



UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO



## FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA EN ALIMENTOS Y BIOTECNOLOGÍA

### CARRERA DE BIOTECNOLOGÍA

---

Evaluación del tratamiento de electrocoagulación seguido del proceso de fitorremediación de *Eichhornia crassipes* en aguas residuales de curtiembre de la provincia de Tungurahua.

---

Informe Final del Trabajo de Titulación, Opción Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingeniera Biotecnóloga, otorgado por la Universidad Técnica de Ambato, a través de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

**Autora:** Pamela Alejandra Ortiz Tibán

**Tutor:** PhD. Nelly Esther Flores Tapia, PhD.

**Ambato – Ecuador**

**Febrero – 2024**

## **APROBACIÓN DEL TUTOR**

Ph.D. Nelly Esther Flores Tapia

### **CERTIFICA:**

Que el presente Informe Final del Trabajo de Titulación ha sido prolijamente revisado. Por lo tanto, autorizo la presentación de este Informe Final del Trabajo de Titulación, Opción de Proyecto de Investigación, el mismo que responde a las normas establecidas en el reglamento de Titulación y Grados de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

Ambato, 15 de enero de 2024

---

PhD. Nelly Esther Flores Tapia

C.I. 1716253305

**TUTORA**

## AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Yo, Pamela Alejandra Ortiz Tibán, manifiesto que los resultados obtenidos en el presente Informe Final del Trabajo de Titulación, opción Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingeniera Biotecnóloga, son absolutamente originales, auténticos y personales, a excepción de las citas bibliográficas.



---

Pamela Alejandra Ortiz Tibán

C.I. 1804720181

**AUTOR**

## **DERECHOS DE AUTOR**

Autorizo a la Universidad Técnica de Ambato, para que haga de este Informe Final del Trabajo de Titulación o parte de él un documento disponible para su lectura, consulta y procesos de investigación, según las normas de la Institución.

Cedo los Derechos en línea patrimoniales de mi Informe Final del Trabajo de Titulación, con fines de difusión pública, además apruebo la reproducción de este, dentro de las regulaciones de la Universidad, siempre y cuando esta reproducción no suponga una ganancia económica y se realice respetando mis derechos de autor.



---

Pamela Alejandra Ortiz Tibán

C.I. 1804720181

**AUTOR**

## **APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO**

Los suscritos profesores calificadores, aprueban el presente Informe Final del Trabajo de Titulación, opción Proyecto de Investigación, el mismo que ha sido elaborado de conformidad con las disposiciones emitidas por la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Para constancia firman:

---

**Presidente de Tribunal**

---

**Mg. Lander Vinicio Pérez Aldás**

**1802706596**

---

**Mg. María Eugenia Garcia Pazmiño**

**2100248505**

**Ambato, 05 de febrero del 2024.**

## DEDICATORIA

*Dedico esta tesis a mis dos ángeles, Esther y Luis, mi eterna inspiración y guía. Aunque ya no estén a mi lado, sus espíritus y amor perduran en cada página de esta tesis.*

*A mis amados padres Cecilia y Patricio, su amor incondicional y su constante aliento han sido el faro que ha iluminado mi camino académico. Este logro es un tributo a la dedicación que han invertido en mi educación ya la fe que siempre han tenido en mis capacidades. Gracias por ser mis guías y mis mayores defensores.*

*Mi ñaño lindo Lenin, tus palabras alentadoras y tu confianza inquebrantable han iluminado mi camino. Eres lo mejor que me ha pasado.*

*A mi querido esposo, tu paciencia, comprensión y apoyo constante han sido la fuerza detrás de cada página de esta tesis. Has sido mi roca, mi compañero de vida y mi fuente de inspiración. Este logro también es tuyo; gracias por ser mi mayor cómplice en cada paso de este camino.*

*A mi Leandrito, mi hijo bello, tu risa y alegría han sido mi motivación diaria. Cada noche de estudio y cada momento lejos de ti ha sido con la esperanza de construir un futuro mejor para nosotros. Esta tesis es un regalo para ti, con la esperanza de inspirarte a perseguir tus sueños con la misma determinación. Esta tesis no es solo un testimonio de mi esfuerzo, sino también de la red de amor y apoyo que he tenido a mi alrededor. A cada uno de ustedes, les dedico este logro con gratitud y amor.*

## AGRADECIMIENTO

Quiero expresar mi profundo agradecimiento a quienes han sido fundamentales en la realización de esta tesis, un proyecto que representa no solo mi esfuerzo individual, sino el resultado de un valioso tejido de apoyo y amor.

A Dios, fuente de sabiduría y guía, agradezco por iluminar mi camino y brindarme fuerza en los momentos de desafío. Tu gracia ha sido mi constante inspiración.

A mis padres Cecilia y Patricio, cuyo sacrificio y dedicación han sido la base sobre la cual él construyó mi educación. Gracias por su amor incondicional y por ser mis primeros maestros en la vida.

A mi esposo Christian, compañero incansable, gracias por apoyarme durante esta etapa, sé que no fue fácil para los tresitos, pero se logró amor, gracias por tu paciencia, comprensión y por ser mi apoyo constante. Tu aliento ha sido mi mayor impulso.

A mi hijo, quien ha sido mi motivación diaria, agradezco por cada momento compartido y por ser la razón detrás de cada meta alcanzada. Espero ser tu mayor ejemplo. Te amo hijo mío.

A mi hermano, cómplice de travesías y confidente, gracias por tu apoyo incondicional y por ser mi inspiración en la búsqueda constante del conocimiento.

A mis abuelitos Esther y Luis que ya no están entre nosotros, les dedico este logro. Su legado vive en cada lección impartida y en el amor que aún perdura en mi corazón.

A mi tía Pauly, por su cariño y consejos sabios, agradezco por ser un faro de orientación en mi vida.

A la Dra. Nelly Flores por su guía experta y paciencia infinita. Gracias por compartir su sabiduría y por ser un modelo para seguir en la excelencia académica.

Cada uno de ustedes ha dejado una huella imborrable en este viaje, y este logro es tan suyo como mío. Gracias por formar parte de mi historia y por compartir conmigo este triunfo.

## INDICE GENERAL DE CONTENIDOS

APROBACIÓN DEL TUTOR .....	ii
AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN .....	iii
DERECHOS DE AUTOR.....	iv
APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO .....	v
DEDICATORIA .....	vi
AGRADECIMIENTO .....	vii
INDICE GENERAL DE CONTENIDOS.....	viii
ÍNDICE DE TABLAS .....	xi
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	xiv
RESUMEN EJECUTIVO .....	xvi
ABSTRACT .....	xvii
CAPÍTULO I.- MARCO TEÓRICO .....	1
1.1.    Antecedentes investigativos.....	1
1.1.1.    Industrias de cuero y su impacto ambiental .....	1
1.1.2.    Producción de cuero en la provincia de Tungurahua .....	2
1.1.3.    Proceso de curtido .....	3
1.1.5.    Contaminantes presentes en aguas residuales de las curtiembres y su toxicidad.....	5
1.1.6.    Tipos de tratamientos para aguas residuales .....	8
1.1.7.    Normativa ambiental para descarga de efluentes al sistema de alcantarillado.....	10
1.1.8.    Tratamientos alternativos para aguas residuales de curtiembre .....	10
1.1.9.    Fitorremediación.....	16

1.2.	Objetivos .....	22
1.2.1.	Objetivo general .....	22
1.2.2.	Objetivos específicos .....	22
1.3.	Hipótesis .....	23
1.3.1.	Hipótesis nula .....	23
1.3.2.	Hipótesis alternativa .....	23
CAPÍTULO II.- METODOLOGÍA .....		24
2.1.	Materiales, equipos y reactivos .....	24
2.1.1.	Materiales .....	24
2.1.2.	Reactivos .....	25
2.1.3.	Equipos .....	26
2.2.	Métodos .....	26
2.2.1.	Preparación de muestras de agua .....	26
2.2.2.	Recolección de las plantas fitorremediadoras .....	26
2.2.3.	Ensayos de aclimatación de la planta .....	27
2.2.4.	Monitoreo continuo .....	27
2.2.5.	Recolección de las aguas residuales de la curtiembre .....	27
2.2.6.	Análisis de parámetros químicos del agua previo al proceso combinado de electrocoagulación y fitorremediación .....	28
2.2.7.	Análisis de parámetros físicos del agua previo al proceso de electrocoagulación y fitorremediación .....	34
2.2.8.	Preparación de las celdas para la fitorremediación .....	39
2.2.9.	Fitorremediación aplicada al agua residual .....	39
2.2.10.	Análisis de los parámetros fisicoquímicos del agua después del proceso de fitorremediación de la planta <i>E. crassipes</i> .....	39

2.2.11. Análisis de la salud de las plantas fitorremediadoras .....	39
CAPITULO III.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	41
3.1. Análisis y discusión de los resultados .....	41
3.1.1. Ensayos de aclimatización de las plantas.....	41
3.1.2. Electrocoagulación como tratamiento primario para aguas residuales de curtiembre .....	48
3.1.3. Proceso de fitorremediación de <i>E. crassipes</i> después del pretratamiento de electrocoagulación.....	54
3.2. Verificación de hipótesis .....	78
CAPITULO IV.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....	78
4.1. Conclusiones .....	78
4.2. Recomendaciones.....	80
MATERIALES DE REFERENCIA .....	81
ANEXOS.....	94

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Material fungible empleado en el trabajo de titulación .....	<b>24</b>
<b>Tabla 2.</b> Reactivos empleados en el trabajo de titulación .....	<b>25</b>
<b>Tabla 3.</b> Equipos empleados en el trabajo de titulación.....	<b>26</b>
<b>Tabla 4.</b> Métodos de los parámetros químicos con sus rangos de medición y detección.	<b>28</b>
<b>Tabla 5.</b> Volumen de la muestra de DQO para la determinación de DBO <sub>5</sub> .....	<b>30</b>
<b>Tabla 6.</b> Monitoreo del crecimiento de la planta <i>E. crassipes</i> durante el proceso de aclimatización.....	<b>42</b>
<b>Tabla 7.</b> Caracterización inicial fisicoquímicos del agua residual de curtiembre en comparación con el límite máximo permisible del (TULSMA). .....	<b>44</b>
<b>Tabla 8.</b> Pesos de las placas de aluminio el antes y después del tratamiento de electrocoagulación. ....	<b>49</b>
<b>Tabla 9.</b> Remoción de los parámetros físicos mediante aplicación del tratamiento de electrocoagulación EC, 10 A, 24 V, 1 h.....	<b>50</b>
<b>Tabla 10.</b> Remoción de los parámetros químicos mediante aplicación del tratamiento de electrocoagulación EC. ....	<b>52</b>
<b>Tabla 11.</b> Cambio de color de la muestra del agua residual durante el tratamiento de fitorremediación durante el transcurso de los días .....	<b>60</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Los pasos típicos del proceso de curtido .....	<b>3</b>
<b>Figura 2.</b> Proceso de curtido y eliminación de residuos en la producción del cuero .....	<b>4</b>
<b>Figura 3.</b> Reactor de electrocoagulación en serie.....	<b>13</b>
<b>Figura 4.</b> Reactor de electrocoagulación en paralelo.....	<b>14</b>
<b>Figura 5.</b> Proceso de los principales mecanismos de fitorremediación realizadas por las plantas para eliminar los contaminantes ambientales del suelo y aguas contaminadas...	<b>17</b>
<b>Figura 6.</b> Lirio acuático ( <i>Eichhornia crassipes</i> ). .....	<b>21</b>
<b>Figura 7.</b> Ventajas del tratamiento combinado entre electrocoagulación y fitorremediación.....	<b>22</b>
<b>Figura 8.</b> Planta de <i>E. crassipes</i> durante los ensayos de aclimatización.....	<b>43</b>
<b>Figura 9.</b> Reactor de electrocoagulación conectada en forma paralela a 24V, 10A, 1h y sus partes .....	<b>48</b>
<b>Figura 10.</b> Agua tratada antes y después del tratamiento de electrocoagulación.....	<b>54</b>
<b>Figura 11.</b> Determinación del pH de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación.....	<b>55</b>
<b>Figura 12.</b> Determinación de conductividad de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación.....	<b>57</b>
<b>Figura 13.</b> Determinación de turbidez de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación.....	<b>59</b>
<b>Figura 14.</b> Determinación de solidos totales ST de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación.....	<b>62</b>
<b>Figura 15.</b> Determinación de solidos suspendidos totales (SST) de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación. ....	<b>63</b>
<b>Figura 16.</b> Determinación de nitrógeno amoniacal de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación .....	<b>65</b>

<b>Figura 17.</b> Determinación de demanda química de oxígeno (DQO) de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación.....	<b>68</b>
<b>Figura 18.</b> Determinación de cromo hexavalente de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación .....	<b>70</b>
<b>Figura 19.</b> Determinación de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO5) de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación .....	<b>72</b>
<b>Figura 20.</b> Determinación de sulfatos de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación.....	<b>74</b>
<b>Figura 21.</b> Determinación de tensioactivos aniónicos de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación.....	<b>76</b>

## ÍNDICE DE ANEXOS

<b>Anexo 1.</b> Límites de descarga al sistema de alcantarillado público .....	<b>94</b>
<b>Anexo 2.</b> Reactor de electrocoagulación con láminas de aluminio .....	<b>95</b>
<b>Anexo 3.</b> Recolección de muestra de las plantas de <i>E. crassipes</i> .....	<b>95</b>
<b>Anexo 4.</b> Peso de la planta en la balanza .....	<b>95</b>
<b>Anexo 5.</b> Bidones con plantas de <i>E. crassipes</i> para el tratamiento de fitorremediación en aguas residuales de la curtiembre .....	<b>96</b>
<b>Anexo 6.</b> Cambio de color de la muestra del agua residual durante el tratamiento de electrocoagulación .....	<b>97</b>
<b>Anexo 7.</b> Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de pH. ....	<b>97</b>
<b>Anexo 8.</b> Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de turbidez.....	<b>99</b>
<b>Anexo 9.</b> Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de turbidez.....	<b>100</b>
<b>Anexo 10.</b> Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de sólidos totales (ST). ....	<b>101</b>
<b>Anexo 11.</b> Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de sólidos suspendidos totales (SST). ....	<b>103</b>
<b>Anexo 12.</b> Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Nitrógeno amoniacal (NH <sub>3</sub> -N). ....	<b>104</b>
<b>Anexo 13.</b> Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Demanda Química de Oxígeno .....	<b>105</b>
<b>Anexo 14.</b> Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Cromo hexavalente (Cr <sup>+6</sup> ). ....	<b>107</b>
<b>Anexo 15.</b> Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Demanda Biológica de Oxígeno.....	<b>108</b>

<b>Anexo 16.</b> Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ).....	<b>110</b>
<b>Anexo 17.</b> Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Tensioactivos aniónicos.....	<b>111</b>

## RESUMEN EJECUTIVO

Las aguas residuales de curtiembres, con su compleja mezcla de compuestos orgánicos, sales y metales pesados, constituyen una amenaza ambiental seria al ser liberadas sin tratamiento adecuado, afectando negativamente la calidad del agua y la vida acuática.

Este proyecto se centra en la evaluación de un tratamiento combinado de electrocoagulación y fitorremediación con *Eichhornia crassipes* en las aguas residuales de una curtiembre en Tungurahua. La metodología empleada implicó la caracterización inicial de parámetros fisicoquímicos con Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater mediante el equipo HANNA. El tratamiento se dividió en dos fases: electrocoagulación como pre-tratamiento y fitorremediación con diferentes masas de *E. crassipes* (138, 217 y 520) gramos. Durante dos meses, se realizó un seguimiento detallado de la descontaminación, evaluando los parámetros según la normativa del TULSMA.

Los resultados preliminares revelaron que la electrocoagulación logró reducciones significativas del 60 al 80 por ciento en varios contaminantes. La fitorremediación, especialmente con *E. crassipes* M3, demostró ser altamente efectiva en la absorción y acumulación de metales pesados, alcanzando remociones notables del 90 al 100 por ciento. Este enfoque combinado emerge como una solución prometedora para el tratamiento de aguas residuales de curtiembres, destacando la importancia de la integración de tecnologías para abordar la complejidad de estos efluentes industriales. El proyecto no solo contribuye a la mitigación ambiental sino también a la implementación de estrategias sostenibles en la gestión de aguas residuales industriales.

**Palabras clave:** Electrocoagulación, fitorremediación, *E. crassipes*, contaminantes, aguas residuales, biotecnología ambiental, curtiembres, tratamiento de aguas.

## ABSTRACT

Tannery wastewater, with its complex mixture of organic compounds, salts and heavy metals, constitutes a serious environmental threat when released without adequate treatment, negatively affecting water quality and aquatic life.

This project focuses on the evaluation of a combined treatment of electrocoagulation and phytoremediation with *Eichhornia crassipes* in wastewater from a tannery in Tungurahua. The methodology used involved the initial characterization of physicochemical parameters with Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater using the HANNA equipment. The treatment was divided into two phases: electrocoagulation as pretreatment and phytoremediation with different masses of *E. crassipes* (138, 217 and 520) grams. For two months, a detailed monitoring of the decontamination was carried out, evaluating the parameters according to the TULSMA regulations.

Preliminary results revealed that electrocoagulation achieved significant reductions of 60 to 80 percent in several contaminants. Phytoremediation, especially with *E. crassipes* M3, proved to be highly effective in the absorption and accumulation of heavy metals, achieving notable removals of 90 to 100 percent. This combined approach emerges as a promising solution for tannery wastewater treatment, highlighting the importance of technology integration to address the complexity of these industrial effluents. The project not only contributes to environmental mitigation but also to the implementation of sustainable strategies in industrial wastewater management.

**Keywords:** Electrocoagulation, phytoremediation, *E. crassipes*, contaminants, wastewater, environmental biotechnology, tanneries, water treatment.

## CAPÍTULO I.- MARCO TEÓRICO

### 1.1. Antecedentes investigativos

#### 1.1.1. Industrias de cuero y su impacto ambiental

La industria de la curtiduría se enfoca en el procesamiento de pieles, especialmente las de ganado, para transformarlas en cuero, un material que se utiliza en la confección de calzado, tapicería, prendas de vestir y diversos productos **(Cooperación Alemana, 2022)**. La calidad de la piel está estrechamente relacionada con la crianza de los animales, ya sean ovinos o bovinos, su alimentación y las condiciones en las que se crían, lo que influye significativamente en el proceso de tratamiento de este material **(Anchatipán & Flores, 2023; Bhavya, Raji, Selvarani, Samrot, Mohamed, et al., 2019; Montoya et al., 2021)**.

En otras palabras, el bienestar de los animales involucrados en esta industria es un factor relevante, ya que afecta la intensidad del tratamiento que la piel requiere; si la piel está maltratada, se necesitarán más productos químicos y manipulación por parte de los trabajadores **(Arellano et al., 2022)**. Esta industria es altamente exigente a nivel global y está estrechamente vinculada con la industria de la moda **(McCann, 2019)**. Además, estas industrias presentan un grave riesgo tanto para el medio ambiente como para la salud de quienes trabajan en ella **(Ministerio del Ambiente, 2018)**.

El principal problema ambiental radica en la liberación de residuos sólidos y líquidos que contienen sustancias químicas como el cromo VI y otros productos tóxicos. Esta situación es especialmente común en países con estándares medioambientales débiles tales como China, Brasil, India y Bangladesh **(Bhavya, Raji, Selvarani, Samrot, & Mohamed, 2019)**.

El proceso del cuero da como resultado entre 20 y 80 m<sup>3</sup> de aguas residuales con concentraciones de cromo de alrededor de 250 mg/L. Esto sin mencionar los desechos generados en la fase de preparación y los pesticidas que a menudo se desechan (**Agustini et al., 2020**). Aproximadamente el 70% de la piel que no ha sido tratada se desecha como residuo sólido, lo que incluye cabello, grasa, carne y tendones, que se eliminan directamente como desperdicio (**Rodríguez & Valerdi, 2021**).

### **1.1.2. Producción de cuero en la provincia de Tungurahua**

En la provincia de Tungurahua alberga varias industrias de cuero que procesan pieles de ganado y otros animales. Estas curtiembres desempeñan un papel fundamental en la transformación de las pieles crudas en cuero listo para su uso en productos finales tales como carteras, zapatos, cinturones y productos de tapicería (**INEC, 2021**). Algunas empresas locales han buscado oportunidades para exportar productos de cuero de alta calidad a mercados internacionales, donde implica cumplir con estándares de calidad y sostenibilidad que sean competitivos en el ámbito global.

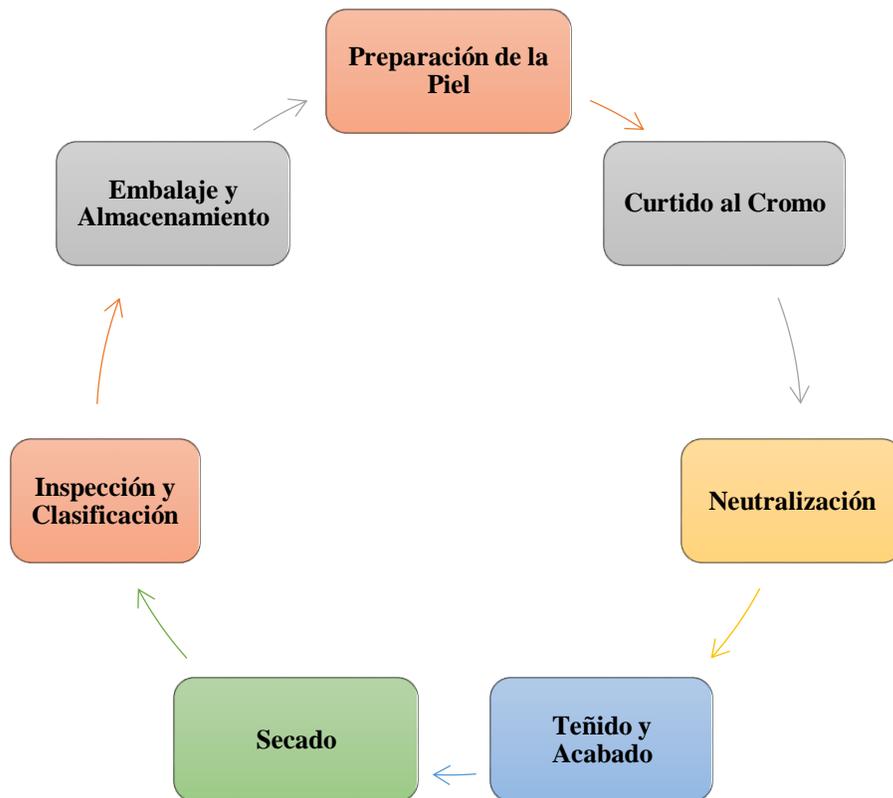
La producción de cuero en Tungurahua proporciona empleo a muchas personas, desde trabajadores en las curtiembres hasta artesanos que confeccionan productos de cuero. Esto contribuye al desarrollo económico de la provincia (**INEC, 2021**). Es claro que las curtiembres de la provincia de Tungurahua han sido motivo de preocupación por el impacto ambiental de sus aguas residuales, debido a que han dosificado químicos en cantidades excesivas durante la producción de cuero y no han desechado dichas aguas con un previo tratamiento (**Silva & Salinas, 2022**).

### 1.1.3. Proceso de curtido

El proceso de curtido es una etapa fundamental en la transformación de la piel de un animal en cuero, haciéndolo duradero y resistente. Existen varios métodos de curtido, siendo el más común el curtido al cromo, pero también se utiliza el curtido al vegetal (Carril et al., 2023; García et al., 2022; V. Muñoz et al., 2020).

**Figura 1.**

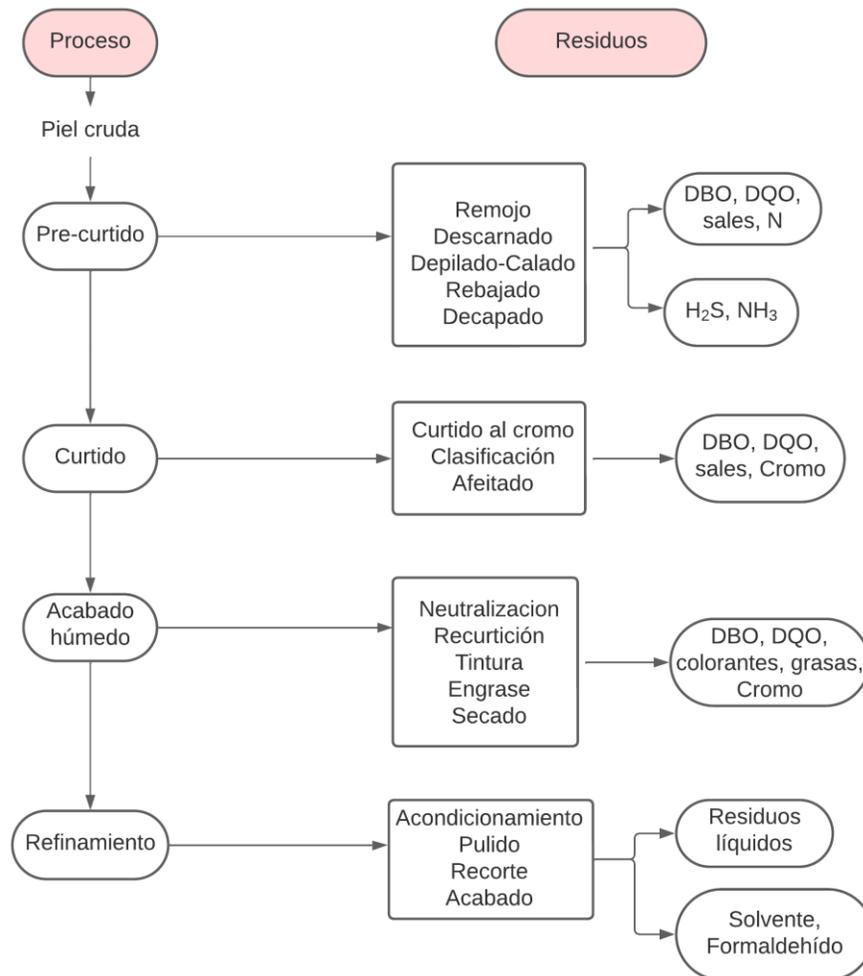
*Los pasos típicos del proceso de curtido*



El curtido es un proceso importante para hacer que la piel sea duradera, resistente al agua y apta para una amplia variedad de aplicaciones, desde la fabricación de calzado hasta la confección de prendas de vestir y accesorios de cuero, además, los efluentes generados durante este proceso se pueden contaminar las aguas superficiales y subterráneas, lo que afecta la calidad del agua y los ecosistemas acuáticos (Muñoz et al., 2020).

**Figura 2.**

*Proceso de curtido y eliminación de residuos en la producción del cuero*



**Fuente:** *Elaboración propia*

#### **1.1.4. Tipos de aguas residuales**

Las aguas residuales se producen cuando la influencia humana modifica las características originales del agua utilizado en una actividad, al mismo tiempo que altera las propiedades de la fuente de donde proviene el agua y afecta la vida acuática en el cauce, lo que impide que el agua sea segura para el consumo humano sin un tratamiento adecuado. Las aguas residuales pueden clasificarse en varios tipos según su origen y composición (**Omor et al., 2021**).

##### **1.1.4.1. Aguas residuales domésticas**

Producidas en hogares y áreas urbanas, estas aguas residuales contienen desechos de baños, cocinas, lavadoras y otros aparatos domésticos. Por lo general, son biodegradables, pero pueden contener contaminantes químicos y biológicos (**Vargas et al., 2020**).

##### **1.1.4.2. Aguas residuales agrícolas**

Producidas por actividades industriales, estas aguas residuales pueden variar ampliamente en su composición. Pueden contener productos químicos tóxicos, metales pesados y otras sustancias peligrosas, además de materia orgánica (**Font et al., 2022**).

#### **1.1.5. Contaminantes presentes en aguas residuales de las curtiembres y su toxicidad**

Las aguas residuales de las curtiembres pueden contener una variedad de contaminantes, algunos de los cuales son tóxicos para la vida acuática y representan un riesgo para el medio ambiente y la salud pública (**Pabón et al., 2020**).

#### **1.1.5.1. Cromo hexavalente**

El cromo hexavalente es un contaminante común en las aguas residuales de las curtiembres, ya que se utiliza en el proceso de curtido del cuero. Es altamente tóxico y puede causar daños en el sistema respiratorio, dermatitis y problemas gastrointestinales. Además, es un carcinógeno conocido (Silva & Salinas, 2022).

#### **1.1.5.2. Sólidos suspendidos totales**

Las partículas suspendidas en el agua residual pueden incluir fragmentos de cuero y productos químicos. Estos sólidos pueden contribuir a la turbidez del agua y a la obstrucción de los sistemas de alcantarillado, además de proporcionar un entorno adecuado para la proliferación de microorganismos patógenos (García et al., 2022).

#### **1.1.5.3. Sólidos totales**

Los sólidos totales en aguas residuales de curtido pueden incluir partículas de cuero, productos químicos utilizados en el proceso de curtido, sustancias orgánicas, metales pesados como el cromo, sedimentos y otros contaminantes. La toxicidad depende en gran medida de la naturaleza de estos sólidos (García et al., 2022).

#### **1.1.5.4. Amoníaco**

El amoníaco es una sustancia química que puede estar presente en las aguas residuales de curtiembres debido a la utilización de productos químicos de curtido y procesos

relacionados. La toxicidad del amoníaco depende de su concentración y del pH del agua (Díaz & López, 2021; Omor et al., 2021).

#### **1.1.5.5. Sulfatos**

Los sulfatos en aguas de curtiembre por sí mismos no son altamente tóxicos para la vida acuática en concentraciones típicas. Sin embargo, su presencia puede influir en la calidad del agua y su aptitud para ciertas aplicaciones industriales. La gestión adecuada de las aguas residuales de las curtiembres, incluyendo el control de los sulfatos y otros contaminantes, es esencial para cumplir con las regulaciones ambientales y minimizar el impacto en el medio ambiente acuático (Bhardwaj et al., 2023).

#### **1.1.5.6. Demanda química de oxígeno (DQO) y Demanda biológica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>)**

La DQO es una herramienta importante para evaluar la carga total de contaminantes orgánicos presentes en las aguas residuales, incluyendo las aguas de curtiembre. Sin embargo, la DQO en sí misma no mide la toxicidad de los contaminantes, sino que proporciona una indicación cuantitativa de la cantidad de materia orgánica presente en el agua (Jácome et al., 2021).

La DBO<sub>5</sub> en las aguas de curtiembres es un parámetro importante que se utiliza para medir la cantidad de oxígeno disuelto necesario para que los microorganismos descompongan la materia orgánica presente en el agua. La DBO<sub>5</sub> es una medida de la carga de contaminantes orgánicos biodegradables en el agua y se utiliza comúnmente para evaluar la calidad del agua y la eficacia de los procesos de tratamiento de aguas residuales (Ayele et al., 2021).

### **1.1.5.7. pH**

El pH en las aguas de curtiembre es un parámetro crítico que debe ser controlado y regulado cuidadosamente en la industria de curtiembre. El pH es una medida de la acidez o alcalinidad del agua, y su importancia en la curtiembre radica en su influencia en los procesos de curtido y en la calidad del cuero producido **(Aguilar & Cubas, 2021)**.

### **1.1.5.8. Conductividad**

La conductividad en las aguas de curtiembre es un parámetro que mide la capacidad del agua para transportar corriente eléctrica y es una medida de la cantidad de iones disueltos presentes en el agua. Es un indicador importante para evaluar la calidad del agua en la industria de curtiembre y puede ofrecer información valiosa sobre la presencia de sales y otros componentes iónicos en el agua **(Cuesta et al., 2018)**.

La conductividad se mide en microsiemens por centímetro ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) o milisiemens por centímetro ( $\text{mS}/\text{cm}$ ). Se utiliza un medidor de conductividad para realizar estas mediciones. Cuanto mayor sea la concentración de iones disueltos en el agua, mayor será la conductividad eléctrica **(Cuesta et al., 2018)**.

### **1.1.6. Tipos de tratamientos para aguas residuales**

El tratamiento de aguas residuales implica varias etapas diseñadas para eliminar contaminantes y devolver agua tratada de manera segura al medio ambiente o para su reutilización. Las etapas de tratamiento pueden variar según la planta de tratamiento y la calidad del agua de entrada **(FCC, 2019)**.

#### **1.1.6.1. Pretratamiento**

En esta etapa, se eliminan los sólidos más grandes, como palos, piedras, trapos y otros objetos que puedan obstruir el sistema de tratamiento. Esto se hace mediante cribado y tamizado (FCC, 2019).

#### **1.1.6.2. Tratamiento primario**

Después del pretratamiento, en esta etapa, el agua residual se somete a procesos de sedimentación y flotación para eliminar sólidos suspendidos y materia orgánica gruesa. Se forma un lodo primario que se retira y puede someterse a un tratamiento adicional (FCC, 2019).

#### **1.1.6.3. Tratamiento secundario**

A este tratamiento también se le conoce como tratamiento biológico, esta etapa utiliza microorganismos (bacterias y otros organismos) para descomponer la materia orgánica disuelta y en suspensión. El proceso más común en esta etapa es el proceso de lodos activados (FCC, 2019).

#### **1.1.6.4. Tratamiento terciario**

Esta etapa se utiliza cuando es necesario eliminar contaminantes específicos que no se eliminaron en las etapas anteriores. Puede incluir procesos químicos y físicos adicionales, como la filtración, la adsorción de carbón activado, la desinfección y la eliminación de nutrientes (FCC, 2019).

### **1.1.7. Normativa ambiental para descarga de efluentes al sistema de alcantarillado**

La regulación de las descargas de efluentes en sistemas de alcantarillado es esencial para garantizar la protección del medio ambiente y la calidad del agua. En Ecuador, el marco normativo se encuentra definido en el Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA). La normativa busca preservar la calidad de los recursos hídricos, prevenir la contaminación y garantizar el uso sostenible del agua. Además, establece límites máximos permisibles para diversos parámetros, asegurando que las descargas no representan riesgos para la salud humana ni causan daños ambientales (TULSMA, 2015).

Según el Acuerdo ministerial N° 097-A, define los parámetros regulados como el pH, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), la demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos, nutrientes como nitrógeno y fósforo, metales pesados y compuestos tóxicos. La normativa establece límites específicos para cada uno, reflejando los estándares internacionales y las características locales. Por ende, no solo define los límites permitidos, sino que también establece procedimientos para el monitoreo regular de las descargas (TULSMA, 2015). Las autoridades ambientales tienen el deber de fiscalizar y sancionar el incumplimiento de las normas, promoviendo así la responsabilidad ambiental de las industrias y entidades que realizan descargas. Dentro de la normativa del TULSMA se encuentra la tabla 8 (**Anexo 1**), donde indica los límites permisibles de los diferentes contaminantes presentes en la descarga de los efluentes del agua al alcantarillado público.

### **1.1.8. Tratamientos alternativos para aguas residuales de curtiembre**

#### **1.1.8.1. Proceso de electrocoagulación**

La electrocoagulación es un proceso de tratamiento de aguas que se basa en principios electroquímicos y físicos para eliminar contaminantes y partículas suspendidas, sólidos

disueltos, metales pesados y otros contaminantes presentes en aguas residuales (**Armero, 2020**).

En las industrias de curtiembres, este proceso podría aplicarse para tratar las aguas residuales generadas durante las operaciones de curtido de pieles, con el objetivo de reducir la carga de contaminantes antes de su descarga o reutilización (**Rodríguez & Valerdi, 2021; Silva & Salinas, 2022**). La electrocoagulación implica la generación de coagulantes mediante la aplicación de corriente eléctrica a través de electrodos, lo que favorece la aglomeración de partículas y la formación de flóculos que pueden ser separados del agua (**Ortiz et al., 2021**).

La electrocoagulación ha demostrado ser altamente eficaz para eliminar una amplia variedad de contaminantes, tales como coloides, reducción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), y la eliminación de sales como el amonio, sulfatos y fosfatos, nitritos, tensioactivos, grasas, tintes, colorantes, aceites y emulsiones (**Hernández & Mejía, 2019**). Además, ha demostrado eficacia en la galvanoplastia de metales pesados como el zinc, plomo, níquel y cromo. Este enfoque puede ser parte de las estrategias de tratamiento de aguas residuales para cumplir con las regulaciones ambientales y reducir el impacto ambiental de las actividades de curtiembre (**Rubí et al., 2022**).

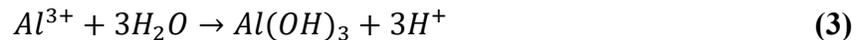
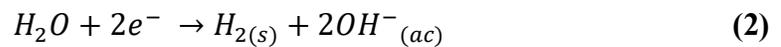
#### **1.1.8.1.1. Electrodos de aluminio**

El uso de electrodos de aluminio en el proceso de electrocoagulación para tratar agua de corte es una técnica común. En la electrocoagulación, los electrodos de aluminio son sumergidos en el agua residual y se aplica una corriente eléctrica a través de ellos (**Muñoz et al., 2022; Pastrana et al., 2023**). Durante el proceso, ocurren varias reacciones electroquímicas en la interfaz entre los electrodos y el agua, lo que conduce a la

coagulación, floculación y posterior eliminación de contaminantes presentes en el agua **(Velásquez & Zúñiga, 2023)**.

Además, el aluminio utilizado en los electrodos puede liberar iones de aluminio, que pueden actuar como coagulantes y ayudar en el proceso de eliminación de contaminantes **(Deghles, 2019; Muñoz et al., 2022)**. La elección de electrodos de aluminio en la electrocoagulación de aguas de corte dependerá de las características específicas de las aguas residuales y los contaminantes presentes, por lo tanto, es importante diseñar y operar el sistema de electrocoagulación de manera adecuada para lograr una eliminación eficiente de los contaminantes y cumplir con las regulaciones ambientales **(León & Aramburú, 2021)**.

Reacción de los electrodos de aluminio en la electrocoagulación es la siguiente:



En la primera ecuación sucede en el ánodo cuando se aplica corriente eléctrica y en la segunda ecuación en el cátodo. Los iones  $Al^{+3}$ , al reaccionar con los iones  $OH^{-}$ , generan diversas especies tanto monoméricas y otras poliméricas, entre las que se incluyen  $Al_6(OH)_{15}^{3+}$ ,  $Al_7(OH)_{17}^{4+}$ ,  $Al_8(OH)_{20}^{4+}$ ,  $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$ , y  $Al_{13}(OH)_{34}^{5}$  **(Gamero et al., 2020)**<sup>+</sup>. Estas especies participan en procesos de precipitación que resultan en la formación de  $Al(OH)_{3(s)}$ , tal como se ilustra en la reacción de ánodo **(Muñoz et al., 2022; Rubí et al., 2022)**. La sustancia resultante,  $Al(OH)_{3(s)}$ , exhibe una naturaleza amorfa con

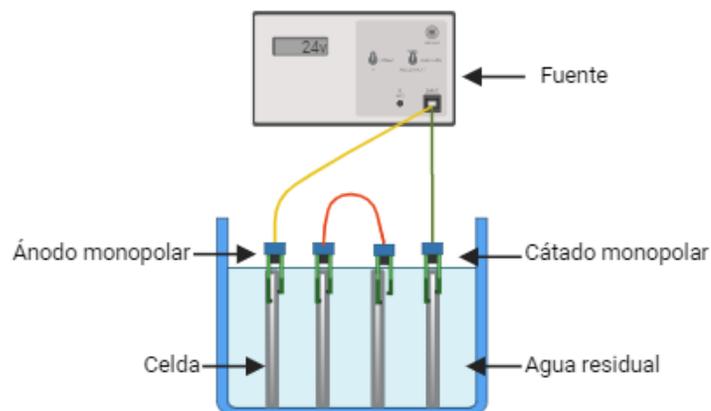
propiedades gelatinosas. Esta característica lo hace propicio para llevar a cabo 4 tipos de mecanismos fundamentales: captura de partículas de contaminantes, adsorción, generación de complejos mediante la reacción del coagulante con los grupos funcionales presentes en los contaminantes y la neutralización de cargas (Muñoz et al., 2022).

#### 1.1.8.1.2. Reactor de electrocoagulación en serie

En un sistema en serie, múltiples unidades de electrocoagulación están dispuestas secuencialmente. Cada unidad puede tener condiciones operativas específicas y abordar diferentes aspectos del tratamiento. Además, la configuración en serie permite un mayor tiempo de residencia y la posibilidad de ajustar las condiciones en cada etapa. Esto puede llevar a una eficiencia mejorada en la remoción de contaminantes. Por ende, cada reactor en serie puede optimizarse para ciertos parámetros, como la concentración de contaminantes específicos, mejorando así la capacidad del sistema para tratar una amplia gama de impurezas. En la figura 3, se muestra el reactor de electrocoagulación en serie (Rezgui et al., 2022).

**Figura 3.**

*Reactor de electrocoagulación en serie.*



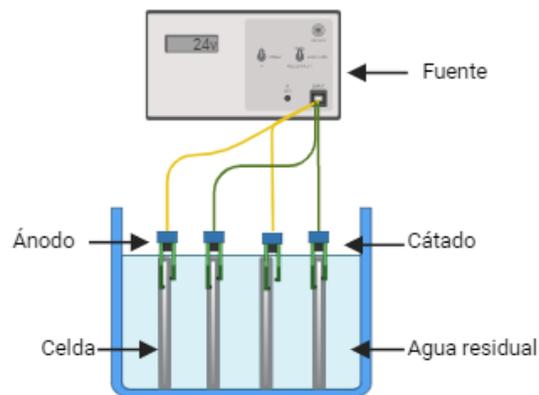
**Fuente:** *Elaboración propia.*

### 1.1.8.1.3. Reactor de electrocoagulación en paralelo

Es un sistema en paralelo, múltiples unidades de electrocoagulación operan simultáneamente, y el flujo de agua se distribuye entre ellas, por ende, funciona de manera independiente. Además, permite que el tratamiento sea para mayores volúmenes de agua al mismo tiempo, lo que resulta beneficioso para aplicaciones con grandes caudales de efluente. Por otra parte, este sistema garantiza la continuidad operativa. Si una unidad requiere mantenimiento, las demás pueden continuar funcionando (Villaseñor et al., 2022).

**Figura 4.**

*Proceso de los principales mecanismos de fitorremediación realizadas por las plantas para eliminar los contaminantes ambientales del suelo y aguas contaminadas.*



**Fuente:** *Elaboración propia.*

### 1.1.8.1.4. Ventajas del proceso de electrocoagulación

Este proceso es efectivo en la eliminación de una amplia gama de contaminantes, incluyendo sólidos suspendidos, metales pesados, compuestos orgánicos y otros

contaminantes comunes en las aguas de curtiembre (**Rezgui et al., 2022**). A menudo, se requiere menos uso de productos químicos en comparación con otros métodos de tratamiento, lo que puede reducir los costos operativos y minimizar la generación de subproductos químicos (**Alfonso & Gómez, 2019; León & Aramburú, 2021**).

Además, tiende a generar menos lodos, lo que facilita la disposición de residuos y puede adaptarse y optimizarse para abordar contaminantes específicos presentes en aguas de curtiembre. Por ende, es adecuado para operación continua, lo que es esencial para el tratamiento de flujos de aguas residuales de curtiembre que son constantes (**Villaseñor et al., 2022**).

#### **1.1.8.1.5. Desventajas del proceso de electrocoagulación**

- La electrocoagulación requiere una fuente de energía eléctrica para funcionar, lo que puede aumentar los costos de operación.
- Los electrodos utilizados en el proceso pueden deteriorarse con el tiempo y requerir mantenimiento o reemplazo periódico.
- El pH del agua residual debe ser monitoreado y ajustado, lo que puede ser complicado y requerir productos químicos.
- El diseño adecuado del sistema y el dimensionamiento de los electrodos son cruciales para la eficacia del proceso, lo que puede requerir experiencia técnica.
- Aunque la generación de subproductos químicos es generalmente menor que en otros métodos, aún puede producirse en ciertas condiciones (**Villaseñor et al., 2022**).

### **1.1.9. Fitorremediación**

La fitorremediación es una técnica ambiental que utiliza plantas para remediar o eliminar la contaminación del agua. Esta técnica se basa en la capacidad de las plantas de absorción y acumulación de metales pesados, sustancias químicas orgánicas y otros contaminantes (Yan et al., 2020). Las plantas utilizadas en la fitorremediación deben ser seleccionadas cuidadosamente basándose en su capacidad para absorber y eliminar contaminantes (UMA, 2023).

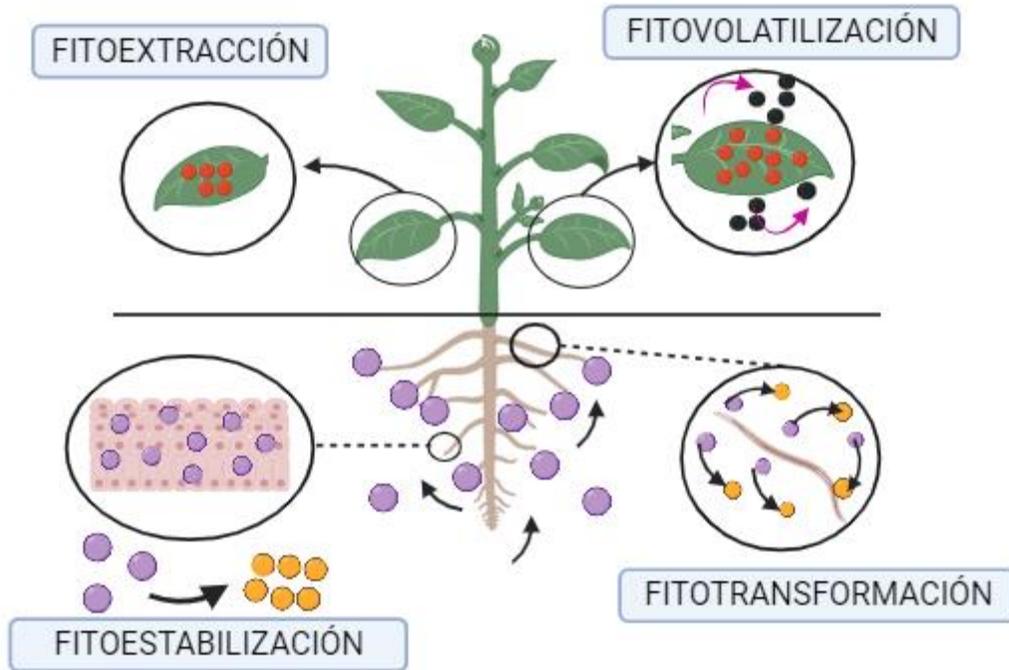
#### **1.1.9.1. Mecanismos de fitorremediación**

A las plantas que ayudan en la fitorremediación se les conoce como “hígados verdes”, debido a su capacidad para degradar los contaminantes. El objetivo de la fitorremediación es lograr su mineralización en moléculas como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NO}_3$  y  $\text{NH}_4$ . Este proceso puede llevarse a cabo mediante su transporte a diferentes tejidos de la planta, donde pueden experimentar volatilización, degradación completa o parcial, o transformación en metabolitos menos fitotóxicos, pudiendo permanecer en la planta (Velásquez & Cobeña, 2022).

En la **Figura 5** se describe las principales características de los mecanismos de fitorremediación, en el cual, se observa cómo actúa este proceso en las vías de las plantas, donde absorben los contaminantes desde su raíz hasta sus hojas y tallos, además, pueden ayudar a la recuperación de suelos, sedimentos y aguas contaminadas, por ende, darán lugar a la eliminación de dichos contaminantes.

**Figura 5.**

*Proceso de los principales mecanismos de fitorremediación realizadas por las plantas para eliminar los contaminantes ambientales del suelo y aguas contaminadas.*



**Fuente:** *Elaboracion propia.*

#### **1.1.9.1.1. Fitoextracción**

La fitoextracción se presenta como una estrategia innovadora y sostenible para abordar la contaminación de suelos por metales pesados. Este método capitaliza la capacidad natural de ciertas plantas, denominadas hiper acumuladoras, para extraer selectivamente metales pesados del suelo a través de sus raíces (Huaranga et al., 2021). Al absorber estos contaminantes, las plantas los transportan hacia sus partes aéreas, principalmente hojas y tallos, donde se acumulan en concentraciones significativas (Gonzaga et al., 2019). La clave de la fitoextracción radica en la selección cuidadosa de plantas adaptadas a las condiciones específicas del suelo y capaces de acumular el metal objetivo. Una vez que la

biomasa vegetal ha alcanzado niveles adecuados de acumulación, se procede a la cosecha, removiendo así los metales del entorno contaminados.

#### **1.1.9.1.2. Fitoestabilización**

La fitoestabilización se presenta como una estrategia efectiva de fitorremediación, especialmente en el contexto de contaminantes inorgánicos, como metales pesados. Este proceso implica la utilización de ciertas plantas capaces de absorber estos contaminantes del suelo y acumularlos principalmente en sus raíces, sin traslocarlos significativamente hacia las partes aéreas (**Reyna et al., 2022**). La acumulación de estos contaminantes en las raíces ayuda a prevenir su lixiviación hacia las capas más profundas del suelo o su entrada en cuerpos de agua subterránea, evitando así la propagación y la contaminación ambiental adicional (**Sharma et al., 2023**). Además, la fitoestabilización contribuye a reducir la solubilidad de los metales pesados en el suelo, disminuyendo su movilidad y biodisponibilidad, por lo tanto, es esencial para la restauración de suelos contaminados, ya que limita la toxicidad de los contaminantes y minimiza los riesgos asociados a su dispersión (**Pedraza, 2021**).

#### **1.1.9.1.3. Fitodegradación**

La fitodegradación es una modalidad destacada de fitorremediación que se centra en la capacidad de las plantas para degradar contaminantes orgánicos presentes en el suelo (**Bian et al., 2023**). Este proceso implica la absorción de compuestos orgánicos por las raíces de las plantas, seguido por la transformación y procesamiento de estos contaminantes a través de los procesos metabólicos internos de la planta (**Gonzaga et al., 2019; Sharma et al., 2023**). Las enzimas y microorganismos asociados en la rizósfera también desempeñan un papel crucial en la revisión de los contaminantes. Durante la fitodegradación, los contaminantes orgánicos pueden ser convertidos en productos más

simples, como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y agua, contribuyendo así a la eliminación o reducción de la carga contaminante en el suelo (Ferniza et al., 2017; Haro et al., 2020).

#### **1.1.9.1.4. Rizofiltración**

La rizofiltración es una estrategia de fitorremediación que se centra en la capacidad de las raíces de las plantas para absorber y acumular contaminantes presentes en el agua del suelo (Mendarte et al., 2021). Este proceso implica la filtración y retención de contaminantes, tales como metales pesados o sustancias químicas, a medida que el agua pasa a través de las raíces de las plantas. Las raíces actúan como un filtro natural, capturando los contaminantes y evitando su propagación a otras partes de la planta. Una vez retenidos, los contaminantes pueden ser acumulados en los tejidos de las raíces o transformados en formas menos tóxicas (Pedraza, 2021). Como por ejemplo son las plantas acuáticas entre ellas está la lenteja de agua y el jacinto de agua son utilizadas en la rizofiltración para purificar aguas contaminadas (Buta et al., 2023; Rodríguez et al., 2022).

#### **1.1.9.2. Fitorremediación con *E. crassipes* como tratamiento complementario a la electrocoagulación**

*E. crassipes* también conocida como lirio acuático o jacinto de agua, es ampliamente utilizada en la fitorremediación de aguas contaminadas (Gonzaga et al., 2019). Esta planta acuática flotante es nativa de América del Sur, pero se encuentra en aguas tropicales y subtropicales en todo el mundo. Se ha demostrado que *E. crassipes* tiene una notable capacidad para absorber metales pesados como cobre, hierro, níquel, plomo y zinc, además de otros contaminantes orgánicos e inorgánicos (Carreño & Rodríguez, 2019). Esta absorción de contaminantes se lleva a cabo a través de mecanismos como la bioacumulación y la fitodegradación (Medina et al., 2019).

La fitodegradación implica que las plantas tienen la capacidad de degradar contaminantes en compuestos menos tóxicos (**Pawlik et al., 2020**). En la fitorremediación con *E. crassipes*, las plantas se cultivan en estanques con aguas contaminadas (**Alfaro et al., 2019**). Durante su ciclo de vida, las plantas absorben gradualmente los contaminantes. Cuando acumulan una cantidad significativa de contaminantes, se sustituyen por nuevas plantas (**Buta et al., 2023**).

### **1.1.9.3. *Eichhornia crassipes***

*E. crassipes*, comúnmente conocida como jacinto de agua o lirio acuático, es una planta acuática flotante originaria de América del Sur. Pertenece a la familia Pontederiaceae, es conocida por su rápido crecimiento y capacidad para formar densas colonias en la superficie de cuerpos de agua, como ríos, lagos y estanques (**Alfaro et al., 2019**).

Las características distintivas de *E. crassipes* incluyen hojas grandes y redondeadas que forman una roseta flotante sobre el agua (**Figura 6**). A pesar de su apariencia decorativa, el jacinto de agua a menudo se considera una especie invasora debido a su capacidad para proliferar rápidamente y cubrir grandes extensiones de agua, lo que puede tener impactos negativos en los ecosistemas acuáticos al bloquear la luz solar y agotar los niveles de oxígeno (**Medina et al., 2019; Mera & Lino, 2023**). A pesar de ello, en ciertos contextos, se ha explorado su uso en procesos de fitorremediación para absorber contaminantes del agua (**Buta et al., 2023**).

**Figura 6.**

*Lirio acuático (Eichhornia crassipes).*



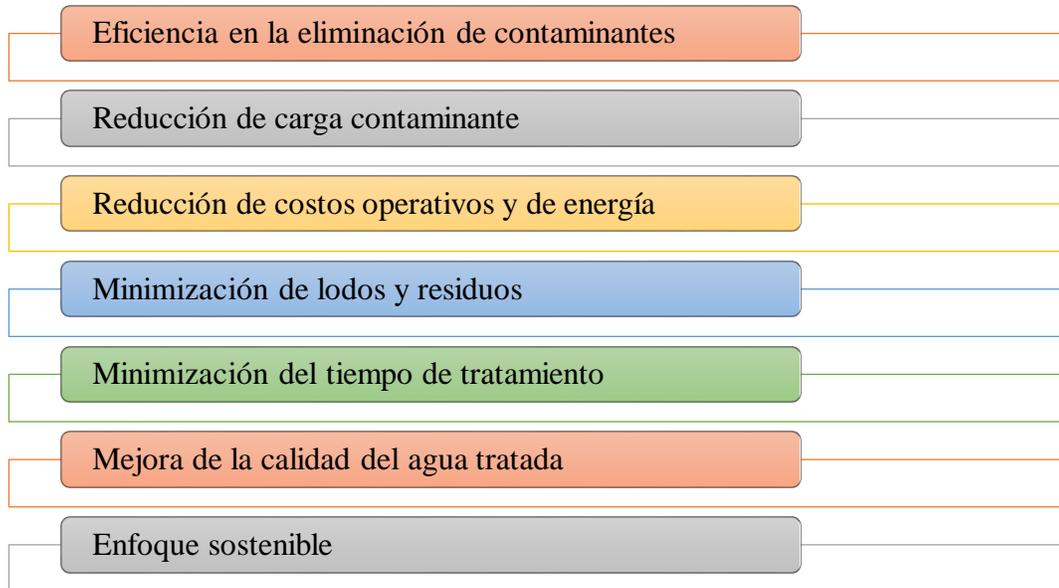
**Fuente:** *Elaboración propia.*

#### **1.1.9.4. Ventajas del proceso combinado entre electrocoagulación y fitorremediación para la descontaminación de aguas residuales de curtiembre**

La combinación de la electrocoagulación y la fitorremediación para la descontaminación de aguas residuales de curtiembre puede ofrecer diversas ventajas, ya que ambos procesos se complementan de manera efectiva en la eliminación de contaminantes (**Ferniza et al., 2017**).

**Figura 7.**

*Ventajas del tratamiento combinado entre electrocoagulación y fitorremediación.*



**Fuente:** *Elaboración propia.*

## **1.2.Objetivos**

### **1.2.1. Objetivo general**

Evaluar el tratamiento de electrocoagulación seguido del proceso de fitorremediación de *Eichhornia crassipes* en aguas residuales de curtiembre de la provincia de Tungurahua.

### **1.2.2. Objetivos específicos**

- Efectuar ensayos de aclimatación de la *E. crassipes* utilizada en los efluentes de las aguas residuales de curtiembre.
- Estandarizar las condiciones para el proceso de electrocoagulación previo al tratamiento de fitorremediación con *E. crassipes*.
- Analizar el efecto del tiempo de residencia y la masa de la *E. crassipes* durante la fase de fitorremediación de las aguas residuales sobre los parámetros de Demanda

Química de Oxígeno (DQO), Sulfatos, Sólidos Totales (ST), color, y Cromo VI del agua previamente tratada con electrocoagulación.

### **1.3.Hipótesis**

#### **1.3.1. Hipótesis nula**

El tratamiento combinado no tiene la capacidad de disminuir los contaminantes de las aguas de curtiembre tanto DQO y DBO.

#### **1.3.2. Hipótesis alternativa**

El tratamiento combinado tiene la capacidad de disminuir los contaminantes de las aguas de curtiembre tanto DQO y DBO.

## CAPÍTULO II.- METODOLOGÍA

### 2.1. Materiales, equipos y reactivos

#### 2.1.1. Materiales

A continuación, se detalla los materiales (**Tabla 1**), reactivos (**Tabla 2**) y equipos (**Tabla 3**) de los laboratorios de investigación de la Unidad Operativa de la Dirección de Investigación y Desarrollo (UODIDE) de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato, empleados en el trabajo de titulación.

**Tabla 1.**

*Material fungible empleado en el trabajo de titulación*

<b>Materiales fungibles</b>	<b>Cantidad</b>
Probeta de plástico 50 mL	1
Probeta de plástico 100 mL	1
Vaso de precipitación 100mL	1
Frascos Ámbar 1000 mL	6
Micropipeta 0-1 mL	1
Papel filtro fibra de vidrio	10
Papel aluminio	1
Gradillas	1
Crisoles 30 mL	4
Tubos de ensayo 8mL	6
Balón de aforo 1000 mL	1
Espátula	1
Piceta	1

Embudo de plástico	1
Botellas ámbar de OxiTop	1

---

### 2.1.2. Reactivos

**Tabla 2.**

*Reactivos empleados en el trabajo de titulación*

<b>Reactivos</b>	<b>Cantidad</b>
Tabletas de hidróxido de sodio	2 tabletas
Solución inhibidora de nitrificación	0,2 mL
DQO rango alto (vial 16 mm) HI93754C-25	25 viales
DQO rango medio (vial 16 mm) HI93754B-25	25 viales
Cromo VI rango alto HI93723-0	100 sobres
Sulfato HI93751-0	100 sobres
Tensioactivos aniónicos A HI 95769A-0	8 mL
Tensioactivos aniónicos B HI 95769B-0	4 mL
Cloroformo	400 mL
Amoniacó rango alto A HI93733A-0	4mL
Amoniacó rango alto B HI93733B-0	200 mL
Nitrato HI 93728-0	100sobres

---

### 2.1.3. Equipos

**Tabla 3.**

*Equipos empleados en el trabajo de titulación*

<b>Equipos</b>	<b>Cantidad</b>
Fotómetro multiparamétrico con DQO HI83399 HANNA	1
Bomba de vacío	1
Equipo filtrado HS120044	1
COD reactor HI839800	1
Horno Binder 8752603 (V02E9U)	1
Balanza analítica 4413162	1
Turbidímetro Lovibond 2 4112195/N14M1U	1
Bandeja agitadora de OxiTop	1
pH/mV/Conductivity AB200 3215258/N14M1U	1
Espectrofotómetro DR3900	1

## 2.2. Métodos

### 2.2.1. Preparación de muestras de agua

Se tomó las muestras de agua residual de la curtiembre con coordenadas 1°16'60.0"S 78°37'56.1"W. Dicha fue etiquetada correctamente y se mantuvo en condiciones adecuadas (**Andrade, 2019**).

### 2.2.2. Recolección de las plantas fitorremediadoras

Se seleccionó las plantas de *E. crassipes* que se encuentren adecuadas para los diferentes ensayos de aclimatación con capacidad para remediar los contaminantes presentes en los efluentes (**Quishpe et al., 2021**).

### **2.2.3. Ensayos de aclimatación de la planta**

Las plantas recolectadas fueron sometidas a un proceso de aclimatación durante 4 días antes del tratamiento de fitorremediación, para monitorear la supervivencia de las plantas **(Durán & Lino, 2023)**.

### **2.2.4. Monitoreo continuo**

Se realizó un seguimiento constante de las plantas y del agua en el que se encontraban. Esto implica que se observó el crecimiento de las plantas tanto de sus raíces, hojas y tallo con la ayuda de una regla, por ende, estas plantas sobrevivieron al agua residual de la curtiembre a pesar de tener un pH ácido **(Durán & Lino, 2023)**.

### **2.2.5. Recolección de las aguas residuales de la curtiembre**

Para este procedimiento se basó de la Norma NTE INEN 2176:98. Se recolectó muestras derivadas de los tambores de curtido de la curtiembre con coordenadas 1°16'60.0"S 78°37'56.1"W. Para la recolección de muestras se usó frascos de vidrio de color ámbar esterilizados, llenados por completo los envases para evitar que exista espacio entre la muestra y la tapa. Luego, se selló bien el envase para evitar pérdidas. Después se etiquetó con todos los datos necesario tanto las coordenadas, número de muestra y fecha **(INEN, 2008)**. Las muestras de agua fueron transportadas inmediatamente a los laboratorios de la universidad en un cooler que contenía hielos, estas muestras se encontraban a una temperatura de 4°C, debido a que la muestra debía mantenerse frías para la caracterización inicial **(INEN, 2008)**. También se recolectó más muestra de agua en 4 bidones grandes de 80 litros, donde se colocó en refrigeración antes del proceso de electrocoagulación.

### 2.2.6. Análisis de parámetros químicos del agua previo al proceso combinado de electrocoagulación y fitorremediación

Se utilizó el equipo fotómetro multiparamétrico HANNA HI 83399 para el análisis de los parámetros químicos excepto para el parámetro DBO<sub>5</sub>, este equipo es muy avanzado ya que cuenta con un diseño óptico innovador que incorpora un detector de referencia y un objetivo de enfoque, eliminando posibles errores derivados de variaciones en la fuente de luz y defectos en la cubeta de vidrio., en el cual, emite una señal de luz a través de la muestra y mide la cantidad de luz que pasa a través de ella, esta cantidad de luz absorbida o transmitida está relacionada con la concentración del parámetro en la muestra. La Tabla 4 presenta el método de cada parámetro, junto con sus rangos respectivos de medición y detección. Cada parámetro se fundamenta de un método

**Tabla 4.**

*Métodos de los parámetros químicos con sus rangos de medición y detección*

<b>Parámetros</b>	<b>Expresado como</b>	<b>Método</b>	<b>Rango de precisión</b>	<b>Rango de detección</b>
Nitrógeno amoniacal	NH <sub>3</sub> -N	Nessler	± 0.5 mg/L	0.0 a 100 mg/L
Tensioactivos aniónicos	SDBS	Anionic Surfactants as MBAS	± 0.04 mg/L	0.0 a 3.50 mg/L
Cromo (VI)	Cr <sup>6+</sup>	Difenilcarbohidrazida	± 0.5 mg/L	0.0 a 1000 µg/L

Sulfatos	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cloruro de bario	± 5 mg/L	0.0 a 150 mg/L
----------	-------------------------------	------------------	----------	-------------------

---

**Fuente: (HANNA instruments, 2021).**

### **2.2.6.1. Determinación de DBO<sub>5</sub>**

Para la determinación de DBO<sub>5</sub> se utilizó una copa de rebose o un cilindro graduado para medir el volumen de la muestra. El volumen se eligió en función de las medidas esperadas. A continuación, la botella de medición se enjuagó con la muestra y se vació por completo. La cantidad de oxígeno requerida para la saturación (homogeneización completa) se midió con precisión de la muestra de acuerdo con la información. Se insertó una barra de agitación magnética en la botella. Después se insertó una bolsa de goma en el cuello de la botella, luego se colocó 2 tabletas de hidróxido de sodio en la bolsa de goma con pinzas. (Nota: Las tabletas nunca deberán entrar en la muestra). Finalmente, el OxiTop® se enroscó directamente en el vial (deberá estar sellado). Para iniciar la medición: S y M se presionó simultáneamente durante 2 segundos hasta que la pantalla muestre que el matraz con OxiTop se almacenó a 20 °C durante 5 días (por ejemplo, en una incubadora). Durante estos 5 días, las muestras se agitaron continuamente. OxiTop guardó automáticamente el valor cada 24 horas durante 5 días. Para mostrar el valor actual, se presionó la tecla M y se mostró el valor medido actual: la tecla M se presionó hasta que muestra el valor medido (1 segundo) (WTW, 2018).

**Tabla 5.***Volumen de la muestra de DQO para la determinación de DBO<sub>5</sub>*

<b>Volumen de la muestra (mL)</b>	<b>Rango de medición (DQO)</b>	<b>Factor de multiplicación</b>
22,7	0-4000	100
43,5	0-2000	50
97	0-800	20
164	0-400	10
250	0-200	5
365	0-80	2
432	0-40	1

**Fuente: (WTW, 2018).**

#### **2.2.6.2. Determinación de DQO**

Para la determinación del DQO se utilizó el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: método 5220D con algunas modificaciones para analizar 250 muestras. Se preparó 1 litro de solución de fermentación en una botella color ámbar, se agregó 500 ml de agua destilada, 10,22 g de dicromato de potasio, 167 ml de ácido sulfúrico y llenar hasta 1000ml con agua destilada. Se secó con anterioridad en la estufa a 150°C por 2 horas. En otra botella color ámbar se preparó 9,936 g de nitrato de plata en 0,9 L de ácido sulfúrico y se dejó reposar de 1 a 2 días hasta que se disuelva por completo. Se preparó el estándar de ftalato de potasio, se pesó 850 mg de ftalato de potasio, se trituró ligeramente y se secó en un horno a 110°C durante la noche, luego diluir con 1.000 ml de agua destilada. Las curvas de calibración se prepararon utilizando

soluciones estándar de ftalato de potasio con concentraciones que van desde 0, 20, 50, 100, 250, 300, 500, 750, 900 y 1.000 mg O<sub>2</sub>/L. Para el análisis, se agregó 2,5 mL de muestra, 1,5 mL de solución de fermentación, 3,5 mL de ácido sulfúrico al recipiente de fermentación para obtener un volumen total de 7,5 mL y se determinó el blanco. Luego, las muestras y los blancos se colocaron en un horno a 150 °C durante 2h para digerir las muestras, después, se sometió a mediciones espectrofotométricas a una longitud de onda de 610 nm (STM, 1999).

#### **2.2.6.3. Determinación de nitratos**

Para la determinación de nitratos se utilizó un fotómetro multiparamétrico Hanna HI 83399 adaptado del método de reducción de cadmio y DQO para medir los nitratos. Primero se seleccionó el método de nitrato en el fotómetro, se llenó la cubeta con 10 ml de muestra (hasta la línea de marca) y se cubrió, luego se colocó la cubeta en la gradilla y se cubrió. Se presionó la tecla cero, y cuando finalizó la medición, la pantalla mostró "-0.0-", y la medición se pudo tomar en este momento. Para comenzar la prueba, se agregó 1 sobre de reactivo HI 93728-0 a la cubeta, se agitó vigorosamente de arriba a abajo durante 10 segundos y se invirtió suavemente la cubeta durante 50 segundos, teniendo cuidado de no crear burbujas de aire, se volvió a colocar la cubeta en el dispositivo y se cerró la tapa. Finalmente, se presionó el temporizador y la pantalla dio una cuenta regresiva antes de tomar la medición, o se debió esperar 4 minutos y 30 segundos y se presionó el botón Leer. Cuando el temporizador expire, el medidor leyó la lectura. El instrumento mostró el resultado en mg/L de nitrato-nitrógeno nítrico (NO<sub>3</sub>-N). Para convertir el resultado a mg/l de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), presione la tecla *ChemFm* (HANNA instruments, 2021).

#### **2.2.6.4. Determinación de nitrógeno amoniacal**

Para la determinación de nitrógeno amoniacal se aplicó el método Adaptado de ASTM

del Manual of Water and Environmental Technology: D1426 Método Nessler, donde se usó el equipo HI 83399 Fotómetro multiparamétrico (HANNA), se seleccionó el método amoníaco HR, luego se añadió a la cubeta 1 mL de muestra no reaccionada con una jeringa de 1 mL, se utilizó lapipeta para llenar la cubeta con 10 mL (hasta la marca) de reactivo amoníaco B, alto rango HI, se colocó de nuevo la tapa y se mezcló la solución. Se colocó la cubeta en el soporte y se cerró la tapa. Después, se presionó la tecla zero. Al final de la medición del cero la pantalla mostró el indicador “-0.0-”. el medidor estuvo listo para la medición. Se retiró la cubeta, luego se añadió 4 gotas del reactivo amoníaco A, rango alto HI 93733SA-0, se colocó de nuevo la tapa y se movió en círculos la solución. Se ubicó de nuevo la cubeta en el instrumento y se cerró la tapa. Se presionó el temporizador (timer) y en la pantalla mostró la cuenta regresiva antes de la medición o espere 3 minutos y 30 segundos, y luego se presionó leer (READ). Cuando finalice el temporizador, el medidor realizó la lectura. El instrumento indicó los resultados en mg/L de nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) (**HANNA instruments, 2021**).

#### **2.2.6.5. Determinación de sulfatos**

Para la determinación del sulfato se utilizó el equipo HI 83399 fotómetro multiparamétrico (HANNA), donde se seleccionó el método sulfato, después se llenó la cubeta con 10 mL de muestra no reaccionada (hasta la marca) y se colocó la tapa de nuevo. Se insertó la cubeta en el soporte y se cerró la tapa. Luego, se presionó la tecla Zero. Al final de la medición del cero la pantalla indicó “-0.0-”. El medidor estuvo listo para la medición. Se retiró la cubeta, después, se agregó 1 paquete de reactivo sulfato, HI 93751-0. Se colocó de nuevo la tapa y se invirtió suavemente por 1 minuto (alrededor de 30 inversiones). Se colocó de nuevo la cubeta en el instrumento y se cerró la tapa. Después se presionó el temporizador (TIMER) y en la pantalla se mostró la cuenta regresiva antes de la medición, o espere 5 minutos y luego se presionó leer (READ). Cuando finalice el temporizador, el medidor se realizó la lectura. El instrumento indicó los resultados en mg/L de sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) (**HANNA instruments, 2021**).

#### **2.2.6.6. Determinación de Cromo hexavalente**

Para realizar la medición de cromo hexavalente se utilizó el equipo HI 83399 fotómetro multiparamétrico (HANNA), donde se seleccionó el método Cromo (VI) HR, se llenó la cubeta con 10 mL de muestra no reaccionada (hasta la marca) y se volvió a colocar la tapa. Se colocó la cubeta en el soporte y se cerró la tapa. Luego, se presionó la tecla Zero. Al final de la medición del cero la pantalla indicó “-0.0-”. el medidor estuvo listo para la medición. Se retiró de la cubeta, se agregó 1 paquete de reactivo cromo (VI), rango alto HI 93723-0. Se colocó de nuevo la tapa y se agitó vigorosamente por 10 segundos. Se colocó de nuevo la cubeta en el instrumento y se cerró la tapa. Después se presionó el temporizador (TIMER) y en la pantalla se mostró la cuenta regresiva antes de la medición o espere 6 minutos y luego se debió presionar leer (READ). Cuando finalizó el temporizador, el medidor realizó la lectura. El instrumento mostró la concentración en  $\mu\text{g/L}$  de cromo ( $\text{Cr}^{6+}$ ) (HANNA instruments, 2021).

#### **2.2.6.7. Determinación de tensioactivos aniónicos**

Para realizar la medición de tensioactivos aniónicos se utilizó el equipo HI 83399 fotómetro multiparamétrico (HANNA), donde se seleccionó el método tensioactivo aniónicos, se llenó el vaso de precipitado graduado con 25 mL de muestras. Se agregó 2 gotas de reactivo tensioactivo aniónico A HI 95769B-0 y 2 gotas de reactivo tensioactivo aniónico B HI 95769B-0, luego se cerró el vial con su tapa e inviertalo para mezclar, la solución se puso azul, después, se agregó 10 mL de cloroformo, se invirtió el vial 2 veces y se removió la tapa para liberar cualquier presión que se haya acumulado. Se cerró el vial de vidrio con su tapa y se agitó vigorosamente durante 30 segundos. Después, se presionó el temporizador (TIMER) y en la pantalla se mostró la cuenta regresiva o espere 2 minutos. Durante este periodo, la capa de cloroformo se separó de la capa acuosa, el color de la primera se volvió azul, mientras que la capa acuosa se

desvaneció ligeramente. Se retiró la tapa y se removió la capa acuosa superior con la pipeta de plástico larga, no quite la capa de cloroformo que se encuentra en el fondo. Después se agregó al vial 15 mL de agua desionizada (hasta la marca de 25mL), se agregó 2 gotas del reactivo aniónico A HI 95769A-0, se invirtió el vial 2 veces y se removió la tapa para liberar cualquier presión que se haya acumulado. Se debió cerrar el vial de vidrio con su tapa y se agitó vigorosamente durante 30 segundos. Se presionó continuar y la pantalla mostró la cuenta regresiva o espere 2 minutos. Durante este tiempo, la capa de cloroformo se separó de la capa acuosa. Se retirará la tapa y se introdujo una pipeta de plástico limpia debajo de la capa acuosa superior para trasladar la capa de cloroformo inferior a una cubeta. Luego se colocó la tapa a la cubeta. Esta fue la muestra reaccionada (#2), se llenó otra cubeta con 10 mL de reactivo cloroformo (hasta la marca) y se colocó de nuevo la tapa. Este fue el blanco (#1), se colocó el blanco en la cubeta #1 en el soporte y se cerró la tapa. Luego, se presionó la tecla Zero, dependiendo de la fase de la medición, después de unos segundos la pantalla mostró el indicador “-0.0-” cuando el medidor haya realizado la medición cero. Este estuvo listo para la medición. Se debió retirar la cubeta y se colocó la muestra reaccionada #2 en el instrumento y se debió cerrar la tapa y luego se presionó leer (READ) para comenzar la lectura. El instrumento mostró los resultados en mg/L (**HANNA instruments, 2021**).

## **2.2.7. Análisis de parámetros físicos del agua previo al proceso de electrocoagulación y fitorremediación**

### **2.2.7.1. Determinación de turbidez**

Para la determinación de turbidez se utilizó el turbidímetro 2020we, procesado con el método nefelométrico 2130 B de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Se cargó la muestra y se presionó la configuración de Turbidez. Al final de la medición, apareció una ventana que muestra el resultado en NTU (unidades nefelométricas) (**STM, 1999**).

### **2.2.7.2. Determinación de color**

Para la determinación del color se aplicó el método 8025 HACH para la medición del color. Usando un espectrofotómetro DR3900, el método fue adaptado del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: método 2120C. Primero, se debió ensamblar el conjunto del filtro, se vertió 50 ml de agua desionizada a través del filtro, luego se llenó la celda de muestra con 25 ml de agua desionizada filtrada, se desechó el exceso e ingresó el valor real almacenado en el espectrofotómetro para el número de programa almacenado para el color verdadero en el espectrofotómetro, se debió girar el cuadrante de longitud de onda hasta que la pantalla pequeña muestre: 455nm, cuando la escala de longitud de onda esté colocada correctamente, la pantalla mostró: Muestra cero, luego: UNITS PtCo APHA. Para muestras, se vertió aprox. 50 ml de muestra a través del filtro, luego se llenó la segunda cámara de muestra (la muestra preparada) con 25 ml de muestra filtrada, se colocó la muestravacía en el soporte de la celda, se debió cerrar el protector de luz; luego se presionó: ZERO, la pantalla mostró: Reset, luego: 0 UNITS PtCo APHA, se colocó la muestra preparada en el soporte de la cámara, se debió cerrar la tapa y finalmente: se presionó READ, La pantalla mostró: LECTURA Y RESULTADOS Se muestra en unidades de platino cobalto (**HACH, 2000**).

### **2.2.7.3. Determinación de sólidos suspendidos totales (SST)**

Para la determinación de sólidos suspendidos totales, se utilizó el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater aplicando el método 2540 D con algunas modificaciones. Las pruebas se realizaron por duplicado secando primero los filtros de fibra de vidrio en un horno a 105 °C durante 1 hora, luego se colocó en un desecador para que alcancen la temperatura ambiente durante 30 minutos y luego se pesó los filtros vacíos para pesarlos. El volumen de muestra de 50 ml se debió agitar y filtrar, primero

se colocó el filtro en el embudo Biener con el lado grueso hacia arriba, se encendió la bomba de vacío, se vertió el agua con cuidado sobre el filtro y la muestra lentamente para evitar obstrucciones. Se filtró para asegurarse de que el agua llegue a la mitad del filtro y no llegue a los bordes. Luego, los filtros se colocaron en una estufa a 105 °C durante 24 h, luego se secó en un desecador durante 30 min y se pesó en una balanza analítica (STM, 1999).

### **Fórmula para el cálculo de los Sólidos Suspendidos Totales**

$$\text{Sólidos suspendidos totales, } \frac{mg}{ml} = \frac{(A-B)}{V} \quad (4)$$

La ecuación (4) se empleará para calcular los sólidos totales que existen en el agua residual.

**A**= peso final en conjunto del filtro + residuo seco en mg

**B**= peso del filtro en mg

**V**= volumen de muestra en mL

#### **2.2.7.4. Determinación de sólidos totales (ST)**

Para la determinación de sólidos totales se aplicó el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. El ensayo se hizo por cuadruplicado, con agua destilada como control, se colocó primero el crisol en una estufa a 105 °C y se secó durante 2 horas, luego se retiró el crisol y se colocó en un desecador durante 1 hora. El peso inicial de los crisoles se proporcionó continuamente, se pesó en la balanza analítica y se registró el peso. Luego se agitó la muestra y se tomó alícuotas de 25 mL y se colocó

en un crisol, el crisol se secó en una estufa a 105 °C por 24 horas, luego se enfrió el crisol en un desecador por 2 horas y finalmente se pesó el crisol en la balanza analítica. Posteriormente, se registró el peso de cada crisol (STM, 1999).

#### **Fórmula para el cálculo de los Sólidos Totales**

$$\text{Sólidos totales, } \frac{mg}{ml} = \frac{(A-B)}{V} \quad (5)$$

La ecuación (5) se empleará para calcular los sólidos totales que existen en el agua residual.

**A**= peso del crisol + residuo seco en mg

**B**= peso del crisol en mg

**V**= volumen de muestra en mL

#### **2.2.7.5. Determinación de pH**

Para realizar la medición de pH se aplicó el método de la norma ISO10523:2008, con la ayuda de un pH-metro AB200, en la cual, se debió conectar el equipo, se seleccionó el MODE pH; antes del análisis, se enjuagó los electrodos del pH con agua destilada, después se debió pulsar STD para introducir el modo de estandarización. Cuando el electrodo este limpio, se sumergió los electrodos en la muestra. El valor parpadeó cuando aparezca el indicador STABLE. Después de unos 30 segundos apareció el valor del pH en la pantalla del pH-metro (FISHER, 2018).

#### **2.2.7.6. Determinación de la conductividad**

Para realizar la medición de conductividad se usó el pH-metro AB200, en la cual, se debió conectar el equipo, se seleccionó el MODE de Conductividad; antes del análisis, se enjuagó los electrodos de la conductividad con agua destilada, después se debió pulsar STD para introducir el modo de estandarización. Cuando el electrodo este limpio, se sumergió los electrodos en la muestra. El valor parpadeó cuando aparezca el indicador STABLE. Después de unos 30 segundos apareció el valor de la conductividad en la pantalla del pH-metro **(FISHER, 2018)**.

#### **2.2.7.7. Proceso de electrocoagulación de las aguas residuales**

En este trabajo no se optimizó las variables para realizar la electrocoagulación, sino que se siguió las indicaciones de **Muñoz et al. (2022)** con un reactor de vidrio de 40 x 20 x 20 cm con capacidad de 20 litros. Tanto los cátodos y ánodos fueron de aluminio con dimensiones de 285 x 140 x 1 mm, con una separación de 10 cm. Los electrodos fueron conectados de modo paralelo a una fuente de alimentación de 24V **(Muñoz et al., 2022)**. Además, se realizó pruebas para determinar la densidad de la corriente que efectivamente pueda circular por la celda si se utiliza una fuente de corriente continua de 24 V. Finalmente, luego del tiempo estandarizado para la electrocoagulación se midió los cambios en los parámetros físicos y químicos del agua electrocoagulada **(Rezgui et al., 2022)**

Para determinar la eficiencia de la celda de electrocoagulación, se analizó los parámetros recomendados en el TULSMA para las aguas residuales de curtiembre. Cada uno de estos análisis se realizó en el laboratorio 1.4 UODIDE según se ha detallado en los apartados 2.2.6 y 2.2.7.

### **2.2.8. Preparación de las celdas para la fitorremediación**

Se compró bidones de plástico con capacidad de 30 litros cada uno para colocar 20 litros de agua residual a tratar. Cada semana se oxigenó los bidones a través de una bomba de aire por 1 hora, debido a que las plantas necesitan oxígeno para sobrevivir, donde la *E. crassipes* absorben oxígeno durante la noche (Rodríguez et al., 2022).

### **2.2.9. Fitorremediación aplicada al agua residual**

En cada bidón se colocó 20 litros del agua residual. Donde se colocó tres masas diferentes en los bidones que se realizó por triplicado que son: 138 g en los tres primeros bidones, 217 g en los otros bidones y 520 g en los tres últimos bidones el seguimiento de la descontaminación se realizó durante dos meses, además, se colocó un bidón solo con agua residual de la curtiembre que se utilizará como control. Los parámetros tanto físicos como químicos se midió a (0, 7, 14, 21, 30 y 60) días.

### **2.2.10. Análisis de los parámetros fisicoquímicos del agua después del proceso de fitorremediación de la planta *E. crassipes***

En este apartado se aplicó la misma metodología del punto 2.2.6 y 2.2.7. Después de los dos meses se observó si existió una disminución de los contaminantes de las aguas de curtiembre (Medina et al., 2019).

### **2.2.11. Análisis de la salud de las plantas fitorremediadoras**

Se observó cada semana si la mayoría de las plantas que se encuentran en los bidones

han sobrevivido con dicha agua tratada, además se examinó el crecimiento y existieron nuevos brotes en la planta, adicionalmente, se observó que no se marchitaron las plantas durante el proceso de fitorremediación (**Medina et al., 2019**). Se observó que han sufrido signos de estrés durante la fitorremediación como sus hojas, sus raíces y tallos (**Andrade, 2019**).

## CAPITULO III.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 3.1. Análisis y discusión de los resultados

#### 3.1.1. Ensayos de aclimatización de las plantas

Durante la fase de aclimatación, se utilizó siete muestras de plantas *E. crassipes* colocadas en tres tanques de 30 litros de capacidad por un período de cuatro días, durante los cuales se observó que *E. crassipes* experimentó un desarrollo normal en sus raíces, hojas y tallos. Desde el primer día, se notaron cambios en la estructura física de la planta, especialmente en el crecimiento de la raíz de la planta M1, que aumentó 2.6 cm hasta el cuarto día, en contraste con las otras plantas que solo experimentaron aumentos entre 0.5 y 1 cm. En cuanto al crecimiento de su hojas y tallos mostraron incrementos similares, con valores bajos entre 0.3 y 0.5 cm, como se detalla en la **Tabla 6**.

**Tabla 6.**

*Monitoreo del crecimiento de la planta E. crassipes durante el proceso de aclimatización.*

<b>Planta</b>	<b>Partes de la planta</b>	<b>Día 0</b>	<b>Día 1</b>	<b>Día 2</b>	<b>Día 3</b>	<b>Día 4</b>
Planta M1	Raíz (cm)	16.30	16.40	16.50	17.05	18.90
	Tallo (cm)	18.0	18.0	18.40	18.40	18.50
	Hojas (cm)	6.70	7.20	7.30	7.80	8.40
Planta M2	Raíz (cm)	12.05	12.05	12.20	12.20	13.05
	Tallo (cm)	16.10	16.20	16.30	16.30	16.60
	Hojas (cm)	2.50	3.20	3.20	3.40	3.40
Planta M3	Raíz (cm)	10.30	10.30	10.50	10.60	10.80
	Tallo (cm)	12.20	12.20	12.60	12.70	12.70
	Hojas (cm)	9.0	9.0	9.0	9.30	9.30

**Fuente:** *Elaboración propia.*

**Figura 8.**

*Planta de E. crassipes durante los ensayos de aclimatización.*



### **3.1.1.1. Caracterización inicial de los parámetros fisicoquímicos del agua proveniente de la curtiembre**

Después de recolectar la muestra de agua durante la etapa de curtido, se llevó a cabo el análisis fisicoquímico correspondiente de ciertos parámetros en el laboratorio de la UODIDE, con el fin de fijar las características iniciales. En la **Tabla 7** se puede observar los resultados obtenidos de la caracterización inicial de los parámetros fisicoquímicos del agua.

**Tabla 7.**

*Caracterización inicial fisicoquímicos del agua residual de curtiembre en comparación con el límite máximo permisible del (TULSMA).*

<b>Parámetros fisicoquímicos</b>	<b>Unidad</b>	<b>Caracterización inicial</b>	<b>Límite máximo permisible (TULSMA)</b>
pH	-	4.15 ± 0.02	6-9*
Conductividad	ms/cm	3385.33 ± 8,99	1000*
Turbidez	NTU	827.17 ± 3.08	100**
Color	PtCo	5375	Dilución 1/20**
ST	mg/L	33940 ± 149,57	1600*
SST	mg/L	177.00 ± 305.06	220*
Nitrógeno amoniacal	mg/L	99.4 ± 4.27	30**
Cromo hexavalente	mg/L	144.67 ± 0.47	0.5*
Sulfatos	mg/L	141.33 ± 0.5	400*
Tensioactivos aniónicos	mg/L	1.93 ± 0.01	2.0*
DQO	mg/L	7662.67	500*
DBO	mg/L	2385	250*

*Nota:* Los resultados obtenidos que se encuentran en la columna corresponden a la media de 3 repeticiones y su desviación estándar. Tabla 8 \* y Tabla 1 \*\* de la normativa TULSMA.

Se compararon los datos obtenidos utilizando como referencia la Normativa Acuerdo Ministerial N° 097-A, Anexo 1 del libro VI del texto unificado de legislación secundaria del ministerio del ambiente: norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso de agua (**TULSMA, 2015**). En la Tabla 8 del TULSMA detalla los límites permitidos para la descarga al sistema de alcantarillado público (**ANEXO 1**).

El pH del agua residual inicial fue  $4.15 \pm 0.02$ ; indicando una solución ácida, por ende, este valor no se encuentra dentro del límite máximo permisible (0.5). Esta acidez puede deberse a la presencia de sustancias ácidas disueltas en el agua residual, como ácidos orgánicos o inorgánicos. La acidez del agua residual puede tener varias implicaciones, tanto para el medio ambiente como para la salud humana (**Osorio et al., 2021**).

Por otro lado, la conductividad presentó un valor de  $3385.33 \pm 8.99$  mS/cm; la conductividad eléctrica del agua se relaciona directamente con la concentración de iones disueltos y minerales presentes en ella, y un valor elevado puede indicar la presencia de sustancias contaminantes (**Aguilar & Cubas, 2021**). Un nivel de conductividad tan alto sugiere una concentración significativa de sales, iones y otros componentes disueltos en el agua residual de curtiembre. Esto puede tener diversas consecuencias negativas para el medio ambiente y los ecosistemas acuáticos (**Camacho et al., 2020**).

La turbidez del agua residual de curtiembre fue de  $827.17 \pm 3.08$  NTU, lo que indica una presencia significativa de partículas suspendidas que causan opacidad en el agua. Además, una turbidez elevada puede disminuir la penetración de la luz en el agua afectando negativamente la fotosíntesis de las plantas acuáticas. Esto puede tener consecuencias en la producción de oxígeno y en la cadena alimentaria acuática (**Temidayo et al., 2021**).

El color en aguas residuales de curtiembre fue de 5375 PtCo (Platino-Cobalto) indicando una intensa presencia de compuestos orgánicos y/o inorgánicos en el agua que contribuyen a su coloración. El color en las aguas residuales de curtiembres generalmente se asocia con la presencia de tintes, productos químicos utilizados en el proceso de curtido y materiales orgánicos descompuestos (**Ordoñez & Benítez, 2019**). En este caso el efluente presentó un color marrón oscuro, **Cuesta et al. (2018)**, determinó a que se debe a la presencia de compuestos orgánicos, especialmente taninos y otros productos químicos utilizados en el proceso de curtido del cuero. La descarga de aguas residuales con un alto contenido de color puede tener varios impactos adversos (**Vaiano & De Marco, 2023**).

Los sólidos totales (ST) en aguas de curtiembre resultó ser 33940 mg/L, mismo que se encuentra fuera del límite máximo permisible; lo cual, indica una alta concentración de materia suspendida y disuelta en el agua. Estos sólidos totales pueden provenir de diversas fuentes, incluidos residuos de procesos de curtido, materiales orgánicos, productos químicos y sedimentos (**Adjovu et al., 2023**).

Así también, el resultado obtenido de sólidos suspendidos totales (SST) fue de 177.00 mg/L lo que indica una concentración moderada de materia suspendida y disuelta en el agua. Aunque este valor es relativamente bajo en comparación con niveles más altos, aún es importante considerar sus implicaciones y abordar cualquier preocupación potencial. Aunque el valor de 177.00 mg/L puede no ser alarmante por sí mismo ya que se encuentra dentro los límites permisibles (**Temidayo et al., 2021**).

En cuanto el nitrógeno amoniacal, que asciende a  $99.4 \pm 4.3$  mg/L indica una concentración significativa de este compuesto nitrogenado en el agua residual. El amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) es una forma de nitrógeno y, en altas concentraciones, puede tener efectos adversos en la calidad del agua. Además, el amonio en el agua puede ser convertido en nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) y luego en nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) a través de procesos microbiológicos, lo que puede resultar en problemas

adicionales. Los altos niveles de nitrato pueden contribuir a la eutrofización de los cuerpos de agua, estimulando el crecimiento excesivo de algas y afectando la calidad del agua **(Córdoba & Vera, 2019)**.

Las concentraciones de cromo hexavalente obtenidas en el análisis alcanzaron un valor de  $144.67 \pm 0.5$  mg/L, generando inquietud debido a la toxicidad y los riesgos ambientales asociados con este metal pesado. Además, es importante destacar que dicha cifra supera el límite permisible establecido por el TULSMA. El cromo hexavalente, también conocido como un agente oxidante fuerte, tiene la capacidad de ser reducido a  $\text{Cr}^{3+}$ , lo que intensifica aún más la preocupación en relación con sus impactos potenciales **(Cerna et al., 2022)**.

La detección de sulfato en aguas de curtido registró un valor de 141.33 mg/L, constituye un aspecto relevante que demanda un análisis detenido y una consideración cuidadosa. El sulfato es una forma de azufre que puede estar presente en el agua como resultado de diversas fuentes, incluidas las actividades industriales, como el curtido del cuero, además, no suele ser tóxico por sí mismo, pero su presencia en niveles elevados puede contribuir a problemas como la acidificación del agua y la formación de sulfuros, lo que puede ser perjudicial para algunos organismos acuáticos **(Aguilar & Cubas, 2021; Pastrana et al., 2023)**.

Los tensioactivos, también conocidos como surfactantes, son sustancias químicas que pueden estar presentes debido a la utilización de agentes tensoactivos en los procesos de curtido **(Morillo et al., 2019)**; por lo tanto, su detección en aguas de curtido es importante, en las muestras analizadas se observó una concentración de 1.93 mg/L que es un hallazgo relevante que requiere una evaluación detallada.

La DQO, al medir la cantidad de oxígeno necesaria para la oxidación química de los compuestos orgánicos presentes en el agua, proporciona una evaluación exhaustiva de la carga contaminante. La concentración significativamente elevada de Demanda Química de Oxígeno (DQO) en las aguas de curtido, alcanzando los 7662.67 mg/L, emerge como un indicador crítico de la intensa carga orgánica y la presencia de diversos compuestos químicos en el efluente bajo análisis (Anaya et al., 2022).

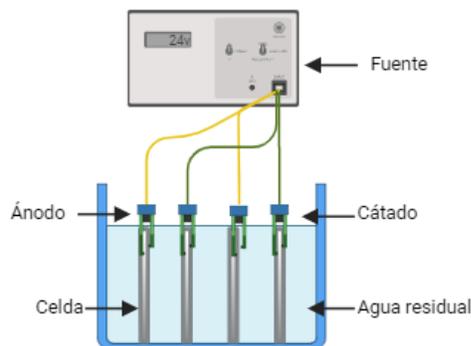
### 3.1.2. Electrocoagulación como tratamiento primario para aguas residuales de curtiembre

#### 3.1.2.1. Celda de electrocoagulación con placas de aluminio

Para este proceso se siguió las indicaciones de Muñoz et al. (2022), en el cual, se colocó las 4 placas de aluminio en el reactor de vidrio donde fueron conectadas a una fuente de energía de 24 voltios a 10 durante 1 hora, los electrodos se encontraban conectados en paralelo.

**Figura 9.**

*Reactor de electrocoagulación conectada en forma paralela a 24V, 10A, 1h y sus partes.*



**Fuente:** *Elaboración propia.*

#### 3.1.2.2. Peso de las placas de aluminio

Se observó una alteración en los pesos de las placas de aluminio durante la ejecución del procedimiento. Las placas experimentaron una pérdida de material severo, dado que funcionaron como ánodos de sacrificio, como se observa los datos en la **Tabla 8**.

**Tabla 8.**

*Pesos de las placas de aluminio el antes y después del tratamiento de electrocoagulación.*

<b>Placas</b>	<b>Peso inicial (g)</b>	<b>Peso final (g)</b>
1	7	5,85
2	7	3,50
3	7	5,33
4	7	2,71

**Fuente:** *Elaboración propia*

Este desgaste de las placas de aluminio es un fenómeno esperado en la electrocoagulación, ya que las reacciones electroquímicas que ocurren en los electrodos implican la liberación de iones y la formación de productos secundarios, sin embargo, las placas impares que funcionan como ánodos de sacrificio, su desgaste se debe a la oxidación que ocurre durante el proceso.

### **3.1.2.3. Análisis fisicoquímicos del agua tratada por electrocoagulación**

Después de aplicar el tratamiento mediante el proceso de electrocoagulación al efluente, se llevó a cabo un análisis fisicoquímico para evaluar los parámetros. En la **Tabla 9** se presentan los resultados obtenidos en el laboratorio.

**Tabla 9.**

*Remoción de los parámetros físicos mediante aplicación del tratamiento de electrocoagulación EC, 10 A, 24 V, 1 h.*

<b>Parámetros físicos</b>	<b>Expresado como:</b>	<b>Caracterización inicial</b>	<b>Resultado obtenido EC</b>	<b>% de Remoción</b>	<b>TULSMA</b>
pH	-	4.15 ± 0,02	4.85 ± 0.03	-	6-9*
Conductividad	ms/cm	3385.33 ± 8.99	5060.67 ± 28.0	-	1000*
Turbidez	NTU	827.17 ± 3.08	192.67± 0.5	76,71	100**
Color	PtCo	5375	1096	79.60	Dilución 1/20**
Sólidos totales	mg/L	33940	16802.67	50.60	1600*
Sólidos suspendidos totales	mg/L	177.00	511.33	-	220*

**Nota:** Los resultados obtenidos que se encuentran en la columna de EC corresponden a la media de 3 repeticiones y su desviación estándar. Tabla 8\* y Tabla 1\*\* de la Normativa del TULSMA.

Después del proceso de electrocoagulación se obtuvo un pH de 4.85, esto se debe a la reacción entre los iones aluminio liberados y los ácidos presentes en el agua puede conducir a la neutralización de los ácidos, lo que eleva el pH. Además, la eliminación de protones (H<sup>+</sup>) durante estas reacciones puede ser un factor clave en el cambio de pH (Sáez et al., 2022).

La conductividad aumentó a 5060.67 mS/cm, esto se debe a que las láminas de aluminio se liberan y el agua puede conducir a la formación de hidróxidos de aluminio. Estos hidróxidos son compuestos iónicos que aumentan la concentración de iones en la solución, lo que contribuye a un aumento en la conductividad (**López et al., 2023**). Existió una disminución de la turbidez de 827.17 a 192.67 después del proceso de electrocoagulación lo que indica una eficiencia 76.71% significativa en la eliminación de partículas suspendidas y materiales en suspensión en el agua tratada (**Vera et al., 2023**).

Como menciona **Téller et al. (2023)**, durante la electrocoagulación, se generan radicales hidroxilos ( $\text{OH}^\cdot$ ) que participan en procesos de oxidación. Estos radicales pueden descomponer compuestos orgánicos coloridos, contribuyendo a la reducción del color, por esta razón, existió una reducción en el color hasta alcanzar los 1096 PtCo.

**Tabla 10.**

*Remoción de los parámetros químicos mediante aplicación del tratamiento de electrocoagulación EC.*

<b>Parámetros químicos</b>	<b>Expresado como:</b>	<b>Caracterización inicial</b>	<b>Resultado obtenido EC</b>	<b>% de Remoción</b>	<b>TULSMA</b>
Nitrógeno amoniacal	mg/L	99.4 ± 4.27	57.73 ± 0.6	41.92	30
Cromo VI	mg/L	144.67 ± 0.5	66.17 ± 0.3	54.26	0.5
Sulfatos	mg/L	141.33 ± 0.5	53.67 ± 0.9	62.03	440
Tensioactivos aniónicos	mg/L	1.93 ± 0.01	0.44 ± 0.0	76.99	2.0
DQO	mg/L	7662.67 ± 148.7	5863.67 ± 1.25	23.47	500
DBO	mg/L	3831.17±74.10	2931.83±0.6	21.47	250

**Nota:** Los resultados obtenidos que se encuentran en la columna de EC corresponden a la media de 3 repeticiones y su desviación estándar.

En la **Tabla 11** se evidencia disminuciones sustanciales en la mayoría de los parámetros fisicoquímicos evaluados. El cromo hexavalente, aunque se redujo hasta un 54.26%, no alcanzó el límite permitido por la normativa. Así mismo el DQO, tampoco disminuyó hasta niveles permitidos por la norma TULSMA, alcanzando únicamente una reducción del 23.47%, menciona **Cerna et al. (2022)**, la formación de lodos y coágulos durante la electrocoagulación que puede afectar la remoción de DQO; por lo tanto, es posible que algunos de estos compuestos se adsorban en los coágulos y no se eliminen completamente del agua, por esta razón, es necesario la combinación de la electrocoagulación con otro tratamiento (**Hernández & Mejía, 2019**).

Adicionalmente, la remoción del 23.47% de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>) durante el proceso de electrocoagulación, a pH ácido, sugiere la capacidad de este método para reducir la carga orgánica en condiciones subóptimas de acidez. Este resultado podría atribuirse a la eficacia intrínseca del proceso de electrocoagulación, que implica la generación de iones de hidróxido (OH<sup>-</sup>) y cationes metálicos, independientemente del pH inicial del agua (**Rodríguez et al., 2021**).

Cabe recalcar, que los parámetros como los tensioactivos y sulfatos se mantuvieron dentro de los límites establecidos por la normativa TULSMA después del proceso de electrocoagulación, estos parámetros se redujeron aún más lo que es positivo y sugiere la efectividad de este método en el tratamiento de aguas residuales (**García et al., 2017; Genawi et al., 2020**).

La reducción del 41.92% en la concentración de nitrógeno amoniacal después del proceso de electrocoagulación sugiere una eficacia significativa en la remoción de este contaminante específico, debido a que este proceso puede favorecer la precipitación y coagulación de los iones amonio presentes en el agua, facilitando su eliminación (**León**

**& Aramburú, 2021).** La formación de coágulos puede atrapar y adsorber los iones amonio, contribuyendo así a su reducción (**Anaya et al., 2022; Pastrana et al., 2023**).

### **Figura 10.**

*Agua tratada antes y después del tratamiento de electrocoagulación*



La imagen de la izquierda indica el efluente del agua sin tratar con un color marrón oscuro, lo cual indica una alta concentración de materia. Sin embargo, la imagen de la derecha se observa un cambio en el color, ya que existió una disminución significativa en los contaminantes teniendo una muestra de agua más clara y presenta unos pequeños coágulos que se están precipitando.

### **3.1.3. Proceso de fitorremediación de *E. crassipes* después del pretratamiento de electrocoagulación**

#### **3.1.3.1. Análisis fisicoquímicos del agua tratada por el proceso de fitorremediación de *E. crassipes***

##### **3.1.3.1.1. Determinación del pH**

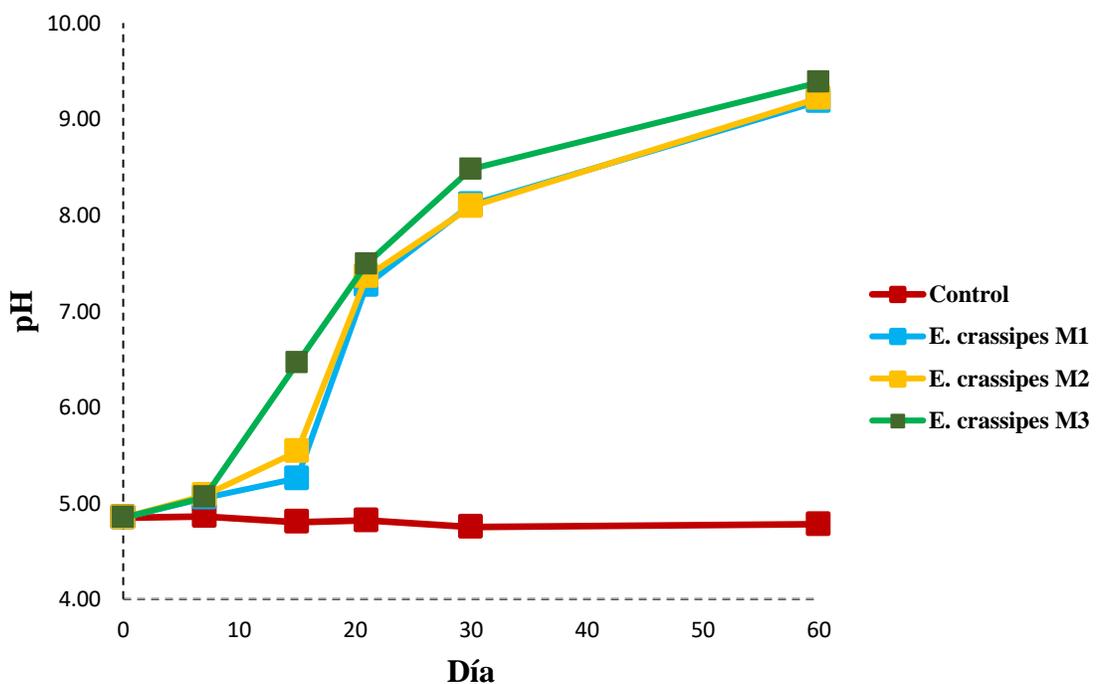
En la **Figura 11** se puede observar que el pH aumentó en todos los tratamientos desde un pH ácido de 4.89 hasta un pH básico; de acuerdo con las observaciones del autor **Durán & Lino, (2023)**, este cambio se atribuye al proceso de descomposición de las plantas

durante los días de tratamiento. Durante este periodo, las plantas liberan diversos compuestos que ejercen un impacto directo en la química del agua, incluyendo la elevación del pH.

En el día 15 se visualizó un aumento del pH en todos los tratamientos, tratamiento de *E. crassipes* M1 con un pH de 5.26; segundo tratamiento de *E. crassipes* M2 con un pH de 5.54 y el tercer tratamiento con un pH de 6.46 (medio ácido). Mientras que en el día 60 se observó un notable aumento de pH, rondando 9.18 para todos los tratamientos. Mediante algunos estudios, **Buta et al. (2023)** menciona que, durante la fitorremediación, las plantas liberan exudados orgánicos a través de sus raíces los mismos que aumentan el pH durante la descontaminación (**Andrade, 2019**).

**Figura 11.**

*Determinación del pH de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación*



Sin embargo, en el control el pH se mantuvo constante ya que no existió ninguna especie biológica sea planta o bacteria que interactúe con los contaminantes específicos en el agua, como ácidos o bases débiles y materia orgánica, los cuales podrían afectar la capacidad del agua para cambiar su pH (Díaz & López, 2021).

Además, según la **Figura 11**, se observó un aumento de pH en el día 60. Debido a este hallazgo, se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) con una prueba de Tukey al 95%, utilizando el software Minitab. Los resultados de este análisis indicaron que el aumento de plantas *E. crassipes* aumentará el pH del medio (ANEXO 7).

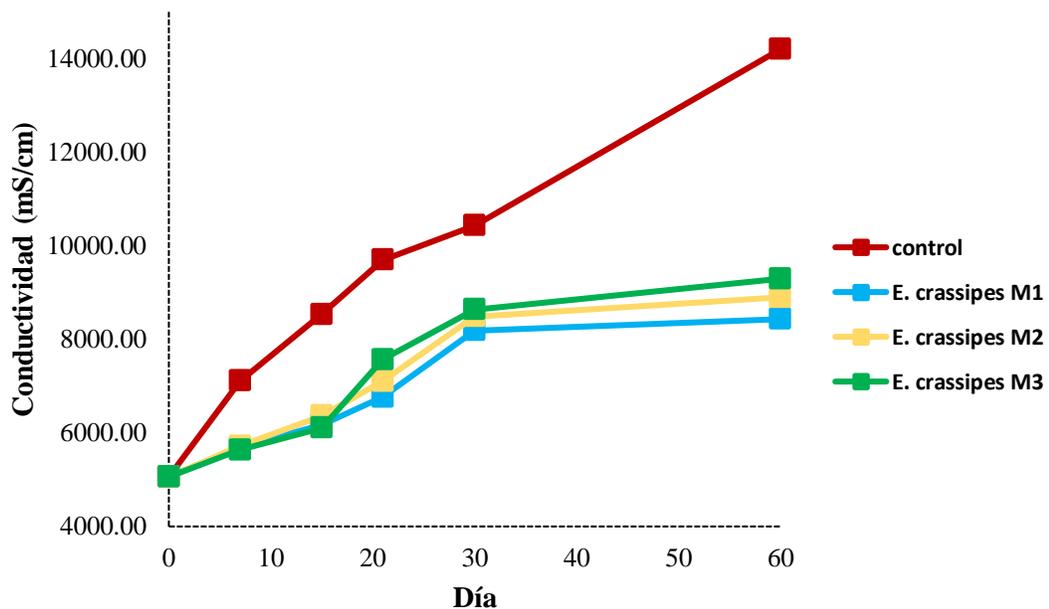
#### **3.1.3.1.2. Determinación de la conductividad**

En la **Figura 12**, se aprecia un aumento progresivo en la conductividad eléctrica a lo largo de los 60 días de tratamiento. Este incremento se atribuye a la descomposición de las plantas en ese periodo. Este proceso de descomposición conlleva la liberación de materia orgánica y nutrientes en el agua, lo cual impacta directamente en la conductividad. La descomposición de la materia orgánica puede generar la liberación de iones, contribuyendo así al aumento observado en la conductividad eléctrica (Mera & Lino, 2023). Iniciando con una conductividad de 5060.67 mS/cm y a los 60 días se visualizó un aumento del 75.37% en los 3 tratamientos y en el control; Es relevante destacar que este aumento es más notorio en el control, lo que podría indicar la influencia significativa de factores naturales no regulados en este grupo en comparación con los tratamientos. El aumento significativo en la conductividad del agua tras 60 días de tratamiento de fitorremediación con *E. crassipes* revela la complejidad de las interacciones entre la planta y el entorno acuático contaminado (Rodríguez et al., 2022).

Además, el tratamiento que siempre presentó valores altos de conductividad fue el tratamiento de *E. crassipes* M3, debido a que existió una mayor cantidad de plantas que podría estar relacionada con la capacidad de *E. crassipes* para acumular y modificar la composición iónica del agua. Dado que la planta puede influir en la concentración de sales y nutrientes en su entorno, la mayor densidad de plantas puede traducirse en una mayor acumulación de iones, lo que contribuye al incremento de la conductividad (Haro et al., 2020).

**Figura 12.**

*Determinación de conductividad de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación*



Adicionalmente, la absorción de agua y nutrientes por parte de *E. crassipes* podría estar contribuyendo a la acumulación de sales solubles en sus tejidos, lo que resultaría en un aumento directo de la conductividad. Además, la planta podría estar desempeñando un papel clave en la modificación del microbiota acuático, afectando así la liberación de

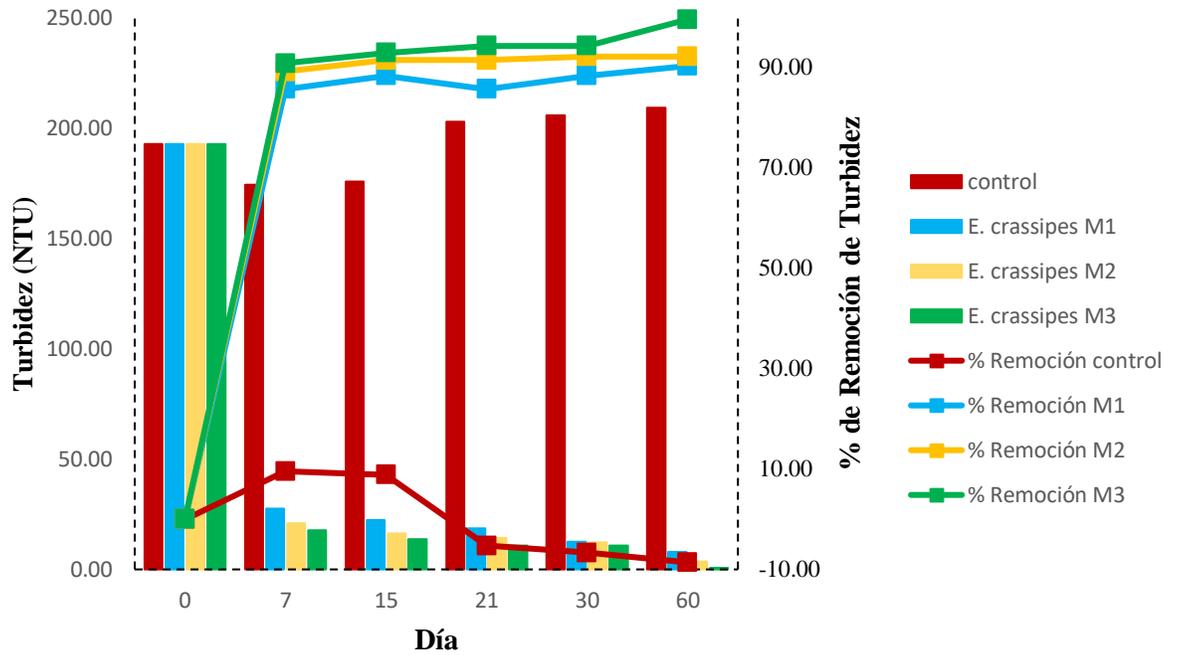
sustancias que inciden en la conductividad del agua (Sacoto & Anduenza, 2020). La fitorremediación también conlleva la alteración de la composición química del agua, ya que las raíces de *E. crassipes* interactúan con contaminantes y nutrientes presentes en el medio ambiente (Alfaro et al., 2019; Quishpe et al., 2021).

#### 3.1.3.1.3. Determinación de turbidez

En la **Figura 13** se visualiza que desde el día 7 hasta el día 60, se observó un alto porcentaje de remoción de la turbidez, siendo que, el tratamiento de *E. crassipes* M3 fue más eficaz alcanzando un 0.76 NTU con una remoción de 99.61%. La reducción en la turbidez del agua después de 60 días del tratamiento de fitorremediación con *E. crassipes* es un indicativo de la eficacia de la planta en la clarificación del agua contaminada, debido a la interacción que existe entre las raíces de la planta y los microorganismos circundantes que gracias a la formación de biofilms que ayudan a la sedimentación de partículas logran la reducción de la turbidez (Alfaro et al., 2019; Durán & Lino, 2023; Ferniza et al., 2017) (**Tabla 11**). Como se puede visualizar en la **Figura 13** el mejor tratamiento fue *E. crassipes* M3, debido a que tenía mayor cantidad de plantas, lo que puede atribuirse a una mayor capacidad colectiva de absorción y filtración (Medina et al., 2019). En términos de impacto ambiental, la disminución de la turbidez puede tener efectos positivos en la salud del ecosistema acuático al mejorar la penetración de la luz solar y fomentar un entorno más propicio para otras formas de vida acuática (Gonzaga et al., 2019).

**Figura 13.**

*Determinación de turbidez de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación*



Adicionalmente, el análisis de varianza (ANOVA) con una prueba de Tukey al 95%, utilizando el software Minitab no mostró diferencias significativas por lo que la reducción de la turbidez no dependerá de la cantidad de plantas utilizadas en el proceso de descontaminación (ANEXO 8).

**Tabla 11.**

*Cambio de color de la muestra del agua residual durante el tratamiento de fitorremediación durante el transcurso de los días*

<b>Masa de <i>E. crassipes</i></b>	<b>Día 0</b>	<b>Día 7</b>	<b>Día 15</b>	<b>Día 21</b>	<b>Día 30</b>	<b>Día 60</b>
<b><i>E. crassipes</i> M1</b>						
<b><i>E. crassipes</i> M2</b>						
<b><i>E. crassipes</i> M3</b>						

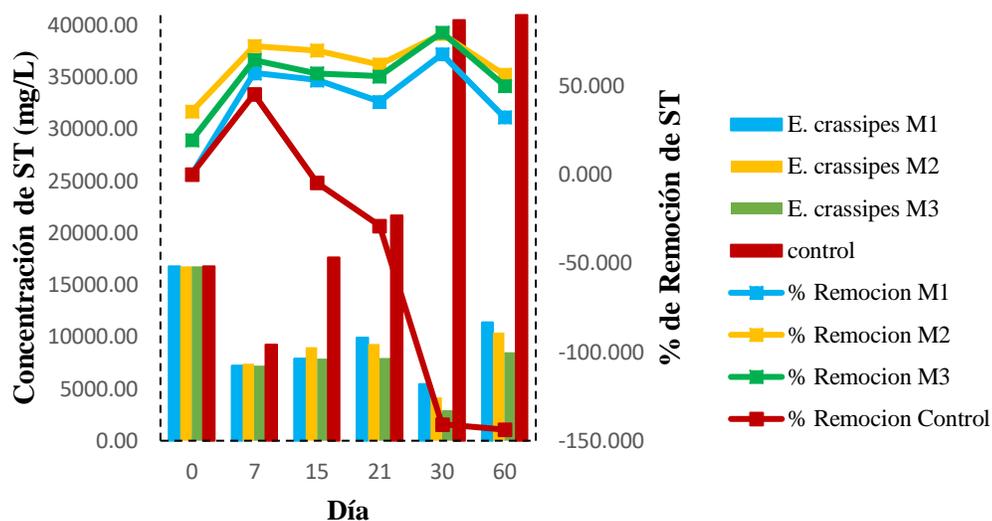
#### 3.1.3.1.4. Determinación de sólidos totales (ST)

En la **Figura 14**, se observa que en el día 7 existió una disminución en la concentración de los sólidos totales con un porcentaje de remoción de *E. crassipes* M1 (57.11%), *E. crassipes* M2 (72.23%) y en *E. crassipes* M3 (64.34%), pero a medida que va pasando los días de tratamiento va aumentando la concentración de los sólidos totales (ST). Esto se debe a la capacidad de la planta para acumular materia orgánica, sedimentos y otros sólidos presentes en el agua a medida que crece y se desarrolla, donde las raíces de las plantas pueden actuar como puntos de acumulación de materia orgánica, contribuyendo al aumento de la concentración de sólidos totales (**Anaya et al., 2022**).

Es importante señalar que este aumento en la concentración de sólidos totales no necesariamente indica una respuesta negativa por parte de *E. crassipes*. La acumulación de sólidos totales puede ser beneficiosa en cuanto a fitorremediación, ya que la planta podría estar absorbiendo y concentrando nutrientes esenciales o removiendo partículas en suspensión (**López, 2023**). Sin embargo, es crucial considerar que este aumento de sólidos totales no necesariamente afecta negativamente la calidad del agua.

**Figura 14.**

*Determinación de solidos totales ST de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación*



Adicionalmente, según se evidencia en la **Figura 14**, se observó una significativa eliminación de contaminantes de ST en el día 15. Debido a este hallazgo, se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) con una prueba de Tukey al 95%, utilizando el software Minitab. Los resultados de este análisis indicaron que no hay diferencias significativas entre los distintos tratamientos y que la variante de *E. crassipes* con menor densidad de plantas logró una remoción del 34.80% (**ANEXO 9**).

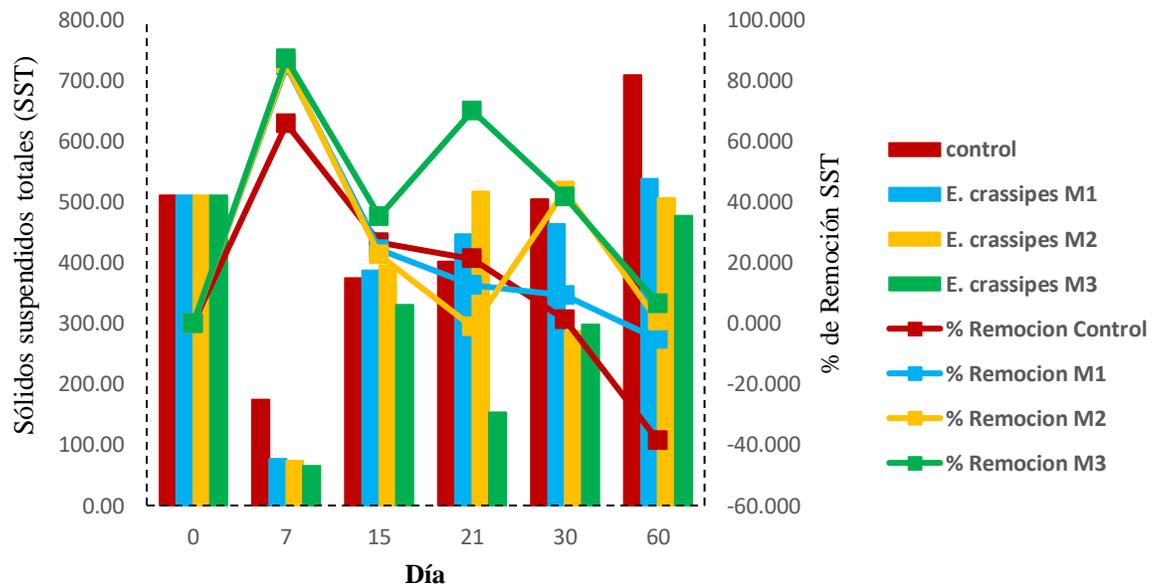
### 3.1.3.1.5. Determinación de solidos suspendidos totales (SST)

En la **Figura 15** se visualiza cambios en la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) a lo largo del período de fitorremediación revela dinámicas fluctuantes en la eficacia del tratamiento. En el día 7, se evidenció una notable disminución en la concentración de SST con un porcentaje de remoción de *E. crassipes* M1 84.94%, *E. crassipes* M2 85.53% y *E. crassipes* M3 87.29%, lo que sugiere una pronta respuesta de la planta en la captura y remoción de partículas en suspensión. Este resultado inicial es

alentador y respalda la capacidad de *E. crassipes* para actuar como un agente eficiente en la fitorremediación (Camacho et al., 2020; Carreño & Rodríguez, 2019; Ferniza et al., 2017).

**Figura 15.**

*Determinación de sólidos suspendidos totales (SST) de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación.*



Sin embargo, es crucial destacar la variación observada en el día 21, donde se registró un aumento en la concentración de SST. Este aumento podría atribuirse a diversos factores, como cambios en las condiciones ambientales, la fase de crecimiento de las plantas, o incluso eventos naturales que puedan afectar la dinámica del agua en el sistema (Cuesta et al., 2018).

Es relevante notar que hacia el día 60, se observó un incremento en la concentración de SST, podría estar vinculado a la presencia de la planta acuática *E. crassipes*, que podría haber contribuido al fenómeno de eutrofización. La eutrofización, caracterizada por un enriquecimiento excesivo de nutrientes, especialmente de fósforo y nitrógeno, puede estimular un crecimiento desmedido de plantas acuáticas, como la *E. crassipes* y la proliferación de algas (Bian et al., 2023).

Por otro lado, en el control se evidenció un aumento en la concentración de Sólidos Suspendedos Totales (SST) durante los 60 días, fenómeno que podría atribuirse a la interacción de factores naturales no regulados en ausencia de tratamientos específicos (Quispe et al., 2017). Además, la falta de intervención en este control podría haber permitido que procesos como la sedimentación y la descomposición de materia orgánica influyeran en el incremento de SST. Además, la ausencia de medidas de control activo podría haber propiciado la acumulación de sólidos suspendidos de forma más notoria en comparación con los tratamientos (Mendarte et al., 2021; Pedraza, 2021).

El análisis de varianza (ANOVA) con una prueba de Tukey al 95%, utilizando el software Minitab, indicó que no hay diferencias significativas utilizando la *E. crassipes* por lo que una mayor densidad de plantas no mejoró la remoción de SST logrando una remoción del 49.95% (ANEXO 10).

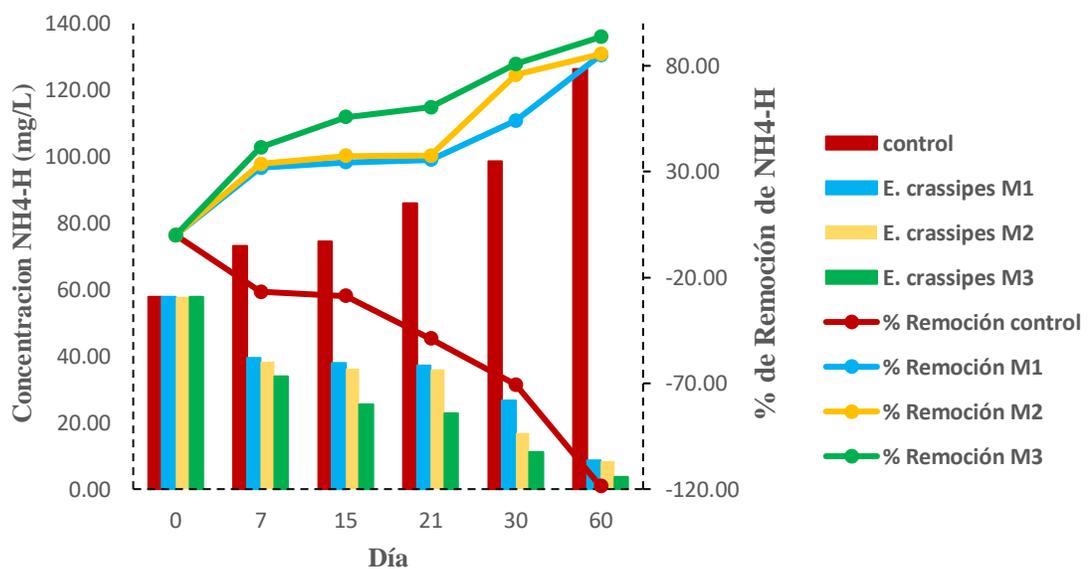
#### **3.1.3.1.6. Determinación de nitrógeno amoniacal**

En el día 7 se visualiza una disminución en las concentraciones de nitrógeno amoniacal (Figura 16), donde, señala la eficacia inicial de la planta para absorber y transformar el amonio presente en el agua. Esta respuesta temprana destaca la rapidez con la que *E. crassipes* puede influir en la concentración de nitrógeno amoniacal, un aspecto crucial para la fitorremediación exitosa de aguas contaminadas.

Es relevante destacar que el tratamiento de *E. crassipes* M3 41.40%, exhibió un alto porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal en el día 7 a diferencia de los otros tratamientos, debido a que este resultado puede atribuirse a la mayor densidad de plantas en el área de tratamiento, proporcionando una mayor capacidad de absorción y transformación del amonio (Buta et al., 2023; Carreño Sayago, 2016; Quishpe et al., 2021). La competencia entre las plantas por los recursos y la disponibilidad de amonio podría haber contribuido a la eficiencia observada, subrayando la importancia de la densidad de plantas en la efectividad del proceso de fitorremediación (Bian et al., 2023; López, 2023).

**Figura 16.**

*Determinación de nitrógeno amoniacal de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación*



En el día 60, se obtuvo bajas concentraciones de nitrógeno amoniacal en el tratamiento con un alto porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal *E. crassipes* M3 93.59%; *E. crassipes* M2 85.51% y *E. crassipes* M1 85.05%, esto es un indicativo positivo de la persistencia y eficacia a largo plazo de *E. crassipes* en la remoción de este contaminante (Akansha et al., 2020a; Mera & Lino, 2023). Este fenómeno puede deberse al desarrollo continuo de las plantas, su capacidad para adaptarse a las condiciones del agua y la constante absorción y transformación del amonio, lo que demuestra la sostenibilidad del tratamiento a lo largo del tiempo.

En relación con el control, se registró un incremento en la concentración de nitrógeno amoniacal, esto se debe a la presencia de materia orgánica y la actividad microbiana natural en el sistema podrían haber contribuido a la descomposición de residuos, liberando nitrógeno amoniacal en el agua (Putra et al., 2020).

El análisis de varianza (ANOVA) con una prueba de Tukey al 95%, utilizando el software Minitab, indicó que los tratamientos muestran una diferencia significativa al utilizar mayor masa de la *E. crassipes* logrando una remoción del 93.66% (ANEXO 11).

#### **3.1.3.1.7. Determinación de Demanda Química de Oxígeno (DQO)**

Los datos de DQO se encuentran representados en la **Figura 17**, revelan un patrón significativo en la eficacia del proceso de tratamiento a lo largo del tiempo. Inicialmente, las concentraciones de DQO fueron considerablemente altas desde el día 0, indicando una carga importante de contaminantes orgánicos en el agua residual. Sin embargo, a medida que transcurrieron los días, se evidenció una disminución progresiva en la concentración de DQO, alcanzando un valor de 4183.33 (28.66%) en *E. crassipes* M3, 4299.33 (286.68%) en *E. crassipes* M2 y 4337.67 (26.02%) en *E. crassipes* M1 en el día 7. La

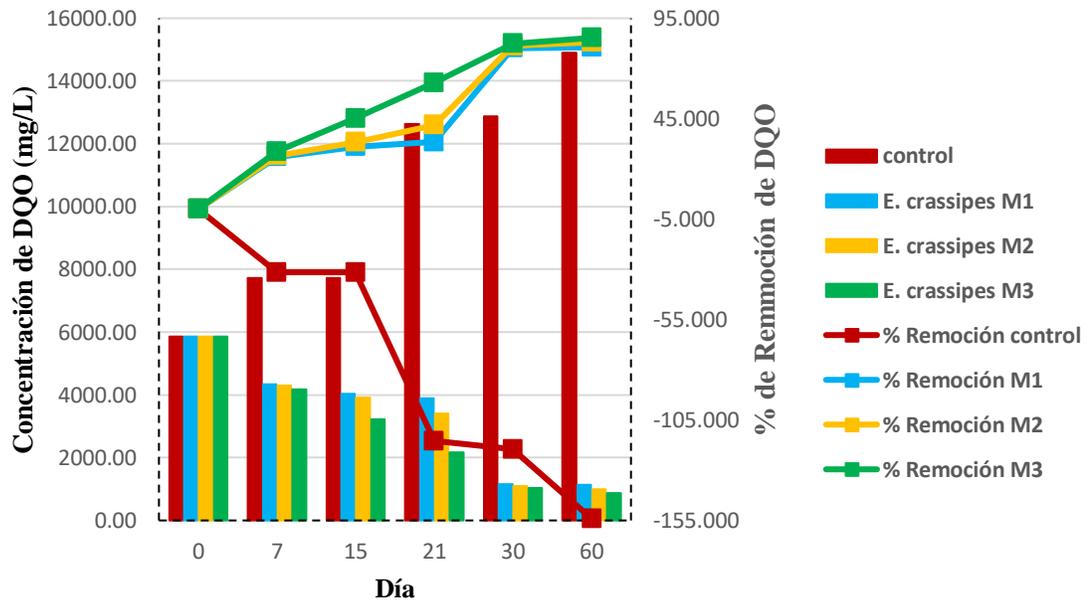
disminución en las concentraciones de DQO durante los primeros siete días sugiere una respuesta temprana y efectiva del tratamiento implementado. Este descenso puede atribuirse a la capacidad de *E. crassipes* para absorber y metabolizar compuestos orgánicos presentes en el agua, contribuyendo así a la reducción de la carga contaminante **(Cerna et al., 2022)**.

Es notable que después de 60 días, se logró un alto porcentaje de remoción, mayor al 94%, alcanzando un valor de  $1142.33 \pm 7.3$  (80.52%) en *E. crassipes* M1,  $992.67 \pm 0.04$  (83.07%) en *E. crassipes* M2 y  $865.00 \pm 0.8$  (85.25%) en *E. crassipes* M3 lo que indica una mejora significativa en la eficacia del proceso con el tiempo, pero ninguno de los 3 tratamientos cumple con los límites máximos permisibles del TULSMA. Este aumento puede estar relacionado con la muerte de las plantas, la poca oxigenación del medio, la competencia entre las plantas por los recursos y la interacción con el microbiota del sistema **(Morales et al., 2019)**.

Como se observa en la **Figura 17** las concentraciones de DQO en las muestras de control continuaban aumentando a medida que transcurrían los días; esto sugiere que, sin la aplicación del tratamiento de fitorremediación con *E. crassipes*, se está iniciando un proceso de eutrofización del agua estancada lo que no permite a las bacterias presentes en el agua residual reducir efectivamente la carga de contaminantes orgánicos **(Quispe et al., 2021)**.

**Figura 17.**

*Determinación de demanda química de oxígeno (DQO) de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación*



Además, existía la presencia de moscas e insectos en el agua de control indica la posible proliferación de estos organismos debido a las condiciones favorables creadas por la acumulación de materia orgánica no tratada. Estos insectos pueden estar relacionados con la descomposición de la materia orgánica, ya que suelen ser atraídos por su presencia. La ausencia de un tratamiento efectivo podría haber permitido la proliferación de insectos y otros organismos asociados a la descomposición, contribuyendo a la falta de calidad del agua en el grupo de control (CONAGUA, 2020).

Adicionalmente, como se reporta en la **Figura 17**, se pudo observar que existió un alto porcentaje de remoción de contaminantes a partir del día 15 hasta el día 60. El análisis

ANOVA con una prueba de Tukey al 95%, realizada en el software Minitab, donde determinó que la especie *E. crassipes* con mayor cantidad de plantas alcanzó una remoción de 85.25% (ANEXO 12).

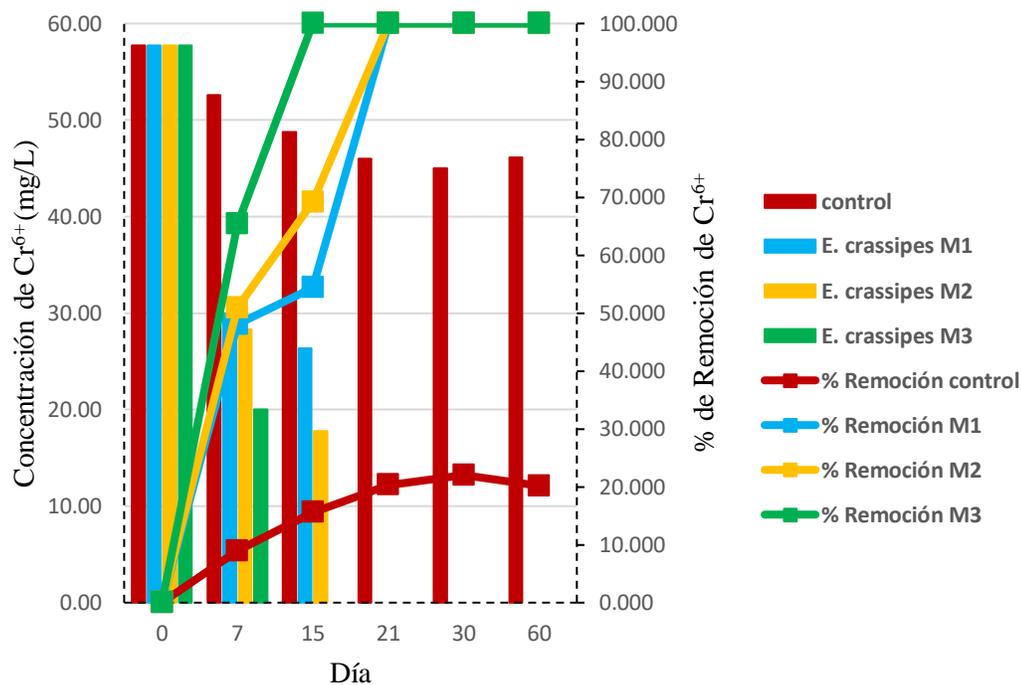
#### 3.1.3.1.8. Determinación de Cromo hexavalente

En la **Figura 18** muestra la concentración de cromo VI donde revela un patrón interesante en el tratamiento de fitorremediación con *E. crassipes*. Inicialmente, se detectó una alta concentración de cromo VI al inicio del proceso. Sin embargo, en el día 7, se observó una disminución en esta concentración, alcanzando un valor de  $30.00 \pm 0.5$  (48.04%) en *E. crassipes* M1,  $28.33 \pm 0.47$  (50.92%) en *E. crassipes* M2 y  $20.00 \pm 3.27$  (65.36%) en *E. crassipes* M3. Esta disminución puede estar relacionada con la capacidad de *E. crassipes* para absorber y acumular cromo VI en sus tejidos, lo que contribuye a una reducción de la concentración en el agua (Andrade, 2019).

Es crucial destacar que, a partir del día 15 y hasta el día 60, se logró una remoción del 100% de  $\text{Cr}^{6+}$  en los 3 tratamientos. Este resultado sugiere una eficiencia excepcional de *E. crassipes* en la fitorremediación de aguas contaminadas con  $\text{Cr}^{6+}$ . La planta pudo continuar absorbiendo y acumulando este metal pesado a lo largo del tiempo, lo que llevó a la eliminación completa del  $\text{Cr}^{6+}$  del agua tratada (Carreño, 2022). La capacidad de *E. crassipes* para acumular  $\text{Cr}^{6+}$  puede estar relacionada con procesos como la absorción en las raíces y la acumulación en los tejidos de la planta. La formación de complejos con grupos funcionales presentes en la planta podría contribuir a la eficacia en la remoción de  $\text{Cr}^{6+}$  (Carreño & Rodríguez, 2019; Cerna et al., 2022).

**Figura 18.**

*Determinación de cromo hexavalente de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación*



Adicionalmente, según se evidencia en la **Figura 18**, se observó una total disminución del  $Cr^{VI}$  en el día 60. Debido a este hallazgo, se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) con una prueba de Tukey al 95%, utilizando el software Minitab. Los resultados de este análisis indicaron que la variante de *E. crassipes* no fueron significativas debido a que los 3 tratamientos lograron una remoción del 100% (**ANEXO 13**).

### 3.1.3.1.9. Determinación de Demanda Biológica de Oxígeno ( $DBO_5$ )

En la **Figura 19** se observa un alto porcentaje de remoción de la Demanda Bioquímica de Oxígeno ( $DBO_5$ ) durante el periodo de 60 días de tratamiento, sugiere la eficacia del

proceso aplicado. Este fenómeno puede atribuirse a varios factores que contribuyeron a la reducción significativa de la carga orgánica en las aguas residuales.

Además, el sistema de tratamiento implementado, a través de la fitorremediación con *E. crassipes* más el pretratamiento de electrocoagulación, pudo haber brindado un entorno propicio para la actividad microbiana y la degradación de compuestos orgánicos presentes en el agua este método ayudo a contribuir directamente a la disminución de la DBO<sub>5</sub> **(Morales et al., 2019)**.

Además, la duración del tratamiento a lo largo de 60 días proporcionó tiempo suficiente para que los procesos biológicos y químicos tuvieran efecto. La degradación de la materia orgánica puede ser un proceso gradual, y la extensión del periodo de tratamiento permite una mayor eficiencia en la remoción de contaminantes, donde ese obtuvo con un porcentaje de remoción 85.25%, cabe recalcar que aún no se encuentra dentro del límite permisible del TULSMA.

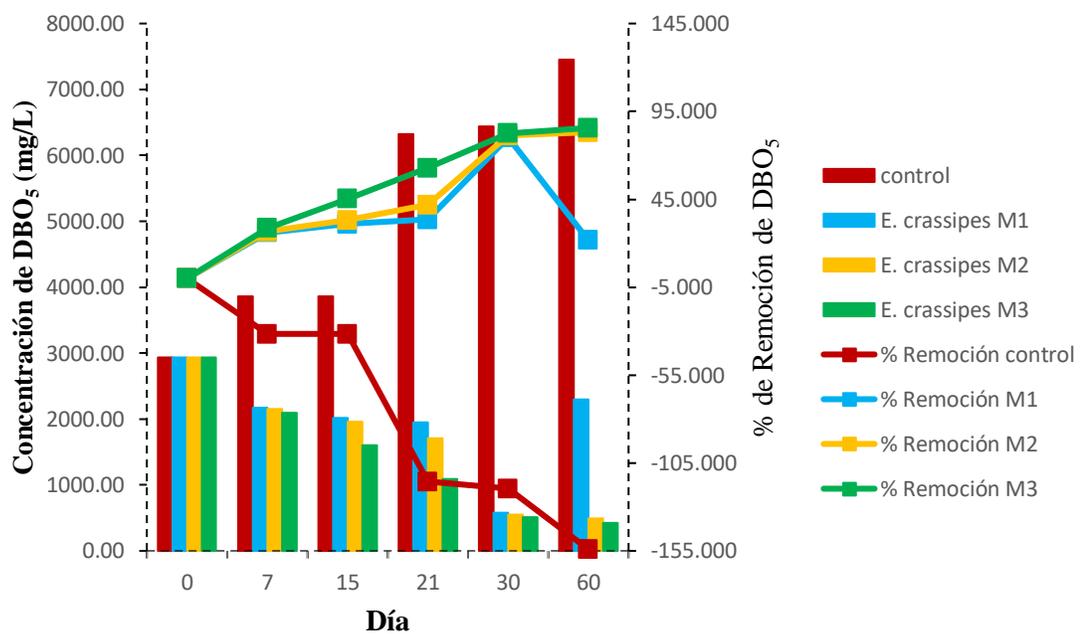
Es esencial considerar la adaptabilidad de los microorganismos presentes en el sistema al tipo de contaminantes orgánicos específicos presentes en las aguas residuales de curtido. La diversidad biológica y la capacidad de estos organismos para metabolizar diferentes compuestos contribuirían a la remoción exitosa de la DBO<sub>5</sub> **(Quispe et al., 2021)**.

Adicionalmente, como se puede apreciar en la Figura 19, se notó una notable reducción de contaminantes hacia el día 60. Este descubrimiento condujo a la realización de un análisis de varianza (ANOVA) con una prueba de Tukey al 95%, utilizando el software Minitab. Los resultados de este análisis revelaron diferencias significativas, particularmente entre la variante *E. crassipes* M1 y los otros dos tratamientos. Es relevante

destacar que la variante de *E. crassipes* con una densidad de plantas más elevada logró una impresionante eliminación del 85.57% (ANEXO 14).

**Figura 19.**

*Determinación de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO5) de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación*



### 3.1.3.1.10. Determinación de sulfatos

La disminución observada en las concentraciones de sulfatos desde el día 0, como se evidencia en la **Figura 20**, presenta un panorama alentador en cuanto a la eficacia de la fitorremediación con *E. crassipes*. Es importante resaltar que el tratamiento de la muestra M3, que representa la mayor cantidad de plantas, exhibió un notable porcentaje de remoción de sulfatos con un 53.67%, a diferencia de los demás tratamientos, esto se debe a los procesos biogeoquímicos y la actividad del microbiota asociado a sus raíces, podría

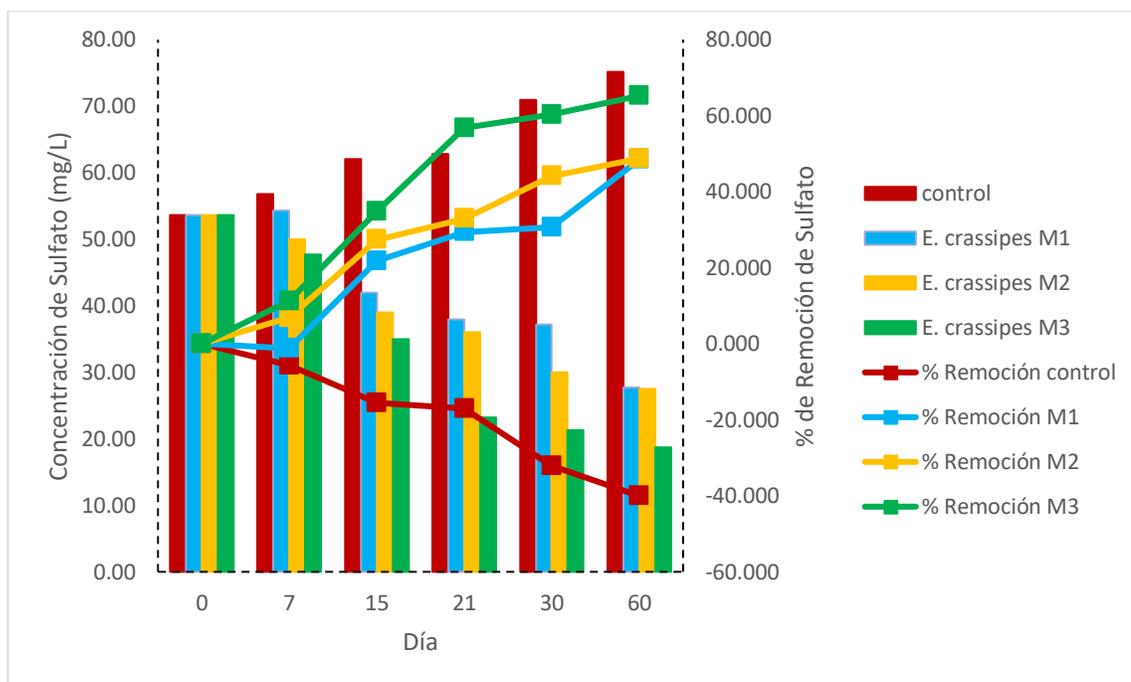
estar contribuyendo a la reducción de sulfatos en el agua. Entre mayor densidad de plantas tenga el tratamiento podría haber intensificado estos procesos, aumentando la capacidad de absorción y transformación de sulfatos (**Jácome et al., 2021**).

Además, la adaptabilidad de la planta a las condiciones del agua y su capacidad para favorecer la presencia de microorganismos beneficiosos podrían estar potenciando la eficacia del proceso de fitorremediación (**Barreno et al., 2020**). A partir del día 60 en los tres tratamientos con *E. crassipes*, refleja la eficacia continua de la fitorremediación en la mitigación de sulfatos en aguas residuales de curtiembre. Es esencial destacar que los tres tratamientos exhibieron un alto porcentaje de remoción de sulfatos, indicando la robustez y consistencia de la capacidad de la planta para abordar esta contaminación específica (**Quispe et al., 2017**).

La comparación con el grupo de control resalta aún más la efectividad del tratamiento con *E. crassipes*, ya que mientras en los tratamientos la concentración de sulfatos disminuyó, en el grupo de control las concentraciones continuaron aumentando con el tiempo. Esto sugiere que la presencia y la actividad de *E. crassipes* son cruciales para la reducción sostenida de sulfatos, y la ausencia de la planta en el grupo de control permitió que las concentraciones de sulfatos persistieran y aumentaran (**Morales et al., 2019**).

**Figura 20.**

*Determinación de sulfatos de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación*



Adicionalmente, según se evidencia en la **Figura 20**, se observó una significativa eliminación de contaminantes en el día 60. Debido a este hallazgo, se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) con una prueba de Tukey al 95%, utilizando el software Minitab. Los resultados de este análisis indicaron que la variante de *E. crassipes* con una mayor densidad de plantas logró una remoción del 66.22% (**ANEXO 15**).

### 3.1.3.1.11. Determinación de tensioactivos aniónicos

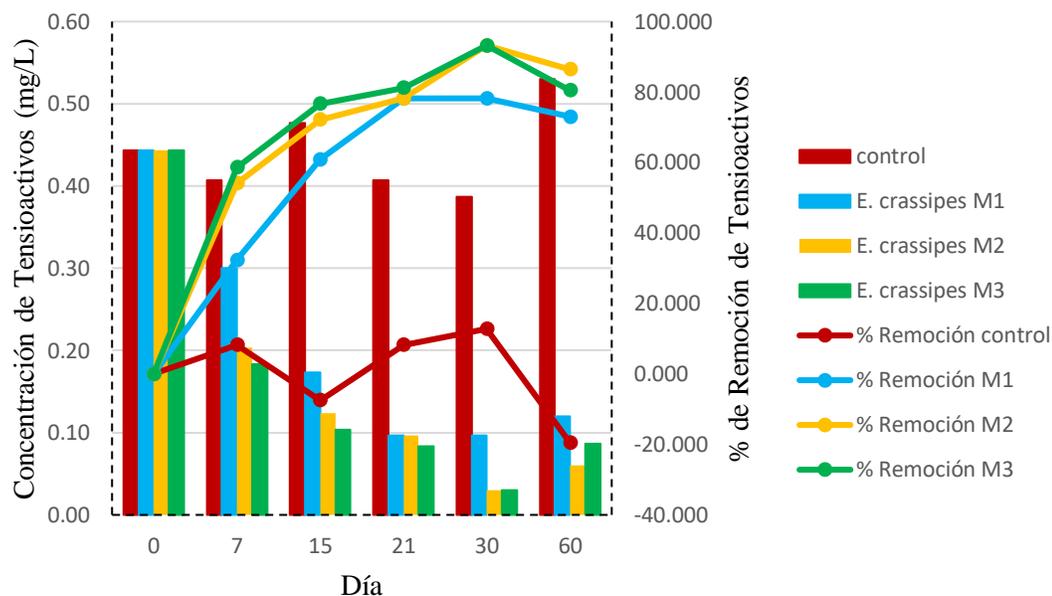
La disminución observada en la **Figura 21**, las concentraciones de tensioactivos aniónicos desde el día 0 hasta el día 30 en los tratamientos con *E. crassipes* refleja la capacidad de la planta para mitigar la presencia de estos compuestos en las aguas residuales de curtiembre, donde estas concentraciones si se encontraban dentro del límite permisible del TULSMA (**Carreño & Rodríguez, 2019; UMA, 2023**). Esta reducción podría atribuirse a varios mecanismos asociados con la fitorremediación, como la absorción y acumulación

de tensioactivos aniónicos por parte de las raíces de la planta, así como posiblemente la degradación microbiana asociada a la rizosfera (**Pawlik et al., 2020**).

El valor obtenido en la semana 60 fue de  $0.12 \pm 0.01$  (72.93%) en *E. crassipes* M1,  $0.06 \pm 0.00$  (86.47%) en *E. crassipes* M2 y  $0.09 \pm 0.00$  (80.45%) *E. crassipes* M3, donde se observa un ligero aumento en las concentraciones de tensioactivos aniónicos, podría deberse a diversos factores, por ende, se encuentra fuera del rango del TULSMA que es de 0.05. Es posible que, a medida que la planta absorbe y acumula estos compuestos, haya alcanzado una capacidad máxima de retención o degradación (**Kanagaraj et al., 2020; Medina García et al., 2019.; Zhao et al., 2022**). Además, podrían influir factores ambientales, como cambios en la disponibilidad de nutrientes o condiciones del agua, que afecten la eficacia de la planta en la remoción de tensioactivos aniónicos. Otro aspecto para considerar es la posible liberación de tensioactivos aniónicos desde los tejidos de la planta o la rizosfera, lo que podría explicar el aumento, donde esta liberación podría ser parte de un proceso natural de descomposición de la biomasa acumulada por la planta (**Akansha et al., 2020**).

**Figura 21.**

Determinación de tensioactivos aniónicos de los 3 tratamientos durante el proceso de fitorremediación



En la **Figura 21** se fue un aumento continuo en los valores de concentración de tensioactivos del control a lo largo de los 60 días de tratamiento, contrasta significativamente con los resultados obtenidos en los tratamientos, esto se debe a la ausencia de *E. crassipes* en el control, donde permitió que los tensioactivos aniónicos persistieran y se acumularan sin intervención vegetal ni procesos asociados a la fitorremediación (Camacho et al., 2020; Huaranga et al., 2021; Medina et al., 2019; Mera & Lino, 2023; Yan et al., 2020). Es plausible que la continua liberación o entrada de tensioactivos en el agua, sin un mecanismo de absorción o degradación, haya resultado en el aumento constante de las concentraciones en el grupo de control teniendo un valor de  $0.53 \pm 0.01$  (-19.54%).

Adicionalmente, según se evidencia en la **Figura 21**, se observó una significativa eliminación de contaminantes en el día 30. Debido a este hallazgo, se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) con una prueba de Tukey al 95%, utilizando el software Minitab. Los resultados de este análisis indicaron que la variante de *E. crassipes* con una mayor densidad de plantas logró una remoción del 99.23% (**ANEXO 16**).

### 3.1.3.2. Comparación de resultados entre electrocoagulación y fitorremediación

<b>Parámetros físicos</b>	<b>Expresado como:</b>	<b>Electrocoagulación (EC)</b>	<b>EC + fitorremediación</b>	<b>TULSMA</b>
pH	-	4.85	9.38*	6-9
Conductividad	ms/cm	5060.67	9295*	1000
Turbidez	NTU	192.67	0.76*	100
Color	PtCo	1096	437.33*	Dilución 1/20
Sólidos totales	mg/L	16802.67	8492*	1600
Sólidos suspendidos totales	mg/L	511.33	478*	220
Nitrógeno amoniacal	mg/L	57.73	3.7*	30
Cromo hexavalente	mg/L	66.17	0*	0.5
Sulfatos	mg/L	53.67	18.67*	400

Tensioactivos aniónicos	mg/L	0.44	0.06**	2.0
DQO	mg/L	5863.67	865*	500
DBO	mg/L	2931.83	423	250

*Nota:* Resultados óptimos del tratamiento de electrocoagulación y EC+ fitorremediación. *E. crassipes* M1\* y *E. crassipes* M2\*\*.

### 3.2.Verificación de hipótesis

Se rechaza la hipótesis nula (el tratamiento combinado no tiene la capacidad de disminuir los contaminantes de las aguas de curtiembre tanto DQO y DBO), debido a que la combinación de los dos tratamientos de electrocoagulación y fitorremediación de *E. crassipes* demostró un alto porcentaje de remoción del DQO con un 80.52% de *E. crassipes* M1, 83.07 % de *E. crassipes* M2 y 85.25 % en el *E. crassipes* M3. En cambio, en el DBO<sub>5</sub> se obtuvo una remoción de 21.77% de *E. crassipes* M1, 83.13% de *E. crassipes* M2 85.57% de *E. crassipes* M3.por lo tanto se puede decir que este tratamiento combinado ayuda a mejorar la calidad de agua.

## CAPITULO IV.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 4.1.Conclusiones

- La aclimatación ha demostrado que *E. crassipes* fue capaz de adaptarse al entorno específico de las aguas residuales de curtiembre. Se observó un desarrollo normal en el crecimiento de las variables estudiadas, incluyendo raíces, hojas y tallos. Este hallazgo sugiere la robustez de la especie vegetal y su capacidad para prosperar en condiciones desafiantes. Además, la variación en el crecimiento de la raíz, con un aumento destacado en la planta M1 en comparación con las demás, indicó posibles variaciones en la respuesta de diferentes individuos de *E. crassipes* ante los contaminantes presentes en los efluentes. Este aspecto subraya la importancia de considerar la variabilidad genética y la adaptabilidad individual de las plantas en procesos de fitorremediación.
- La estandarización de las condiciones para el proceso de electrocoagulación antes del tratamiento de fitorremediación con *Eichhornia crassipes* ha resultado ser un paso crucial en la optimización y eficiencia de este enfoque integrado. La implementación de condiciones estandarizadas permitió establecer un marco consistente que asegura la reproducibilidad y comparabilidad de los resultados a lo largo de diferentes ciclos de tratamiento. Además, la estandarización facilitó la identificación de posibles variaciones en la respuesta de *E. crassipes* durante la fase de fitorremediación, ya que cualquier cambio observado pudo ser atribuido con mayor confianza a las condiciones del agua residual y no a fluctuaciones en el proceso de electrocoagulación.
- El estudio detallado de la fitorremediación utilizando *E. crassipes* en combinación con el tratamiento de electrocoagulación ha arrojado resultados alentadores. Se observaron reducciones significativas en los valores de Demanda Química de Oxígeno (DQO) (85.25%), sulfatos (62.22%), sólidos totales (ST), color (61.41%) y Cromo VI (100%) en el agua tratada. Estos hallazgos respaldan la eficacia de la *E. crassipes* como agente de fitorremediación, destacando su capacidad para mitigar múltiples parámetros contaminantes simultáneamente. Cabe recalcar que

el mejor tratamiento fue el que tenía mayor cantidad de plantas de *E. crassipes*, donde muestra un gran potencial para la mejora de la calidad del agua.

- El tratamiento de electrocoagulación ha demostrado ser eficiente en la remoción de contaminantes presentes en las aguas residuales de curtiembre. Los resultados indican una reducción considerable en parámetros críticos, como la turbidez (76,71%), color (79,60%), y la concentración de metales pesados, proporcionando un agua pretratada más propicia para el proceso de fitorremediación, donde, la implementación de *E. crassipes* como fase complementaria ha demostrado ser altamente beneficiosa. La planta, al crecer en las aguas tratadas, ha mostrado su capacidad para absorber y acumular contaminantes residuales, complementando así la eficiencia del tratamiento electroquímico. Este enfoque conjunto ha contribuido a mejorar la calidad general del agua tratada y a reducir la carga contaminante.

#### **4.2.Recomendaciones**

- Se recomienda a los futuros ingenieros de biotecnología que continúen con el estudio de la eficacia de las diferentes especies de macrófitos, incluyendo *E. crassipes*, en el tratamiento de aguas residuales. Además, es crucial explorar la posibilidad de combinar diversas especies para aprovechar sinergias que puedan mejorar la eficiencia del proceso.
- Es necesario desechar las plantas que se encuentran muertas, debido a que la descomposición de las plantas muertas puede contribuir a la acumulación de lodos en el fondo del cuerpo de agua o del sistema de tratamiento. Al eliminar las plantas muertas, se reduce la carga orgánica en descomposición y se minimiza la formación de lodos no deseados.

- Dada la efectividad de los resultados obtenidos al aplicar la combinación de electrocoagulación y fitorremediación en el tratamiento de aguas residuales, se sugiere la implementación de este tipo de procesos en sectores industriales caracterizados por la complejidad en el tratamiento de sus efluentes, tales como la industria de curtiembres, textilerías y otros sectores afines.

## **MATERIALES DE REFERENCIA**

### **Referencias Bibliográficas**

- Adjovu, G., Stephen, H., James, D., & Ahmad, S. (2023). Measurement of total dissolved solids and total suspended solids in water systems. In *Remote Sensing* (Vol. 15, Issue 14). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/rs15143534>
- Aguilar, J. de D., & Cubas, N. (2021). Contaminación agrícola por uso de aguas residuales. *Revista Alfa*, 5(13), 65–77. <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v5i13.98>
- Agustini, C., da Costa, M., & Gutterres, M. (2020). Tannery wastewater as nutrient supply in production of biogas from solid tannery wastes mixed through anaerobic co-digestion. *Process Safety and Environmental Protection*, 135, 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.11.037>
- Akansha, J., Nidheesh, P. V., Gopinath, A., Anupama, K. V., & Suresh Kumar, M. (2020). Treatment of dairy industry wastewater by combined aerated electrocoagulation and phytoremediation process. *Chemosphere*, 253. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126652>
- Alfaro, D., Blanco, M., Gerny, C., Orozco, J., & Gutiérrez, C. (2019). Biorremediación de aguas residuales mediante *Eichhornia crassipes* y *Lemna minor*. *Universidad Libre*, 8. <https://revistas.unilibre.edu.co/index.php/microciencia/article/view/7400/6454>
- Alfonso, F., & Gómez, D. (2019). Clarificación de agua con generación de energía eléctrica en una celda galvánica Al-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. *Avances Investigación En Ingeniería*, 16(1), 117–129. <https://doi.org/10.18041/1794-4953/avances.1.5106>
- Anaya, F., Espinosa, E., Loayza, J., Zamudio, R., & Yáñez, M. (2022). Diseño de un sistema de tratamiento de aguas grises claras para reuso como agua de riego. *Revista de La Sociedad Química Del Perú*, 88(1), 52–62. <https://doi.org/10.37761/rsqp.v88i1.375>
- Anchatipán, D., & Flores, N. E. (2023). Actualidad de tratamientos y procesos de reciclaje de los residuos industriales de curtiembres en Ecuador y el mundo. *Revista Tecnológica - ESPOL*, 35(1), 66–87. <https://doi.org/10.37815/rte.v35n1.983>
- Andrade, C. (2019). Tolerancia de las plantas acuáticas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* al cromo hexavalente en medio acuoso. 342–364.

- Arellano, M. G., Devouge, C., Hubert, M., Afonso, C., & Mignot, M. (2022). Chromium termination in eather and other matrices: a review. In *Critical Reviews in Analytical Chemistry* (Vol. 52, Issue 7, pp. 1537–1556). Taylor and Francis Ltd. <https://doi.org/10.1080/10408347.2021.1890545>
- Armero. J. (2020). Revisión documental de la Técnica de Electrocoagulación: diseño. In *Universidad Mariana-Boletín Informativo CEI* (Vol. 7, Issue 1). <https://revistas.umariana.edu.co/index.php/BoletinInformativoCEI/article/view/2222>
- Ayele, M., Limeneh, D. Y., Tesfaye, T., Mengie, W., Abuhay, A., Haile, A., & Gebino, G. (2021). A Review on Utilization Routes of the Leather Industry Biomass. In *Advances in Materials Science and Engineering*. Hindawi Limited. <https://doi.org/10.1155/2021/1503524>
- Barreno, E., Córdova, M., Vargas, J., & Calderón, M. (2020). Lechuguín (*Eichhornia Crassipes* (Mart.) Solms) y lenteja de agua (*Lemna* Spp.) en la reducción de la dureza del agua de riego. *Conciencia Digital*, 3(1.1), 133–146. <https://doi.org/10.33262/concienciadigital.v3i1.1.1136>
- Bhardwaj, A., Kumar, S., & Singh, D. (2023). Tannery effluent treatment and its environmental impact: a review of current practices and emerging technologies. In *Water Quality Research Journal* (Vol. 58, Issue 2, pp. 128–152). IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2023.002>
- Bhavya, K., Raji, P., Selvarani, J., Samrot, A., & Mohamed, J. (2019). Leather processing, its effects on environment and alternatives of chrome tanning. *International Journal of Advanced Research in Engineering and Technology*, 10(6), 69–79. <https://doi.org/10.34218/IJARET.10.6.2019.009>
- Bhavya, K., Raji, P., Selvarani, J., Samrot, A., Mohamed, J., & Appalaraju, V. V. S. S. (2019). Leather processing, its effects on environment and alternatives of chrome tanning. *International Journal of Advanced Research in Engineering and Technology*, 10(6), 69–79. <https://doi.org/10.34218/IJARET.10.6.2019.009>
- Bian, F., Zhang, X., Li, Q., Huang, Z., & Zhong, Z. (2023). Enhancement of Phytoremediation of Heavy Metal Pollution Using an Intercropping System in Moso

- Bamboo Forests: Characteristics of Soil Organic Matter and Bacterial Communities. *Forests*, 14(9). <https://doi.org/10.3390/f14091895>
- Buta, E., Borşan, I., Omotă, M., Trif, E., Bunea, C., Mocan, A., Bora, F., Rózsa, S., & Nicolescu, A. (2023). Comparative Phytoremediation Potential of *Eichhornia crassipes*, *Lemna minor*, and *Pistia stratiotes* in Two Treatment Facilities in Cluj County, Romania. *Horticulturae*, 9(4). <https://doi.org/10.3390/horticulturae9040503>
- Camacho, A., Ortega, H., Sánchez, E., & Can, Á. (2020). Quality indicators physical chemistry of wastewater of state Oaxaca, Mexico. *Terra Latinoamericana*, 38(2), 361–34736. <https://doi.org/10.28940/TERRA.V38I2.610>
- Carreño Sayago, U. F. (2016). Diseño y evaluación de un biosistema de tratamiento a escala piloto de aguas de curtiembres a través de la *Eichhornia crassipes*. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 18(2), 74. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v18n2.52271>
- Carreño, U. (2022). Design of biocolumns with dry and crushed biomass of *E. crassipes* for the treatment of water contaminated with Cr (VI). *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 13(4), 375–413. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2022-04-08>
- Carreño, U., & Rodríguez, C. (2019). *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms: an integrated phytoremediation and bioenergy system. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 25(3), 399–411. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2018.06.051>
- Carril, B., Castro, D., Machaca, J., Lujan, J., Yenque, K., & Mendoza, A. (2023). Industrial redesign in leather tanning processes. *Universidad Ciencia y Tecnología*, 27(118), 109–119. <https://doi.org/10.47460/uct.v27i118.692>
- Cerna, L., Gamboa, A., & Alva, C. (2022). Condiciones técnicas del proceso de electrocoagulación para una remoción eficiente de cromo y DQO en aguas residuales industriales de curtiembre. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 6(2), 917–942. [https://doi.org/10.37811/cl\\_rcm.v6i2.1929](https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v6i2.1929)
- CONAGUA. (2020). *Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: humedales artificiales*. [https://sswm.info/sites/default/files/reference\\_attachments/CONAGUA%202015b.%20Manual%20Humedales%20Artificiales%2030.pdf](https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/CONAGUA%202015b.%20Manual%20Humedales%20Artificiales%2030.pdf)

- Cooperación Alemana. (5 de octubre del 2022). *Producción respetuosa con el medio ambiente a lo largo de la cadena de valor del cuero en Ecuador*. [https://www.bivica.org/files/6128\\_News%20Cuero.pdf](https://www.bivica.org/files/6128_News%20Cuero.pdf)
- Córdoba, D., & Vera, J. (2019). Tratamiento de agua residual industrial de curtiembre por medio de la electrocoagulación. *Cuaderno Activa*, 13–19.
- Cuesta, D., Velazco, C., & Castro, J. (2018). Evaluación ambiental asociada a los vertimientos de aguas residuales generados por una empresa de curtiembres en la cuenca del río Aburrá. *Revista UIS Ingenierías*, 17(2), 141–152. <https://doi.org/10.18273/revuin.v17n2-2018013>
- Deghles, A. (2019). Treatment of Tannery Wastewater by the Application of Electrocoagulation Process Using Iron and Aluminum Electrodes. *Green and Sustainable Chemistry*, 09(04), 119–134. <https://doi.org/10.4236/gsc.2019.94009>
- Díaz, M., & López, E. (2021). *Metales pesados en nuestra mesa*. <https://elibro.net/es/ereader/uta/212136>
- Durán, B., & Lino, M. (2023). *Fitorremediación con Eichhornia crassipes en aguas residuales del cantón Jipijapa, Ecuador*. 6. <https://doi.org/https://doi.org/10.46380/rias.v6.e221>
- FCC. (11 de diciembre del 2019). Tratamiento de aguas residuales. *Científica y Tecnológica*, 28. [https://foroconsultivo.org.mx/INCyTU/documentos/Completa/INCYTU\\_19-028.pdf](https://foroconsultivo.org.mx/INCyTU/documentos/Completa/INCYTU_19-028.pdf)
- Ferniza, F., Amaya, A., Roa, G., & Barrera, C. E. (2017). Removal of Pb, Cu, Cd, and Zn Present in Aqueous Solution Using Coupled Electrocoagulation-Phytoremediation Treatment. *International Journal of Electrochemistry*, 2017, 1–11. <https://doi.org/10.1155/2017/7681451>
- FISHER. (06 de octubre del 2018). *Manual de instrucciones Medidores de sobremesa accumet® Basic (AB) de Fisher Scientific AB150 • AB200 • AB250*. [https://beta-static.fishersci.com/content/dam/fishersci/en\\_US/documents/programs/scientific/technical-documents/user-manuals/fisher-scientific-accumet-ab-series-instruction-manual-spanish.pdf](https://beta-static.fishersci.com/content/dam/fishersci/en_US/documents/programs/scientific/technical-documents/user-manuals/fisher-scientific-accumet-ab-series-instruction-manual-spanish.pdf)

- Font, D., Martínez, Y., Arias, E., & Lobelles, G. (2022). Tratamiento de aguas residuales en la industria desde una perspectiva cts. *Revista Minerva*, 3(4), 131–142. <http://orcid.org/0000-0003-4009-1202>
- Gamero, A., García, P., & Toro, A. (2020). Removal of pathogenic microorganisms from water by electrocoagulation with aluminum electrodes. In *Tecnología y Ciencias del Agua* (Vol. 11, Issue 4, pp. 136–178). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2020-04-05>
- García, H. D., Mendoza, J. C., Armas, R. A., & Cruz, L. E. (2022). Tratamiento de aguas residuales provenientes del proceso de curtido de pieles. *Revista Alfa*, 6(18), 423–435. <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v6i18.179>
- García, S., Eiband, M., Vieira de Melo, J., & Martínez, C. (2017). Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. In *Journal of Electroanalytical Chemistry* (Vol. 801, pp. 267–299). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.07.047>
- Genawi, N., Ibrahim, M., El-Naas, M., & Alshaik, A. (2020). Chromium removal from tannery wastewater by electrocoagulation: Optimization and sludge characterization. *Water (Switzerland)*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/W12051374>
- Gonzaga, S., Fernández, Y., Bernal, M., & Moreno, A. (2019). Phytoremediation of wastewater waste through the use of seeds moringa olei-fera lam. *Revista Para La Transformación Agraria Sostenible*, 7(2).
- HACH. (22 de septiembre del 2000). *Manual de análisis de agua*. <http://www.hach.com>
- HANNA instruments. (10 de febrero del 2021). *Manual HI 83399*. [www.hannacolombia.com](http://www.hannacolombia.com).
- Haro, J., Osorio, M., Osorio, D., & Zambrano, G. (2020). Evaluación de la fitorremediación en suelos agropecuarios, con altas concentraciones de azufre, La Matriz, Guano, Provincia Chimborazo. *Polo Del Conocimiento*, 5(1), 713–727. <https://doi.org/10.23857/pc.v5i1.1977>
- Hernández, S., & Mejía, S. (2019). *Evaluación del sistema de electrocoagulación para disminuir la carga contaminante a escala de laboratorio*.

<https://repository.uamerica.edu.co/bitstream/20.500.11839/7384/1/6122858-2019-1-IQ.pdf>

- Huaranga, F., Méndez, E., Quilcat, V., Bernui, F., & Costilla, N. (2021). Phytoextraction of Pb and Cd, present in agricultural soils contaminated by heavy metals by the foxtail *Lolium multiflorum* L. (Poaceae). *Arnaldoa*, 28(1), 149–162. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.281.28109>
- INEC. (12 de agosto del 2021). *Boletín técnico*. [www.ecuadorencifras.gob.ec](http://www.ecuadorencifras.gob.ec)
- INEN. (15 de enero del 2008). *Calidad de agua, muestreo y técnicas de muestreo*. <https://www.normalizacion.gob.ec/buzon/normas/2176.pdf>
- Jácome, C., Ballesteros, C., Rea, E., & Rea, L. M. (2021). Microalgas en el tratamiento de aguas residuales generadas en industrias de curtiembres. *Ciencia y Tecnología*, 14(2), 47–55. <https://doi.org/10.18779/cyt.v14i2.502>
- Kanagaraj, J. K., Panda, R., & Vinodh, M. (2020). Trends and advancements in sustainable leather processing: Future directions and challenges-A review. In *Journal of Environmental Chemical Engineering* (Vol. 8, Issue 5). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104379>
- León, E., & Aramburú, V. (2021). Aplicación de la electrocoagulación en la eliminación de los metales pesados en los efluentes galvánicos. *Revista Del Instituto de Investigación de La Facultad de Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*, 24(48), 109–115. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v24i48.19828>
- López, J., Ortega, Ó., Vellojin, T., Carriazo, K., & Mora, J. (2023). La electrocoagulación como una aplicación al tratamiento de aguas residuales de zonas urbanas. *EIEI*, 1–8. <https://doi.org/10.26507/paper.2847>
- López, Y. (2023). Uso potencial de la especie vegetal *Eichhornia crassipes* del humedal artificial de la planta piloto Arturo Pazos. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 18(1), 1512. <https://doi.org/10.36829/08asa.v18i1.1512>
- McCann, M. (5 de enero del 2019). *Cuero, pieles y calzado*. <https://www.insst.es/documents/94886/161971/Cap%C3%ADtulo+88.+Cuero,+piel+es+y+calzado>

- Medina, L., Ferreira, F., Guillermo, H., Oyamada, K., Rodríguez, S., Galeano, E., & Viera, M. (2019). *Phytoremediation of chrome in tannery effluents using Eichhornia crassipes*. <https://doi.org/10.18004/rcfacen.2019.10.1.2599>
- Mendarte, C., Alarcón, A., & Ferrera, R. (2021). Fitorremediación: Alternativa biotecnológica para recuperar suelos contaminados con DDT. Una revisión. *TIP Revista Especializada En Ciencias Químico-Biológicas*, 24. <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2021.326>
- Mera, B., & Lino, M. (2023). *Fitorremediación con Eichhornia crassipes en aguas*. <https://doi.org/10.46380/rias.vol6.e221>
- Ministerio del Ambiente. (28 de julio del 2018). *Revisión y actualización de la norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes : recurso agua*.
- Montoya, Y., Agudelo, R., Garcés, S., & Peña, M. (2021). Evaluación de la electrocoagulación con electrodos de grafito como alternativa para el tratamiento de aguas residuales en curtiembres1. *Inventum*, 16(31). <http://portal.amelica.org/ameli/journal/671/6713631007/6713631007.pdf>
- Morales, E., Reyes, J., Quiñones, L., & Milla, M. (2019). Effect of the water jacinto (*Eichhornia crassipes*) on the deposition of the re-sidual water of the collector Santa Lucia-Chachapoyas. *Revista Ciencia y Tecnología*, 15(4), 19–25.
- Morillo, L., Naranjo, D. A., Pérez, J., Villacis, W. E., Vargas, P., & Muñoz, F. (2019). Reduction of surfactants and coliforms in domestic wastewater by fenton processes. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 35(4), 931–943. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.04.12>
- Muñoz, M., Cortés, J., & Agudelo, R. (2022). Electrocoagulación con electrodos de aluminio para tratamiento de aguas residuales de curtiembres en Villapinzón. *Revista Mutis*, 12(1). <https://doi.org/10.21789/22561498.1783>
- Muñoz, V., Longa, V., Carreño, A., & Aguilar, J. (2020). Diseño, evaluación y validación de un sistema de tratamiento de efluentes del proceso de curtido de pieles: caso Pieles del Sur E.I.R.L. *Enfoque UTE*, 11(2), 85–94. <https://doi.org/10.29019/enfoque.v11n2.542>
- Omor, A., Elkarrach, K., Ouafi, R., Rais, Z., ElMadani, F.-Z., & Taleb, M. (2021). Treatment of tannery effluent of unit bovine hides' unhairing liming by the

- precipitation. In *Promising Techniques for Wastewater Treatment and Water Quality Assessment*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.97657>
- Ordoñez, D., & Benítez, N. (2019). Removal of trivalent chromium in tannery wastewater by biotic-abiotic process based on *Yarrowia lipolytica* and *Candida fluvialitis*. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(4), 945–956. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.04.13>
- Ortiz, M., Niño, A., & Forero, G. (2021). *Evaluación de la eficiencia del tratamiento de aguas contaminadas con fenoles mediante electrocoagulación*. <http://revistas.ustatunja.edu.co/index.php/ingeniomagno/article/view/2427/2005>
- Osorio, M., Carrillo, W., Negrete, J., Loo, J., & Riera, E. (2021). La calidad de las aguas residuales domésticas. *Polo Del Conocimiento*, 6(3), 228–245. <https://doi.org/10.23857/pc.v6i3.2360>
- Pabón, S., Benítez, R., Sarria, R., & Gallo, J. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9–18. <http://www.scielo.org.co/pdf/ecei/v14n27/1909-8367-ecei-14-27-9.pdf>
- Pastrana, A., Solís, R., Ávila, I., Laines, J. R., & Sánchez, B. (2023). Coagulación de aguas residuales mediante una mezcla de polvo de *Crotalaria longirostrata* y sulfato de aluminio. *Revista Tecnología En Marcha*, 36(2), 135–142. <https://doi.org/10.18845/tm.v36i2.6000>
- Pawlik, M., Płociniczak, T., Thijs, S., Pintelon, I., Vangronsveld, J., & Piotrowska, Z. (2020). Comparison of two inoculation methods of endophytic bacteria to enhance phytodegradation efficacy of an aged petroleum hydrocarbons polluted soil. *Agronomy*, 10(8). <https://doi.org/10.3390/agronomy10081196>
- Pedraza, M. (2021). Phytoremediation in bodies of water contaminated by heavy metals. *REVISTA CIENTÍFICA DE BIOLOGÍA Y CONSERVACIÓN*, 1(1), 61–78.
- Putra, R., Annisa, A., & Budiarjo, S. (2020). Batik wastewater treatment using simultaneous process of electrocoagulation and electro-assisted phytoremediation (Eapr). *Indonesian Journal of Chemistry*, 20(6), 1221–1229. <https://doi.org/10.22146/ijc.47898>

- Quispe, K., Guadalupe, N., & Díaz, H. (2021). Utilización de *Eichhornia crassipes* y *Lemna minor* en la remoción de nitrógeno y fósforo de las aguas residuales de la laguna de oxidación de la ciudad de Pucallpa, Perú. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 5(3), 2813–2827. [https://doi.org/10.37811/cl\\_rcm.v5i3.491](https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v5i3.491)
- Quispe, L., Arias, J., Martínez, C., & Cruz, M. (2017). Eficiencia de la especie macrófita *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) para la remoción de parámetros fisicoquímicos, metal pesado (Pb) y la evaluación de su crecimiento en función al tiempo y adopción al medio en una laguna experimental. *Revista de Investigación Ciencia, Tecnología y Desarrollo*, 3(1). <https://doi.org/10.17162/rictd.v1i1.899>
- Reyna, D., Cortés, L., Aquino, G., Martínez, M., & Rodríguez, L. (2022). Estudio del comportamiento de especies vegetales en un proceso de fitoestabilización para remediación de suelo contaminado por jal minero abandonado. *EPISTEMUS*, 16(32). <https://doi.org/10.36790/epistemus.v16i32.197>
- Rezgui, S., Ghazouani, M., Bousselmi, L., & Akrouit, H. (2022). Efficient treatment for tannery wastewater through sequential electro-Fenton and electrocoagulation processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107424. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2022.107424>
- Rodríguez Díaz, Y. J., Fuentes Guevara, M. D., Beleño Díaz, Ó. D., & Montoya Armenta, L. H. (2021). Electrocoagulación como proceso de tratabilidad de aguas residuales de una planta de lácteos y cárnicos. *Tecnura*, 25(67), 26–39. <https://doi.org/10.14483/22487638.15769>
- Rodríguez, J., & Valerdi, M. (2021). La industria de la Curtiduría en tiempos de COVID-19. *ResearchGate*, 15–24. <https://www.researchgate.net/publication/349279223>
- Rodríguez, Jessica., Cervantes, F., Arámbula, G., Mariscal, L. ., Aguirre, C. ., & Andrió, E. (2022). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): A review. In *Agronomía Mesoamericana* (Vol. 33, Issue 1). Universidad de Costa Rica. <https://doi.org/10.15517/am.v33i1.44201>
- Rubí, H., Soto, M., & Domínguez, M. (2022). Electrocoagulación de iones de metales pesados en aguas residuales. *Cultura Científica y Tecnológica*, 19(2). <https://doi.org/10.20983/culcyt.2022.2.3.2>

- Sacoto, D., & Anduenza, F. (2020). Thermal water microbiology of the ilaló spa. Pichincha. *Investigación y Desarrollo*, 1(1), 18–25. <https://revistadigital.uce.edu.ec/index.php/RevFIG/article/download/2178/2410/9400>
- Sáez, W., Palomino, P., Dávila Victoria, H., & Tito, L. (2022). Aguas residuales en la calidad de agua del río. *GnosisWisdom*, 2(3), 30–36. <https://doi.org/10.54556/gnosiswisdom.v2i3.43>
- Sharma, J., Kumar, N., Singh, N., & Santal, A. R. (2023). Phytoremediation technologies and their mechanism for removal of heavy metal from contaminated soil: An approach for a sustainable environment. In *Frontiers in Plant Science* (Vol. 14). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1076876>
- Silva, M. J., & Salinas, D. (2022). La contaminación proveniente de la industria curtiembre, una aproximación a la realidad ecuatoriana. *Revista Científica UISRAEL*, 9(1), 69–80. <https://doi.org/10.35290/rcui.v9n1.2022.427>
- STM. (14 de marzo del 1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.
- Téller, V., Ocampo, I., Tornero, M., López, P., Villareal, L., & Mendoza, J. (2023). Percepción de los agricultores sobre el riesgo por el uso de agua residual para riego en la zona de Atlixco, Puebla. *Multidisciplinary Scientific Journal*, 33, 1–18. <https://doi.org/http://doi.org/10.15174/au.2023.3676>
- Temidayo, M., Babafemi, R., & Damilola, O. (2021). Microbial and Heavy Metal Analysis on Abattoir Soil Microbial and Heavy Metal Analysis on Abattoir Soils. *International Journal of Environmental Planning and Management*, 7(2), 36–41. <http://www.aiscience.org/journal/ijepmhttp://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>
- TULSMA. (21 de junio del 2015). *Anexo 1 del libro VI del texto unificado de legislación secundaria del ministerio del ambiente: norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso de agua*. <https://maeorellana.files.wordpress.com/2015/11/anexo-1-agua.pdf>
- UMA. (09 de agosto del 2023). *Árboles transgénicos idóneos para fitorremediación o aprovechamiento de biomasa*. <https://umapatent.uma.es/es/patent/arboles-transgenicos-idoneos-para->



land. In *Frontiers in Plant Science* (Vol. 11). Frontiers Media S.A.  
<https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>

Zhao, J., Wu, Q., Tang, Y., Zhou, J., & Guo, H. (2022). Tannery wastewater treatment: conventional and promising processes. In *Journal of Leather Science and Engineering* (Vol. 4, Issue 1). Springer. [https://doi.org/10.1186/s42825-022-00082-](https://doi.org/10.1186/s42825-022-00082-7)

7

## ANEXOS

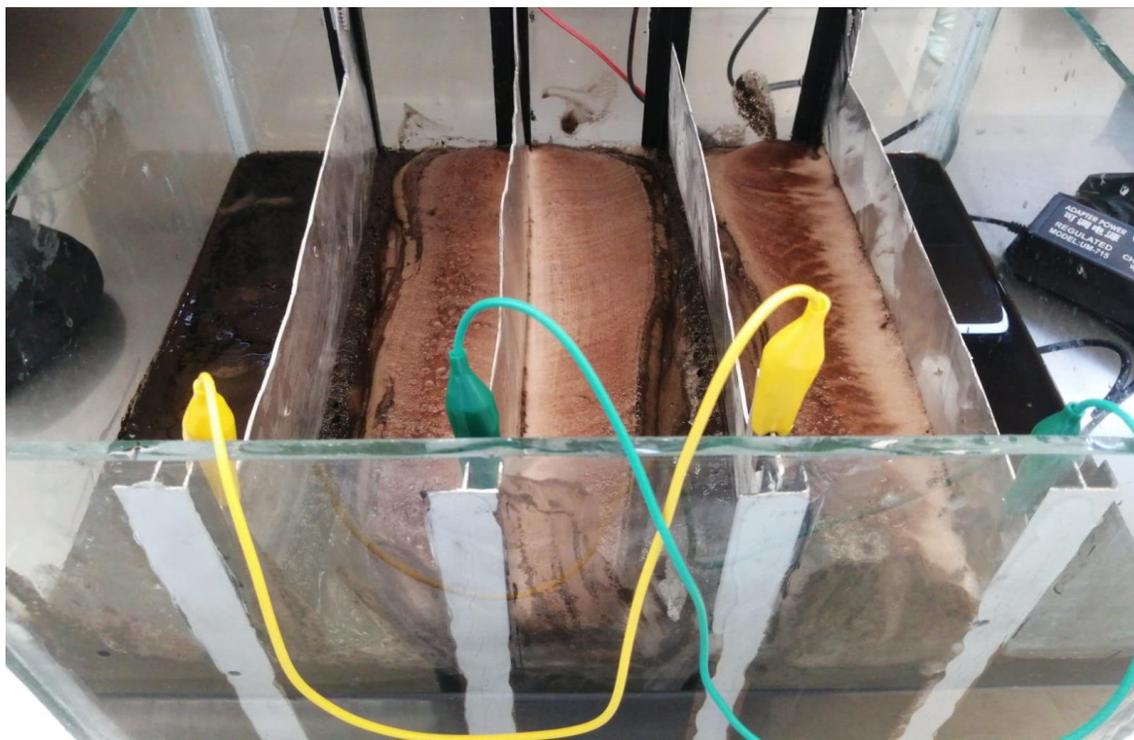
### Anexo 1. *Límites de descarga al sistema de alcantarillado público*

TABLA 8. LÍMITES DE DESCARGA AL SISTEMA DE ALCANTARILLADO PÚBLICO

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Aceites y grasas	Sust. solubles en hexano	mg/l	70,0
Explosivos o inflamables	Sustancias	mg/l	Cero
Aliki mercurio		mg/l	No detectable
Aluminio	Al	mg/l	5,0
Arsénico total	As	mg/l	0,1
Cadmio	Cd	mg/l	0,02
Cianuro total	CN <sup>-</sup>	mg/l	1,0
Cinc	Zn	mg/l	10,0
Cloro Activo	Cl	mg/l	0,5
Cloroformo	Extracto carbón cloroformo	mg/l	0,1
Cobalto total	Co	mg/l	0,5
Cobre	Cu	mg/l	1,0
Compuestos fenólicos	Expresado como fenol	mg/l	0,2
Compuestos organoclorados	Organoclorados totales	mg/l	0,05
Cromo Hexavalente	Cr <sup>+6</sup>	mg/l	0,5
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	DBO <sub>5</sub>	mg/l	250,0
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	500,0
Didoroetileno	Didoroetileno	mg/l	1,0
Fósforo Total	P	mg/l	15,0
Hidrocarburos Totales de Petróleo	TPH	mg/l	20,0
Hierro total	Fe	mg/l	25,0
Manganeso total	Mn	mg/l	10,0
Mercurio (total)	Hg	mg/l	0,01
Níquel	Ni	mg/l	2,0
Nitrógeno Total Kjeldahl	N	mg/l	60,0
Organofosforados	Especies Totales	mg/l	0,1
Plata	Ag	mg/l	0,5
Plomo	Pb	mg/l	0,5
Potencial de hidrógeno	pH		6-9
Selenio	Se	mg/l	0,5
Sólidos Sedimentables	SD	ml/l	20,0
Sólidos Suspendedos Totales	SST	mg/l	220,0
Sólidos totales	ST	mg/l	1 600,0
Sulfatos	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	mg/l	400,0
Sulfuros	S	mg/l	1,0
Temperatura	°C		<40,0
Tensoactivos	Sustancias Activas al azul de metileno	mg/l	2,0
Tetracloruro de carbono	Tetracloruro de carbono	mg/l	1,0
Tricloroetileno	Tricloroetileno	mg/l	1,0

Fuente: (TULSMA, 2015).

**Anexo 2.** *Reactor de electrocoagulación con láminas de aluminio*



**Anexo 3.** *Recolección de muestra de las plantas de E. crassipes*



**Anexo 4.** *Peso de la planta en la balanza*



*Anexo 5. Bidones con plantas de E. crassipes para el tratamiento de fitorremediación en aguas residuales de la curtiembre*



**Anexo 6.** *Cambio de color de la muestra del agua residual durante el tratamiento de electrocoagulación*

**Color inicial**



**Color del agua tratada por electrocoagulación**



**Anexo 7.** *Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de pH.*

**Variables:**

- Masa de la planta
- Parámetro de pH

**INFORMACIÓN DEL FACTOR**

<b>Factor</b>	<b>Niveles</b>	<b>Valores</b>
Factor	4	<i>E. crassipes</i> M1; <i>E. crassipes</i> M2; <i>E. crassipes</i> M3; Control

## ANÁLISIS DE VARIANZA

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	45.2921	15.0974	10979.90	0.000
Error	8	0.0110	0.0014		
Total	11	45.3031			

## MEDIAS

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
<i>E. crassipes</i> Masa 1	3	9.1833	0.0306	(9.1340; 9.2327)
<i>E. crassipes</i> Masa 2	3	9.2167	0.0252	(9.1673; 9.2660)
<i>E. crassipes</i> Masa 3	3	9.3800	0.0300	(9.3306; 9.4294)
Control	3	4.7767	0.0551	(4.7273; 4.8260)

*Nota:* Desv.Est. agrupada = 0.0370810

## Comparaciones en parejas de Tukey

**Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%**

Factor	N	Media	Agrupación
<i>E. crassipes</i> Masa 3	3	9,3800	A
<i>E. crassipes</i> Masa 2	3	9,2167	B
<i>E. crassipes</i> Masa 1	3	9,1833	B
Control	3	4,7767	C

*Nota:* Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

**Anexo 8.** Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de turbidez.

**Variables:**

- Masa de la planta
- Parámetro de turbidez
- 

**INFORMACIÓN DEL FACTOR**

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	<i>E. crassipes</i> M1; <i>E. crassipes</i> M2; <i>E. crassipes</i> M3; Control

**ANÁLISIS DE VARIANZA**

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	94781.6	31593.9	227884.85	0.000
Error	8	1.1	0.1		
Total	11	94782.7			

**MEDIAS**

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
<i>E. crassipes</i> Masa 1	3	7.9667	0.0321	(7.4709; 8.4624)
<i>E. crassipes</i> Masa 2	3	3.5680	0.0457	(3.0723; 4.0637)
<i>E. crassipes</i> Masa 3	3	0.7600	0.0200	(0.2643; 1.2557)
Control	3	209.257	0.742	(208.761; 209.752)

*Nota:* Desv.Est. agrupada = 0,372343

### Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
Control	3	209.257	A
<i>E. crassipes</i> Masa 1	3	7.9667	B
<i>E. crassipes</i> Masa 2	3	3.5680	C
<i>E. crassipes</i> Masa 3	3	0.7600	D

**Nota:** Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

**Anexo 9.** Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de turbidez.

#### Variables:

- Masa de la planta
- Parámetro de turbidez

#### INFORMACIÓN DEL FACTOR

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	<i>E. crassipes</i> M1; <i>E. crassipes</i> M2; <i>E. crassipes</i> M3; Control

#### ANÁLISIS DE VARIANZA

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	94781.6	31593.9	227884.85	0.000
Error	8	1.1	0.1		
Total	11	94782.7			

### MEDIAS

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
<i>E. crassipes</i> M1	3	7.9667	0.0321	(7.4709; 8.4624)
<i>E. crassipes</i> M2	3	3.5680	0.0457	(3.0723; 4.0637)
<i>E. crassipes</i> M3	3	0.7600	0.0200	(0.2643; 1.2557)
Control	3	209.257	0.742	(208.761; 209.752)

*Nota:* Desv.Est. agrupada = 0.372343

### Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
Control	3	209.257	A
<i>E. crassipes</i> M1	3	7.9667	B
<i>E. crassipes</i> M2	3	3.5680	C
<i>E. crassipes</i> M3	3	0.7600	D

*Nota:* Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

**Anexo 10.** Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de sólidos totales (ST).

#### Variables:

- Masa de la planta
- Parámetro de sólidos totales ST

### INFORMACIÓN DEL FACTOR

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	<i>E. crassipes</i> M1; <i>E. crassipes</i> M2; <i>E. crassipes</i> M3; Control

### ANÁLISIS DE VARIANZA

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	135247798	45082599	250.19	0.000
Error	4	720776	180194		
Total	7	135968574			

### MEDIAS

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
<i>E. crassipes</i> Masa 1	2	7876	577	(7043; 8709)
<i>E. crassipes</i> Masa 2	2	8988	622	(8155; 9821)
<i>E. crassipes</i> Masa 3	2	7886.0	25.5	(7052.6; 8719.4)
Control	2	17688	0	(16855; 18521)

*Nota:* Desv.Est. agrupada = 424,493

### Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
Control	2	17688	A
<i>E. crassipes</i> Masa 2	2	8988	B
<i>E. crassipes</i> Masa 3	2	7886.0	B
<i>E. crassipes</i> Masa 1	2	7876	B

*Nota:* Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

**Anexo 11.** Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de sólidos suspendidos totales (SST).

**VARIABLES:**

- Masa de la planta
- Parámetro de sólidos suspendidos totales

**INFORMACIÓN DEL FACTOR**

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	<i>E. crassipes</i> M1; <i>E. crassipes</i> M2; <i>E. crassipes</i> M3; Control

**ANÁLISIS DE VARIANZA**

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	876.9	292.3	0.02	0.995
Error	4	51700.8	12925.2		
Total	7	52577.7			

**MEDIAS**

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
<i>E. crassipes</i> Masa 1	2	231	205	(8; 454)
<i>E. crassipes</i> Masa 2	2	212.00	11.31	(-11.20; 435.20)
<i>E. crassipes</i> Masa 3	2	203.0	97.6	(-20.2; 426.2)
Control	2	209.030	0.891	(-14.169; 432.229)

*Nota:* Desv.Est. agrupada = 113.689

### Comparaciones en parejas de Tukey

#### Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
<i>E. crassipes</i> Masa 1	2	231	A
<i>E. crassipes</i> Masa 2	2	212.00	A
<i>E. crassipes</i> Control	2	209.030	A
Masa 3	2	203.0	A

*Nota:* Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

**Anexo 12.** Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Nitrógeno amoniacal ( $NH_3-N$ ).

#### Variables:

- Masa de la planta
- Parámetro de nitrógeno amoniacal ( $NH_3-N$ )

#### INFORMACIÓN DEL FACTOR

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	<i>E. crassipes</i> M1; <i>E. crassipes</i> M2; <i>E. crassipes</i> M3; Control

#### ANÁLISIS DE VARIANZA

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	32105,1	10701,7	30576,28	0,000
Error	8	2,8	0,4		
Total	11	32107,9			

### MEDIAS

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
<i>E. crassipes</i> Masa 1	3	8.633	0.306	(7.846; 9.421)
<i>E. crassipes</i> Masa 2	3	8.367	0.306	(7.579; 9.154)
<i>E. crassipes</i> Masa 3	3	3.700	0.000	(2.912; 4.488)
Control	3	126.267	1.102	(125.479; 127.054)

*Nota:* Desv.Est. agrupada = 0,591608

### Comparaciones en parejas de Tukey

**Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%**

Factor	N	Media	Agrupación
Control	3	126.267	A
<i>E. crassipes</i> Masa 1	3	8.633	B
<i>E. crassipes</i> Masa 2	3	8.367	B
<i>E. crassipes</i> Masa 3	3	3.700	C

*Nota:* Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

**Anexo 13.** Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Demanda Química de Oxígeno

### Variables:

- Masa de la planta
- Parámetro DQO

### INFORMACIÓN DEL FACTOR

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	<i>E. crassipes</i> M1; <i>E. crassipes</i> M2; <i>E. crassipes</i> M3; Control

### ANÁLISIS DE VARIANZA

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	434838113	144946038	218979.28	0.000
Error	8	5295	662		
Total	11	434843408			

### MEDIAS

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
<i>E. crassipes</i> M1	3	1142.33	8.96	(1108.08; 1176.59)
<i>E. crassipes</i> M2	3	992.67	8.14	(958.41; 1026.92)
<i>E. crassipes</i> M3	3	865.000	1.000	(830.747; 899.253)
Control	3	14900.0	50.0	(14865.7; 14934.3)

*Nota:* Desv.Est. agrupada = 25.7277

### Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
Control	3	14900.0	A
<i>E. crassipes</i> M1	3	1142.33	B
<i>E. crassipes</i> M2	3	992.67	C
<i>E. crassipes</i> M3	3	865.000	D

*Nota:* Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

**Anexo 14.** Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Cromo hexavalente ( $Cr^{+6}$ ).

**VARIABLES:**

- Masa de la planta
- Parámetro de Cromo hexavalente ( $Cr^{+6}$ ).

**INFORMACIÓN DEL FACTOR**

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	<i>E. crassipes</i> M1; <i>E. crassipes</i> M2; <i>E. crassipes</i> M3; Control

**ANÁLISIS DE VARIANZA**

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	4781.03	1593.68	120428.99	0.000
Error	8	0.11	0.01		
Total	11	4781.14			

**MEDIAS**

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
<i>E. crassipes</i> M1	3	0.000000	0.000000	(-0.153156; 0.153156)
<i>E. crassipes</i> M2	3	0.000000	0.000000	(-0.153156; 0.153156)
<i>E. crassipes</i> M3	3	0.000000	0.000000	(-0.153156; 0.153156)
Control	3	46.097	0.230	(45.944; 46.250)

**Nota:** Desv.Est. agrupada = 0.115036

### Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
Control	3	46.097	A
<i>E. crassipes</i> M3	3	0.000000	B
<i>E. crassipes</i> M2	3	0.000000	B
<i>E. crassipes</i> M1	3	0.000000	B

*Nota:* Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

**Anexo 15.** Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Demanda Biológica de Oxígeno

#### Variables:

- Masa de la planta
- Parámetro DBO<sub>5</sub>

#### INFORMACIÓN DEL FACTOR

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	<i>E. crassipes</i> M1; <i>E. crassipes</i> M2; <i>E. crassipes</i> M3; Control

**ANÁLISIS DE VARIANZA**

<b>Fuente</b>	<b>GL</b>	<b>SC Ajust.</b>	<b>MC Ajust.</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor p</b>
Factor	3	42997614	14332538	4.82	0.049
Error	6	17827946	2971324		
Total	9	60825561			

**MEDIAS**

<b>Factor</b>	<b>N</b>	<b>Media</b>	<b>Desv.Est.</b>	<b>IC de 95%</b>
<i>E. crassipes</i> Masa 1	3	2294	2986	(-142; 4729)
<i>E. crassipes</i> Masa 2	3	496.33	4.07	(-1938.86; 2931.52)
<i>E. crassipes</i> Masa 3	3	432.500	0.500	(-2002.689; 2867.689)
Control	1	7425	*	(3207; 11643)

*Nota:* Desv.Est. agrupada = 1723.75

**Comparaciones en parejas de Tukey**

**Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%**

<b>Factor</b>	<b>N</b>	<b>Media</b>	<b>Agrupación</b>	
Control	1	7425	A	
<i>E. crassipes</i> Masa 1	3	2294	A	B
<i>E. crassipes</i> Masa 2	3	496.33		B
<i>E. crassipes</i> Masa 3	3	432.500		B

*Nota:* Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

**Anexo 16.** Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Sulfatos ( $SO_4^{2-}$ ).

**Variables:**

- Masa de la planta
- Parámetro de sulfatos ( $SO_4^{2-}$ ).

**INFORMACIÓN DEL FACTOR**

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	<i>E. crassipes</i> M1; <i>E. crassipes</i> M2; <i>E. crassipes</i> M3; Control

**ANÁLISIS DE VARIANZA**

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	5908.21	1969.40	196.87	0.000
Error	8	80.03	10.00		
Total	11	5988.24			

**MEDIAS**

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
<i>E. crassipes</i> M1	3	27.667	0.577	(23.456; 31.878)
<i>E. crassipes</i> M2	3	27.513	0.987	(23.302; 31.724)
<i>E. crassipes</i> M3	3	18.667	0.577	(14.456; 22.878)
Control	3	75.16	6.19	(70.95; 79.37)

*Nota:* Desv.Est. agrupada = 3.16287

### Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
Control	3	75.16	A
<i>E. crassipes</i> M1	3	27.667	B
<i>E. crassipes</i> M2	3	27.513	B
<i>E. crassipes</i> M3	3	18.667	C

**Nota:** Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

**Anexo 17.** Prueba estadística ANOVA del tratamiento de fitorremediación para el parámetro de Tensioactivos aniónicos.

#### Variables:

- Masa de la planta
- Parámetro de tensioactivos aniónicos

#### INFORMACIÓN DEL FACTOR

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	<i>E. crassipes</i> M1; <i>E. crassipes</i> M2; <i>E. crassipes</i> M3; Control

#### ANÁLISIS DE VARIANZA

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	0.260558	0.086853	325.70	0.000
Error	8	0.002133	0.000267		
Total	11	0.262692			

### MEDIAS

<b>Factor</b>	<b>N</b>	<b>Media</b>	<b>Desv.Est.</b>	<b>IC de 95%</b>
<i>E. crassipes</i> M1	3	0.09667	0.00577	(0.07493; 0.11841)
<i>E. crassipes</i> M2	3	0.03000	0.00000	(0.00826; 0.05174)
<i>E. crassipes</i> M3	3	0.03000	0.01000	(0.00826; 0.05174)
Control	3	0.3867	0.0306	(0.3649; 0.4084)

*Nota:* Desv.Est. agrupada = 0.0163299

### Comparaciones en parejas de Tukey

**Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%**

<b>Factor</b>	<b>N</b>	<b>Media</b>	<b>Agrupación</b>
Control	3	0.3867	A
<i>E. crassipes</i> M1	3	0.09667	B
<i>E. crassipes</i> M3	3	0.03000	C
<i>E. crassipes</i> M2	3	0.03000	C

*Nota:* Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.