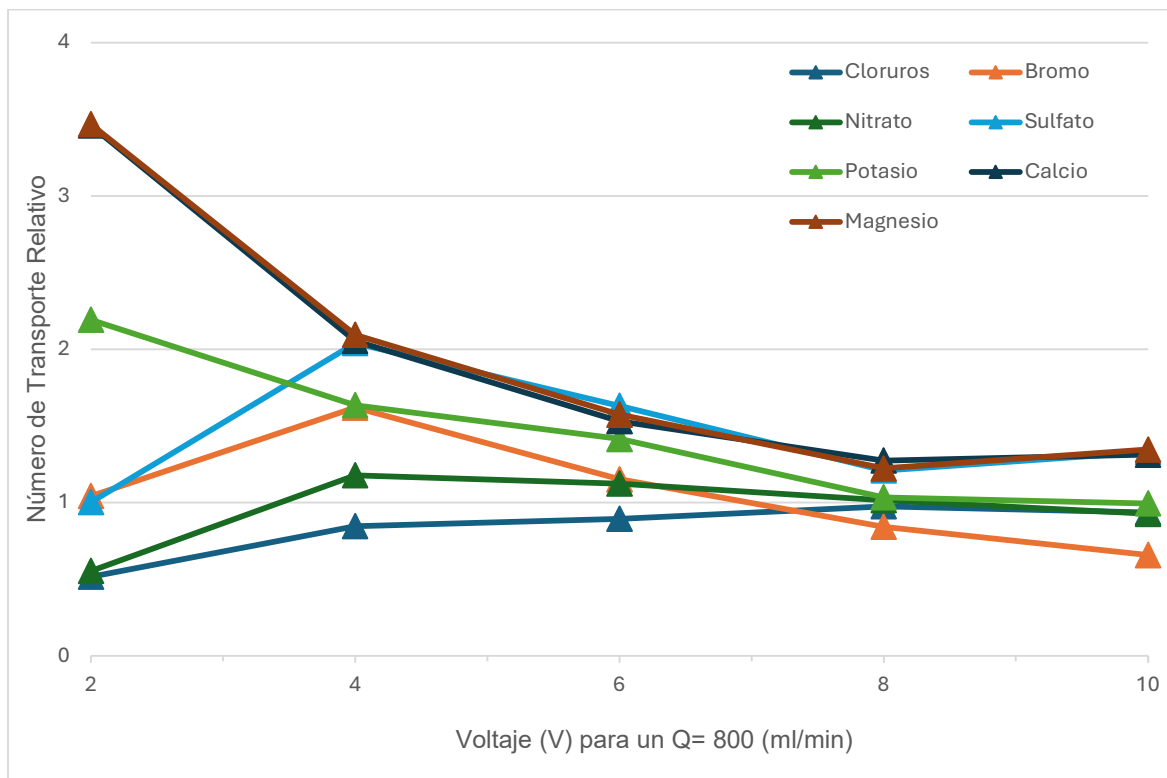


Figura 3.16. Número de transporte relativo, Q= 800 (ml/min) y voltajes 2, 4, 6, 8 y 10

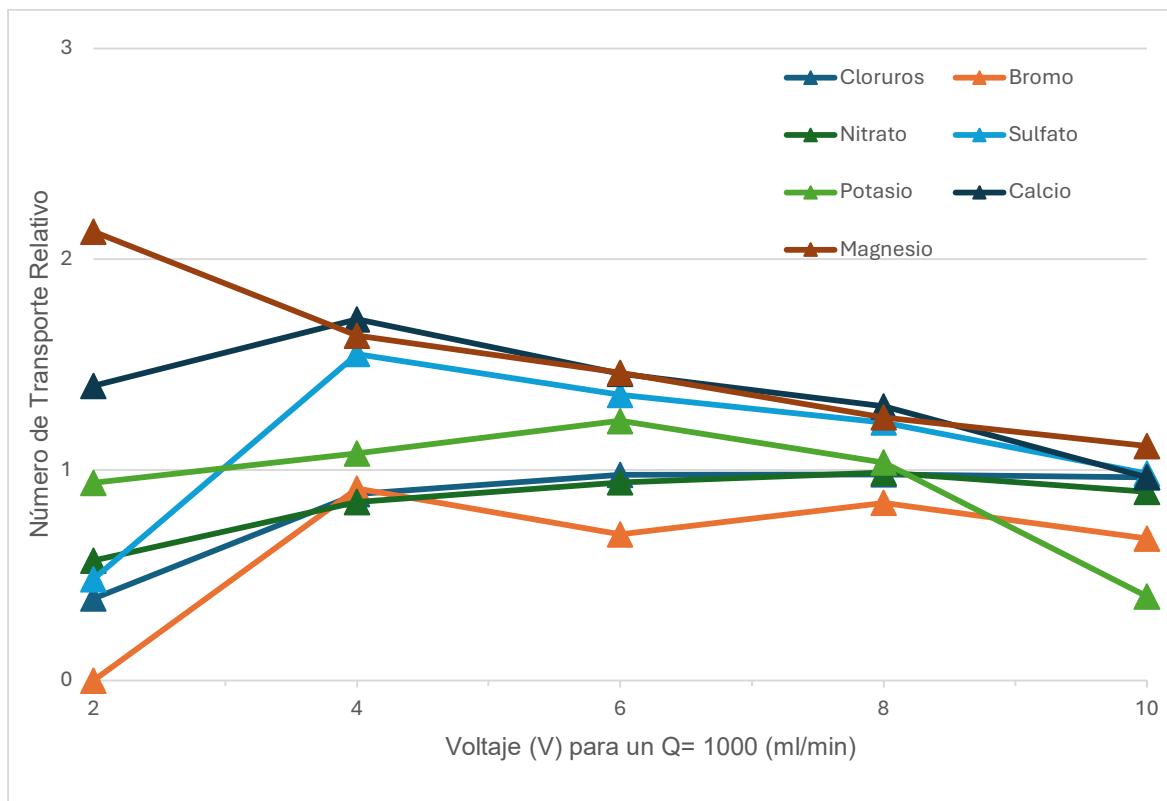


Figura 3.17. Número de transporte relativo, Q= 1000 (ml/min) y voltajes 2, 4, 6, 8 y 10

3.7 Recuperación de nutrientes

Los resultados obtenidos en la electrodiálisis capacitiva (CED) muestran que la recuperación de nutrientes en el concentrado varía en función del voltaje aplicado y del caudal de alimentación. En general, se observa que a medida que aumenta el voltaje, la concentración de iones en la corriente de concentrado se incrementa, lo que sugiere una mayor eficiencia en la separación iónica. Sin embargo, a voltajes elevados, algunos iones tienden a estabilizarse, indicando una posible saturación del sistema.

Para un caudal de 600 ml/min, se observa en la Figura 3.18 que la concentración de cloruros y sulfatos aumenta progresivamente con el voltaje, alcanzando valores máximos de 2320 mg/L y 1800 mg/L, respectivamente, a 10 V. La concentración de sodio también incrementa con el voltaje, alcanzando 1400 mg/L a 10 V, mientras que los cationes divalentes como calcio y magnesio muestran una acumulación más controlada, con máximos de 395 mg/L y 250 mg/L, respectivamente. Esto se debe a que los cationes monovalentes, como el sodio y el potasio, tienen una menor atracción electrostática con las membranas y tienden a acumularse más en la corriente de concentrado en comparación con los cationes divalentes, los cuales son removidos con mayor eficiencia en la etapa de diluido.

Al aumentar el caudal a 800 ml/min, se observa en la Figura 3.19 la recuperación de iones sigue una tendencia similar, aunque se observa una disminución en la concentración final de los mismos debido a la reducción del tiempo de residencia en el sistema. A 10 V, la concentración de cloruros y sulfatos alcanza 200 mg/L y 1500 mg/L, respectivamente, lo que indica una mayor dispersión de los iones en la solución concentrada. La concentración de calcio y magnesio se mantiene en 300 mg/L y 200 mg/L, mientras que el sodio registra valores de 1200 mg/L. Esta disminución en la concentración de algunos iones a voltajes altos sugiere que el sistema presenta un límite de retención a mayor velocidad de flujo, lo cual es consistente con estudios previos sobre la optimización de la CED en escalas piloto.

Para el caudal más alto (1000 ml/min), se mantiene la tendencia observada en caudales menores según la Figura 3.20, pero con una disminución general en la acumulación de iones debido a la reducción del tiempo de contacto con las

membranas. A 10 V, la concentración de cloruros y sulfatos es de 1850 mg/L y 1680 mg/L, respectivamente, mientras que el sodio alcanza 1180 mg/L. El calcio y magnesio se estabilizan en 320 mg/L y 290 mg/L, respectivamente. Este comportamiento sugiere que, a caudales más elevados, la eficiencia de concentración disminuye, lo que implica que, para maximizar la recuperación de nutrientes en la corriente de concentrado, se recomienda operar a caudales moderados (600-800 ml/min) y voltajes en el rango de 6-8 V, donde se obtienen las concentraciones más altas sin comprometer la estabilidad del sistema.

La concentración de calcio y magnesio en el concentrado sugiere que esta corriente podría ser utilizada como un suplemento de nutrientes para cultivos, ya que estos cationes son esenciales para el crecimiento vegetal y la estructura celular.

Sin embargo, el contenido elevado de cloruros y sodio en el concentrado podría representar un desafío para su uso directo en riego, ya que niveles excesivos de estos iones pueden generar problemas de salinidad en el suelo y afectar la absorción de agua por las plantas. En este sentido, la mejor opción para su aplicación agrícola sería utilizar la corriente de concentrado a voltajes moderados (6-8 V) y caudales intermedios (600-800 ml/min), donde la acumulación de nutrientes esenciales como calcio, magnesio y sulfatos es alta, mientras que los niveles de sodio y cloruros se mantienen en un rango aceptable.

Una alternativa viable para evitar problemas de salinidad en el riego es mezclar la corriente de concentrado con agua de menor conductividad para reducir la concentración de sodio y cloruros. Esta estrategia permitiría aprovechar los nutrientes recuperados sin comprometer la calidad del suelo ni la salud de los cultivos.

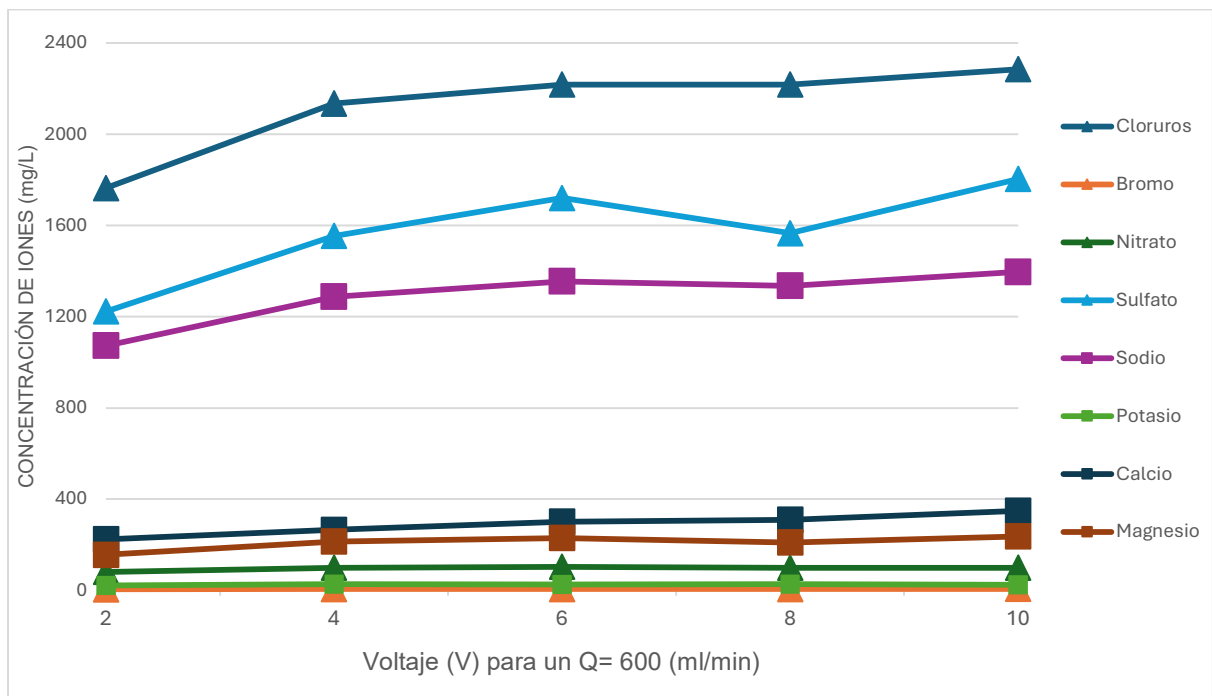


Figura 3.18. Concentración de Iones del Concentrado, Q= 600 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10

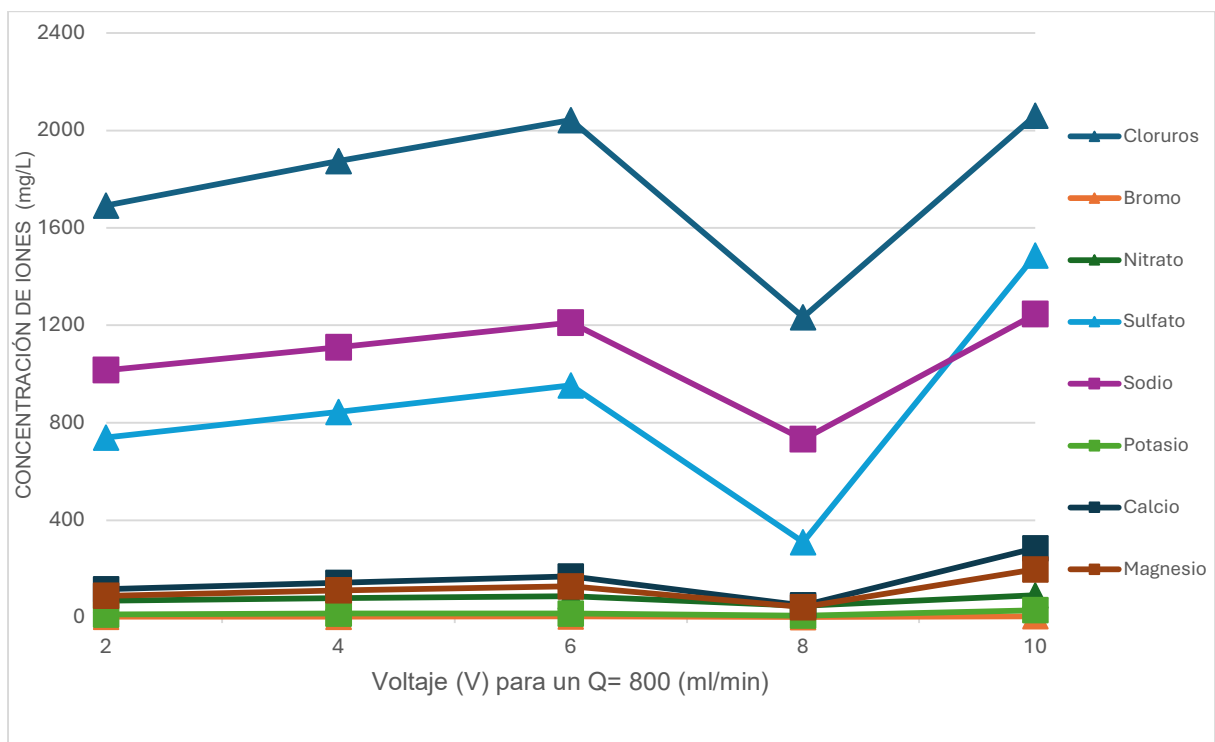


Figura 3.19. Concentración de iones del Concentrado, Q= 800 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10.

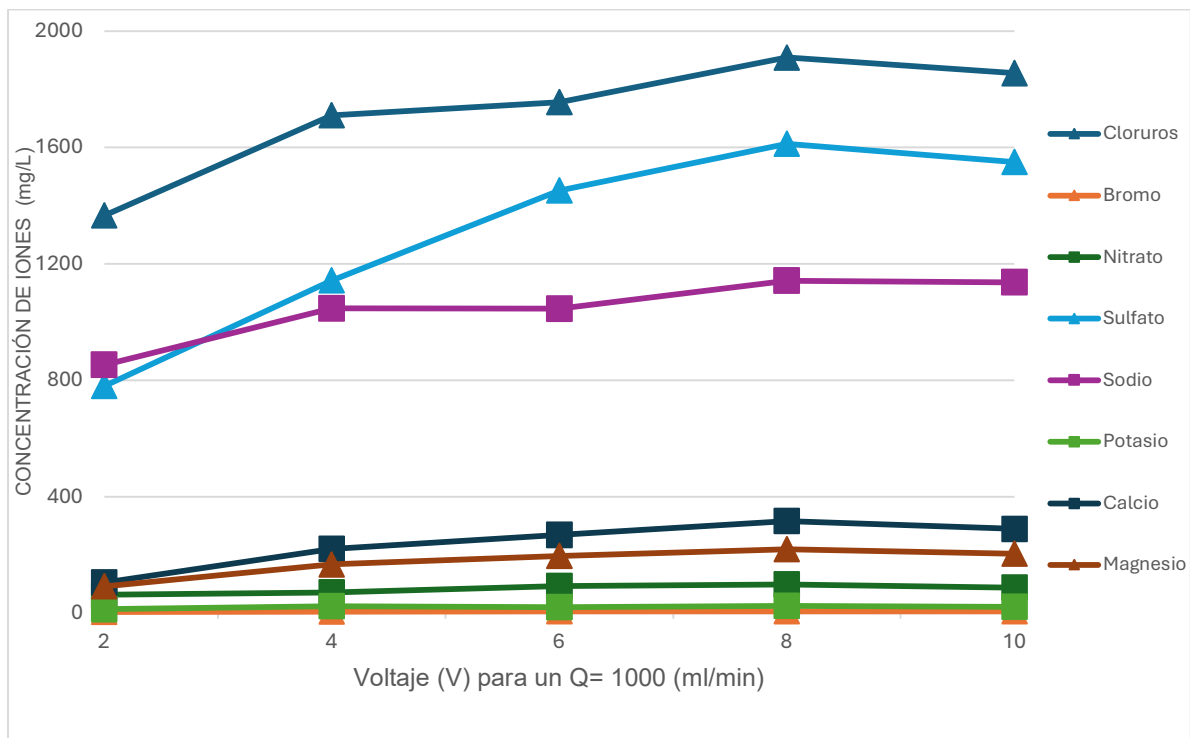


Figura 3.20. Concentración de iones del Concentrado, Q= 1000 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10.

Factor de concentración

El factor de concentración (FC), que representa la relación entre la concentración final de un ion en el concentrado respecto a su concentración inicial, muestra una tendencia creciente con el voltaje aplicado en todos los caudales evaluados. Para 600 ml/min según la Figura 3.21, el FC del calcio es el más alto en todos los casos, alcanzando 2,9 a 10 V, seguido por los sulfatos con 2,3. Estos valores indican que los cationes divalentes presentan una mayor retención en el concentrado debido a su fuerte atracción electrostática con las membranas. Los aniones como cloruros y nitratos presentan factores de concentración cercanos a 1,6-1,9, mientras que el sodio muestra los valores más bajos, con un FC de 1,5 a 10 V, lo que indica que este ion es más propenso a ser removido hacia la corriente de diluido.

Para 800 ml/min, se observa en la Figura 3.22 que el factor de concentración del calcio alcanza 2,3, mientras que el potasio y los sulfatos presentan valores de 2,0 y 1,8, respectivamente. Sin embargo, a 8 V, ningún ion supera un FC de 1,0, lo que indica una pérdida en la capacidad de acumulación en el concentrado debido a la

mayor dispersión iónica. A 10 V, el calcio vuelve a ser el ion con mayor retención, alcanzando un FC de 2,3, mientras que los aniones como cloruros y nitratos presentan valores en el rango de 1,5-1,8.

En el caso del caudal de 1000 ml/min, se observa en la Figura 3.23 y el comportamiento es similar, pero con una ligera reducción en el factor de concentración de todos los iones. A 10 V, el calcio mantiene el mayor valor con 2,4, mientras que el sodio presenta el menor con 1,3. Esto confirma que la eficiencia de concentración disminuye a mayores caudales debido a la reducción del tiempo de contacto con las membranas, lo que afecta la capacidad del sistema para retener iones en el concentrado.

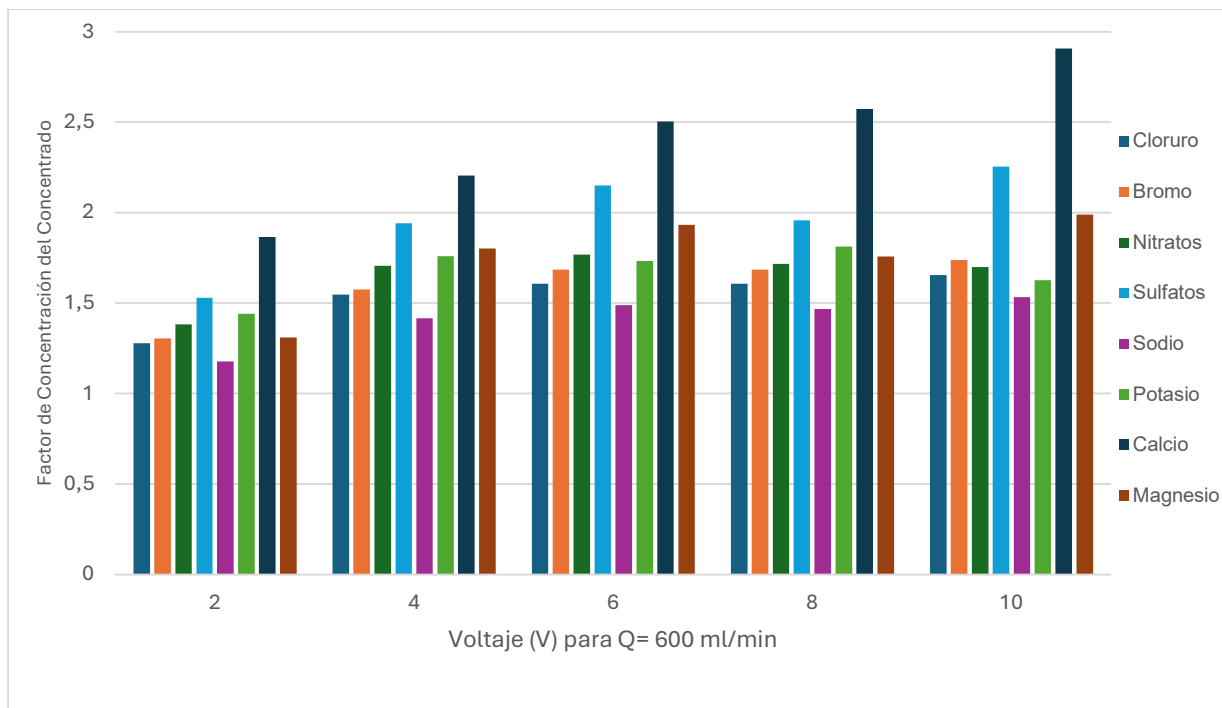


Figura 3.21. Factor de concentración del concentrado, Q= 600 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10.

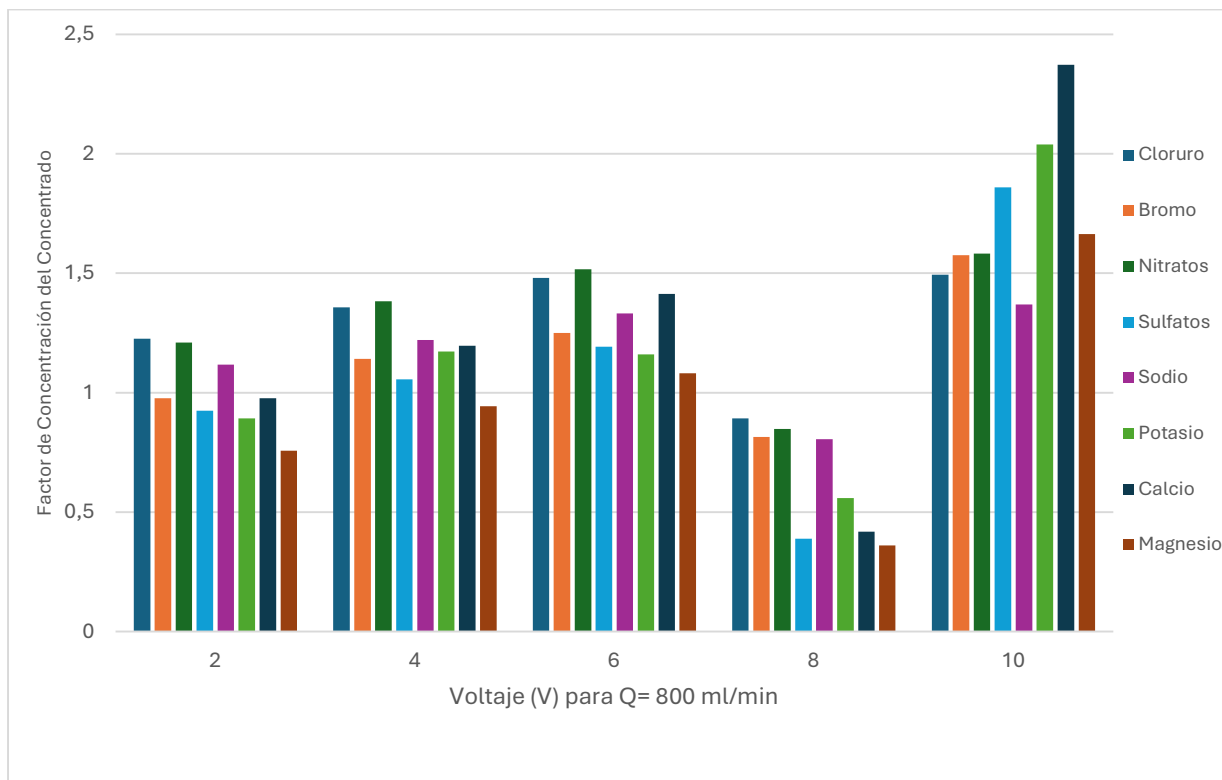


Figura 3.22. Factor de concentración del concentrado, Q= 800 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10.

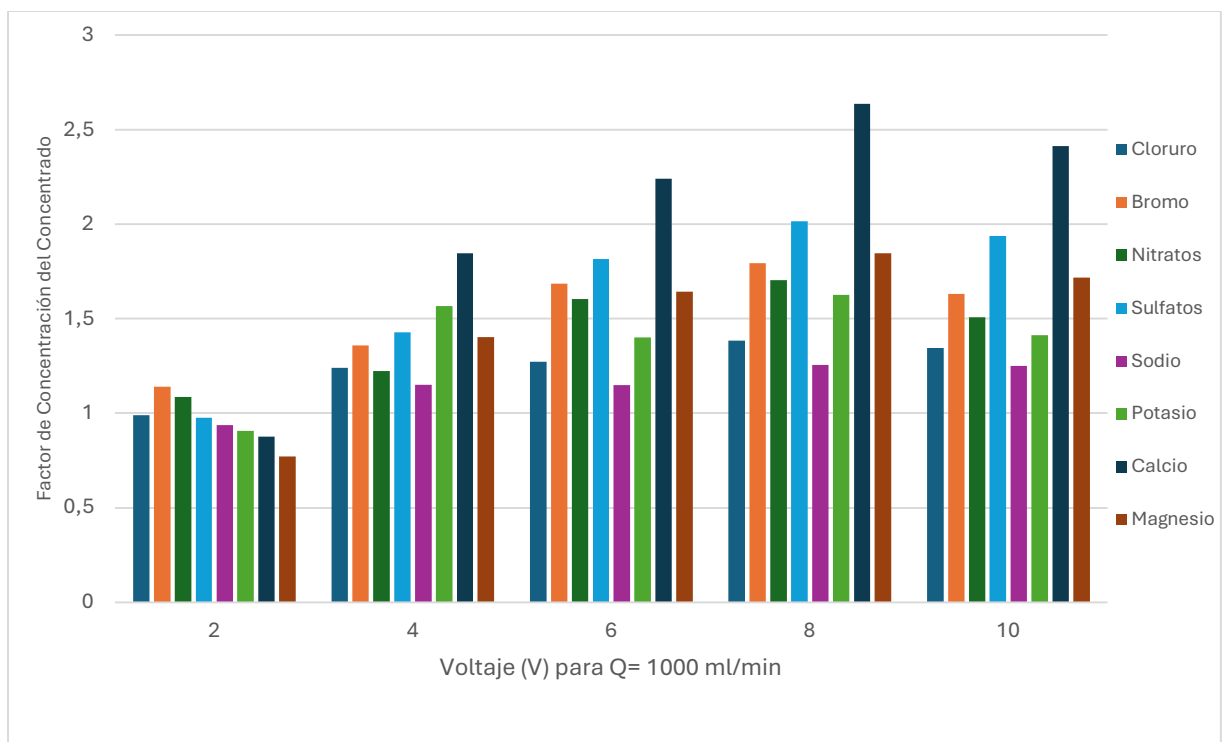


Figura 3.23. Factor de concentración del concentrado, Q= 1000 (ml/min) y voltajes de 2, 4, 6, 8 y 10.

CAPÍTULO 4

4 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1 Conclusiones

- Los porcentajes de remoción de conductividad y sólidos disueltos fueron similares en todos los ensayos. Con 2 V los porcentajes de remoción estuvieron en el rango de 20%, con 4 V valores cercanos al 40%, con 6 V valores de alrededor de 50%, con 8 V los porcentajes de remoción fueron de cerca del 50% para caudales de 800 y 1000 ml/min, pero con un caudal de 600 ml/min se obtuvo el porcentaje de remoción más alto tanto para conductividad y SDT, ya que se registraron porcentajes de remoción de 69%. Finalmente, con 10 V se obtuvieron porcentajes de remoción de hasta 60% con un caudal de 600 ml/min, mostrando una disminución.
- El agua tratada con CED obtuvo valores de conductividad de 2 mS/cm con caudales de 1000 ml/min y 600 ml/min con voltajes de 8 y 10 V respectivamente, con esta conductividad el agua puede ser utilizada para el riego de plantaciones de cacao. Por otro lado, con un caudal de 600 ml/min y un voltaje de 8 V se obtuvo una conductividad de 1,5 mS/cm, esto significa que esta agua puede ser utilizada para el riego de cacao, ciruela y maíz.
- El consumo específico de energía fue aumentando de forma proporcional en cuanto aumentaba el voltaje para los tres caudales. Con 2 V se obtuvo un SEC menor a 0,1 KWh/m³, con 4 V el SEC fue menor a 0,15 KWh/m³, con 6 V se obtuvo un SEC cercano a 0,2 KWh/m³, con 8 V el SEC fue de 0,30, finalmente con 10 V el SEC fue superior a 0,35 KWh/m³. Con un caudal de 600 ml/min, se obtuvieron valores ligeramente más altos que con 800 y 1000 ml/min.
- Al comparar la RO con la CED se puede concluir que la RO es útil para desalinizar el agua, ya que se obtuvieron valores muy bajos de SDT (43 mg/L), sin embargo, el consumo de energía específica fue de 0,63 KWh/m³. Con CED

se evaluó el ensayo con menor conductividad y sólidos disueltos totales; en este caso se obtuvo la conductividad más baja (1,5 mS/cm) con un caudal de 600 ml/min y un voltaje de 8 V, el SEC de este ensayo fue de 0,30 KWh/m³. Para la utilización de esta agua como uso agrícola de cultivos como cacao, ciruela y maíz, la utilización de la CED resulta mucho más eficiente.

- De acuerdo con el resultado se obtuvo el mayor porcentaje de remoción de iones, con un caudal de 600 ml/min y con un voltaje de 8 V, va desde los 55 % hasta alcanzar un 85 %. El ion que menor remoción tuvo fue el Br⁻, seguido por Cl⁻, K⁺, Na⁺, NO₃⁻, Mg⁺² y el de mayor remoción fue el SO₄⁻².
- Con respecto al número de transporte relativo del ion para un caudal de 600 ml/min con un voltaje de 8 V, se obtuvo que el sistema tiene mayor eficacia para remover SO₄⁻² (1,20), seguido por el Mg⁺² (1,19), Ca²⁺ (1,18), NO₃⁻ (1,01), Cl⁻ (0,96), K⁺ (0,96) y finalmente el Br⁻ (0,84).
- Con respecto a la recuperación de los nutrientes para el caudal de 600 ml/min con un voltaje de 8 V el factor de concentración fue mayor a uno, siendo el de mayor concentración el Ca²⁺ (2,57), seguido por SO₄⁻² (1,96), K⁺ (1,81), Mg⁺² (1,75), NO₃⁻ (1,71), Br⁻ (1,68), Cl⁻ (1,61) y Na⁺ (1,47).
- De acuerdo con los datos obtenidos y considerando la productividad de la zona, el agua de pozo puede considerarse como una fuente viable para la agricultura, especialmente para cultivos como maíz y cacao. Los resultados del estudio indican que el ensayo con un caudal de 600 ml/min y un voltaje de 8 V es el que mejor se adapta para el tratamiento de este tipo de agua, permitiendo una alta recuperación de nutrientes esenciales para el desarrollo de estos cultivos.

4.2 Recomendaciones

- Es importante que se evalúe la CED con otros caudales, por ejemplo, con 400 ml/min, ya que los resultados mostraron que una mayor remoción de conductividad y SDT se obtuvo con el caudal más bajo de estudio.

- Con el fin de comprobar el punto de equilibrio, es necesario que se evalúe el tratamiento con mayores voltajes. Se esperaría que la conductividad final se mantenga con valores similares a los obtenidos con 10 V.
- Se recomienda que el agua de alimentación circule por la CED con dos o más stage, con el fin de obtener valores más bajos de conductividad, y poder utilizar el agua en plantaciones agrícolas más sensibles o incluso pueda ser utilizada para la ganadería.
- Se debería probar también con diferentes porcentajes de remoción para poder observar cómo afecta la remoción de la conductividad, SDT y los demás iones para mejorar la eficiencia del sistema.
- Se recomienda analizar el funcionamiento del sistema con agua residual industrial, bien de los sectores agrícolas como ganaderos para poder fomentar su reutilización, optimizando el agua salobre y poder así reducir la dependencia del agua dulce.
- La combinación de la CED con fuentes de energía renovable, como la utilización de paneles solares, podría hacerla aún más sostenible y adaptable a comunidades donde la red eléctrica es escasa.

BIBLIOGRAFÍA

- Abanyie, S. K., Apea, O. B., Abagale, S. A., Amuah, E. E. Y., & Sunkari, E. D. (2023). Sources and factors influencing groundwater quality and associated health implications: A review. *Emerging Contaminants*, 9(2), 100207. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100207>
- Abou-Shady, A. (2017). Recycling of polluted wastewater for agriculture purpose using electrodialysis: Perspective for large scale application. *Chemical Engineering Journal*, 323, 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.04.083>
- Aladwani, S. H., Al-Obaidi, M. A., & Mujtaba, I. M. (2021). Performance of reverse osmosis based desalination process using spiral wound membrane: Sensitivity study of operating parameters under variable seawater conditions. *Cleaner Engineering and Technology*, 5, 100284. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100284>
- Anderson, M. A., Cudero, A. L., & Palma, J. (2010). Capacitive deionization as an electrochemical means of saving energy and delivering clean water. Comparison to present desalination practices: Will it compete? *Electrochimica Acta*, 55(12), 3845-3856. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2010.02.012>
- Barriga Paria, C. J., Figueroa Condori, E. F., Chavez Quispe, B. J., Flores Arias, J. M., Flores Bautista, G. S., Mamani, E. E., Cabana Bautista, I. A., & Quispe Quispe, R. F. (2022). CALIDAD DE AGUAS SUPERFICIALES Y SUBTERRÁNEAS EN LA ZONA DE INFLUENCIA DE UNA CANTERA DE YESO EN EL PERÚ. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 88(2). <https://doi.org/10.37761/rsqp.v88i2.383>
- Barron, O., Ali, R., Hodgson, G., Smith, D., Qureshi, E., McFarlane, D., Campos, E., & Zarzo, D. (2015). Feasibility assessment of desalination application in Australian traditional agriculture. *Desalination*, 364, 33-45. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.07.024>
- Biesheuvel, P. M., Bazant, M. Z., Cusick, R. D., Hatton, T. A., Hatzell, K. B., Hatzell, M. C., Liang, P., Lin, S., Porada, S., Santiago, J. G., Smith, K. C., Stadermann, M., Su, X., Sun, X., Waite, T. D., Wal, A. van der, Yoon, J., Zhao, R., Zou, L., & Suss, M. E. (2017). *Capacitive Deionization—Defining a class of desalination technologies* (arXiv:1709.05925). arXiv. <https://doi.org/10.48550/arXiv.1709.05925>

Biesheuvel, P. M., Zhao, R., Porada, S., & Van Der Wal, A. (2011). Theory of membrane capacitive deionization including the effect of the electrode pore space. *Journal of Colloid and Interface Science*, 360(1), 239-248. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2011.04.049>

Bolaños-Alfaro, J. D., Cordero-Castro, G., & Segura-Araya, G. (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Revista Tecnología en Marcha*, 30(4), 15. <https://doi.org/10.18845/tm.v30i4.3408>

Burn, S., Hoang, M., Zarzo, D., Olewniak, F., Campos, E., Bolto, B., & Barron, O. (2015). Desalination techniques—A review of the opportunities for desalination in agriculture. *Desalination*, 364, 2-16. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.01.041>

Castillo H, S., Berrezueta H, S., & Arvito Q, J. (2019). Evaluación de la calidad de aguas subterráneas de la parroquia la Peaña, Provincia El Oro, Ecuador. *Revista Ciencia Unemi*, 12(31), 64-73.

Cerón, L. M., Sarria, J. D., Torres, J. S., & Soto-Paz, J. (2021). Agua subterránea: Tendencias y desarrollo científico. *Información Tecnológica*, 32(1), 47-56. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642021000100047>

Chen, R., Sheehan, T., Ng, J. L., Brucks, M., & Su, X. (2020). Capacitive deionization and electrosorption for heavy metal removal. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(2), 258-282. <https://doi.org/10.1039/C9EW00945K>

Choi, J., Oh, Y., Chae, S., & Hong, S. (2019). Membrane capacitive deionization-reverse electrodialysis hybrid system for improving energy efficiency of reverse osmosis seawater desalination. *Desalination*, 462, 19-28. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2019.04.003>

Cohen, B., Lazarovitch, N., & Gilron, J. (2018). Upgrading groundwater for irrigation using monovalent selective electrodialysis. *Desalination*, 431, 126-139. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.10.030>

Cruz-Falcón, A., Murillo-Jiménez, J. M., & Fraga-Palomino, H. C. (2023). Evolución de la intrusión marina y relaciones iónicas en el acuífero de La Paz BCS, México. *REVISTA TERRA LATINOAMERICANA*, 41. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1636>

Dykstra, J. E., Porada, S., Van Der Wal, A., & Biesheuvel, P. M. (2018). Energy consumption in capacitive deionization – Constant current versus constant voltage operation. *Water Research*, 143, 367-375. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.034>

Elimelech, M., & Phillip, W. A. (2011). The Future of Seawater Desalination: Energy, Technology, and the Environment. *Science*, 333(6043), 712-717. <https://doi.org/10.1126/science.1200488>

FAO. (2017). *Water for sustainable food and agriculture: A report produced for the G20 Presidency of Germany*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Fentie, A. Y., Mengistu, D. A., & Molla, G. (2024). Assessment of groundwater quality for drinking purpose using GIS based WQI methods, in Koga irrigation. *Water Science*, 38(1), 618-631. <https://doi.org/10.1080/23570008.2024.2436685>

GAD Chanduy. (2020). *PDOT parroquia Chanduy 2020—20224*.

Grueso-Dominguez, M. C., Castro-Jiménez, C. C., Correa-Ochoa, M. A., & Saldarriaga-Molina, J. C. (2019). Estado del arte: Desalinización mediante tecnologías de membrana como alternativa frente al problema de escasez de agua dulce. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 18(35), 69-89. <https://doi.org/10.22395/rium.v18n35a5>

Guleria, T., Van Den Broeke, J., Platteau, I., Rijnaarts, T., Alhadidi, A., Gutierrez, L., & Cornelissen, E. (2024a). Water reuse and resource recovery from greenhouse wastewater by capacitive electrodialysis at pilot scale. *Desalination*, 583, 117669. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2024.117669>

Guleria, T., Van Den Broeke, J., Platteau, I., Rijnaarts, T., Alhadidi, A., Gutierrez, L., & Cornelissen, E. (2024b). Water reuse and resource recovery from greenhouse wastewater by capacitive electrodialysis at pilot scale. *Desalination*, 583, 117669. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2024.117669>

Gurreri, L., Tamburini, A., Cipollina, A., & Micale, G. (2020). Electrodialysis Applications in Wastewater Treatment for Environmental Protection and Resources Recovery: A Systematic Review on Progress and Perspectives. *Membranes*, 10(7), 146. <https://doi.org/10.3390/membranes10070146>

Hasan, A. R., Sidiq, F., Huntjens, P., Jafar, H. A., & Kroesen, J. O. (2022). Entrepreneurial options for capacitive electrodialysis in the West Bank, Palestine. *Desalination and Water Treatment*, 275, 291-305. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28795>

Hou, C. H., Huang, C. Y., & Hu, C. Y. (2013). Application of capacitive deionization technology to the removal of sodium chloride from aqueous solutions. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10(4), 753-760. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0232-1>

INAHMI. (2022). *Boletines climáticos y agrícolas*. INAHMI.

INEC. (2022). *Censo Nacional de Población y Vivienda 2022*. Instituto Nacional de Estadística y Censos de Ecuador.

- Lee, J.-B., Park, K.-K., Eum, H.-M., & Lee, C.-W. (2006). Desalination of a thermal power plant wastewater by membrane capacitive deionization. *Desalination*, 196(1-3), 125-134. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.01.011>
- Levidow, L., Zaccaria, D., Maia, R., Vivas, E., Todorovic, M., & Scardigno, A. (2014a). Improving water-efficient irrigation: Prospects and difficulties of innovative practices. *Agricultural Water Management*, 146, 84-94. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.07.012>
- Levidow, L., Zaccaria, D., Maia, R., Vivas, E., Todorovic, M., & Scardigno, A. (2014b). Improving water-efficient irrigation: Prospects and difficulties of innovative practices. *Agricultural Water Management*, 146, 84-94. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.07.012>
- Ma, L., Roman, M., Alhadidi, A., Jia, M., Martini, F., Xue, Y., Verliefde, A., Gutierrez, L., & Cornelissen, E. (2023). Fate of organic micropollutants during brackish water desalination for drinking water production in decentralized capacitive electrodialysis. *Water Research*, 245, 120625. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120625>
- Martínez-Alvarez, V., Martín-Gorriz, B., & Soto-García, M. (2016). Seawater desalination for crop irrigation—A review of current experiences and revealed key issues. *Desalination*, 381, 58-70. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.11.032>
- Mitko, K., Rosiński, A. R., & Turek, M. (2021). Energy consumption in membrane capacitive deionization and electrodialysis of low salinity water. *Desalination and Water Treatment*, 214, 294-301. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26701>
- Montes-Rojas, A., & Álvarez Cerda, L. M. (2009). Construcción y utilización de un electrodializador en serie para laboratorio. *Química Nova*, 32(2), 493-497. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000200037>
- Mora-Barrantes, J. C., Morera Ramos, L., Ulate-Salas, M., Núñez-Agüero, V., Acuña-Salazar, E., & Cordero-Carvajal, M. (2021). Clasificación del riesgo químico de solventes orgánicos mediante la aplicación del método “CHEM21 selection guide of classical- and less classical-solvents”. Un caso de estudio en cursos de docencia universitaria de química orgánica y bioquímica. *Revista Tecnología en Marcha*. <https://doi.org/10.18845/tm.v35i1.5370>
- Motato, N., & Pincay, J. (2015). Calidad de los suelos y aguas para riego en áreas cacaoteras de Manabí. *La Técnica*, 14, 6-23.
- Ojelade, O. A., & Jolaoso, L. A. (2024). Electrodialysis and membrane capacitive deionization. En *Electrochemical Membrane Technology* (pp. 189-231). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-14005-1.00006-4>

- Porada, S., Zhao, R., Van Der Wal, A., Presser, V., & Biesheuvel, P. M. (2013). Review on the science and technology of water desalination by capacitive deionization. *Progress in Materials Science*, 58(8), 1388-1442. <https://doi.org/10.1016/j.pmatsci.2013.03.005>
- Rantho, M. N., Madito, M. J., & Manyala, N. (2018). Symmetric supercapacitor with supercapattery behavior based on carbonized iron cations adsorbed onto polyaniline. *Electrochimica Acta*, 262, 82-96. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2018.01.001>
- Raveh, E., & Ben-Gal, A. (2016). Irrigation with water containing salts: Evidence from a macro-data national case study in Israel. *Agricultural Water Management*, 170, 176-179. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.10.035>
- Schmidt, S. I., & Hahn, H. J. (2012). What is groundwater and what does this mean to fauna? – An opinion. *Limnologica*, 42(1), 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.08.002>
- Singh, R. (2016). Desalination and On-site Energy for Groundwater Treatment in Developing Countries Using Fuel Cells. En *Emerging Membrane Technology for Sustainable Water Treatment* (pp. 135-162). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63312-5.00006-1>
- Tigrero, R. (2021). *Calidad de agua de pozos en Colonche*. Universidad Estatal Península de Santa Elena.
- TULSMA: Vol. LIBRO VI, ANEXO 4*. (20215).
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. (2022). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2022: Aguas subterráneas: Hacer visible el recurso invisible*. United Nations.
- Velázquez-Chávez, L. D. J., Ortiz-Sánchez, I. A., Chávez-Simental, J. A., Pámanes-Carrasco, G. A., Carrillo-Parra, A., & Pereda-Solís, M. E. (2022). Influencia de la contaminación del agua y el suelo en el desarrollo agrícola nacional e internacional. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 25. <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2022.482>
- Vélez, L., Fuentes, M., Moreira, M., & Lucio, L. (2021). Uso hídrico en la producción agrícola de la parroquia Lodana del cantón Santa Ana. *UNESUM-Ciencias: Revista Científica Multidisciplinaria*, 5(2), 115-128.
- Villazón Gómez, J. A., Noris Noris, P., & Vázquez Montenegro, R. J. (2021). Balance hídrico del suelo como herramienta para la planificación de labores en áreas agropecuarias de la provincia de Holguín. *Idesia (Arica)*, 39(4), 97-101. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292021000400097>

- Walha, K., Amar, R. B., Firdaous, L., Quéméneur, F., & Jaouen, P. (2007). Brackish groundwater treatment by nanofiltration, reverse osmosis and electrodialysis in Tunisia: Performance and cost comparison. *Desalination*, 207(1-3), 95-106. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.583>
- Welgemoed, T. J., & Schutte, C. F. (2005). Capacitive Deionization Technology™: An alternative desalination solution. *Desalination*, 183(1-3), 327-340. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.02.054>
- Wenten, I. G. & Khoiruddin. (2016). Reverse osmosis applications: Prospect and challenges. *Desalination*, 391, 112-125. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.12.011>
- WWAP. (2020). *The United Nations World Water Development Report 2020*. Water and Climate Change. UNESCO.
- Zambrano Mero, J. D., Delgado Párraga, A. G., Zambrano Mero, E. T., & Peñaherrera Villafuerte, S. L. (2022). Contaminantes biológicos presentes en fuentes de agua del centro-sur de la provincia de Manabí, Ecuador. *Siembra*, 9(2), e4011. <https://doi.org/10.29166/siembra.v9i2.4011>
- Zhao, R., Biesheuvel, P. M., & Van Der Wal, A. (2012). Energy consumption and constant current operation in membrane capacitive deionization. *Energy & Environmental Science*, 5(11), 9520. <https://doi.org/10.1039/c2ee21737f>
- Zhao, R., Porada, S., Biesheuvel, P. M., & Van Der Wal, A. (2013). Energy consumption in membrane capacitive deionization for different water recoveries and flow rates, and comparison with reverse osmosis. *Desalination*, 330, 35-41. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2013.08.017>

PLANOS Y ANEXOS