



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ**

---



**FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS**

**POSGRADO EN CIENCIAS QUÍMICAS**

**SISTEMA COMBINADO PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA DE  
RECHAZO DE UN SISTEMA DE PURIFICACIÓN POR ÓSMOSIS  
INVERSA**

**TESIS**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:  
**MAESTRIA EN CIENCIAS QUÍMICAS**

PRESENTA:

**L.Q. ANAYELI ALEJANDRA CASTILLO VÁZQUEZ**

DIRECTORA DE TESIS:

**DRA. MA. CATALINA ALFARO DE LA TORRE**

---

**San Luis Potosí, S.L.P., México**

**Agosto 2025**



**UASLP-Sistema de Bibliotecas**  
**Repositorio Institucional Tesis digitales Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS**

**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en este Trabajo Terminal está protegido por la Ley Federal de Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos.

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde se obtuvo, mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto o con fines de lucro, reproducción, edición o modificación será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Sistema combinado para el tratamiento del agua de rechazo de un sistema de purificación por ósmosis inversa © 2025 por Castillo Vázquez Anayeli Alejandra se distribuye bajo una licencia Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International

Este proyecto se realizó en el Laboratorio de Elementos Traza y en el Área de Humedales de la Unidad de Biotecnología de Plantas adscrito a Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, en el periodo comprendido entre septiembre del 2023 que inicio el trabajo y agosto del 2025 que término el mismo, bajo la dirección de Dra. Ma. Catalina Alfaro de la Torre y fue apoyado a través del proyecto COPOCYT 2468 “Diseño e implementación de un sistema de purificación de agua para consumo humano en escuelas públicas de educación básica en la Ciudad De San Luis Potosí, implementando la evaluación y comunicación de riesgo para la salud. Fondo 1230” y por la beca otorgada por Secretaria de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI)

El programa de Maestría en Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí pertenece al Sistema Nacional de Posgrados de Calidad (SNP) del SECIHTI, registro 00519. Número de la beca otorgada por CONAHCYT: 291047  
Número de CVU: 1319237.

Los datos del trabajo titulado Sistema combinado para el tratamiento de agua de rechazo de un sistema de purificación por ósmosis inversa se encuentran bajo el resguardo del Facultad de Ciencias Químicas y pertenecen a la Universidad Autónoma de San Luis Potosí.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ  
Facultad de Ciencias Químicas  
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado  
Posgrado en Ciencias Químicas  
Programa de Maestría

Formato M12

## Solicitud de Registro de Tesis de Maestría

San Luis Potosí SLP a noviembre 03 de 2023

### Comité Académico

#### En atención a: Coordinador/a del Posgrado

Por este conducto solicito a Usted se lleve a cabo el registro de tema de tesis de Maestría, el cual quedo definido de la siguiente manera: **Sistema combinado para el tratamiento de agua de rechazo de un sistema de purificación por ósmosis inversa**

que desarrollará el/la estudiante: **L.Q. Anayeli Alejandra Castillo Vázquez**

bajo la dirección y/o Co-dirección de: **Dra. Ma. Catalina Alfaro de la Torre**

Asimismo, le comunico que el proyecto en el cual trabajará la alumna **no** involucrará el manejo de animales de experimentación, estudios con seres humanos o muestras derivadas de los mismos, el manejo y/o generación de organismos genéticamente modificados y **no** requiere de aval de Comité de Ética e investigación de la FCQ.

(Complete la opción que aplique en su caso):

( ) Sí debido a que:

( ) No

(X) No Aplica

Sin otro particular, quedo de Usted.

**A T E N T A M E N T E**

---

L.Q. Anayeli Alejandra Castillo Vázquez

---

Dra. Ma. Catalina Alfaro de la Torre



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ



**FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS**

**Posgrado en Ciencias Químicas**

**SISTEMA COMBINADO PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA DE  
RECHAZO DE UN SISTEMA DE PURIFICACIÓN POR ÓSMOSIS INVERSA**

Tesis que para obtener el grado de:

**Maestría en Ciencias Químicas**

Presenta:

**L.Q. Castillo Vázquez Anayeli Alejandra**

**SINODALES:**

<b>Presidente:</b>	<b>Dra. Ruth Elena Soria Guerra</b>
<b>Secretario:</b>	<b>Dra. Ma. Catalina Alfaro de la Torre</b>
<b>Vocal:</b>	<b>Dra. Paola Elizabeth Díaz Flores</b>
<b>Vocal:</b>	<b>Dra. María Selene Berber Mendoza</b>

SAN LUIS POTOSÍ, S. L. P.

FECHA: Agosto 2025

## **INTEGRANTES DEL COMITÉ TUTORIAL ACADÉMICO**

**Dra. Ma. Catalina Alfaro de la Torre:** directora de tesis. Adscrita al Posgrado en Ciencias Químicas de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, S.L.P.

**Dra. Ruth Elena Soria Guerra:** miembro del subcomité tutelar. Adscrita al Posgrado en Ciencias Químicas de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, S.L.P.

**Dra. Paola Elizabeth Díaz Flores:** miembro del subcomité tutelar extendido. Adscrita al Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, S.L.P.



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ**  
Facultad de Ciencias Químicas  
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado  
Posgrado en Ciencias Químicas  
Programa de Maestría

Formato M5

## **Carta Cesión de Derechos**

San Luis Potosí SLP a agosto/ 28 /2025

En la ciudad de San Luis Potosí el día 28 del mes de Agosto del año 2025 El que suscribe Anayeli Alejandra Castillo Vázquez Alumno(a) del programa de posgrado Ciencias Químicas adscrito a Facultad de Ciencias Químicas manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo terminal, realizado bajo la dirección de: Dra. Ma. Catalina Alfaro de la Torre y cede los derechos del trabajo titulado Sistema Combinado para el Tratamiento de Agua de Rechazo de un Sistemas de Purificación por Ósmosis Inversa a la **Universidad Autónoma de San Luis Potosí**, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir de forma total o parcial texto, gráficas, imágenes o cualquier contenido del trabajo si el permiso expreso del o los autores. Éste, puede ser obtenido directamente con el autor o autores escribiendo a la siguiente dirección [anayeli.alejandra.castillo.vazquez@outlook.es](mailto:anayeli.alejandra.castillo.vazquez@outlook.es) y [alfaroca@uaslp.mx](mailto:alfaroca@uaslp.mx) Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

---

L.Q. Anayeli Alejandra Castillo Vázquez

---

Dra. Ma. Catalina Alfaro de la Torre



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ**  
Facultad de Ciencias Químicas  
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado  
Posgrado en Ciencias Químicas  
Programa de Maestría

Formato M28

## **Carta de Análisis de Similitud**

San Luis Potosí SLP a julio/ 18 /2025

**L.B. María Zita Acosta Nava**  
**Biblioteca de Posgrado FCQ**

**Asunto:** Reporte de porcentaje de similitud de tesis de grado

Por este medio me permito informarle el porcentaje de similitud obtenido mediante Ithenticate para la tesis titulada Sistema Combinado para el Tratamiento de Agua de Rechazo de un Sistema de Purificación por Ósmosis Inversa presentada por el autor Castillo Vázquez Anayeli Alejandra. La tesis es requisito para obtener el grado de Maestría en el Posgrado en Ciencias Químicas. El análisis reveló un porcentaje de similitud de 24% excluyendo referencias y metodología.

Agradezco sinceramente su valioso tiempo y dedicación para llevar a cabo una exhaustiva revisión de la tesis. Quedo a su disposición para cualquier consulta o inquietud que pueda surgir en el proceso.

Sin más por el momento, le envío un cordial saludo.

**A T E N T A M E N T E**

---

Dr. Fidel Martínez Gutiérrez

Coordinador Académico del Posgrado en Ciencias Químicas

## Agradecimientos

A SECIHTI por la beca otorgada para la realización de mis estudios de maestría, al Posgrado de Ciencias Químicas de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, por haberme aceptado en su programa de estudios.

Al proyecto COPOCYT 2468 por el apoyo para realizar parte de los experimentos de la tesis.

A la Dra. Ma. Catalina Alfaro de la Torre por permitirme formar parte de su equipo de investigación, por compartir sus conocimientos y apoyarme personalmente cuando la necesite, por formar en mí a una investigadora y sobre todo por confiar en mí.

Mi agradecimiento a la Dra. Luz Mila Martínez por compartir sus conocimientos y ayudarme en la identificación molecular de la planta *T. geniculata*. A la Dra. Socorro Santos y su alumna Saraí por la donación de la planta *S. americanus*. A el M.C Hugo Castillo del herbario de zonas desérticas por realizar la identificación taxonómica de *T. geniculata*. A la IA. Estela Núñez por ayudarme en el análisis de los metales por espectrofotometría de absorción atómica. A el químico Miguel Cortina por analizar las muestras iniciales por ICPO. A la Dra. Ana Laura Zapata por compartir sus conocimientos sobre humedales y apoyarme moralmente cuando lo necesite. A M.C.Q Mirtha Almazán por aportar sus conocimientos sobre el tema de humedales y del tema del agua. Al Instituto de Metalurgia de la UASLP por realizar los analices de secuencia.

A la Dra. Paola Díaz por apoyarme con materiales para realizar parte de los experimentos y por sus consejos cuando se los pedí.

A mis padres por haberme dado la vida ya que sin ellos no hubiera logrado mis estudios profesionales por cada sacrificio, ya que hoy puedo asegurarles que valieron la pena ya que he logrado cumplir una meta más como profesionista.

A mis hermanas y hermano por creer en mí siempre especialmente a mi hermana Karla por siempre estar presente cuando la necesite por darme una palabra de aliento cuando ya no podía.

A mi suegra y cuñada por la ayuda brindada al cuidar a mi pequeña hija durante el periodo en la maestría sin ustedes hubiera sido más complicado el proceso.

A mi esposo e hija por creer en mí, por darme la oportunidad de realizar un proyecto más en mi carrera como profesionista, al verlos a mi lado me daban fuerzas para lograr culminar el posgrado.

A las purificadoras por permitirme tomar las muestras de agua para poder conocer la composición de un agua de rechazo.

A Dios por permitirme seguir en esta vida ya que sin su voluntad yo no hubiera logrado culminar este proyecto, gracias infinitas por todo lo que me ha dado no tengo con que pagárselo.

## **Dedicatoria**

**A Lía Natalia**, mi hija, por llegar a mi vida.

**A mi esposo Humberto**, por acompañarme en este proyecto y ayudarme cuando lo necesite.

**A mi familia**, por su cariño y confianza.

**A mi padre y madre**, que siempre estuvieron orgullosos y nunca dejaron de creer en mí.

**A la doctora Cathy**, por su cariño, enseñanzas y confianza.

**A mi hermana Karla**, por su cariño, palabras de aliento y confianza.

**A mi cuñada Silvia y suegra Antonia**, por su ayuda incondicional.

**A Dios**, por la vida y por poner a cada persona en mí camino.

## Resumen

El objetivo de este estudio fue evaluar la remoción de contaminantes inorgánicos presentes en el agua de rechazo proveniente del proceso de ósmosis inversa de plantas purificadoras de agua mediante el tratamiento combinando de un proceso fisicoquímico con un proceso basado en la fitorremediación, mediante el uso de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal. La planta que mostro más tolerancia y mejores porcentajes de remoción fue *Thalia geniculata* de acuerdo con pruebas en lote. La caracterización del agua de rechazo permitió determinar que ésta contiene principalmente sales de calcio, magnesio, sodio, potasio, cloruros, sulfatos y elementos tóxicos como arsénico y fluoruro. El tratamiento fisicoquímico por coagulación-floculación con  $Al(OH)_3$  y un floculante comercial removió 87 % de sulfatos. El tratamiento mediante un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal (HCFSH) alimentado en flujo continuo mostró eficiencias de remoción de 55.8 % para arsénico, 50 % para fluoruros y 51 % para sulfatos; el humedal se operó durante 163 días con un tiempo de residencia hidráulico (TRH) de 6 días y un flujo de  $6\pm 2$  mL/min. Las plantas no mostraron signos de afectación ante los tóxicos que podían manifestarse como marchitamiento, clorosis y otros. La prueba combinada se realizó por lote obteniendo las siguientes eficiencias de remoción: 30 % de calcio, 79.7 % de sulfatos, 64.1 % de arsénico y 60.5 % de fluoruros. Los resultados muestran que el tratamiento combinado, aun y cuando se realizó a nivel de pruebas por lote, es potencialmente aplicable para el tratamiento de agua de rechazo de sistemas de purificación basado en ósmosis inversa y puede escalarse a nivel de un humedal construido con *T. geniculata*. El HCFSH demostró ser eficiente en la remoción de arsénico, fluoruros y sulfatos aun cuando el agua de rechazo no recibió previamente el tratamiento fisicoquímico.

**Palabras clave:** Fluoruros, arsénico, ósmosis inversa, humedales, coagulación

## Abstract

The objective of this study was to evaluate the removal of inorganic contaminants present in the reject water from the reverse osmosis process of water purification plants by combining a physicochemical process with a phytoremediation-based process, using horizontal subsurface flow constructed wetlands. The plant species that showed the greatest tolerance and the best removal efficiencies percentages was *Thalia geniculata*, according to batch tests. The characterization of the rejected water indicated that it mainly contains salts of calcium, magnesium, sodium, potassium, chlorides, sulfates, and toxic elements as arsenic and fluoride. The physicochemical treatment by coagulation-flocculation with  $\text{Al}(\text{OH})_3$  and a commercial flocculant removed 87 % of sulfates. Treatment using a horizontal subsurface flow constructed wetland (HCFSSH) fed in continuous flow showed removal efficiencies of 55.8 % for arsenic, 50 % for fluorides, and 51 % for sulfates; the wetland was operated for 163 days with a hydraulic residence time (HRT) of 6 days and a flow of  $6 \pm 2$  mL/min. The plants showed no signs of toxic effects, which could manifest as wilting, chlorosis, and other effects. The combined test was conducted in batches, yielding the following removal efficiencies: 30 % for calcium, 79.7 % for sulfates, 64.1 % for arsenic, and 60.5 % for fluorides. The results show that the combined treatment, even when performed at the batch level, is potentially applicable for treating reject water from reverse osmosis-based purification systems and can be scaled up to a constructed wetland with *T. geniculata*. The HCFSSH proved efficient in removing arsenic, fluorides, and sulfates even when the reject water did not previously receive physicochemical treatment.

**Keywords:** Fluorides, arsenic, reverse osmosis, wetland, coagulation

<b>Índice general</b>	<b>Pagina</b>
Resumen	xi
Índice de figuras	xviii
Índice de tablas	xxi
1. Introducción	1
2. Antecedentes	3
2.1. Problemática de la contaminación del agua para consumo humano	3
2.2. Procesos de purificación por Ósmosis Inversa (OI)	5
2.2.1. Desventajas de la Ósmosis Inversa	5
2.2.2. Composición del agua de rechazo	6
2.2.3. Volumen generado del agua de rechazo	7
2.2.4. Disposición del agua de rechazo	7
2.3. Procesos de tratamiento de agua de rechazo	8
2.4. Contaminación en agua por Arsénico y Fluoruro	9
2.4.1. Tratamiento de agua de rechazo mediante humedales	11
2.5. Tratamiento mediante humedales construidos	11
2.6. Fitorremediación	14
2.6.1. Procesos involucrados en la fitorremediación	14
2.6.2. Plantas	18
2.6.2.1. Estructura de las plantas	19
2.6.2.2. Estructura de la rizosfera	19
2.6.3. Transporte de iones desde el suelo hasta la superficie de las raíces	20

<b>2.7.</b>	<b>Mecanismos Físicoquímicos para remover arsénico y fluoruro</b>	<b>23</b>
<b>2.7.1.</b>	<b>Transporte de contaminantes inorgánicos</b>	<b>23</b>
<b>2.7.1.1.</b>	<b>Absorción de cationes</b>	<b>24</b>
<b>2.7.1.2.</b>	<b>Absorción de aniones</b>	<b>24</b>
<b>2.7.1.3.</b>	<b>Adsorción de metales pesados</b>	<b>24</b>
<b>2.8.</b>	<b>Características botánicas y ecológicas de las plantas utilizadas en este trabajo</b>	<b>25</b>
<b>3.</b>	<b>Justificación y objetivos</b>	<b>29</b>
<b>3.1.</b>	<b>Justificación</b>	<b>29</b>
<b>3.2.</b>	<b>Hipótesis</b>	<b>30</b>
<b>3.3.</b>	<b>Objetivos</b>	<b>30</b>
<b>3.3.1.</b>	<b>Objetivo general</b>	<b>30</b>
<b>3.3.2.</b>	<b>Objetivos específicos</b>	<b>30</b>
<b>4.</b>	<b>Metodología</b>	<b>32</b>
<b>4.1.</b>	<b>Caracterización del agua de rechazo</b>	<b>32</b>
<b>4.1.1.</b>	<b>pH y conductividad</b>	<b>32</b>
<b>4.1.2.</b>	<b>Alcalinidad</b>	<b>33</b>
<b>4.1.3.</b>	<b>Dureza total y de calcio</b>	<b>34</b>
<b>4.1.4.</b>	<b>Aniones</b>	<b>34</b>
<b>4.1.5.</b>	<b>Factor de rechazo</b>	<b>35</b>
<b>4.1.6.</b>	<b>Especies vegetales estudiadas</b>	<b>36</b>

<b>4.2.</b>	Remoción de arsénico y fluoruros por las plantas en pruebas en lote	<b>36</b>
<b>4.2.1.</b>	Preparación del agua de rechazo sintética	<b>36</b>
<b>4.3.</b>	Condiciones de operación del humedal construido de flujo subsuperficial horizontal (HCFSH)	<b>37</b>
<b>4.3.1.</b>	Propagación de especies <i>Thalia geniculata</i> , <i>Typha latifolia</i> y <i>Scirpus americanus</i>	<b>39</b>
<b>4.3.2.</b>	Instalación y establecimiento de las condiciones mínimas de operación del humedal	<b>39</b>
<b>4.3.3.</b>	Seguimiento del humedal	<b>42</b>
<b>4.4.</b>	Tratamiento fisicoquímico por coagulación y floculación	<b>42</b>
<b>4.4.1.</b>	Coagulación – Floculación	<b>42</b>
<b>4.5.</b>	Determinación de la eficiencia de un proceso combinado de tratamiento fisicoquímico (coagulación-floculación) y fitorremediación	<b>44</b>
<b>4.6.</b>	Acumulación de fluoruro y arsénico en las plantas estudiadas en pruebas por lote como en el humedal (HCFSSH)	<b>44</b>
<b>4.6.1.</b>	Cuantificación de arsénico y fluoruro en tejido radicular, aéreo en las tres especies de planta usadas en las pruebas en lote y de <i>T. geniculata</i> en la prueba del humedal.	<b>45</b>

4.7.	Control de calidad analítico de las pruebas realizadas	46
4.8.	Evaluación estadística de los resultados	46
5.	Resultados	48
5.1	Calidad del agua de rechazo de plantas purificadoras basadas en ósmosis inversa	48
5.2.	Eficiencia de remoción de sulfatos, fluoruros y arsénico del agua de rechazo mediante el proceso fisicoquímico de coagulación - floculación	53
5.2.1.	Determinación de las condiciones óptimas de tratamiento por coagulación-floculación con $AlCl_3$	53
5.2.1.1.	Tratamiento fisicoquímico por coagulación – floculación	54
5.2.2.	Determinación de las condiciones óptimas de tratamiento por coagulación-floculación con $Al(OH)_3$	56
5.3.	Propagación de las plantas <i>Thalia geniculata</i> , <i>Typha latifolia</i> y <i>Scirpus americanus</i> y desarrollo de la cobertura vegetal en condiciones de humedal	58
5.4.	Identificación de <i>Thalia geniculata</i>	60
5.5.	Eficiencia de remoción de sulfatos, fluoruros y arsénico del agua de rechazo mediante el uso de <i>Thalia geniculata</i> , <i>Typha latifolia</i> y <i>Scirpus americanus</i> en pruebas por lote	61
5.5.1.	Aspecto de las plantas	61
5.5.2.	Eficiencia de remoción	62
5.6.	Eficiencia de remoción de las principales sustancias del agua de rechazo mediante el tratamiento en un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal	66

<b>5.6.1.</b>	<b>Aspecto de las plantas</b>	<b>67</b>
<b>5.6.2.</b>	<b>Eficiencia de remoción de los parámetros de la calidad del agua de rechazo sintética</b>	<b>67</b>
<b>5.6.3.</b>	<b>Variación de la concentración de los parámetros de la calidad del agua de rechazo con respecto al tiempo en el HCFSH</b>	<b>68</b>
<b>5.6.4.</b>	<b>Prueba en lote con grava</b>	<b>70</b>
<b>5.6.5.</b>	<b>Contribución del material de soporte a la calidad del agua de rechazo en el humedal construido</b>	<b>72</b>
<b>5.7.</b>	<b>Estimar la eficiencia de remoción de sustancias mediante el sistema de tratamiento combinado de coagulación-floculación y plantas en pruebas en lote usando cloruro de aluminio como coagulante</b>	<b>74</b>
<b>5.7.1.</b>	<b>Resultados de las pruebas combinadas por lote aplicando el tratamiento fisicoquímico con <math>AlCl_3</math> y plantas</b>	<b>75</b>
<b>5.7.2.</b>	<b>Resultados de las pruebas combinadas por lote aplicando el tratamiento de coagulación-floculación con <math>Al(OH)_3</math> y plantas</b>	<b>78</b>
<b>5.8.</b>	<b>Acumulación de fluoruro y arsénico en las plantas estudiadas tanto en las pruebas por lote como en el humedal (HCFSH)</b>	<b>81</b>
<b>6.</b>	<b>Discusión de Resultados</b>	<b>84</b>
<b>6.1.</b>	<b>Caracterización del agua de rechazo</b>	<b>85</b>
<b>6.2.</b>	<b>Eficiencia del proceso fisicoquímico de coagulación - floculación</b>	<b>86</b>

<b>6.3.</b>	<b>Eficiencia del proceso de tratamiento basado en la fitorremediación</b>	<b>87</b>
	Pruebas por lote	
<b>6.4.</b>	<b>Eficiencia de remoción del tratamiento combinado -proceso fisicoquímico y fitorremediación, en pruebas por lote</b>	<b>93</b>
<b>6.4.1.</b>	<b>Tratamiento combinado usando <math>Al(OH)_3</math></b>	<b>94</b>
<b>6.5.</b>	<b>Eficiencia del tratamiento en el sistema HCFSH</b>	<b>99</b>
<b>6.6.</b>	<b>Acumulación de fluoruros y arsénico en las plantas utilizadas en el proceso de fitorremediación</b>	<b>101</b>
<b>7.</b>	<b>Conclusiones</b>	<b>104</b>
<b>8.</b>	<b>Perspectivas para futuros trabajos</b>	<b>106</b>
<b>9.</b>	<b>Bibliografía</b>	<b>107</b>

<b>Índice de figuras</b>	<b>página</b>
<b>Figura 1.</b> <i>Esquema de un humedal de flujo superficial</i>	<b>12</b>
<b>Figura 2.</b> <i>Esquema de la sección transversal de humedales de tratamiento subsuperficial de flujo horizontal (a) y vertical (b).</i>	<b>13</b>
<b>Figura 3.</b> <i>Estructura de la rizosfera</i>	<b>20</b>
<b>Figura 4.</b> <i>Intercambio catiónico de iones <math>H^+</math> por iones <math>K^+</math></i>	<b>22</b>
<b>Figura 5.</b> <i>S. americanus floreciendo</i>	<b>26</b>
<b>Figura 6.</b> <i>T. latifolia floreciendo</i>	<b>27</b>
<b>Figura 7.</b> <i>T. geniculata floreciendo</i>	<b>28</b>
<b>Figura 8.</b> <i>Celdas de humedal de tipo subsuperficial a microescala</i>	<b>40</b>
<b>Figura 9</b> <i>Aplicación del proceso de tratamiento del agua de rechazo sintética por coagulación y floculación seguido de filtración en columna empacada con arena</i>	<b>53</b>
<b>Figura 10.</b> <i>Adaptación de S. americanus, T. latifolia y T. geniculata en tezontle</i>	<b>56</b>
<b>Figura 11.</b> <i>Adaptación de T. latifolia y T. geniculata, en grava</i>	<b>56</b>
<b>Figura 12.</b> <i>Imagen del desarrollo de las plantas en los humedales; de izquierda a derecha S. americanus, T. latifolia y T. geniculata al inicio de su adaptación en las celdas de humedal.</i>	<b>57</b>
<b>Figura 13.</b> <i>Contribución del humedal en la remoción de As, <math>F^-</math> y <math>SO_4^{2-}</math> con respecto al tiempo</i>	<b>71</b>
<b>Figura 14.</b> <i>Aportación de <math>F^-</math> y <math>SO_4^{2-}</math> por la grava en el humedal sin plantas y la remoción de As en función del tiempo</i>	<b>72</b>
<b>Figura 15.</b> <i>Variación de la conductividad en función del tiempo, en las pruebas por lote</i>	<b>86</b>

<b>Figura 16.</b> <i>Variación del pH en función del tiempo, en las pruebas por lote</i>	<b>87</b>
<b>Figura 17.</b> <i>Variación de la dureza total en función del tiempo, en las pruebas por lote</i>	<b>87</b>
<b>Figura 18.</b> <i>Variación de la dureza de calcio en función del tiempo, en las pruebas por lote</i>	<b>88</b>
<b>Figura 19.</b> <i>Variación de cloruros en función del tiempo, en las pruebas por lote</i>	<b>88</b>
<b>Figura 20.</b> <i>Variación de sulfatos en función del tiempo, en las pruebas por lote</i>	<b>89</b>
<b>Figura 21.</b> <i>Variación de arsénico en función del tiempo, en las pruebas combinadas por lote</i>	<b>90</b>
<b>Figura 22.</b> <i>Variación de fluoruros en función del tiempo, en las pruebas por lote</i>	<b>91</b>
<b>Figura 23.</b> <i>Variación del pH en función del tiempo, en las pruebas por lote</i>	<b>93</b>
<b>Figura 24.</b> <i>Variación de la Dureza total en función del tiempo, en las pruebas por lote</i>	<b>94</b>
<b>Figura 25.</b> <i>Variación de la dureza de calcio en función del tiempo, en las pruebas por lote</i>	<b>94</b>
<b>Figura 26.</b> <i>Variación de cloruros en función del tiempo, en las pruebas por lote</i>	<b>94</b>
<b>Figura 27.</b> <i>Variación de sulfatos en función del tiempo, en las pruebas por lote</i>	<b>95</b>
<b>Figura 28.</b> <i>Variación de arsénico en función del tiempo, en las pruebas por lote</i>	<b>96</b>
<b>Figura 29.</b> <i>Variación de fluoruros en función del tiempo, en las pruebas en humedal</i>	<b>96</b>

<b>Figura 30.</b> <i>Variación de sulfatos en función del tiempo, en las pruebas en humedal</i>	<b>97</b>
<b>Figura 31.</b> <i>Variación de cloruros en función del tiempo, en las pruebas en humedal</i>	<b>97</b>
<b>Figura 32.</b> <i>Variación de arsénico en función del tiempo, en las pruebas en humedal</i>	<b>98</b>
<b>Figura 33.</b> <i>Variación de fluoruros en función del tiempo, en las pruebas en humedal</i>	<b>99</b>

<b>Índice de tablas</b>	<b>página</b>
<b>Tabla 1.</b> <i>Compuestos orgánicos e inorgánicos de arsénico</i>	<b>10</b>
<b>Tabla 2.</b> <i>Técnicas de fitorremediación</i>	<b>14</b>
<b>Tabla 3.</b> <i>Elementos esenciales para las plantas y las correspondientes vías de absorción</i>	<b>22</b>
<b>Tabla 4.</b> <i>Parámetros considerados en la caracterización de la calidad del agua.</i>	<b>33</b>
<b>Tabla 5.</b> <i>Caracterización fisicoquímica de la calidad de las muestras de agua de rechazo (efluente) y agua cruda (afluente) previamente a ser purificada obtenidas de las cuatro plantas purificadoras muestreadas.</i>	<b>47</b>
<b>Tabla 6.</b> <i>Valores promedio de la calidad del agua de rechazo de cuatro purificadoras y su comparación con valores reportados en la literatura de la calidad del agua de rechazo obtenida de sistemas de OI</i>	<b>49</b>
<b>Tabla 7.</b> <i>Efecto del pH en la muestra</i>	<b>51</b>
<b>Tabla 8.</b> <i>Efecto de la dosis de coagulante <math>AlCl_3</math>.</i>	<b>52</b>
<b>Tabla 9.</b> <i>Caracterización del agua de rechazo antes y después de la aplicación del tratamiento fisicoquímico</i>	<b>53</b>
<b>Tabla 10.</b> <i>Efecto del pH en la muestra</i>	<b>55</b>
<b>Tabla 11.</b> <i>Efecto de la dosis de coagulante <math>Al(OH)_3</math></i>	<b>55</b>
<b>Tabla 12.</b> <i>Caracterización del agua de rechazo antes y después de la aplicación del tratamiento de floculación – coagulación con <math>Al(OH)_3</math></i>	<b>55</b>
<b>Tabla 13.</b> <i>Aspecto de las plantas por cada especie al inicio (<math>T_0</math>) y al final (<math>T_{10}</math>) de las pruebas por lote</i>	<b>60</b>

<b>Tabla 14.</b> Valores inicial y final de cada parámetro en la prueba por lote y la correspondiente eficiencia de remoción	<b>61</b>
<b>Tabla 15.</b> Análisis del precipitado observado en las pruebas por lote	<b>62</b>
<b>Tabla 16.</b> Aspecto de las plantas al inicio ( $T_0$ ) y al final ( $T_{163}$ ) durante el tratamiento en el HCFSH	<b>65</b>
<b>Tabla 17.</b> Eficiencia del tratamiento del agua de rechazo mediante un HCFSH con un TRH de 6 días, plantado con <i>T. geniculata</i>	<b>66</b>
<b>Tabla 18.</b> Contribución del material de soporte a la calidad del agua determinada en una prueba por lote con una relación grava: agua de 5:6	<b>69</b>
<b>Tabla 19.</b> Contribución del material de soporte (grava) a la calidad del agua de rechazo del humedal construido de flujo subsuperficial horizontal sin plantas	<b>70</b>
<b>Tabla 20.</b> Aspecto de las plantas ( $N=3$ ) de cada especie al inicio ( $T_0$ ) y al final ( $T_{10}$ ) de las pruebas por lote	<b>73</b>
<b>Tabla 21.</b> Concentración en las pruebas combinadas por lote al inicio ( $T_0$ ) y al final ( $T_{10}$ ) de la experimentación. En el tratamiento fisicoquímico se utilizó $AlCl_3$	<b>75</b>
<b>Tabla 22.</b> Aspecto de las plantas de cada especie al inicio ( $T_0$ ) y al final ( $T_{10}$ ) de las pruebas por lote	<b>76</b>
<b>Tabla 23.</b> Concentraciones en las pruebas combinadas por lote al inicio ( $T_0$ ) y al final ( $T_{10}$ ) de la experimentación. En el tratamiento fisicoquímico se utilizó $Al(OH)_3$	<b>77</b>
<b>Tabla 24.</b> Concentraciones de fluoruro en las plantas utilizadas en las pruebas en lote	<b>79</b>
<b>Tabla 25.</b> Concentración de fluoruro en plantas ( $N=3$ ) obtenidas del HCFSH con <i>T. geniculata</i>	<b>80</b>
<b>Tabla 26.</b> Concentración de arsénico en las plantas utilizadas en las pruebas en lote	<b>80</b>

**Tabla 27. Concentración** de arsénico en plantas (N=3) obtenidas del HCFSSH con *T. geniculata*

**81**

## 1. Introducción

Las principales fuentes de abastecimiento de agua en las regiones Altiplano, Centro y Media del estado de San Luis Potosí son de tipo subterráneas, aunque existen algunas fuentes superficiales como presas y algunos ríos que se aprovechan para el suministro a la población. Por su origen, el agua de las fuentes de abastecimiento puede presentar contaminantes que ponen en riesgo la salud de las personas que consumen el agua que no es potable. Para evitar este riesgo, en la potabilización y en la purificación del agua se emplean diversos procesos, uno de los más ampliamente utilizados se basa en la ósmosis inversa que tiene el inconveniente de generar agua de rechazo que representa entre 15 y 50 % el volumen del agua que se trata y que contiene las sales y contaminantes que son eliminados durante el proceso de tratamiento (Benítez y Duarte, 2020). El agua de rechazo, en la mayor parte de los casos no se aprovecha y se descarga en la red de drenaje, sin embargo, este volumen se puede utilizar en otros usos que permitan el uso sustentable del recurso. Por ello, este trabajo busca evaluar un proceso fisicoquímico de tratamiento basado en la precipitación química y la coagulación-floculación en combinación con un proceso basado en la fitorremediación para tratar agua de rechazo proveniente de los procesos de purificación por ósmosis inversa de plantas purificadoras en la Zona Metropolitana de San Luis Potosí (ZMSLP). En 2021, Armienta y colaboradores reportaron que el agua de rechazo está compuesta de sales, metales pesados, pesticidas y otros contaminantes que deben ser monitoreados y eliminados adecuadamente antes de que el agua se descargue en el suelo, en cuerpos de agua o en la red de drenaje. El agua de rechazo puede contener cloruros, calcio, potasio, sodio, magnesio, sulfatos, fluoruros, arsénico y otros, los cuales pueden generar efectos negativos en el medio ambiente si son liberados en una alta concentración (Rojas y col., 2017).

El propósito de tratar el agua de rechazo que proviene de los sistemas de purificación por osmosis inversa de plantas purificadoras de agua es principalmente darle un mejor uso a este vital líquido no sólo ante la crisis hídrica en la que se encuentra actualmente

San Luis Potosí y varios estados mexicanos ya que esta agua podría usarse para riego de algún tipo de huerto, para el uso en las mismas instalaciones de la purificadora incluso se podría recircular al sistema de purificación; para este último se requiere vigilar la concentración de las sales del agua que se recircula al sistema de purificación para evitar que la membrana se sature más rápidamente.

## **2. Antecedentes**

### **2.1. Problemática de la contaminación del agua para consumo humano**

En México, de acuerdo con información reportada en 2018, la principal fuente de abastecimiento ha sido el agua subterránea de la cual el 7.3 % se destina al uso público (Aguirre y col., 2018). El agua subterránea tiene la mejor calidad del agua disponible, sin embargo, puede presentar algunos problemas de contaminación sea por la presencia de arsénico, fluoruros u otros cuyo origen es natural o por contaminantes que se originan de las actividades humanas. Lo anterior obliga a que el agua de algunas fuentes de abastecimiento con parámetros cuyas concentraciones sean superiores a lo que marca la Norma Oficial Mexicana para agua de uso y consumo humano (NOM-127-SSA1-2021) debe ser tratada para su uso (Armienta y col., 2021). Derivado de este origen, el agua que se abastece al sector doméstico con frecuencia es agua de pozo la que solamente se desinfecta por cloración antes de ser suministrada a la población, es considerada “potable”, pero que en realidad no cumple con esa calidad, ya que dicho tratamiento no elimina sustancias tóxicas que ponen en riesgo la salud de la población, por lo que se han implementado métodos de tratamiento para purificar el agua para el uso y consumo humano.

Los procesos de tratamiento más comunes para aguas superficiales y subterráneas involucran procesos fisicoquímicos para remover algunos contaminantes orgánicos e inorgánicos; estos procesos se aplican sobre todo a las aguas superficiales. Algunos de los procesos fisicoquímicos más usados son la precipitación química que consiste en adicionar una sustancia química al agua a tratar la cual ayudará a formar precipitados de sustancias insolubles que facilita su eliminación por procesos como la sedimentación y/o la filtración (Jurado y col., 2014).

Un proceso fisicoquímico que se utiliza en la mayoría de las plantas potabilizadoras se basa en la coagulación y floculación. El primero incluye la dosificación de sustancias químicas para desestabilizar la carga de las partículas suspendidas. Esto permite que

se unan y que se inicie la formación de flóculos. Los coagulantes pueden ser inorgánicos o sintéticos. Para el caso de los inorgánicos los cationes altamente cargados son los más eficaces para modificar la carga de las partículas, por lo que se suelen utilizar sales de Al (III) y Fe (III) y a menudo se necesita cal o sosa cáustica para contrarrestar cualquier descenso del pH. La sal de aluminio más utilizada es el sulfato comúnmente llamado "alumbre" y que es  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$  o  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ . También existen sales de aluminio poliméricas parcialmente hidrolizadas, sobre todo el policloruro de aluminio (PAC) y aunque son más caras, proporcionan una formación de agregados más rápido, permiten utilizar dosis más bajas, no reducen el pH y tienen un mejor rendimiento a bajas temperaturas (Fawell y col., 2015). Las sales de Fe(III) se utilizan como sulfato ( $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) o cloruro ( $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) y ambos se comportan de forma similar al alumbre. Pueden ser preferidos al alumbre porque el proceso de coagulación se logra en un mayor rango de pH, su eficiencia es alta en agua con alta dureza y cuando hay preocupaciones de efectos en salud por los niveles de aluminio en la disolución que puede generar el uso de compuestos de aluminio.

La floculación, que en parte se superpone al proceso de coagulación, requiere la mezcla suave de las partículas desestabilizadas para formar flóculos sedimentables (Derypol, 2021). Los floculantes se dividen en dos categorías: naturales y sintéticos. Los polímeros naturales utilizados son los polisacáridos, principalmente los almidones, el dextrano, el glucógeno, los diferentes tipos de gomas, los alginatos y los derivados de la celulosa. Los floculantes sintéticos se dividen en aniónicos, catiónicos y no iónicos (Brostow y col., 2009), los más utilizados suelen ser copolímeros de acrilamida y acrilato de sodio. La sedimentación es un proceso el cual viene después de la coagulación y floculación y se utiliza para remover los sólidos sedimentables antes de la filtración. Para ésta última se utiliza un medio filtrante poroso que puede ser arena u otro material granulado para remover impurezas, partículas y flóculos. Los procesos fisicoquímicos se complementan con un proceso de desinfección para eliminar microorganismos patógenos (Jurado y col., 2014).

Los sistemas de filtración que incluyen tratamiento con carbón activado y el uso de membranas a través de la ósmosis inversa han demostrado ser los más eficientes en procesos de potabilización siempre y cuando el agua a tratar esté libre de partículas sólidas (Manuce y col., 2017).

## **2.2. Proceso de purificación por Ósmosis Inversa (OI)**

Para evitar riesgos para la salud de la población, en la purificación del agua se emplean diversos procesos, uno de los más ampliamente utilizados se basa en la ósmosis inversa el cual genera efluentes de rechazo que pueden representar hasta un 50% del volumen del agua que se trata. El proceso consiste en utilizar membranas de materiales especiales (membranas de poliamida de tipo hueca para agua de mar, para nanofiltración y para ultrafiltración) que son selectivas en cuanto a lo que dejan pasar y lo que rechazan. Las membranas de OI dejan pasar el agua muy fácilmente debido a que las moléculas son muy pequeñas, pero rechazan muchas otras sustancias. Solamente el agua y las moléculas no ionizadas (o no cargadas) son capaces de pasar por la membrana. La ósmosis inversa se ha vuelto muy popular para aplicaciones de purificación de agua debido a su habilidad para remover sólidos suspendidos y disueltos sin necesidad de utilizar sustancias químicas como regenerantes (Rojas y col., 2017).

### **2.2.1. Desventajas de la Ósmosis Inversa**

Algunas de las desventajas de la OI son:

- En el proceso se genera un alto volumen de agua que se desecha conocido como “agua de rechazo” que es el agua que concentra a todas las sustancias que no han sido capaces de pasar por las membranas y que mayormente son sales y contaminantes presentes en el agua cruda, es decir, en el agua que ingresa al sistema de tratamiento.

- La vida media de las membranas depende de la calidad del agua a tratar y que puede provenir de diferentes fuentes como son pozos, lagos, presas, ríos o de la red de distribución y que posiblemente ya recibió un tratamiento en plantas potabilizadoras; el tratamiento de agua con un alto contenido de sales puede saturar rápidamente las membranas y comprometer la eficiencia del proceso.
- El tratamiento puede ser costoso a causa del remplazamiento de las membranas por esta razón la OI no se aplica comúnmente en las plantas potabilizadoras para la distribución del agua a través de la red (Rojas y col., 2017).

Para que el proceso de osmosis inversa sea más competitivo y eficiente se necesitaría tener una fuente de agua de mejor calidad para realizar la purificación (la más baja en sales), por lo que se generaría un menor volumen de agua de rechazo con una menor concentración de tóxicos y sales; al agua de rechazo con estas características se le puede dar un mejor manejo tanto de tratamiento como de disposición y/o uso evitando simplemente descargarla al drenaje favoreciendo así el manejo sustentable del agua en las plantas potabilizadoras y/o purificadoras.

### **2.2.2. Composición del agua de rechazo**

La composición del agua de rechazo depende de la calidad del agua a ser tratada que puede incluir sales, metales pesados, pesticidas y otros contaminantes que deben ser monitoreados y el agua debe disponerse sin generar un impacto en el medio ambiente. Entre las sustancias comúnmente presentes en el agua de rechazo se encuentran cloruros, calcio, potasio, sodio, magnesio, sulfatos, sustancias tóxicas inorgánicas (arsénico, fluoruros, plomo) e incluso materia orgánica, los cuales pueden tener efectos negativos en la salud humana y en el medio ambiente. En particular el arsénico (As) y el fluoruro (F<sup>-</sup>) son reconocidos como los principales contaminantes inorgánicos que están presentes en el agua de consumo humano y han ocasionado daños a la salud a nivel mundial y en nuestro país (Armienta y col., 2021). Actualmente, los límites

máximos permitidos para fluoruros y arsénico en agua para uso y consumo humano en México son 1.0 mg/L y 0.01 mg/L, respectivamente (NOM-127-SSA1-2021).

### **2.2.3. Volumen generado del agua de rechazo**

Los valores de volumen de rechazo de las plantas purificadoras basadas en sistemas de OI varían desde 15% hasta 40% del agua procesada; pueden representar incluso el 50% si la salinidad del agua es alta. Estos volúmenes de agua de rechazo son mayores a los generados en otros sistemas de purificación, por mencionar alguno, el sistema de intercambio iónico (Sáenz, 2018).

### **2.2.4. Disposición del agua de rechazo**

El manejo de agua de rechazo de los procesos de ósmosis inversa comprende la disposición a través del vertido a aguas superficiales, a la red de alcantarillado, al suelo directamente, o en estanques de evaporación (Mickley, 2006), aunque también se ha reportado el tratamiento mediante procesos de cristalización o solidificación para obtener las sales mayores y la deionización capacitiva (Zarzo y Campos, 2012).

En México no existe información específicamente de la disposición del agua de rechazo. Olmos y Herrera (2014) reportaron que, en el estado de Chihuahua, el destino del rechazo proveniente del sistema de ósmosis inversa (OI) es el siguiente: 2/3 se descargaba a drenajes y 1/3 se utilizaba para riego. Además, el uso de agua de rechazo en el riego representa riesgos, ante la subsecuente acumulación y translocación de los contaminantes en otras matrices ambientales (Olmos y Herrera, 2014).

Los principales impactos ambientales provocados por la descarga de efluentes de rechazo a corrientes superficiales son: cambio de solubilidad de los elementos, cambio del pH, reducción del oxígeno disuelto cuando el agua de rechazo contiene materia orgánica y formación de depósitos o bancos de sólidos perjudiciales para el desarrollo de la biota en los cuerpos de agua a donde se vierten (Fernández, 2015).

### **2.3. Procesos de tratamiento de agua de rechazo**

Existen distintos procesos para tratar el agua contaminada con cierta efectividad, ventajas y desventajas; los procesos que se han estudiado son principalmente de tipo fisicoquímico y el uso de humedales construidos. En lo general, en las plantas purificadoras no se trata el agua de rechazo ya que no es su principal objetivo por lo que la desechan sin intentar dar un mejor uso. Sin embargo, el reúso del agua de rechazo contribuiría al uso sustentable del agua y debiera ser una prioridad sobre todo en las regiones del país con escasez de agua.

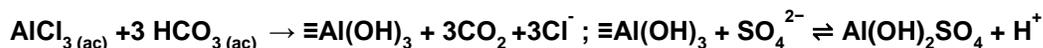
Dentro de los tratamientos fisicoquímicos reportados en la literatura, Manuce y col. (2017) implementaron un tratamiento del agua de rechazo de procesos de OI. En la localidad que estudiaron los autores, se implementaron previamente 17 purificadoras de agua las cuales usaban OI y se generaba una gran cantidad de agua de rechazo. Por ello, decidieron implementar un tratamiento para recuperar algunas sales y utilizarlas para fabricar bloques mineralizados para las dietas del ganado, con el propósito de aumentar sus niveles de producción por el aumento de los nutrientes en los bloques. Particularmente, los autores lograron la precipitación química de sulfatos y fluoruros con una sal de cloruro de bario e hidróxido de calcio para formar sulfato de bario y fluoruro de calcio; las sales obtenidas se utilizaron para fabricar los bloques y lograron una remoción del 80% de sales lo que indica que es una alternativa para disminuir el impacto que produce actualmente la disposición de las aguas de rechazo (Manuce y col., 2017).

Rojas y col. (2017) estudiaron el tratamiento de agua de rechazo usando un proceso de precipitación química y microfiltración para remover sulfatos obteniendo una eficiencia del 35.4%; el objetivo principal era disminuir el impacto que pueda generarse en el sistema de alcantarillado por el vertido de agua con un alto contenido de sulfatos.

Sáenz (2018) estudió el tratamiento de agua de rechazo usando un proceso de fitorremediación, donde su principal objetivo era remover el contenido de arsénico del

agua para posteriormente usarla para el riego de cultivos. El estudio de Sáenz (2018), reportó una eficiencia de remoción de arsénico de 35.4%; en el tratamiento se utilizaron humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal plantados con *Eleocharis macrostachya* (junco pálido o tul) de amplia distribución en México.

Castillo (2018) realizó un estudio para tratar agua de pozo profundo localizado en Ciudad Fernández (SLP), con un contenido alto de dureza total (663.5 mg CaCO<sub>3</sub>/L) y de sulfatos (200 mg/L); estos contaminantes afectaban el uso del agua del pozo. Se aplicó un proceso de tratamiento fisicoquímico de coagulación-floculación que se basa en el fundamento de pruebas de jarra en donde se forma un hidroxido complejo de aluminio que ayudara a formar complejos de sulfato, utilizando AlCl<sub>3</sub> como coagulante para formar los hidroxido complejos.



Se logró una eficiencia de remoción de los contaminantes de entre 50 y 75 %. El tratamiento fisicoquímico se consideró como una alternativa aplicable al tratamiento de agua con alta salinidad previo a ser tratada en un sistema de OI; en este trabajo, se consideró como una alternativa para el tratamiento del agua de rechazo de los procesos de OI por tener una alta concentración de sales.

#### **2.4. Contaminación en agua por Arsénico y Fluoruro**

La presencia de arsénico (As) en el agua subterránea afecta a millones de personas en todo el mundo (Podgorski y Michael, 2020). En México, el agua subterránea representa la única fuente disponible para muchas regiones áridas y semiáridas, ya que la mayor parte del territorio nacional está dominado por condiciones climáticas secas sobre todo en el Centro y Norte del país; además se sabe que estas zonas áridas y semiáridas presentan altas concentraciones de arsénico (Bundschuh y col., 2020). Alrededor de un tercio del arsénico presente en el planeta es de origen natural, derivado de procesos químicos naturales entre la litósfera, hidrósfera y atmósfera, actividad biológica o emisiones volcánicas, mientras que los otros dos tercios derivan

de una amplia gama de actividades humanas como la minería y la fundición de metales, la combustión de materiales fósiles y el uso de pesticidas (Alam y col., 2014).

El As está presente en forma de varias especies químicas que difieren no sólo en sus propiedades físicas, químicas y biológicas, sino también en sus toxicidades (Tabla 1).

Se sabe que tanto las especies orgánicas como las inorgánicas del arsénico son de naturaleza tóxica. Sin embargo, la toxicidad de las distintas especies puede variar notablemente. En cuanto a la presencia de As en aguas subterráneas, los valores reportados en la literatura se encuentran en un amplio rango, entre 0.0005 y 5 mg/L (Nazari y col., 2016).

**Tabla 1.** Compuestos orgánicos e inorgánicos de arsénico (Rodarte, 2017)

	<b>Nombre del compuesto</b>	<b>Estado de oxidación</b>	<b>Formula química</b>
<b>Inorgánicos</b>	Arsina	-III	AsH <sub>3</sub>
	Arsénico elemental	0	As
	Arsenito	+III	As (OH) <sub>3</sub>
	Arseniato	+V	AsO <sub>4</sub> H <sub>3</sub>
<b>Orgánicos</b>	Metilarsina	+III	CH <sub>3</sub> AsH <sub>2</sub>
	Dimetilarsina	+III	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> AsH
	Trimetilarsina	+III	(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> As
	Ácido metilarsónico	+V	CH <sub>3</sub> AsO (OH) <sub>2</sub>
	Ácido dimetilarsónico	+V	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> AsO (OH)

Derivado de la amplia presencia de As en aguas subterráneas alrededor del mundo en concentraciones altas, este metaloide ocupa el primer lugar en la lista de contaminantes tóxicos en el agua, de acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) por lo que, en ese país, en 2006 se redujo el límite máximo permisible de As en agua potable de 0.050 mg/L a 0.010 mg/L (USEPA, 2020).

A México, el contenido de fluoruro ( $F^-$ ) en el agua subterránea varía desde 0.001 mg/L hasta 25 mg/L, reportándose elevadas concentraciones en las zonas semiáridas del centro, norte, noroeste y parte del noreste del país (Huizar y col., 2016). En la zona centro-norte del país se encuentran depósitos importantes de fluorita ( $CaF_2$ ) asociados con la geología en la Sierra Madre Occidental, particularmente en San Luis Potosí y norte de Coahuila (González y col., 2019). El  $F^-$  en agua subterránea proviene de tres fuentes de origen: material de aluvión, depósitos minerales de fluorita y fuentes antrópicas.

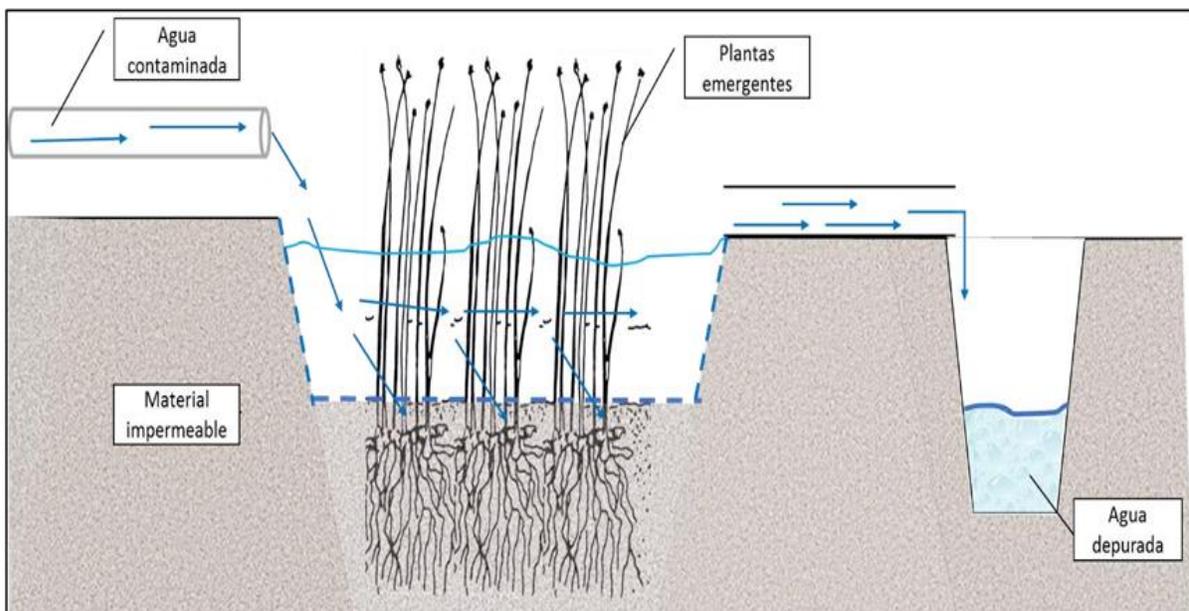
La presencia de arsénico y fluoruro en el agua subterránea ocurre en diversos ambientes geológicos. Las altas concentraciones de ambos elementos obedecen a procesos geoquímicos naturales y a procesos antropogénicos. La coocurrencia de éstos en el agua subterránea se relaciona, generalmente, con rocas volcánicas. Así también que las prolongadas sequías incrementan las concentraciones de estos elementos en los acuíferos, particularmente en los de las mesetas áridas y semi áridas del norte-centro del país (Alarcón y col., 2020).

## **2.5. Tratamiento mediante humedales construidos**

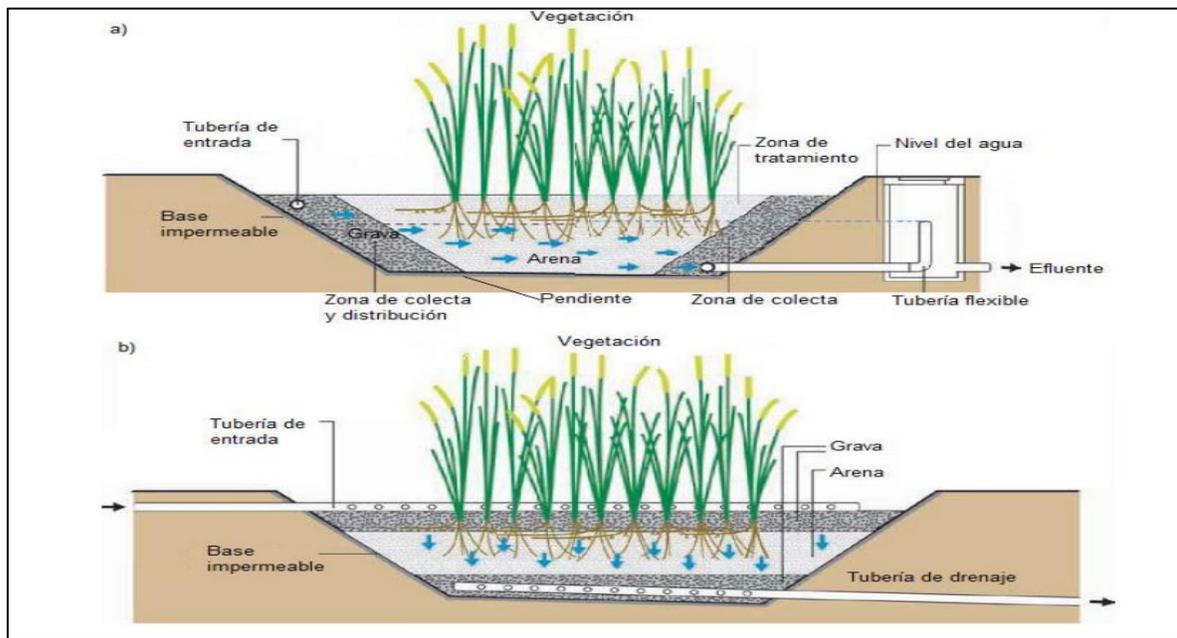
Los humedales construidos consisten en lagunas, tanques o canales de poca profundidad en los que se implantan plantas que pueden ser fitorremediadoras, pueden ocurrir reacciones físicas, químicas y biológicas (Curt, 2005).

**Operación de los humedales.** Puede regirse por la forma en que circula el afluente dentro del mismo: 1) flujo superficial o libre en el que el afluente circula por encima del sustrato, sobre los tallos y está expuesto a la atmosfera (Figura 1) y 2) flujo

subsuperficial en donde el afluente circula por debajo del sustrato y está en contacto con las raíces de las plantas, el afluente a tratar ingresa en un punto y se establece un flujo principal de manera horizontal (Figura 2a), o bien el afluente ingresa en varios puntos del humedal estableciéndose un flujo vertical llegando a lograrse mejores eficiencias de remoción (Figura 2b); los sistemas híbridos, donde se combinan los flujos horizontales y verticales pueden ser un poco más difíciles de operar (Delgadillo y col., 2010; Gunter y col., 2019).



**Figura 1.** Esquema de un humedal de flujo superficial. Figuras tomadas de Brix, 2003.



**Figura 2.** Esquema de la sección transversal de humedales de tratamiento subsuperficial de flujo horizontal (a) y vertical (b). Figuras tomadas de Morel y Diener (2006).

**Elementos que conforman un humedal.** Los humedales están conformados básicamente por el afluente, el sustrato, la vegetación y los microorganismos asociados principalmente a la vegetación y al sustrato. El **afluente** es el agua residual que entra al humedal la cual puede ser de origen doméstico, industrial, o una mezcla de ambos. El **sustrato** corresponde a los materiales o medios filtrantes que se colocan en el lecho del humedal, entre sus funciones principales es dar soporte a las plantas y al desarrollo del ecosistema que se establece en el humedal. Adicionalmente, el sustrato puede contribuir en la remoción de los contaminantes, aunque también puede aportar algunas sales; algunos de los sustratos más usados son grava, arena, suelo o tezontle (Hoffmann y col., 2011).

La **vegetación** son las plantas que pueden ser enraizadas, sumergidas o flotantes y que llevarán a cabo funciones de depuración del afluente a tratar involucrando procesos de adsorción, fijación, absorción, entre otros (Delgadillo y col., 2010). Los

**microorganismos** corresponden a un consorcio de microorganismos que intervienen en reacciones biológicas en el humedal; los principales procesos que llevan a cabo son la degradación de la materia orgánica, contribuyen a la asimilación y remoción de nutrientes y de elementos traza, y al control de organismos patógenos que pueden proceder de efluentes de aguas residuales municipales (Arias, 2004).

Rehman en 2017 reportó que las plantas tienen una contribución importante en los humedales durante el proceso de tratamiento por su capacidad de adsorber metales e inmovilizarlos al liberar oxígeno a través de sus raíces. En los humedales construidos, las plantas pueden sufrir un efecto llamado **estrés salino** el cual es causado cuando el efluente a tratar tiene una elevada concentración de sales; este tipo de estrés abiótico causa una reducción considerable en el crecimiento y en el desarrollo de las plantas y por lo tanto, de la cobertura vegetal en los humedales. Un efecto secundario que se origina por el estrés salino es la producción de especies reactivas del oxígeno (ROS), que resultan especialmente destructivas para los lípidos, ácidos nucleicos y proteínas de las plantas (Geissler y col., 2010).

## **2.6. Fitorremediación**

La fitorremediación consiste en usar plantas para remover, reducir, transformar, mineralizar, degradar, volatilizar o estabilizar contaminantes que pueden ser orgánicos e inorgánicos en agua, lodo, suelo o aire contaminado, esto ocurre a través de microorganismos que están en las raíces donde se biodegradan, además pueden utilizar la energía solar como parte del tratamiento para favorecer el desarrollo de las plantas (Polo y col., 2017); igualmente se asume que se llevan a cabo procesos fisicoquímicos.

### 2.6.1. Procesos involucrados en la fitorremediación

Las fitotecnologías se basan en los mecanismos fisiológicos que tienen lugar en las plantas y en los microorganismos asociados a ellas, tales como: transpiración, fotosíntesis, metabolismo y nutrición.

Dependiendo del tipo de contaminante, las condiciones del sitio a tratar o el tipo de efluente y el nivel de limpieza requerido, las tecnologías de fitorremediación se pueden utilizar como medio de contención (rizofiltración, fitoestabilización y fitoinmovilización) o eliminación (fitodegradación, fitoextracción y fitovolatilización) según se indica en la Tabla 2.

**Tabla 2. Técnicas de fitorremediación (Ghosh y Singh, 2005)**

<b>Proceso</b>	<b>Mecanismo</b>	<b>Contaminantes</b>
<b>Fitoestabilización</b>	Complejación	Orgánicos e inorgánicos
<b>Fitoextracción</b> <b>Fitoacumulación</b>	o Hiperacumulación por absorción	Inorgánicos
<b>Fitovolatilización</b>	Volatilización a través de las hojas	Orgánicos e inorgánicos
<b>Fitodegradación</b>	Uso de plantas y microorganismos asociados para degradar contaminantes	Orgánicos
<b>Rizofiltración</b> <b>Rizodegradación</b>	o Uso de raíces para absorber y adsorber contaminantes	Orgánicos e inorgánicos

Los mecanismos involucrados en la remoción de contaminantes son de tres tipos:

1. Físicos: sedimentación, filtración, absorción, adsorción, volatilización.
2. Químicos: precipitación, hidrólisis, reacción de óxido-reducción o fotoquímicas.

3. Biológicos: resultado del metabolismo microbiano, del metabolismo de plantas o de procesos de bioabsorción.

Las fitotecnologías se sustentan en el uso de las plantas y su eficiencia se explica principalmente por los mecanismos biológicos. A continuación, se describen los procesos involucrados en la fitorremediación.

**(a) Fitoextracción o Fitoacumulación.** La fitoextracción consiste en la absorción de contaminantes inorgánicos mediante las raíces de la planta y su acumulación en tallos y hojas. Estos contaminantes son generalmente metales (Ag, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn) y metaloides (As, Se) aunque también pueden ser no metales (B) o compuestos radioactivos como ( $^{234}\text{U}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) (Ghosh y Singh, 2005).

Las especies que se utilizan para esta técnica son generalmente plantas de elevada tasa de crecimiento y biomasa, además son capaces de tolerar, translocar y acumular elevadas concentraciones de metales pesados en tallos y hojas. Generalmente se utilizan especies que no son consumidas por animales debido a que pueden ser tóxicas.

Si se trata un efluente contaminado, la fitoextracción se puede repetir ilimitadamente hasta que la concentración del contaminante inorgánico en el agua tratada esté dentro de los límites considerados como aceptables (Delgadillo y col., 2011). Así mismo, este proceso es el mayormente involucrado en la remoción de contaminantes que no pueden ser degradados. Se deben considerar dos factores importantes para que una planta sea un buen fitoextractor: su biomasa y su eficiencia de bioconcentración.

**(b) Rizodegradación o Rizofiltración.** En este proceso las plantas contribuyen a eliminar del medio hídrico, contaminantes a través de la raíz. Las raíces internalizan, contribuyen a la precipitación del contaminante, concentran y degradan compuestos orgánicos presentes en los efluentes. Las plantas utilizadas en este tipo de proceso se cultivan de manera hidropónica. Para la remoción de metales, es importante que el

sistema radicular esté bien desarrollado, las plantas se exponen al agua contaminada con metales, en donde las raíces los absorben y acumulan. A medida que las raíces se van saturando, las plantas se cosechan y se disponen para su uso final (Delgadillo y col., 2011).

La rizofiltración puede usarse para remover Pb, Cd, Cu, Ni, Zn y Cr que se retiene principalmente en las raíces de la planta. Una de las ventajas de este proceso es la capacidad de usarse de manera in situ o ex situ.

Algunas plantas que han estudiado con este mecanismo es el girasol, la mostaza de la india, el tabaco, el centeno, las espinacas y el maíz por su capacidad para eliminar el plomo de los efluentes, siendo el girasol el que mostro mayor capacidad (Delgadillo y col., 2011).

La rizodegradación elimina contaminantes orgánicos (hidrocarburos aromáticos o pesticidas) en el suelo a través de la actividad microbiana estimulada por la presencia de las plantas en la rizosfera. La ventaja que tiene esta técnica es que el contaminante se destruye in situ, por lo que no hay ningún transporte del contaminante a la planta.

Para esta técnica se necesitan plantas con sistemas radiculares bastante desarrollados y con rizosfera abundante en microorganismos (Carpena y Bernal, 2007).

**(c) Fitoestabilización.** Esta técnica se usa regularmente en suelos contaminados en donde se permite inmovilizar contaminantes orgánicos e inorgánicos mediante la absorción, y acumulación en las raíces o bien por precipitación en la zona de la rizosfera, por complejación donde las plantas tolerantes a los contaminantes liberan sustancias químicas por las raíces estos se adhieren y forman complejos con los contaminantes inorgánicos (Delgadillo y col., 2011).

La fitoestabilización es efectiva en suelos con texturas finas con alto contenido de materia orgánica (Padmavathiamma y Li, 2007). Esta tecnología tiene como ventajas, sobre otros métodos de remediación en suelos, que es de menor costo, es fácil de

aplicar y es estéticamente agradable. Algunas plantas usadas con fines de fitoestabilización son: *Hyparrhenia hirta* (Pb), *Brassica juncea* (Cd, Zn, Cu, Mn, Fe, Pb) por mencionar unas (Bolan y col., 2003).

**(d) Fitovolatilización.** La planta absorbe los contaminantes orgánicos e inorgánicos. Algunos de estos contaminantes pueden llegar hasta las hojas y volatilizarse hacia la atmósfera mediante la transpiración. Mediante este proceso se han eliminado contaminantes orgánicos volátiles como benceno que es muy volátil y por lo regular no se transforma químicamente, el nitrobenceno que es volátil y se transforma por oxidación a benzoato para ser volatilizado, algunas otras ocasiones se libera como tal, el tolueno que es volátil aunque se volatiliza lentamente y por lo regular ocurre una hidroxilación del etilo para lograr su volatilización. Por su parte el etilbenceno es muy poco volátil y ocurre una reducción a anilina para ser volatilizado en esta forma. El mercurio también puede ser eliminado al ambiente por este mecanismo (Delgadillo y col., 2011).

**(e) Fitodegradación.** Las plantas y los microorganismos asociados a ellas degradan los contaminantes orgánicos en productos inofensivos, o bien, los mineralizan hasta CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O (Rittmann y Perry, 2001). En este proceso los contaminantes son metabolizados dentro de los tejidos vegetales y las plantas producen enzimas como la dehalogenasa y la oxigenasa, que ayudan a catalizar la degradación. La fitodegradación se ha empleado para la remoción de explosivos como el TNT, hidrocarburos halogenados y pesticidas organoclorados y organofosforados (Delgadillo y col., 2011).

### 2.6.2. Plantas

Las plantas son seres vivos que requieren nutrientes para lograr su desarrollo por lo que absorben los elementos del medio en el que se encuentran, estos pueden ser

nutrientes esenciales y no esenciales. Naturalmente las plantas requieren de cantidades bajas de metales esenciales como Zn(II), Mn(II), Fe(II), Cu(II) para su crecimiento y desarrollo. Estos elementos desempeñan funciones importantes en la parte fisiológica de la planta, como la transferencia de electrones en la fotosíntesis, la respiración y como activadores de varias enzimas conjugadas, sin embargo, altas concentraciones de estos pueden ser tóxicos (Kassim y col., 2022). Los elementos Pb(II), Hg(II), As(III) y Cd(II) son considerados tóxicos aun en bajas concentraciones, si son asimilados por las plantas estas buscan una forma de eliminarlos de su organismo activando algún mecanismo para evitar el daño; estos elementos representan un riesgo para la salud, en general para los seres vivos (Malikula y col., 2022).

La eficiencia de remoción de los contaminantes durante el proceso de fitorremediación dependerá principalmente de la especie de planta utilizada, el estado de crecimiento de las plantas y el tipo de contaminante a remover. Las plantas seleccionadas para ser utilizadas en sistemas de tratamiento mediante humedales construidos deben ser acuáticas o semiacuáticas tolerando así condiciones de inundación continua y una exposición a concentraciones elevadas y variables de contaminantes (Zapata, 2018). Enseguida se describen algunas características de las plantas que son importantes a considerar en los mecanismos de fitorremediación.

#### **2.6.2.1. Estructura de las plantas**

Las plantas por lo general están compuestas de una parte aérea que incluye las hojas y tallos y una parte subterránea que corresponde a las raíces. Las plantas son organismos adaptados para absorber agua y nutrientes del medio en el que se encuentran y normalmente absorben los nutrientes minerales del suelo a través de las raíces las cuales son encargadas de anclar y dar soporte a la planta durante todo su ciclo de vida (Ahkami y col., 2017).

### 2.6.2.2. Estructura de la rizosfera

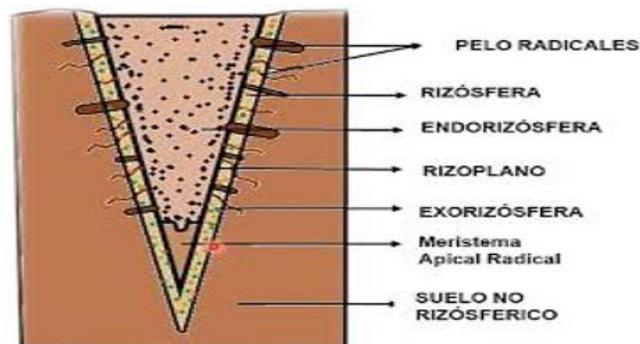
La rizosfera es la parte del suelo próxima a las raíces de la planta, se extiende entre 1 mm a 3 cm desde la superficie de las raíces a la matriz del suelo. En esta región interactúan las raíces de la planta con el suelo y sus microorganismos. Esta interacción es llamada **rizocenosis** la cual genera beneficios para las plantas, mejora la fertilidad del suelo y favorece la degradación de las sustancias tóxicas (Ahkami y col., 2017).

Se conocen 3 partes distintas que forman la rizosfera:

**Endorrizosfera o rizosfera interna** comprende la corteza radicular de la raíz colonizada por microorganismos, así como iones minerales.

**Rizoplano o rizosfera media** está formada por la superficie de la raíz y los microorganismos que hay en ella.

**Ectorrizosfera, exorrizosfera, suelo rizosférico o rizosfera externa** es la parte del suelo que está en estrecho contacto con la superficie de la raíz de las plantas (Figura 3) (McNear, 2013).



**Figura 3:** Estructura de la rizosfera (McNear, 2013).

### 2.6.3. Transporte de iones desde el suelo hasta la superficie de las raíces

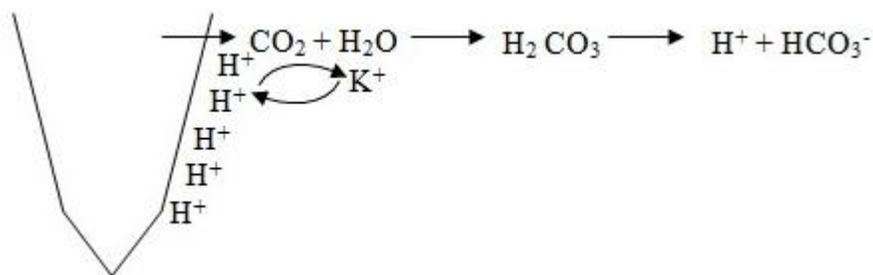
Las plantas necesitan iones para su desarrollo los cuales son transportados desde la raíz hasta el xilema en donde pueden ser absorbidos de manera pasiva o activa. La

absorción pasiva es un proceso en donde los iones son absorbidos por las células de las raíces de la planta este proceso no está asociado directamente con el metabolismo de las plantas. Este proceso es fisicoquímico e implica mecanismos de difusión, intercambio iónico, adsorción, flujo de masa (*Agroforestería, 2011*).

1. **Difusión:** es el movimiento neto de las sustancias siguiendo un gradiente de concentración de alta concentración hasta sitios de baja concentración, hasta lograr un equilibrio.
2. **Intercambio iónico:** los iones adsorbidos sobre la superficie de las paredes celulares o membranas pueden intercambiarse con iones en la solución del medio donde se encuentre la raíz. Por ejemplo, el ion potasio ( $K^+$ ) de la solución se intercambia con el ion hidrógeno ( $H^+$ ) adsorbido sobre la superficie de la membrana celular de la planta como se muestra en la Figura 4.
3. **Adsorción:** en las paredes celulares y el citoplasma de la planta existen cargas negativas desplegadas a consecuencia de las interacciones químicas de las estructuras de las plantas con el medio y que contribuyen a la adsorción de los cationes presentes en el medio de manera pasiva, mientras que los aniones son adsorbidos con menos frecuencia esto sucede por las cargas iguales que se repelen.
4. **Flujo de masa:** es el movimiento de los iones junto con el movimiento en masa del agua. Los elementos nutritivos son llevados hacia las raíces de las plantas por el agua que se mueve en esa dirección o sea que son absorbidos junto con el agua absorbida.

La absorción activa es donde los iones y cationes son acumulados en las plantas en contra de gradientes de concentración. La acumulación de iones se puede llegar a disminuir por la disminución de la temperatura, presencia de inhibidores metabólicos. Esta absorción dependerá del funcionamiento metabólico de la célula vegetal, porque se necesita energía libre para que ocurra. Los nutrientes pueden estar en forma de

sales las principales se encuentran en forma de iones positivos (cationes) y iones negativos (aniones).



**Figura 4.** Intercambio catiónico de iones  $H^+$  por iones  $K^+$  (Agroforestería, 2011).

Las formas en las que se absorben los elementos esenciales en las plantas se muestran en la Tabla 3.

**Tabla 3.** Elementos esenciales para las plantas y las correspondientes vías de absorción

Elemento	Símbolo	Forma absorbida	Elemento	Símbolo	Forma absorbida
Carbono	C	$CO_2$	Azufre	S	$SO_4^{2-}$
Hidrógeno	H	$H_2O$	Hierro	Fe	$Fe^{2+}$ , $Fe^{3+}$
Oxígeno	O	$O_2$ , $CO_2$ , $H_2O$	Boro	B	$BO_3$ , $B_4O_7^{2-}$
Nitrógeno	N	$NO_3^-$ , $NH_4^+$	Manganeso	Mn	$Mn^{2+}$
Fósforo	P	$HPO_4^{2-}$ , $H_2PO_4^-$	Zinc	Zn	$Zn^{2+}$
Potasio	K	$K^+$	Cobre	Cu	$Cu^+$ , $Cu^{2+}$
Calcio	Ca	$Ca^{2+}$	Molibdeno	Mo	$MoO_4^{2-}$
Magnesio	Mg	$Mg^{2+}$	Cloro	Cl	$Cl^-$

**Bomba de protones.** La principal bomba electrógena de las plantas, los hongos y bacterias es la bomba de protones, que transporta activamente los iones hidrogeno (protones) hacia fuera de la célula. Esto se puede llevar mediante el uso de ATP como fuente de energía.

Las plantas intercambian con la atmósfera oxígeno y dióxido de carbono. Aunque no disponen de aparato respiratorio como los animales, poseen una estructura para el intercambio de gases, situada en su superficie: las estomas y las lenticelas.

Las estomas son estructuras especializadas de la epidermis formada por dos células, generalmente de forma arriñonada, las células oclusivas, que delimitan un espacio entre ellas, el ostiolo. Las células oclusivas poseen cloroplastos y su pared vegetal esta engrosada en la zona que rodea al ostiolo lo que es importante para su funcionamiento.

Cuando la planta necesita dióxido de carbono para llevar a cabo la fotosíntesis, en las células oclusivas de las estomas que se abren y se pone en funcionamiento una bomba de protones ( $H^+$ ), que los expulsa al espacio extracelular. La salida de protones genera un déficit de cargas positivas en las células, que es compensado con la entrada de iones potasio ( $K^+$ ).

Las temperaturas elevadas estimulan la respiración celular y, por tanto, originan un aumento en la concentración de  $CO_2$  entre las células. En estas condiciones la bomba de protones no se pondrá en funcionamiento y las estomas permanecerán cerrados.

## **2.7. Mecanismos fisicoquímicos para remover arsénico y fluoruro**

En 2019, Sáenz concluyó en su trabajo de investigación que el arsénico podía ser absorbido por las plantas que estudió mediante el mecanismo de fitoextracción lo cual significó que el toxico se translocó al tallo y hojas. Esto no descarta lo que indicaron Otte y Jacob (2006) que en humedales construidos se pueden generar otros mecanismos de fitorremediación como la rizofiltración y fitoestabilización.

En 2010, Zamora y Santos propusieron en su investigación que para disminuir la concentración de fluoruros en agua la planta *S. officinarum* podría estar secuestrando el anión, usando al calcio que está presente en las paredes celulares de la planta y formando  $\text{CaF}_2$  insoluble; propusieron como mecanismo alternativo que la planta este manteniendo al anión en la vacuola para disminuir su toxicidad. Lo anterior indica que se requieren más estudios para estimar mejor el mecanismo de remoción de los fluoruros.

### **2.7.1. Transporte de contaminantes inorgánicos**

Las plantas utilizan mecanismos físicos, como la absorción y la adsorción para remover cationes y aniones del agua y del suelo. La absorción implica la entrada de iones en la estructura interna de la raíz, mientras que la adsorción ocurre en la superficie de las raíces o de otros componentes del suelo. Agrotey (2025) propone los mecanismos de remoción de los contaminantes como se describe enseguida.

#### **2.7.1.1. Absorción de cationes**

Las plantas absorben cationes como calcio, magnesio, potasio y sodio a través de canales iónicos en las membranas celulares de las raíces. Se basa en la capacidad de las raíces de liberar protones al medio, lo que a su vez permite que los cationes se adhieran a las superficies de las raíces.

#### **2.7.1.2. Absorción de aniones**

Las plantas absorben aniones como nitrato, fosfato y sulfatos a través de mecanismos de transporte activo.

#### **2.7.1.3. Adsorción de metales pesados**

Las raíces de algunas plantas pueden adsorber metales pesados como plomo y cadmio en su superficie, evitando que lleguen a la parte aérea de la planta.

Delgadillo y colaboradores (2010) propuso las siguientes fases en el proceso de remoción de los metales en tratamientos basados en fitorremediación.

**Fase I.** Implica el transporte de los metales pesados al interior de la planta y, después, al interior de la célula. La raíz constituye el tejido de entrada principalmente de los metales, los cuales llegan por difusión en el medio, mediante flujo masivo o por intercambio catiónico. La raíz posee cargas negativas en sus células, debido a la presencia de grupos carboxilo, que interaccionan con las positivas de los metales pesados, creando un equilibrio dinámico que facilita la entrada hacia el interior celular, ya sea por vía apoplástica o simplástica.

**Fase II.** Una vez dentro de la planta, las especies metálicas son secuestradas o acomplejadas mediante la unión a ligandos específicos. Entre los quelantes producidos por las plantas se encuentran los ácidos orgánicos (ácido cítrico, oxálico y málico), algunos aminoácidos (histidina y cisteína) y dos clases de péptidos: fitoquelatinas y metaloteínas.

Las fitoquelatinas son ligandos de alta afinidad que tienen como sustrato al glutatión. Están constituidas básicamente por 3 aminoácidos: ácido glutámico, cisteína y glicina, unidos por enlaces peptídicos.

Los metaloteínas son polipéptidos de unos 70-75 aminoácidos con un alto contenido en cisteína, aminoácido capaz de formar complejos con cationes mediante el grupo sulfhídrico. Tienen una afinidad por las formas iónicas de Zn, Cd, Hg y Cu.

**Fase III.** Involucra la compartimentalización y detoxificación, proceso por el cual, el complejo ligando-metal queda retenido en la vacuola.

## **2.8. Características botánicas y ecológicas de las plantas utilizadas en este trabajo**

Se describen las características botánicas y ecológicas de las especies de plantas que se estudiaron en este trabajo.

***Scirpus americanus***. Bulrush por su nombre en inglés, junco o totora, en español, es una planta perenne frecuente en los humedales (Uchytel, 1992) y de uso común en los humedales construidos (Figura 5). Las plantas se caracterizan por tallos erguidos rígidos, lisos de hasta 1.5 m con forma de 3 ángulos con lados cóncavos y se desarrollan en forma de matas espesa. Posee un rizoma con o sin escamas, del cual se desprenden múltiples tallos verdes (Mohlenbrock, 2005). Las inflorescencias en forma de espiguillas son ovoides, usualmente de color marrón claro teñidas de púrpura, aquenios de 1.8-2.5 mm de largo color amarillo a café oscuro brillantes. La inflorescencia corresponde a un agregado pseudo-lateral que consiste en 2-15 espiguillas sésiles, se da en el período de junio a septiembre (Aponte Ubillús, 2009). Posee una distribución cosmopolita, estando presente en zonas templadas y cálidas de América, crece en manantiales alcalinos y a veces en agua estancada (Mohlenbrock, 2005).



**Figura 5.** *S. americanus* floreciendo (Prairie Guy, 2013)

***Typha latifolia***. Conocida como tule o espadaña, es una planta semiacuática helófitas comúnmente encontradas en humedales naturales (Figura 6). Son macrófitas acuáticas con sistema radicular arraigado en el fango o fondo del humedal, y estructura vegetativa que emerge por encima de la lámina de agua; por esa razón también se

denominan macrófitas emergentes. Son plantas herbáceas perennes, erectas, de gran desarrollo, que pueden alcanzar más de 3 m de altura (Curt, 1999). Pueden tolerar inundaciones estacionales, condiciones mínimas de nutrientes en el suelo y salinidad moderada. Con altas concentraciones de nutrientes o aguas naturales, las espadañas son invasoras agresivas (USDA-NRCS, 2006). Su distribución va desde las zonas boreales hasta las zonas tropicales. Las plantas pueden producir de cientos a miles de semillas que son eficientemente dispersadas y germinan en suelos escasamente húmedos o en aguas muy superficiales.



**Figura 6.** *T. latifolia* floreciendo (Recasens y Conesa, 2021)

***Thalia geniculata marantaceae.*** Se le conoce también como ***Thalia divaricata Chaom*** y/o ***T. Trichocalyx Gagnep***, banderilla, bojillo de popal, caracolillo, hoja de queso (Veracruz), platanillo (Tabasco), hoja de lengua (Chiapas) entre otros nombres. Esta planta es una especie que crece en suelos inundados, es robusta y cubre grandes superficies en los humedales tropicales del sureste de México, especialmente en Tabasco (Figura 7). Es la especie dominante del popal. En canales de riego u otros cuerpos de agua artificiales puede ser considerada maleza. Es originaria de América y se encuentra en Florida, Estados Unidos, México, Paraguay, Argentina y las Antillas. En México se ha encontrado en San Luis Potosí, Campeche, Chiapas, Jalisco,

Morelos, Nayarit, Tabasco, Veracruz, Michoacán, Puebla y Guerrero. Llega a medir de 0.50 a 3.5 metros, sus tallos no tienen ramificaciones, la mayor parte de sus hojas son basales, de forma variable, generalmente ovadas, de hasta 63 cm de largo y 26 cm de ancho, puntiagudas y con la base redonda, sin pelos; el peciolo es envainante y de tejido algo esponjoso y en el ápice donde se une a la lámina es duro, el pulvínulo de un tono de verde distinto, a veces morado. Las flores se disponen en pares, sésiles, sobre ejes en zig-zag, ramificados, formando una inflorescencia terminal. Florece en verano y otoño (finales de junio a diciembre); fructifica en verano e invierno (agosto a enero). El fruto es casi esférico, de paredes muy delgadas. Semillas elipsoides o casi esféricas, de color café a gris o negro con un tejido carnoso llamado arilo en uno de sus extremos. Su raíz tiene rizoma. Se encuentra comúnmente en terrenos bajos e inundados de aguas poco profundas o en áreas pantanosas y soleadas, también en lugares abiertos. Su distribución altitudinal en Nicaragua es de 20 a 300m y en Veracruz hasta los 300m. Es común encontrarla junto a gramíneas, ciperáceas y especies de *Heliconia*, *Eichhornia*, *Sagittaria* y *Typha*. En San Luis Potosí, Veracruz, Campeche y Tabasco las hojas se emplean para envolver la masa del tamal, en Tabasco la usan como abono y es considerada una planta ornamental (Lascurain,1995).



**Figura 7.** *T. geniculata* floreciendo (Lascurain, 1995)

### **3. Justificación y Objetivos**

#### **3.1. Justificación**

En la actualidad existe la necesidad de implementar sistemas de purificación de agua para consumo humano ya que esta el agua que se abastece a través de la red de distribución no se considera potable, sino más bien como agua para uso público urbano y doméstico (CONAGUA). Por esta razón, en México la población ha acudido mayormente al consumo de agua comercialmente disponible que se trata a través de un sinnúmero de plantas purificadoras; el estado de San Luis Potosí no es la excepción. La mayor parte de estas plantas purifican el agua mediante el proceso de Osmosis Inversa (OI) el cual genera altos volúmenes de “agua de rechazo” que pueden representar hasta el 50 % del volumen tratado, su calidad depende del origen del agua a tratar y pueden contener elevadas concentraciones de sales y sustancias tóxicas. Su disposición en el drenaje, sobre los cuerpos de agua o el suelo no está regulada, aunque su tratamiento y reúso contribuirían al uso sustentable del agua sobre todo en las regiones del país donde ya de por sí la disponibilidad de agua es limitada.

Muy poco se ha explorado sobre los procesos de tratamiento del agua de rechazo de los procesos de OI, los cuales pueden implementarse en las instalaciones convencionales de las purificadoras y contribuir al uso sustentable del agua. El tratamiento de las aguas de rechazo es prioritario debido a que, por el alto número de plantas potabilizadoras existente, el volumen de agua de rechazo es importante. Además, con un tratamiento adecuado, el agua se puede reutilizar en otros usos y posiblemente recircularse a los sistemas de purificación. En este trabajo se estudiarán procesos de tratamiento aplicables al tratamiento de estas aguas residuales.

### **3.2. Hipótesis**

La combinación de dos procesos de tratamiento de agua basados en coagulación - floculación y el uso de humedales construidos de flujo subsuperficial (HCFSH) que por separado han demostrado ser eficientes para la remoción de As y sales, permitirá remover los contaminantes tóxicos (arsénico y fluoruros) y aniones como los sulfatos presentes en el agua de rechazo generando un efluente que puede ser reutilizado o reciclado, contribuyendo así a un manejo más sustentable del agua en las plantas purificadoras.

### **3.3. Objetivos**

#### **3.3.1 Objetivo General**

Evaluar la remoción de contaminantes inorgánicos de las aguas de rechazo provenientes del proceso de ósmosis inversa de plantas purificadoras de agua mediante el tratamiento combinando de un proceso fisicoquímico con un proceso basado en la fitorremediación mediante el uso de un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal.

#### **3.3.2. Objetivos Específicos**

- Establecer los niveles de concentraciones de sales propias de un agua de rechazo mediante la caracterización de la calidad del agua proveniente de los procesos de ósmosis inversa de purificadoras ubicadas en la Zona Metropolitana de San Luis Potosí.
- Estimar la eficiencia de remoción de las principales sustancias del agua de rechazo mediante la aplicación de un proceso fisicoquímico por coagulación y floculación.

- Estimar la eficiencia de remoción de las principales sustancias del agua de rechazo mediante el uso de *Thalia geniculata*, *Typha latifolia* y *Scirpus americanus* en pruebas por lote.
- Estimar la eficiencia de remoción de las principales sustancias del agua de rechazo mediante el tratamiento en un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal plantado con la especie de planta más tolerante a la salinidad y eficiente en la remoción de acuerdo con las pruebas por lote.
- Estimar la eficiencia de remoción de las sustancias del agua de rechazo mediante un sistema de tratamiento combinado.

## **4. Metodología**

Este capítulo describe la caracterización fisicoquímica del agua de rechazo, las pruebas por lote exponiendo las plantas *Typha latifolia*, *Scirpus americanus* y *Thalia geniculata* para estimar la tolerancia y la eficiencia de remoción de las sustancias principales del agua de rechazo, en un sistema simple o combinado con un tratamiento fisicoquímico basado en la coagulación y floculación. Así mismo, se describen los procedimientos operativos para tratar el agua de rechazo mediante un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal y la eficiencia de remoción de sustancias tóxicas y sales.

### **4.1. Caracterización del agua de rechazo**

Para realizar la caracterización del agua de rechazo se obtuvieron muestras del agua de rechazo de cuatro plantas purificadoras en diferentes ubicaciones en la Zona Metropolitana de San Luis Potosí. Se recolectó un total de 5 L por cada planta. Así mismo, se recolectaron muestras del agua sin tratar (agua cruda) que las plantas purificadoras procesan; el origen del agua cruda es de la red de abastecimiento principalmente o agua de pozo.

Las muestras fueron llevadas al laboratorio para su caracterización fisicoquímica. Los parámetros analizados y los métodos analíticos empleados se indican en la Tabla 4.

#### **4.1.1. pH y conductividad**

Los equipos de medición de pH y de conductividad se calibraron previamente para el análisis el cual se realizó en alícuotas de 50 mL de muestra de agua de rechazo o agua cruda, las mediciones se realizaron por triplicado (Castillo, 2018).

**Tabla 4** Parámetros considerados en la caracterización de la calidad del agua

Parámetro	Equipo y Método de análisis*
pH	Orion 520A+ Thermo Electron Corporation (LD 0.04), (LC 0.13)
Conductividad	Conductronic PC18 (LD 3.2) (LC 4.6)
Alcalinidad	Método volumétrico por titulación con ácido sulfúrico 0.02 N (LD 27.9) (LC 93.1)
Dureza Total	Complejometría (EDTA) con indicador negro T de Ericromo (LD 7.0) (LC 1.5)
Dureza de Calcio	Complejometría (EDTA) con indicador murexida (LD 4.3) (LC 7.8)
Cationes mayores (Ca, Mg, Na, K)	ICPO ThermoScientific ICAP7400 Duo
As	EAA Grafito Varían Spectra 220Z (LD 0.8) (LC 0.9)
Fluoruros (F <sup>-</sup> )	Método potenciométrico con electrodo de ión fluoruro Orion 9409BN Thermo Scientific (LD 0.1) (LC 0.2)
Cloruros (Cl <sup>-</sup> )	Método volumétrico por titulación con nitrato de plata (Cl <sup>-</sup> ) (LD 3.7) (LC 2.4)
Fosfatos (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	Método colorimétrico de cloruro estañoso medido espectrofotométricamente (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ), λ 690 nm (LD 0.001) (LC 0.005)
Sulfatos (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	Método turbidimétrico de cloruro de bario medido espectrofotométricamente (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ), λ 420 nm (LD 0.1) (LC 0.5)
*Entre paréntesis se indican los límites de detección (LD) y de cuantificación (LC) donde aplique	

#### **4.1.2. Alcalinidad**

Se colocaron 25 mL de muestra de agua en matraces de 250 mL, se agregaron 2 gotas de fenolftaleína y se valoró con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0.02N hasta un vire incoloro, después se agregaron 2 gotas de naranja de metilo y se continuó titulando hasta vire canela, la determinación se realizó por triplicado (Castillo, 2018).

#### **4.1.3. Dureza total y de calcio**

Para dureza total se colocaron 25 mL de muestra de agua en matraces de 250mL, se agregó de 1 a 2 mL de solución amortiguadora de pH 10 y como indicador se colocó negro T de eriocromo, se valoró con EDTA 0.01N hasta un vire azul. La dureza de calcio se determinó en 25 mL de muestra agregando de 1 a 2 mL de NaOH 1 N para tener un pH entre 12 y 13 con el fin de precipitar al magnesio, enseguida se adicionó el indicador murexida. La solución se valoró de igual forma con EDTA 0.01N hasta un vire violeta, la determinación se realizó por triplicado.

#### **4.1.4. Aniones**

Para el análisis de fluoruro, a 15 mL de muestra se agregó un volumen de 15mL de la TISAB II (Total Ionic Strength Adjuster Buffer) para estabilizar la fuerza iónica y el pH de la solución. La mezcla se agita durante unos minutos en placa de agitación magnética para lograr el equilibrio y mediante un medidor y electrodo de ion selectivo (Tabla 4) se toma la lectura en voltios. La concentración se calculó a partir de una curva de calibración en el rango de 1 a 20 mgF/L; las mediciones se realizaron por triplicado.

Para el análisis de cloruro se colocaron 25 mL de muestra de agua en matraces de 250 mL y se agregó como indicador cromato de potasio; la solución se valoró con nitrato de plata 0.014 N hasta un vire de color naranja rojizo. El procedimiento analítico corresponde al descrito en la norma NMX-AA-073-SCFI-2001; la determinación se realizó por triplicado.

En la determinación de fosfato se siguió el procedimiento descrito en la norma NMX-AA029-SCFI-2001. El método de determinación es colorimétrico donde la concentración de fosfatos se fundamenta en la formación del ácido molibdofosfórico y su reducción mediante cloruro estañoso para formar un complejo colorido de azul de molibdeno cuya intensidad es dependiente de la concentración de fosfatos en la solución. La medición se realizó a 690nm mediante un espectrofotómetro UV-Vis ((Thermo Scientific, Evolution 220); los análisis se realizaron por triplicado.

La determinación de sulfatos se realizó mediante su precipitación con sulfato de bario siguiendo el procedimiento de la norma NMX-AA-074-SCFI-2014. La muestra (50 mL) se acondiciona agregando una solución buffer de acetatos mediante agitación, enseguida se añade cloruro de bario (1 mL de solución al 20%), se agita durante 1 min y se determina la turbidez formada a 420nm por espectrofotometría UV-Vis (Thermo Scientific, Evolution 220). La concentración se determina a partir de una curva de calibración prepara el rango 0-45 mg/L. Las muestras se analizaron por triplicado.

#### **4.1.5. Factor de rechazo**

Se calculó el factor de rechazo y se estimó el volumen de rechazo generado en cada una de las plantas purificadoras visitadas. El factor de rechazo se debe calcular para estimar las concentraciones de elementos como calcio y magnesio que el agua de rechazo puede no contener cuando en las plantas purificadoras se incluyen sistemas de ablandamiento antes del tratamiento del agua por ósmosis inversa. El factor de rechazo permitió calcular las concentraciones de Ca y Mg esperadas en el agua de rechazo asumiendo que las plantas purificadoras no siempre incluyen sistemas de ablandamiento para la eliminación de dureza.

El factor fue calculado con base en la concentración del sodio (Na) ya que este elemento no se retiene en los sistemas de ablandamiento, se determinó en alta concentración en el agua cruda que ingresa al sistema de purificación y es retenido en el sistema de ósmosis inversa. De esta forma, el Na se encontró aún en más alta

concentración en el agua de rechazo de las plantas purificadoras. Se calcularon los porcentajes de rechazo de cada sitio muestreado usando las concentraciones de Na en el agua cruda y en el agua de rechazo; para la definición de las concentraciones esperadas de Ca y Mg en el agua de rechazo que se utilizó en los procesos de tratamiento en este proyecto, se usó el porcentaje de rechazo más grande de los sitios muestreados que fue 57.7 % y con el dato de rechazo que se tiene de la literatura que es 50% se calculó el factor de rechazo.

#### **4.1.6. Especies vegetales estudiadas**

En el área de humedales de la Unidad de Biotecnología de Plantas de la Facultad de Ciencias Químicas se conservan varias especies de plantas en condiciones de invernadero. De estas plantas, se realizó la propagación y se promovió el desarrollo de la cobertura vegetal en celdas de humedal de las especies *Thalia geniculata*, *Typha latifolia* y *Scirpus americanus*. La especie *Thalia geniculata* es una especie silvestre que se colectó en zonas inundadas del humedal Ciénaga de Tamasopo en el ejido de Cabezas, Tamasopo, S.L.P. En este proyecto se identificó la especie como se describirá más adelante. *Typha latifolia* es proveniente de zonas inundadas del Parque Tangamanga I en San Luis Potosí, ha sido propagada por varios años y su identificación se realizó por técnicas de biología molecular en trabajos previos (Zapata, 2018). En propagación y conservación de esta especie se utiliza una solución de nutrientes  $1 \text{ mM NH}_4\text{NO}_3 + 1.5\text{mM KNO}_3 + 0.125\text{mM NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4 + 0.25\text{mM Ca}(\text{NO}_3)_2$ ; esta composición de nutrientes fue propuesta por Loredó (2011) como la mezcla más apropiada para el desarrollo de las plantas en condiciones de vivero. La especie *Scirpus americanus* se propagó en el invernadero a partir de plántulas desarrolladas *in vitro* seguido de hidroponía, donadas por el laboratorio de investigación en cactáceas de la Facultad de Ciencias Químicas (UASLP).

## 4.2. Remoción de arsénico y fluoruros por las plantas en pruebas en lote

### 4.2.1. Preparación del agua de rechazo sintética

Se prepararon 40 litros de agua de rechazo sintética con la composición que se indica en Resultados (Tabla 7) y que se basó en las concentraciones promedio de cada una de las sustancias determinadas caracterización fisicoquímica del agua de las plantas purificadoras. Para la preparación se utilizaron sales grado reactivo de  $\text{CaCO}_{3(s)}$ ,  $\text{MgSO}_{4(s)}$ ,  $\text{Na}_3\text{AsO}_{4(s)}$ ,  $\text{NaF}_{(s)}$  y  $\text{KCl}_{(s)}$ , el pH y la concentración de sulfatos se ajustó con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  diluido; la concentración de sulfatos se ajustó a 10.3 mg/L con base a la caracterización del agua de rechazo o a 220 mg/L (para simular las concentraciones promedio de sulfatos presentes en fuentes de abastecimiento en el Altiplano y Zona Media del estado de San Luis Potosí). Las concentraciones de Ca y Mg se determinaron a partir del factor de rechazo y el contenido de estos elementos en el agua cruda. La caracterización de la calidad del agua de rechazo sintética se realizó siguiendo la metodología analítica indicada en la sección 4.1

Se prepararon 4 recipientes de 12 L en los que se colocaron 3 plantas de cada especie *Typha latifolia*, *Scirpus americanus* y *Thalia geniculata*, una especie por recipiente. Un recipiente se utilizó como control conteniendo solamente el agua de rechazo sintética. A cada recipiente se agregó 10 L de agua de rechazo sintética.

La prueba se realizó durante 10 días. Se procedió a tomar alícuotas de 500 mL de la solución al inicio y a los días 1, 2, 4, 6, 8 y 10 para dar seguimiento a la variación de la concentración de las sustancias. Se determinaron los siguientes parámetros: conductividad, pH, alcalinidad, dureza total, dureza de calcio, sulfatos, cloruros, fluoruros y arsénico. Los resultados permitieron evaluar la remoción de las sustancias por cada una de las especies estudiadas.

Así mismo, se evaluó la tolerancia de las plantas a la composición del agua de rechazo. Para ello a cada planta se le midió altura, el número de hojas, la longitud de la raíz y clorofila total la cual se determinó por maceración de muestras de hojas de cada planta y extracción con acetona. La concentración con clorofila se determinó a 645 y 663 nm.

Se evaluaron los resultados obtenidos de las tres especies y se decidió sobre la especie apropiada para la experimentación en un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal con base en la cinética de remoción de arsénico y fluoruro; así mismo, se definió el tiempo de residencia mínimo necesario para la operación del humedal con base en el estudio cinético en las pruebas por lote.

#### **4.3. Condiciones de operación del humedal construido de flujo subsuperficial horizontal (HCFSH)**

En este trabajo se implementó un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal (HCFSH) de dimensiones 1.5 m de largo x 0.30 m de ancho x 0.3 m de alto, utilizando grava previamente tratada para eliminar el exceso de tierra o polvo. La grava se colocó de tal manera a lograr una columna de 27 cm de altura. De la sección 4.2 se eligió la planta apropiada para el tratamiento. Las plantas se colocaron en el humedal y el material se soportó con una separación entre ellas de 20 a 22 centímetros para permitir un buen desarrollo de la raíz; el nivel de la columna de agua debe ser suficiente para mantener cubierta la raíz (Zapata, 2018).

Para el desarrollo de la cobertura vegetal, el humedal se suministró regularmente con la solución de nutrientes propuesta por Loredó (2011): 1 mN  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  + 1.5mM  $\text{KNO}_3$  + 0.125mM  $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$  + 0.25mM  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ .

Los humedales se operaron a flujo continuo y se evaluó la remoción de los contaminantes en función del tiempo con énfasis en los parámetros identificados en 4.2 con atención particular en la remoción de las sustancias tóxicas: As y  $\text{F}^-$ . Se dio seguimiento al estado de las plantas y su tolerancia al agua de rechazo durante el tratamiento para lo cual se llevó un registro de la aparición de brotes nuevos, la altura y el contenido de clorofila total. La medición de altura se hizo desde el nivel del material de soporte hasta la hoja verde más larga de las plantas y se elaboró un registro de la información colectada. El seguimiento a los humedales se hizo por el tiempo necesario hasta lograr la más alta remoción ajustando las condiciones de operación en caso de

ser requerido. El tiempo de operación del humedal construido fue de 163 días. En forma paralela, se dio seguimiento a un humedal sin plantas para evaluar la contribución a la calidad del agua y a la remoción de sustancias del agua de rechazo por el material de soporte; la operación del humedal sin plantas fue por 35 días.

#### **4.3.1. Propagación de especies *Thalia geniculata*, *Typha latifolia* y *Scirpus americanus***

En las celdas de los humedales que se tienen en la Unidad de Biotecnología de Plantas de la Facultad de Ciencias Químicas colocaron cuidadosamente las plantas *Thalia geniculata*, *Typha latifolia* y *Scirpus americanus*, una especie por celda en la distribución indica previamente que resultó un total de 15 plantas/m<sup>2</sup>. Para el desarrollo de la cobertura vegetal, se suministró la solución nutritiva propuesta por Loredo (2011) regularmente; el período de desarrollo de la cobertura vegetal fue de 3 meses.

Para la definición del sustrato, se realizaron pruebas de desarrollo de las plantas en tezontle o en grava resultando que *Scirpus americanus* se desarrolla bien tanto en tezontle como en grava, pero no las demás especies. Así, en este trabajo se utilizó grava como material de soporte para las plantas.

#### **4.3.2. Instalación y establecimiento de las condiciones mínimas de operación del humedal**

Se utilizaron 2 celdas de humedal (HCFSH) como se muestra en la Figura 8. Como se indicó, cada celda tiene una relación de largo (L) y ancho (A) de 2:1, de acuerdo a lo que recomienda la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA, 1993) que es entre 0.5:1 y 5:1 para humedales construidos de tipo subsuperficial.



**Figura 8.** Celdas de humedal de tipo subsuperficial a microescala (Zapata, 2018)

Después de la colocación del material de soporte, se determinó el volumen de agua necesario para generar una columna de 0.27m de altura. Los flujos de agua (volumen/tiempo) de afluente y del efluente se ajustaron para lograr mantener la columna de agua durante el tiempo de experimentación; las condiciones básicas de operación fueron las recomendadas por Zapata (2018).

Para elegir la altura de la columna de material de soporte para las plantas se consideró que el sistema radicular se desarrolla a una profundidad hasta de 30 cm en humedales artificiales, según indica la US EPA (1993) quien recomienda que la columna del material de soporte sea entre 10 y 100 cm de altura. De acuerdo con lo anterior, en los humedales se mantuvo una columna de agua de 0.27 m. Los humedales tienen una capacidad de 135 L, pero de este volumen una parte importante (~80%) lo ocupa el material de soporte (Zapata, 2018).

Para la determinación del flujo del afluente (A) y del efluente (B), se determinó previamente el tiempo de residencia hidráulica apropiado para la remoción de los contaminantes con base en las pruebas por lote indicadas en la sección 4.2. Los flujos se calcularon de la siguiente manera.

1. **Tiempo de residencia hidráulica (TRH).** Se determinó a partir de las pruebas de la cinética de remoción de arsénico y fluoruro, por ser los contaminantes tóxicos que se consideran prioritarios en el tratamiento del agua de rechazo por estar presentes en el agua que se purifica en las plantas. Como ya se describió, las pruebas se realizaron con las tres especies. La cinética de remoción de As y F<sup>-</sup> del agua de rechazo indicó que la remoción más significativa se logró en 6 días, definiéndose así el tiempo de residencia hidráulico (TRH) mínimo requerido para la operación del humedal.

2. **Determinación de flujos del afluente y del efluente (mL/min).** A partir del valor de TRH estimado en 6 días (t), se obtuvo el flujo del efluente (Q, L<sup>3</sup>/t) considerando el volumen de agua del humedal (V, L<sup>3</sup>) y la porosidad con base en el material de soporte (ε) estimada en 0.8, utilizando la ecuación 1.

$$t=V\varepsilon/Q \quad (1)$$

**Flujo de afluente.** De acuerdo con la ecuación de balance hídrico (ec. 2), se calculó el flujo del afluente en el humedal.

$$dV/dt=Q_i-Q_o+(P-ET-I)A \quad (2)$$

Donde:

dV/dt es la tasa de cambio en el volumen de agua (V) en el humedal respecto al tiempo (t), Q<sub>i</sub> es el flujo del afluente [L<sup>3</sup>/t], Q<sub>o</sub> es el flujo del efluente [L<sup>3</sup>/t], P es la tasa de precipitación [L/t], ET es la tasa de evapotranspiración (combinación de la pérdida de agua por evaporación de la superficie de agua y la transpiración de la vegetación) [L/t], I es la tasa de infiltración [L/t] y A es el área superficial del humedal [L<sup>2</sup>].

Considerando que los humedales son celdas donde no existe pérdida de agua por infiltración, que las celdas están instaladas en un sitio techado, los parámetros P e I no influyen en el balance hídrico (Zapata, 2018). Por otro lado, Q<sub>o</sub> se determinó en la ec. 1. Así mismo, la pérdida de agua por evapotranspiración se controló manteniendo la altura de la columna de agua durante la experimentación ajustando el flujo del

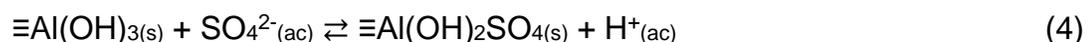
afluente ( $Q_i$ ) que se realizó manualmente tomando como base el valor de  $Q_o$  establecido.

#### 4.3.3. Seguimiento del humedal

Se realizó el muestreo al inicio de la prueba cada tercer día durante un mes y después dos veces a la semana hasta completar un total de 163 días. Durante la operación del humedal, en las muestras de la solución que colectaron, se determinaron los parámetros de pH, conductividad, dureza total y de calcio, sulfatos, cloruros, fluoruros y arsénico utilizando la metodología descrita en la sección 4.1. Durante la experimentación se dio seguimiento al desarrollo de las plantas mediante la medición de la altura; al inicio y al final de la operación del humedal se colectaron plantas para determinar la longitud de la raíz y el contenido de clorofila total.

#### 4.4. Tratamiento fisicoquímico por coagulación y floculación

La técnica se basa en la remoción de calcio, magnesio y sulfatos por coagulación y floculación. Como agente coagulante se utilizó cloruro de aluminio ( $AlCl_3 \cdot 6H_2O$ , grado reactivo) 10mM. Esta solución tiene un pH inicial de 3.45 el cual se ajustó con una solución de lechada de cal para llevarla a un pH de 9 considerado como el óptimo para favorecer la formación de hidroxocomplejos de aluminio que son las especies químicas que favorecen el proceso de coagulación. Para la floculación se empleó una solución de Floculante comercial PRC-22/FA-0202-001 preparado al 0.1% p/v el que actúa agregando las partículas, aumentando la calidad de los flóculos para que sean más pesados y voluminosos. El proceso químico se representa mediante las siguientes reacciones (ec. 3 y ec. 4).



Para determinar las condiciones óptimas de operación de la prueba, buscando la más alta remoción de sulfatos, se determinó el pH, la dosis de coagulante y la dosis de

floculante apropiadas mediante una serie de pruebas las cuales se fundamentan en la prueba de jarras. El pH de la muestra se ajustó a 6, 7, 8 o 9 utilizando HCl 1N o NaOH 1 N, manteniendo la dosis de coagulante y de floculante constantes. para subir el pH. Se comprobó visualmente el valor del pH en el cual se formaron flóculos más pesados y la turbidez del sobrenadante fue la menor. En una segunda prueba, el pH de la solución se ajustó al valor considerado como óptimo (pH 7), y se varió la dosis de coagulante entre 10mM y 40mM utilizando las siguientes dosis: 10mM, 20mM, 30mM y 40mM la dosis de floculante se mantuvo constante. Igualmente, al final de la prueba se determinó la dosis a la cual la formación de flóculos fue la mejor. Para determinar la dosis del floculante, a volúmenes de 50 mL de agua de rechazo sintética se les ajustó el pH a 6, 7, 8 o 9, se agregó la dosis de coagulante determinada en el paso anterior y se agregó una dosis variable de Magnafloc 155. La prueba consistió en agregar las sustancias y ajustar el pH, seguida de una agitación rápida en placa de agitación magnética durante 1 min y después una agitación lenta durante 60 min; al final del período de agitación, las soluciones se dejan en reposo durante una hora para determinar las mejores condiciones de tratamiento. A las condiciones óptimas, se aplicó el tratamiento fisicoquímico a volúmenes de 40 L de agua de rechazo sintética y al final del mismo, se recuperó el sobrenadante por filtración en una columna empacada con arena y se caracterizó en los siguientes parámetros: pH, dureza total y de calcio, sulfatos y cloruros. Finalmente se estimó la eficiencia de remoción del proceso de tratamiento, la cual se contrastó con los resultados obtenidos en un estudio previo de Castillo (2018).

El tratamiento con  $AlCl_3$  generó un incremento significativo de cloruros en la solución, como se revisará en Resultados. Es conocido que la exposición de las plantas a un exceso de este anión es causa de toxicidad generando clorosis y daño, por lo que se buscó un coagulante alternativo y se evaluó el cambio por  $Al(OH)_3$  cuya dosis fue determinada siguiendo el mismo procedimiento anteriormente descrito; en este caso no fue necesario ajustar el pH del coagulante para formar los hidroxocomplejos de aluminio que son las especies que favorecen la coagulación. Se estimó la eficiencia de remoción de este tratamiento siguiendo el mismo procedimiento descrito

anteriormente. El  $\text{Al}(\text{OH})_3$  se utilizó en una concentración de 30mM, y se cambió el floculante por PRC-22/FA-0202-001 preparado al 0.1% p/v sin que se viera efecto en las condiciones óptimas del tratamiento; el pH se mantuvo entre 6 y 7 con base en los resultados obtenidos de la experimentación.

#### **4.5. Determinación de la eficiencia de un proceso combinado de tratamiento fisicoquímico (coagulación-floculación) y fitorremediación**

Se preparó un volumen de 40L de agua de rechazo sintética y se aplicó primero el tratamiento fisicoquímico por coagulación floculación de acuerdo con las condiciones óptimas logradas y descritas en la sección 4.4. Una vez tratada el agua, se caracterizó su calidad y se determinó la eficiencia de remoción de las principales sustancias que son removidas por el tratamiento. Con esta información se conocerá la calidad de agua a la entrada del sistema de fitorremediación.

El agua tratada por el proceso de coagulación-floculación se utilizó en pruebas por lote usando las tres especies de plantas estudiadas en este trabajo siguiendo la metodología descrita en la sección 4.2. En las pruebas por lote, se tomaron muestras de la solución, se determinaron los parámetros de la calidad del agua con énfasis en los tóxicos ( $\text{As}$  y  $\text{F}^-$ ) para determinar la variación de las concentraciones en función del tiempo y determinar la eficiencia de remoción del proceso basado en la fitorremediación. La eficiencia total de remoción del proceso combinado se calculó con base a la calidad del agua de rechazo sintética sin tratar.

#### **4.6. Acumulación de fluoruro y arsénico en las plantas estudiadas en pruebas por lote como en el humedal (HCFSSH)**

Al término de la prueba en lote (10 días), cada especie de planta usada fue retirada de la solución a tratar, las 3 plantas usadas de cada especie fueron lavadas de la parte radicular con una solución de ácido nítrico al 0.05% para eliminar materia adherida a ellas que pudiera interferir en el proceso de digestión, de igual forma al terminó de la prueba del humedal (163 días) se recolectaron 3 plantas de diferentes secciones del

humedal (inicio, en medio y final de la celda), todas las plantas fueron lavadas de la parte radicular como se indicó anteriormente. Todas las plantas fueron seccionadas por partes: la raíz, tallo basal aproximadamente 5cm y las hojas de las plantas que aplicara, las secciones fueron llevadas a congelar para su preservación y su posterior digestión.

#### **4.6.1. Cuantificación de arsénico y fluoruro en tejido radicular, aéreo en las tres especies de planta usadas en las pruebas en lote y de *T. geniculata* en la prueba del humedal.**

Las secciones de las plantas (raíz, tallo y hojas) preservadas en congelación fueron secadas en una estufa por 48h a 40°C, para determinar su peso seco, se tomó muestra de cada parte de las plantas y se pulverizo con un mortero de ágata para su posterior digestión.

Para la cuantificación de As y F<sup>-</sup> se procedió a realizar la digestión de las diferentes muestras llevadas a peso seco de las secciones de las plantas (raíz, tallo y hojas), se inició con un proceso de digestión ácida con el fin de eliminar la materia orgánica. Se realizó en un sistema cerrado y a temperatura ambiente (Leura, 2009)) se pesaron 25mg de muestra llevada a peso seco en recipientes de HPDE de 50mL y se agregaron 100µL de HNO<sub>3</sub> por cada 2mg de muestra seca. Los recipientes se cerraron y se dejaron en reposo al abrigo de la luz por 6 días a temperatura ambiente. Después de los 6 días se adiciono a cada muestra 1mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30% para terminar de oxidar la materia orgánica que no se terminó de digerir dejando un día más en digestión con las mismas condiciones.

El volumen de las muestras se completó a 50 mL con agua desionizada para tener una concentración final de HNO<sub>3</sub> de 3 % v/v. Cada muestra se le analizó fluoruros por método potenciométrico con electrodo de ión fluoruro Orion 9409BN Thermo Scientific y arsénico por EAA Grafito Varían Spectra 220Z.

Se corrió a la par 5 muestras de material vegetal de referencia Lagarosophon major (community Bureau of reference BAS) que fue el control de calidad durante la digestión.

#### **4.7. Control de calidad analítico de las pruebas realizadas**

El control de calidad analítico de las mediciones se describe enseguida. En el caso del pH y la conductividad, se dio limpieza a los electrodos utilizados para las mediciones así mismo se calibró cada uno de los equipos de acuerdo a lo descrito en sus manuales. Para los parámetros de dureza total, dureza de calcio, alcalinidad, sulfatos y cloruros se siguió métodos estandarizados de acuerdo a la norma mexicana NMX-AA-072-SCFI-2001, NMX-AA-036-SCFI-2001, NMX-AA-074-SCFI-2014 y NMX-AA-073-SCFI-2001 respectivamente, utilizando los blancos de reactivos y el análisis de muestras por triplicado; para estos parámetros no se cuenta con muestras certificadas o de referencia. En la determinación de arsénico, se utilizó una muestra certificada de agua (IV-STOCK-1643 acreditada por la ISO 17034). En la determinación de fluoruros se preparó una muestra de concentración conocida a partir de una solución estándar de fluoruros de 100ppm, orion 940907, Thermo Scientific. En la determinación de As y F<sup>-</sup> se utilizaron blancos de reactivos y los análisis fueron por triplicado.

#### **4.8. Evaluación estadística de los resultados**

En donde fue posible, las muestras de las soluciones se analizaron por triplicado, se obtuvo la media y la desviación estándar de cada uno de los parámetros y muestras. En la comparación de resultados, estos valores se utilizaron para estimar diferencias significativas mediante comparación de medias utilizando la prueba *t* de student, en Excel.

Para determinar la planta más tolerante los parámetros medidos en la prueba en lote se midieron por triplicado, se calculó la media y la desviación estándar de cada uno de ellos. En la determinación de la diferencia significativa entre los parámetros y las

plantas, estos valores se utilizaron para estimar diferencias significativas mediante comparación de medias utilizando la prueba  $t$  de student, en Excel.

Para el tratamiento por coagulación y floculación, los análisis de los parámetros de la calidad del agua se realizaron por triplicado, y las diferencias significativas entre ellos se estimaron estadísticamente como se indicó previamente. El mismo procedimiento se aplicó a los resultados del tratamiento mediante el HCFSH.

## **5. Resultados**

Los resultados que se obtuvieron como cumplimiento de cada objetivo durante el proceso experimental se exponen en este capítulo de forma detallada.

### **5.1. Calidad del agua de rechazo de plantas purificadoras basadas en ósmosis inversa**

En enero del 2024 se colectaron muestras de agua de rechazo y de agua de entrada al sistema de OI (afluente o agua cruda) en cuatro plantas purificadoras ubicadas en la Zona Metropolitana de San Luis Potosí (ZMSLP). Dichas muestras fueron tomadas en los recipientes apropiados para muestreo de agua previamente lavados dependiendo del tipo de análisis tal como se describe en la sección 4. En cada sitio se tomaron dos muestras, una para la determinación de aniones, pH y conductividad y otra para la determinación de metales, ésta última se acidificó a pH 2 con ácido nítrico (grado trazas) al 0.05%; para su preservación todas las muestras se colocaron en refrigeración hasta su análisis. Los resultados obtenidos de caracterización fisicoquímica del agua se muestran en la Tabla 5.

**Tabla 5** Caracterización fisicoquímica de la calidad de las muestras de agua de rechazo (efluente) y agua cruda (afluente) previamente a ser purificada obtenidas de las cuatro plantas purificadoras muestreadas

Parámetros	Sitio 1 (N=3)		Sitio 2 (N=3)		Sitio 3 (N=3)		Sitio 4 (N=3)		NOM-127-SSA1-2021
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	
Temperatura, °C	26.0± 0.0	26.0± 0.0	26.4± 0.0	26.4± 0.0	26.5± 0.0	26.5± 0.0	26.9± 0.0	26.9± 0.0	N.R.
Conductividad, µS/cm	671.0± 0.1	1234.3± 0.1	296.0± 0.2	320.7± 0.1	357.0± 0.1	796.3± 0.2	339.0± 0.1	691.3± 0.1	N.R.
pH	7.6± 0.0	8.0± 0.0	8.9± 0.0	8.5± 0.0	9.0± 0.0	8.6± 0.0	7.6± 0.0	8.0± 0.0	6.5-8.5
Alcalinidad, mg CaCO <sub>3</sub> /L	124.0± 0.4	306.7± 0.4	85.3± 0.4	149.3± 0.3	117.3± 0.5	317.3± 0.4	140± 0.4	318.7± 0.4	N.R.
Dureza total, mg CaCO <sub>3</sub> /L	< L.D.	< L.D.	125.2	< L.D.	133.1± 0.1	< L.D.	58.2	< L.D.	500.0
Dureza de calcio, mg CaCO <sub>3</sub> /L	< L.D.	< L.D.	24.5	< L.D.	23.5± 0.1	< L.D.	19.7	< L.D.	N.R.
Dureza de magnesio, mg CaCO <sub>3</sub> /L	< L.D.	< L.D.	15.4	< L.D.	18.6± 0.11	< L.D.	2.2	< L.D.	N.R.
Ca, mg/L	0.5± 0.0	1.0± 0.0	22.9± 0.0	3.4± 0.0	15.1± 0.0	0.5± 0.0	16.2± 0.0	0.5± 0.0	N.R.
Mg, mg/L	<0.115	<0.115	1.4	<0.115	0.2	<0.115	<0.115	<0.115	N.R.
Na, mg/L	125.2± 0.0	248.9± 0.0	33.4± 0.0	57.9± 0.0	59.5± 0.0	173.9± 0.0	50.1	151.2± 0.0	N.R.
K, mg/L	9.1± 0.0	1.9± 0.0	9.2± 0.0	23.5± 0.0	5.4± 0.0	1.3± 0.0	5.0	17.2± 0.0	N.R.
As <sub>T</sub> , µg/L	12.0± 0.0	16.6± 0.0	8.5± 0.0	10.0± 0.0	12.1± 0.0	26.3± 0.0	12.5± 0.0	22.8± 0.0	10.0
Cloruros mg/L	74.1± 0.6	146.2± 0.5	21.8± 0.4	24.5± 0.5	17.9± 0.6	33.7± 0.4	15.2± 0.7	35.1± 0.5	N.R.

Parámetros	Sitio 1 (N=3)		Sitio 2 (N=3)		Sitio 3 (N=3)		Sitio 4 (N=3)		NOM-127-SSA1-2021
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	
Sulfatos, mg/L	8.4± 0.0	11.9± 0.0	1.8± 0.0	4.2± 0.0	3.7± 0.0	16.4± 0.0	5.4± 0.0	14.3± 0.0	400.0
Fosfatos, mg/L	< L.D.	< L.D.	< L.D.	<L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	<L.D.	N.R.
Fluoruros, mg/L	0.7± 0.0	1.3± 0.0	0.8± 0.0	0.9± 0.0	2.9± 0.0	5.3± 0.0	2.1± 0.0	4.8± 0.0	1.0
Nitritos, mg/L	< L.D.	< L.D.	< L.D.	<L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.	0.9

< L.D: menor al límite de detección del método; N.R.: no reportado

Para definir la composición del agua de rechazo, se consideraron los valores mínimos, máximos y el valor medio por cada parámetro. La dureza total, de calcio y de magnesio, se determinó tanto por complejometría como se indica en la sección 4, como a partir de los análisis de Ca y Mg por Espectrometría de Plasma (ICP óptico; Thermo Scientific ICAP7400 Duo). Las concentraciones de estos parámetros son menores en el agua de rechazo que en el agua cruda lo que sugiere que las plantas purificadoras analizadas contienen en su sistema de tratamiento, una unidad de ablandamiento. Con base a los resultados de Ca y Mg en el agua cruda, se determinó la concentración a ser utilizada para estos elementos en el agua de rechazo sintética como se explicará enseguida. Al no tener concentraciones considerables de sales de Ca y Mg se procedió a estimar las concentraciones de estos elementos en el agua de rechazo asumiendo que las plantas podrían no incluir un sistema de ablandamiento en el proceso de purificación y/o que el agua cruda podría proveer de fuentes de abastecimiento con alta dureza. Para estimar las concentraciones de Ca y Mg en el agua de rechazo, primero se calculó el Factor de Rechazo como se indica en la Metodología y cuyo valor promedio fue de 2.3. Para el cálculo del Factor de Rechazo se utilizó la concentración de Na en el agua cruda y en el agua de rechazo debido a que este elemento no es retenido en los componentes de la planta purificadora (unidad de ablandamiento, de filtración, etc.) pero sí por las membranas del sistema de ósmosis inversa. Así mismo se consideró el Na con base a que esta sustancia proviene generalmente de compuestos muy solubles.

Las concentraciones de Ca y Mg fueron multiplicadas por el Factor de Rechazo para estimar la concentración de estos elementos en el agua de rechazo sintética que se utilizará en este proyecto.

Las concentraciones de arsénico y de fluoruros indicaron que estas sustancias se concentran en el agua de rechazo.

Las concentraciones promedio de los parámetros en el agua de rechazo analizada constituyeron la base para preparar el agua de rechazo sintética (Tabla 6) que se

utilizará en las pruebas por lote, el tratamiento fisicoquímico y en los humedales construidos.

**Tabla 6** Valores promedio de la calidad del agua de rechazo de cuatro purificadoras y su comparación con valores reportados en la literatura de la calidad del agua de rechazo obtenida de sistemas de OI

Parámetros	Calidad efluente (este trabajo)	Calidad efluente literatura (Peñaloza y col., 2019 / Nazer y col., 2018)
Conductividad, $\mu\text{S}/\text{cm}$	765.2	194.4-2550.0
pH	8.1	6.7-7.6
Alcalinidad, mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$	202.0	-
Na, mg/L	153.4	4.72
Ca, mg/L	27.0*	< 0.01-539.0
Mg, mg/L	1.4*	< 0.01-145.0
K, mg/L	12.4	< 0.01
$\text{SO}_4^{2-}$ , mg/L	10.3 (220.0**)	< 2.0-1622.5
F <sup>-</sup> , mg/L	3.1	< 0.005
As <sub>T</sub> , $\mu\text{g}/\text{L}$	18.1	< 0.005
Cl <sup>-</sup> mg/L	85.4	38.7-606.9

\*Multiplicados por factor de rechazo calculado (2.3); \*\* Concentración de sulfatos para prueba fisicoquímica de acuerdo con valores promedio en fuentes de abastecimiento del Altiplano y Zona Meda en San Luis Potosí (Alfaro y col., 2021).

Adicionalmente a la consideración que se hizo con respecto de las concentraciones de Ca y Mg, se modificó la concentración de sulfatos, asumiendo que, aunque en la ciudad de San Luis Potosí, el agua tiene un bajo contenido de estos elementos, en otras regiones del estado, los sulfatos constituyen un problema de calidad del agua. Además, como se podrá observar en la Tabla 5, estas sustancias son eliminadas en el proceso de ósmosis inversa, por lo tanto, deberán estar presentes en la solución sintética para representar las condiciones en que las purificadoras tratan agua con alto contenido de estas sustancias. La concentración que se utilizó es  $220 \text{ mgSO}_4^{2-}/\text{L}$  tomando como base la calidad del agua determinada en pozos profundos de municipios tanto de la región Zona Media como del Altiplano de San Luis Potosí (Alfaro y col., 2021).

## 5.2. Eficiencia de remoción de sulfatos, fluoruros y arsénico del agua de rechazo mediante el proceso fisicoquímico de coagulación – floculación

El proceso fisicoquímico de coagulación y floculación se aplicó al agua de rechazo que contenía la concentración de sulfatos discutida previamente. En un trabajo previo realizado por Castillo (2018) se aplicó el proceso de coagulación-floculación a agua de pozo con un contenido de sulfatos de 200 mg/L procedente de la comunidad El Refugio en Ciudad Fernández, S.L.P

De igual manera, asumiendo que los sistemas de purificación pueden o no incluir un sistema de ablandamiento, tomando como base el Factor de Rechazo estimado en este trabajo, y la calidad del agua no tratada, se adicionó Ca y Mg en forma de carbonatos y sulfatos respectivamente.

### 5.2.1. Determinación de las condiciones óptimas de tratamiento por coagulación-floculación con $AlCl_3$

Se definieron las condiciones óptimas de pH y dosis de coagulante para alcanzar la mayor eficiencia de remoción en el tratamiento fisicoquímico. Dichas condiciones se obtuvieron mediante una serie de experimentos que consistieron en ajustar el pH de muestras de agua de rechazo a 6, 7, 8 o 9 para determinar el pH más adecuado para el tratamiento (Tabla 7). Enseguida, al pH definido, se variaron las concentraciones de coagulante ( $AlCl_3$ ) las cuales fueron de 10, 20, 30 o 40 mmol/L (Tabla 8). Con respecto del floculante (PRC-22/FA-0202-001), se experimentaron concentraciones de 0.1, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 o 1.0 %; los procedimientos detallados se indican en Metodología.

**Tabla 7** Efecto del pH en la muestra

pH	6	7	8	9
$SO_4^{2-}$ , mg/L	94	85	110	90
Remoción, %	57.3	61.4	50.0	59.1

**Tabla 8** Efecto de la dosis de coagulante  $AlCl_3$

Dosis, mmol/L	10	20	30	40
$SO_4^{2-}$ , mg/L	39.5	95	145	120
Remoción, %	82.0	56.8	34.1	45.4

De acuerdo con los resultados obtenidos, las condiciones óptimas para el proceso de coagulación y floculación utilizando  $AlCl_3$  como coagulante y PRC-22/FA-0202-001 como floculante fueron: el agua de rechazo ajustada con sulfatos se llevó a un pH de 7.0, la dosis de coagulante 10 mmol/L  $AlCl_{3(ac)}$ ; la solución de  $AlCl_{3(ac)}$  se ajustó a pH 9 para favorecer la formación de  $Al(OH)_{3(ac)}$ , la dosis de floculante fue de 2 mL de suspensión al 0.1%.

#### **5.2.1.1. Tratamiento fisicoquímico por coagulación – floculación con $AlCl_3$**

El tratamiento de coagulación y floculación se aplicó a volúmenes de 6 L de agua de rechazo sintética y se caracterizó la calidad del agua después del tratamiento. El tratamiento fisicoquímico se aplicó en las condiciones óptimas definidas previamente: pH 7, 10 mM de  $AlCl_3$ , 0.1 % de floculante PRC-22/FA-0202-001. La prueba se realizó con una agitación de 200 rpm en placa de agitación según el procedimiento implementado por Castillo (2018). Se aplicó un tiempo de mezclado rápido (400 rpm) por 15 min seguido de un mezclado lento (200 rpm) por 1 h para favorecer la formación de los flóculos (Figura 9); finalmente, la muestra tratada se pasó por un filtro de arena (Figura 9) el cual se utilizó para simular las condiciones que se aplican en una planta de tratamiento de agua a escala.



**Figura 9.** Aplicación del proceso de tratamiento del agua de rechazo sintética por coagulación y floculación seguido de filtración en columna empacada con arena.

El agua tratada fue caracterizada y los resultados se muestran en la Tabla 9. En lotes de 6 L se trató el agua de rechazo sintética hasta obtener un volumen aproximado total de 40 L para las pruebas de fitorremediación; el agua tratada se almacenó en un recipiente hasta su uso.

**Tabla 9** Caracterización del agua de rechazo antes y después de la aplicación del tratamiento fisicoquímico.

Parámetro	Agua de rechazo cruda (N=3)	Agua de rechazo tratada (N=3)	Remoción (%)	Remoción (%) Castillo, 2018
pH	7.3±0.0	8.9 ±0.1	-	-
Conductividad, µS/cm	3940.0 ±0.5	3250.0 ±0.7	-	-
Alcalinidad, mgCaCO <sub>3</sub> /L	285.0 ±0.0	114.7 ±0.1	59.7	-
Dureza total, mgCaCO <sub>3</sub> /L	59.9 ±0.0	22.5 ±0.1	62.4	37.0
Dureza de calcio, mgCaCO <sub>3</sub> /L	40.0 ±0.0	19.8 ±0.1	60.2	56.0
Dureza de magnesio, mgCaCO <sub>3</sub> /L	19.9 ±0.0	2.7 ±0.1	57.3	62.5
Cloruros, mg/L	85.4 ±0.3	<b>444.7* ±0.3</b>	-	-
Sulfatos, mg/L	220.0±0.0	49.5 ±0.0	82.0	92.0
Fluoruros, mg/L	3.8 ±0.0	3.8 ±0.0	-	-
Nitratos, mg/L	2.4 ±0.0	2.4 ±0.0	-	-
Arsénico, µg/L	18.1 ±0.0	18.1 ±0.0	-	-

\*Incremento debido a la adición del coagulante (AlCl<sub>3</sub>)

Como se aprecia en la Tabla 9, la remoción de sulfatos mediante el proceso de tratamiento fisicoquímico es de 82%, al mismo tiempo se observa un incremento en la

concentración de cloruros que es congruente con la adición del  $\text{AlCl}_3$ . De acuerdo con Medina y col. (1993) este anión en altas concentraciones puede dañar las plantas generando necrosis y defoliaciones fuertes en las hojas viejas, también pueden causar el agrietamiento del tallo y por lo tanto presupone un problema de afectación de las plantas que se utilizan en este trabajo.

El agua de rechazo tratada por el método fisicoquímico se utilizó en una prueba por lote con plantas cuyos resultados se describen en la sección 5.3.

Con base en lo anterior, se probó la eficiencia de remoción utilizando como coagulante alternativo  $\text{Al}(\text{OH})_3$  para evitar el incremento de cloruros en el agua de rechazo tratada.

La determinación de las condiciones óptimas de tratamiento utilizando  $\text{Al}(\text{OH})_3$  siguió el mismo procedimiento aplicado utilizando  $\text{AlCl}_3$ . Los resultados se muestran en la siguiente sección.

### **5.2.2. Determinación de las condiciones óptimas de tratamiento por coagulación-floculación con $\text{Al}(\text{OH})_3$**

El tratamiento utilizando  $\text{Al}(\text{OH})_3$  como coagulante siguió el mismo procedimiento aplicado al tratamiento con  $\text{AlCl}_3$ , es decir, se prepararon 6 L de agua de rechazo sintética, la solución se ajustó a pH 7, y se añadieron las dosis óptimas de coagulante y de floculante (Tabla 10 y 11), se aplicó un mezclado rápido (400 rpm, 15 min) seguido de un mezclado lento (200 rpm, 1 h) para después filtrar el agua tratada sobre un filtro de arena. Los resultados de remoción de sustancias del agua de rechazo, por este procedimiento, se muestran en la Tabla 12.

Las condiciones óptimas determinadas fueron: pH de 7.0, una dosis de coagulante 30 mmol/L  $\text{Al}(\text{OH})_{3(\text{ac})}$ ; la dosis de floculante fue de 2.0 mL de una suspensión al 0.1% de PRC-22/FA-0202-001.

**Tabla 10 Efecto del pH en la muestra**

pH	6	7	8	9
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , mg/L	82.8	75	160	180
Remoción, %	62.4	65.9	27.3	18.2

**Tabla 11 Efecto de la dosis de coagulante Al (OH)<sub>3</sub>**

Dosis, mmol/L	10	20	30	40
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , mg/L	88.4	192	28.4	26.2
Remoción, %	59.8	12.7	87.1*	88.1**

\*coágulos más compactos / \*\* coágulos menos compactos

**Tabla 12 Caracterización del agua de rechazo antes y después de la aplicación del tratamiento de floculación – coagulación con Al (OH)<sub>3</sub>.**

Parámetro	Agua de rechazo cruda (N=3)	Agua de rechazo tratada (N=3)	Remoción (%)	Remoción (%) Rojas y col., 2017
pH	7.0 ±0.1	8.9 ±0.1	-	-
Conductividad, µS/cm	3250 ±0.4	2650 ±0.6	-	-
Alcalinidad, mgCaCO <sub>3</sub> /L	285.0 ±0.0	134.5 ±0.1	52.8	-
Dureza total, mgCaCO <sub>3</sub> /L	60.7 ±0.0	28.0 ±0.1	53.9	-
Dureza de calcio, mgCaCO <sub>3</sub> /L	49.7 ±0.0	19.5 ±0.1	60.8	-
Dureza de magnesio, mgCaCO <sub>3</sub> /L	11.0 ±0.0	5.2 ±0.1	52.7	-
Cloruros, mg/L	85.4 ±0.2	85.4 ±0.4	-	-
Sulfatos, mg/L	220.0 ±0.0	28.4 ±0.0	87.1	35.4
Fluoruros, mg/L	3.1 ±0.0	3.1 ±0.0	-	-
Nitratos, mg/L	2.4 ±0.0	2.4 ±0.0	-	-
Arsénico, µg/L	18.1 ±0.0	18.1 ±0.0	-	-

Como se aprecia en la Tabla 12, la remoción de sulfatos mediante el proceso de tratamiento fisicoquímico es de 87.1% y con este coagulante no tenemos concentraciones elevadas de cloruros algo favorable para la prueba combinada con fitorremediación con cuyos resultados se describirán enseguida.

### **5.3. Propagación de las plantas *Thalia geniculata*, *Typha latifolia* y *Scirpus americanus* y desarrollo de la cobertura vegetal en condiciones de humedal**

En la Unidad de Biotecnología de Plantas de la Facultad de Ciencias Químicas se cuenta con las plantas *Thalia geniculata* y *Typha latifolia* y *Scirpus americanus*. Ejemplares de cada una de las especies se colocaron en sustrato, grava o tezontle, para evaluar el medio en que mejor se observó su desarrollo (Figuras 10 y 11). A las plantas se les suministró Triple 17 Nutrigarden que es una mezcla comercial de nutrientes (N, P, C) para favorecer su desarrollo. Su adaptación en el sustrato de crecimiento se evaluó por el desarrollo de brotes y se observó que las plantas se adaptaron mejor en el sustrato de grava.



**Figura 10.** Adaptación de *S. americanus*, *T. latifolia* y *T. geniculata* en tezontle



**Figura 11.** Adaptación de *T. latifolia* y *T. geniculata*, en grava

Posteriormente, las plantas fueron colocadas en tres diferentes celdas previstas para la implementación de los humedales (Figura 12) utilizando grava como sustrato, previamente lavada para eliminar cualquier partícula de tierra o polvo. Se colocó grava en las celdas hasta lograr tener una columna de 27 cm de altura de acuerdo a lo sugerido por la USEPA (1993) y descrito en la metodología.

Plantas de *T. geniculata*, *T. latifolia* y *S. americanus* se colocaron en celdas de humedal, una especie por celda, En cada celda, las plantas se colocaron separadas a una distancia de 20 cm entre cada una de ellas esto para lograr tener un desarrollo radicular adecuado siguiendo las recomendaciones de Zapata (2018).



**Figura 12.** Imagen del desarrollo de las plantas en los humedales; de izquierda a derecha *S. americanus*, *T. latifolia* y *T. geniculata* al inicio de su adaptación en las celdas de humedal

Las especies *T. latifolia* y *S. americanus* fueron previamente identificadas a nivel de especie, sin embargo, *T. geniculata* fue obtenida del humedal Ciénaga de Cabezas en Tamasopo (SLP), es una planta silvestre que se desarrolla en zonas inundadas y su identificación se realizó en este trabajo como se describe enseguida.

#### **5.4. Identificación de *Thalia geniculata***

La identificación de *T. geniculata* se realizó por técnicas de biología molecular y de manera taxonómica.

Para la metodología de biología molecular se procedió a extraer el ADN de la planta y se usaron dos oligonucleótidos denominados ITSF y 25FS, el ADN obtenido se purificó para mandar a secuenciar por el método de didesoxinucleótidos marcados en los secuenciadores 3130 y 3500 Genetic Analyzer, el resultado se muestra a continuación:

##### **PA01R-255F\_2024-10-06-22-28-15\_C07\_03**

```
GGCATGTACCGCGGGTATGCACCGCCGGCCGACCCCGATCTTATGTGAAGGGT
TCGAGTTGTAGCGTGCCTGTCGGGACCCGAAAGATGGTGAAGTATGCCTGAGC
GAGGCGAAGCCAGAGGAACTCTGGTGGAGGCCCGAAGCGATACTGACGTGCA
AATCGTTCGTCTGACTTGGGTATAGGGGCGAAAGACTAATCGAACCATCTAGTA
GCTGGTTCCCTCCGA
```

##### **PA02R-ITSF\_2024-10-06-22-28-15\_D07\_04**

```
GGCCYGCKAGGRGACGCGCACGTGTCACGATGATGGTCGTCGGCCCGGGCCT
GTCCCTAGGCCGGCGCGTTCGGCCGACCCCGATCTTATGTGAAGGGTTCGAGTT
GTAGCGTGCCTGTCGGGACCCGAAAGATGGTGAAGTATGCCTGAGCGAGGCCGA
AGCCAGAGGAACTCTGGTGGAGGCCCGAAGCGATACTGACGTGCAAATCGTT
CGTCTGACTTGGGTATAGGGGCGAAAGACTAATCGAACCATCTAGTAGCTGGTT
CCCTCCRAA
```

Las secuencias se compararon con la base de datos NCBI (National Center for Biotechnology Information) y no se encontró coincidencias de las plantas en la base con la especie que se está trabajando, lo cual puede deberse a que no se ha reportado la secuenciación de dicha planta. La extracción de ADN en muestras de la planta se realizó en el Laboratorio de la Dra. Ruth Soria (FCQ, UASLP) quien envió las muestras

de ADN al laboratorio Nacional de Biotecnología Agrícola, Médica y Ambiental en el IPICITYT, para la secuenciación.

El análisis taxonómico de la planta lo realizó MC. Hugo Castillo Gómez taxónomo del herbario Isidro Palacios del Instituto de Investigación en Zonas Desérticas (UASLP) a partir de muestras de flores, hojas y de ejemplares completos de la planta. El análisis reportó que la planta pertenecía a la familia *Marantaceae* teniendo como nombre *Thalia geniculata* conocida comúnmente como Popal. Las características de las plantas coincidieron con las reportadas en la literatura para la planta. Para trabajos futuros, el estudio de biología molecular debe optimizarse para que ambos sean coincidentes.

#### **5.5. Eficiencia de remoción de sulfatos, fluoruros y arsénico del agua de rechazo mediante el uso de *Thalia geniculata*, *Typha latifolia* y *Scirpus americanus* en pruebas por lote**

En los siguientes apartados se describen los resultados obtenidos de las pruebas por lote, así como el seguimiento al desarrollo de las plantas en dichas pruebas.

##### **5.5.1. Aspecto de las plantas**

Como se describió en la metodología, al inicio de las pruebas y al cabo de los 10 días que duró la prueba, en las plantas se determinaron los parámetros que se muestran en la Tabla 13, que son altura de la planta, longitud de la raíz, número y aspecto de las hojas, y, clorofila total.

**Tabla 13** Aspecto de las plantas por cada especie al inicio ( $T_0$ ) y al final ( $T_{10}$ ) de las pruebas por lote.

Nombre Planta	No. Planta	Altura de las plantas (cm)		Longitud de la raíz (cm)		Número de hojas y aspecto		Clorofila total ( $\mu\text{g/g}$ )	
		$T_0$	$T_{10}$	$T_0$	$T_{10}$	$T_0$	$T_{10}$	$T_0(N=1)$	$T_{10}(N=1)$
<i>Typha latifolia</i>	1	49	57	23	26	5	6/2 secas	1.05	1.65
	2	49	51	25	25	4	4/1 seca		
	3	47.5	50	38	38	4			
<i>Scirpus americanus</i>	1	63	64	27	27	7	10	2.09	1.6
	2	66	66	18	25	5	7		
	3	65	65	11	13	4	7/2 secas		
<i>Thalia geniculata</i>	1	29	30	19	21	3	5/1 seca	2.57	1.64
	2	31	32	17	23	3	5/1 seca		
	3	29	30	19	20	3	5/1 seca		

Para el caso de *T. latifolia* solo una de las tres plantas mostró crecimiento y desarrollo de raíz, en el caso de *S. americanus* y *T. geniculata* observamos que solo una planta de cada especie mostró desarrollo de la raíz.

En cuanto a la clorofila se observó que en la especie *T. latifolia* mostro un aumento, caso contrario en las especies *S. americanus* y *T. geniculata* las cuales mostraron una disminución en la clorofila total lo cual indica que las condiciones de la solución le son adversas a la planta, en cierta medida ya que las mismas no se marchitaron o mostraron daños.

### 5.5.2. Eficiencia de remoción

Las pruebas se realizaron durante 10 días y se evaluó la variación de la calidad del agua en cada lote con respecto a la especie de planta utilizada. Los resultados se muestran en la Tabla 14 indicando la concentración al inicio ( $T_0$ ) y al final de la prueba ( $T_{10}$ ) resaltando, donde es evidente, la eficiencia de remoción del parámetro.

**Tabla 14** Valores inicial y final de cada parámetro en la prueba por lote y la correspondiente eficiencia de remoción.

Parámetro	Agua cruda	<i>T. latifolia</i>		<i>S. americanus</i>		<i>T. geniculata</i>	
	T <sub>0</sub> (N=3)	T <sub>10</sub> (N=3)	% R	T <sub>10</sub> (N=3)	% R	T <sub>10</sub> (N=3)	% R
pH	8.1±0.0	8.3±0.0	-	8.3±0.0	-	8.4±0.0	-
Conductividad, $\mu\text{S/cm}$	3153.3±0.4	4590±0.4	-	6843.3±0.5	-	5493.3±0.3	-
Dureza total, mg CaCO <sub>3</sub> /L	60.7±0.9	24.1±0.1	<b><u>60.3</u></b>	37±0.4	<b><u>39.0</u></b>	21.4±0.3	<b><u>64.7</u></b>
Dureza de calcio, mg CaCO <sub>3</sub> /L	49.7±2.5	20.5±0.4	<b><u>58.7</u></b>	35.2±2.5	<b><u>26.5</u></b>	19±0.4	<b><u>60.3</u></b>
Cloruros, mg/L	85.4±0.8	188.6±0.2	-	207.6±1.1	-	189.4±0.0	-
Sulfatos, mg/L	10.3±0.0	16±0.0	-	16.2±0.0	-	15.2±0.0	-
Arsénico, $\mu\text{g/L}$	18.1±0.0	3.4±0.0	<b><u>70.2</u></b>	4.9±0.0	<b><u>64.1</u></b>	1.9±0.0	<b><u>84.0</u></b>
Fluoruros, mg/L	3.1±0.1	3.3±0.1	<b><u>35.5</u></b>	3.2±0.1	<b><u>32.2</u></b>	1.5±0.1	<b><u>61.3</u></b>

Con respecto de la conductividad (Anexo I, Tabla A1) los resultados muestran que ésta se incrementó con el tiempo en las pruebas con cada una de las especies de plantas utilizadas, a diferencia del control en donde la conductividad no varió de manera significativa.

Con respecto al pH (Anexo I, Tabla A2), los resultados mostraron una disminución entre 1.3 y 1.4 unidades con el tiempo en las pruebas con cada una de las especies de plantas utilizadas, mientras que el control disminuyó 0.4 unidades. Es decir que el medio le es adverso a la planta siendo el pH una evidencia de que la planta trato de ajustarse a las condiciones del medio.

Con respecto a la dureza total (Anexo I, Tabla A3), ésta disminuye con el tiempo. En la prueba con *T. latifolia* la dureza disminuyó en 36.6 mg CaCO<sub>3</sub>/L, en el caso de *S. americanus* se observó una disminución de 23.7 mg CaCO<sub>3</sub>/L y para *T. geniculata* se observó una disminución de 39.3 mg CaCO<sub>3</sub>/L, mientras que el control mostró un

mínimo incremento de 0.7 mg CaCO<sub>3</sub>/L que puede ser debido simplemente a la variación propia del método analítico.

Con respecto a la dureza de calcio (Anexo I, Tabla A4), muestran una disminución con el tiempo. En la prueba con *T. latifolia* la dureza disminuyó en 27.4 mg CaCO<sub>3</sub>/L, en el caso de *S. americanus* se observó una disminución de 12.7 mg CaCO<sub>3</sub>/L y para *T. geniculata* se observó una disminución de 28.9 mg CaCO<sub>3</sub>/L, mientras que el control mostró un mínimo incremento de 0.2 mg CaCO<sub>3</sub>/L.

Al final del período experimental en las pruebas por lote con las plantas, se observó la formación de un precipitado, pero no así en la solución control. El precipitado se recuperó y se redisolvió en medio ácido, pesando 0.5 g del precipitado y colocándolos en un recipiente de 100 mL después se agregó HCl 1N hasta disolverlo y se aforo a 100 mL con agua desionizada para su caracterización. En la Tabla 15 se muestran los resultados que se obtuvieron del análisis del precipitado los cuales sugieren que es una sal de Ca y Mg, posiblemente un carbonato dadas las magnitudes de las concentraciones que superan las de sulfatos y cloruros.

**Tabla 15** Análisis del precipitado observado en las pruebas por lote

Parámetros	<i>S. americanus</i>	<i>T. latifolia</i>	<i>T. geniculata</i>
Calcio, mol	2.14x10 <sup>-2</sup>	3.86x10 <sup>-2</sup>	5.98x10 <sup>-2</sup>
Magnesio, mol	1.39x10 <sup>-3</sup>	1.52x10 <sup>-3</sup>	4.2x10 <sup>-3</sup>
Cloruros, mol/g	4.19x10 <sup>-4</sup>	4.19x10 <sup>-4</sup>	2.78x10 <sup>-4</sup>
Sulfatos, mol/g	7.49x10 <sup>-5</sup>	6.87x10 <sup>-5</sup>	1.72x10 <sup>-4</sup>

Con respecto a los cloruros (Anexo I, Tabla A5), las concentraciones se incrementan con el tiempo. En la prueba con *T. latifolia* los cloruros aumentaron en 82.4 mg/L, en el caso de *S. americanus* se observó un aumento de 101.4 mg/L y para *T. geniculata* se observó un aumento de 83.2 mg/L, mientras que el control mostró un mínimo incremento de 0.8 mg/L que puede ser debido simplemente a la variación propia del método analítico.

Las concentraciones de los sulfatos (Anexo I, Tabla A6) se incrementan con el tiempo. En la prueba con *T. latifolia*, los sulfatos aumentaron en 6.9 mg/L, en el caso de *S. americanus* se observó un aumento de 5.2 mg/L y para *T. geniculata* se observó un aumento de 4.2 mg/L, mientras que el control mostró un mínimo incremento de 0.2 mg/L que puede ser debido simplemente a la variación propia del método analítico.

En el caso de arsénico (Anexo I, Tabla A7), su concentración disminuye con el tiempo. En la prueba con *T. latifolia*, el arsénico disminuyó en 10.5 µg/L, en el caso de *S. americanus* se observó una disminución de 9.0 µg/L y para *T. geniculata* se observó un decremento de 12 µg/L, mientras que el control mostró una mínima disminución de 0.4 µg/L, cuyo valor se puede deber simplemente a la variación propia del método analítico.

Los fluoruros (Anexo I, Tabla A8) muestran un comportamiento similar al arsénico. En la prueba con *T. latifolia*, la concentración de fluoruro disminuyó en 1.6 mg/L, en el caso de *S. americanus* se observó una disminución de 1.7 mg/L y para *T. geniculata* fue de 3.4 mg/L, mientras que el control mostró un mínimo aumento de 0.2 mg/L que puede ser debido simplemente a la variación propia del método analítico.

Debido a que una prioridad en el tratamiento del agua de rechazo es la remoción de las sustancias tóxicas para poder reutilizar el agua, el tiempo de residencia hidráulico (TRH) se propone en base al tiempo en que la remoción de As y F<sup>-</sup> es más significativa; As y F<sup>-</sup> son los contaminantes de interés por encontrarse en concentraciones de 18.1 µg/L y 3.1 mg/L respectivamente, su presencia en el agua de rechazo limita su uso para riego agrícola debido a que el arsénico puede translocarse en algunas especies vegetales y llegar a las hojas y/o el fruto (Burken y col., 2006; Padmavathiamma y Li, 2007). La concentración de arsénico mostró una disminución considerable (4 µg/L) entre los días 6-8 de la prueba, mientras la concentración de fluoruro disminuyó más lentamente con el tiempo incluso hasta 8 días. Considerando estos resultados, en este trabajo el humedal se implementó con un TRH de 6 días por ser el período en donde se observó la disminución más significativa de la concentración de As y de F<sup>-</sup>.

En la Tabla 14 se observan los valores obtenidos al inicio (T0) y final de la prueba (T10) con cada una de las plantas, donde se puede observar que, para *T. latifolia*, la dureza total y de calcio disminuyen en 60.3 % y 58.7 % respectivamente, mientras que para arsénico y fluoruro disminuye en un 75.5 % y 32.6 % respectivamente. En cuanto a *S. americanus* se observó una disminución de la dureza total y de calcio en 39 % y 26.5 % respectivamente, mientras que para arsénico y fluoruro, en 64.7 % y 34.7 % respectivamente. Para el caso, de *T. geniculata* se presentó una disminución mayor que en las otras dos especies para dureza total y dureza de calcio de un 64.7 % y 60.3% respectivamente, para arsénico y fluoruro en 86.3 % y 69.4 % respectivamente.

De acuerdo con los resultados obtenidos de las pruebas por lote, la especie *T. geniculata* mostró ser más eficiente en la remoción de As y F<sup>-</sup>, las dos sustancias tóxicas presentes en el agua de rechazo sintética. De esta manera, las pruebas de tratamiento se continuaron en un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal (HCFSH) plantado con *T. geniculata*.

#### **5.6. Eficiencia de remoción de las principales sustancias del agua de rechazo mediante el tratamiento en un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal**

La prueba se realizó hasta observar que la concentración de las sustancias en el efluente del HCFSH no cambiaron significativamente en el tiempo; lo anterior llevó a operar el humedal durante 163 días. Los resultados se evaluaron en términos de eficiencia de remoción de los parámetros de la calidad del agua de rechazo, pero también se dio seguimiento al aspecto de las plantas durante la experimentación; se describen a continuación.

### 5.6.1. Aspecto de las plantas

Se dio seguimiento a tres plantas cercanas al ingreso del afluente y tres cercanas a la descarga del efluente. Los parámetros que se determinaron son los que se muestran en la Tabla 16, es decir, altura de la planta, longitud de la raíz, número y aspecto de las hojas, y, clorofila total. Como se describió en la metodología, al inicio y al final de la experimentación (163 días) en el humedal.

**Tabla 16** Aspecto de las plantas al inicio ( $T_0$ ) y al final ( $T_{163}$ ) durante el tratamiento en el HCFSH

Plantas	Altura de las plantas (cm)		Longitud de la raíz (cm)		No. De hojas		Clorofila total ( $\mu\text{g/g}$ )	
	$T_0$ (N=51)	$T_{163}$ (N=51)	$T_0$ (N=51)	$T_{163}$ (N=51)	$T_0$ (N=51)	$T_{163}$ (N=51)	$T_0$ (N=51)	$T_{163}$ (N=51)
<b>Entrada (Afluente)</b>	28-71	30-76	23-38	20-43	2-7	3-5	2.5-2.7	1.9-1.4
<b>Salida (Efluente)</b>	35-68	36-69	23-60	29-68	4-8	5-8	2.5-2.6	2.3-2.7

### 5.6.2. Eficiencia de remoción de los parámetros de la calidad del agua de rechazo sintética

El experimento se inició utilizando agua sintética de rechazo elaborada con agua de grifo enriquecida con las sales en las concentraciones determinadas en la caracterización del agua de rechazo de las purificadoras (ver Tabla 6), sobre todo en lo que correspondió a la concentración de As y F<sup>-</sup>. Sin embargo, al cabo de los días se observó una variación significativa en los parámetros de la calidad del agua debido a que, por escasez de la misma, la Facultad contrató un servicio de suministro por pipas. Dada esta circunstancia se optó por preparar el agua sintética con agua de la llave y agua destilada en una proporción 1:1 para así lograr mantener estable los parámetros del agua de rechazo sintética que se alimentó al humedal verificando la calidad del agua de rechazo en cada ocasión que se preparó.

Los parámetros de conductividad, pH, dureza total de calcio, cloruros, sulfatos, fluoruros y arsénico se mantuvieron estables en el afluente durante el tiempo que duro

la prueba. De esta forma, fue posible determinar la eficiencia de remoción para fluoruros, arsénico y los demás parámetros del agua de rechazo. Los resultados detallados se muestran en el Anexo I en las Tablas A9 a A16.

### 5.6.3. Variación de la concentración de los parámetros de la calidad del agua de rechazo con respecto al tiempo en el HCFSH

En la Tabla 17 se muestran los resultados de la eficiencia de remoción obtenidos del humedal durante el tiempo de operación (163 días). Los resultados detallados se muestran en el Anexo I.

**Tabla 17** Eficiencia del tratamiento del agua de rechazo mediante un HCFSH con un TRH de 6 días, plantado con *T. geniculata*

Parámetro	Afluente (agua de rechazo sin tratar)	Efluente (agua de rechazo tratada)		Eficiencia de remoción
	Promedio (N=51)	T <sub>1</sub> (N=51)	T <sub>163</sub> (N=51)	%
pH	8.1±0.1	8.8 ±0.1	8.4 ±0.1	-
Conductividad, µS/cm	361±0.4	778 ±0.4	806 ±0.4	-
Dureza total, mg CaCO <sub>3</sub> /L	60.7±0.1	240±0.1	200 ±0.1	-
Dureza de calcio, mg/L	49.7±0.4	216 ±0.4	180 ±0.3	-
Cloruro, mg/L	85.4±0.5	27.8 ±0.5	79.4 ±0.5	-
Sulfato, mg/L	10.3±0.3	30.9 ±0.2	5.0 ±0.3	<b>51.4</b>
Arsénico, µg/L	18.1±0.0	18.3 ±0.0	8.0±0.0	<b>55.8</b>
Fluoruro, mg/L	3.1±0.0	6.0 ±0.0 (6.2 máx a T <sub>25</sub> )	4.3 ±0.0	<b>50.0</b>

Los resultados de conductividad se encuentran en el Anexo I, Tablas A9 y A17. Con respecto del efluente, la conductividad se incrementó de 361 hasta un valor de 806  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en los últimos 55 días de operación del humedal evidenciando la contribución de sales que posiblemente aporta el material de soporte. Con respecto del pH (Anexo I, Tablas A10 y A18), en el afluente este parámetro se mantuvo en 8.9 mientras que efluente mostró variaciones que fueron entre 7.9 a 8.8, manteniéndose en 8.4 al día 163.

Con respecto a la dureza total (Anexo I, Tablas A11 y A19) en el efluente la concentración fue de 75 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  y el efluente mostró variaciones entre 173 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  y hasta 260 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , manteniéndose en 200 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  al final de la experimentación. Con respecto a la dureza de calcio (Anexo I, Tablas A12 y A20) la concentración en el afluente fue de 60 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  y se incrementó en el efluente hasta 236 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  manteniéndose en 180 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  al final de la experimentación. El incremento en la dureza pone en evidencia la contribución con sales de Ca que pueden originarse por reacciones de disolución que afectan al material de soporte.

Con respecto a los cloruros (Anexo I, Tablas A13 y A21), en el afluente la concentración fue de 72 mg/L mientras que en el efluente la concentración disminuyó hasta 25.6 mg/L para estabilizarse al final del experimento en 79.4 mg/L. De esta manera, el humedal en principio removió el cloruro, pero este proceso no fue sostenido en el tiempo de operación del sistema de tratamiento.

En contraste, para los sulfatos (Anexo I, Tablas A14 y A22), su concentración en el afluente fue de 17.4 mg/L, en los primeros días de operación del humedal, la concentración se incrementó hasta 102 mg/L posiblemente por contribución del material de soporte, descendiendo gradualmente con el tiempo hasta 5.0 mg/L logrando una eficiencia de remoción del 51.4%.

Con respecto a las sustancias tóxicas, la concentración de los fluoruros (Anexo I, Tablas A15 y A23), en el afluente fue de 3.2 mg/L mientras que en efluente se

incrementó hasta 6.0 mg/L y al final de la experimentación alcanzó un valor de 4.3 mg/L. Lo anterior pone en evidencia la contribución del material de soporte; previamente, en las pruebas por lote se puso en evidencia que la planta expuesta solamente al agua de rechazo, sin grava, remueve fluoruros. De esta forma, la eficiencia de remoción del humedal se calculó con respecto del total determinado en el efluente en los primeros días de experimentación, lográndose una eficiencia de remoción del 50 % que puede ser atribuible a *T. geniculata* y/o a algún otro proceso que esté ocurriendo en el humedal. Por su parte, la concentración de arsénico (Anexo I, Tablas A16 y A24) fue de 18 µg/L disminuyendo de manera gradual manteniéndose en 8.0 µg/L al final de la operación del humedal; la eficiencia de remoción fue de 55.8%.

Para explicar el efecto del incremento de los fluoruros en el humedal, la calidad del agua del efluente se evaluó utilizando el modelo químico Visual MINTEQ (<https://vminteq.com/>) que es un modelo termodinámico que permite calcular la especiación de las sustancias en la solución y predecir posibles reacciones de precipitación. Los resultados del modelo indicaron que existen en la solución en el humedal condiciones de sobresaturación con respecto de  $\text{CaF}_{2(s)}$  lo cual sugiere que esta sustancia se puede estar precipitando.

Debido a que la causa posible del incremento de los fluoruros en la solución en el humedal puede provenir de la contribución del material de soporte, se determinó la contribución de la grava a la calidad del agua en el humedal construido. Los resultados se describen enseguida.

#### **5.6.4. Prueba en lote con grava**

Durante el tratamiento del agua de rechazo sintética en el humedal se observó un incremento en la concentración de los fluoruros. Dado que las pruebas por lote no mostraron una contribución de fluoruros por la planta *T. geniculata*, se presupuso la contribución del material de soporte. Para ello, se realizó una prueba por lote para una estimación rápida.

La prueba se realizó durante 10 días y se evaluó la variación de la calidad del agua y la relación peso de grava, volumen de agua fue de 5:6. Los resultados de las concentraciones obtenidas se muestran en el Anexo I, Tabla A25. La conductividad, la dureza total y de calcio, los cloruros, los sulfatos y los fluoruros mostraron un incremento con el tiempo que fue de 567 a 2190  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , de 68 a 820  $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ , de 44 a 780  $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ , de 85.6 a 109.2  $\text{mg}/\text{L}$ , de 13.3 a 94.4  $\text{mg}/\text{L}$  y de 3.1 a 7.3  $\text{mg}/\text{L}$  respectivamente, mientras que el arsénico mostro una disminución de 18.1 a 3.8  $\mu\text{g}/\text{L}$  (Tabla 18).

Los resultados demostraron la contribución de la grava mediante la disolución de sales, a la calidad del agua. Lo anterior motivó el realizar una prueba en humedal sin plantas para evaluar la contribución del material de soporte guardando las mismas proporciones de grava: agua de rechazo que en el humedal construido plantado con *T. geniculata*.

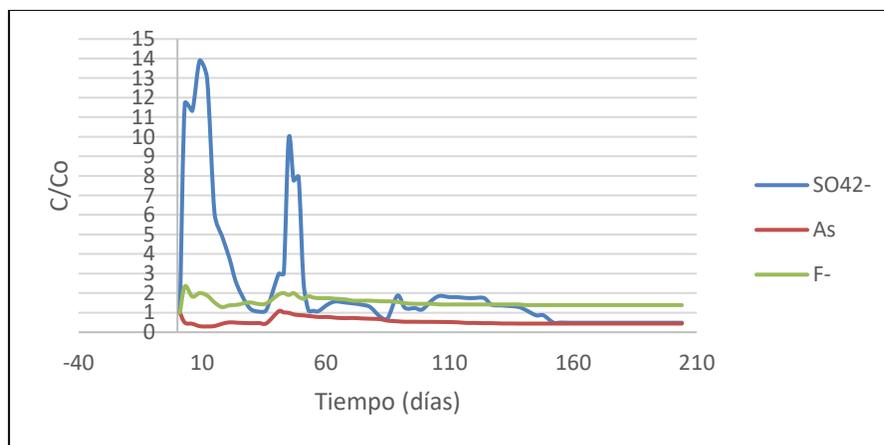
#### **5.6.5. Contribución del material de soporte a la calidad del agua de rechazo en el humedal construido**

La contribución del material de soporte a la calidad del agua de rechazo se determinó en un humedal construido sin plantas. La prueba se realizó dando seguimiento a la

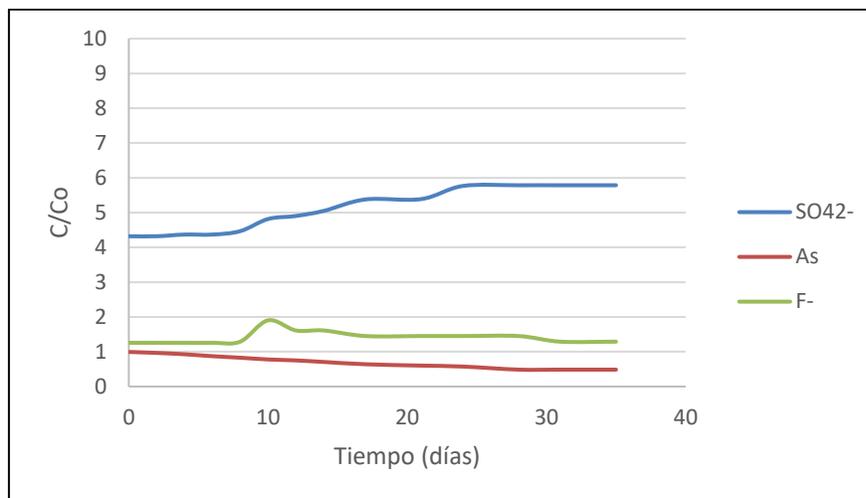
calidad del agua en el efluente contrastando su calidad con la del afluente hasta alcanzar una concentración constante; por esta razón la prueba duró 35 días. Se usaron las mismas condiciones de operación con las que se trabajó en la prueba de humedal construido con plantas y la toma de muestra para el análisis de agua fue cada 3 días los resultados se muestran en la Tabla 19.

La variación de la calidad del agua fue como sigue, el pH se incrementó de 8.5 a 9.3 mientras que la conductividad se incrementó de 631  $\mu\text{S}/\text{cm}$  hasta 810  $\mu\text{S}/\text{cm}$  al día 35. La dureza total también mostró un incremento de 560 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  en los primeros días, pero disminuyó hasta 380 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  hacia el final de la experimentación. La dureza de calcio mostró un comportamiento similar incrementándose primero a 540 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  en los primeros días del tratamiento y disminuyendo hasta 360 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  al día 35. La concentración de cloruro disminuyó de 85.4 a 67.5 mg/L al día 35. Por el contrario, el sulfato mostro un aumento de 44.5 mg/L en los primeros días y se estabilizó en 59.6 mg/L hacia el final de la experimentación. Finalmente, con respecto de las sustancias tóxicas, la concentración de arsénico disminuyó de 18.1  $\mu\text{g}/\text{L}$  a 8.7  $\mu\text{g}/\text{L}$  mostrando que la grava es capaz de remover este elemento. Por el contrario, el sustrato contribuyó a un incremento en la concentración de fluoruro que en los primeros días del experimento aumentó a 3.9 y se estabilizó en 5.0 mg/L hacia el final del tiempo de experimentación.

Al observar la remoción de los tóxicos en el humedal construido y de los sulfatos con respecto al tiempo (Figura 13), al contrastarlos con los obtenidos en el humedal sin plantas se observó una contribución por la grava en la remoción de arsénico, también se observó una aportación en la concentración de fluoruros y sulfatos por la grava con respecto al tiempo (Figura 14). Para entender la contribución de la grava con fluoruros y otras sales, se realizó un estudio por difracción de Rayos X en el Instituto de Metalurgia de la UASLP. Los resultados mostraron que la grava está compuesta principalmente de calcita pero que posiblemente en su estructura tiene trazas de flúor y por ello puede aportar fluoruros al agua de rechazo.



**Figura 13.** Contribución del humedal en la remoción de As, F<sup>-</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> con respecto al tiempo



**Figura 14.** Aportación de  $F^-$  y  $SO_4^{2-}$  por la grava en el humedal sin plantas y la remoción de As en función del tiempo

De acuerdo con los resultados que se muestran en las figuras 13 y 14, en el humedal están ocurriendo varios procesos que involucran reacciones de absorción para el caso de As tanto por la planta como por la grava, pero también de disolución y/o precipitación para el caso de  $F^-$  sin descartar que la planta también contribuye a la remoción como se puso en evidencia en las pruebas por lote. Los resultados obtenidos del modelamiento de la calidad del agua mediante Visual MINTEQ sugieren que la precipitación de  $CaF_2(s)$  puede estar ocurriendo en el humedal y contribuir a la eficiencia de remoción. Se requiere analizar estos aspectos en estudios futuros para explicar los fenómenos que están ocurriendo dentro del humedal.

### **5.7. Estimar la eficiencia de remoción de sustancias mediante el sistema de tratamiento combinado de coagulación-floculación y fitorremediación en pruebas por lote**

Para estimar la eficiencia de remoción por el sistema combinado que incluye el proceso fisicoquímico y la contribución de las plantas, se realizaron pruebas por lote con un tiempo de experimentación de 10 días. Las pruebas se realizaron para cada una de

las especies de plantas estudiadas y cada uno de los coagulantes utilizados en el tratamiento fisicoquímico. El agua a tratar en la prueba por lote con las plantas fue previamente tratada por el proceso fisicoquímico que se describe en las secciones 4.4 y 4.5. En los siguientes apartados se describen los resultados obtenidos.

### 5.7.1. Resultados de las pruebas combinadas por lote aplicando el tratamiento fisicoquímico con $AlCl_3$ y plantas

En la Tabla 20 se muestran los resultados de desarrollo de las plantas en las pruebas por lote utilizando el tratamiento combinado.

**Tabla 20** Aspecto de las plantas ( $N=3$ ) de cada especie al inicio ( $T_0$ ) y al final ( $T_{10}$ ) de las pruebas por lote

Nombre de la Planta	No. planta	Altura de las plantas, cm		Longitud de la raíz, cm	
		$T_0$	$T_{10}$	$T_0$	$T_{10}$
<b><i>T.latifolia</i></b>	1	33	48	24	40
	2	37	54	26	41
	3	38	46	26	48
<b><i>S.americanus</i></b>	1	56	69	30	32
	2	56	56	17	19
	3	57	57	23	28
<b><i>T.geniculata</i></b>	1	37	37	17	21
	2	32	35	30	32
	3	37	37	17	22
Nombre de la Planta	No. planta	Número de hojas		Clorofila total, $\mu g/g$	
		$T_0$	$T_{10}$	$T_0 (N=3)$	$T_{10} (N=3)$
<b><i>T.latifolia</i></b>	1	6	6	$1.5 \pm 0.1$	$2.3 \pm 0.0$
	2	6	7	$2.1 \pm 0.0$	$2.9 \pm 0.0$
	3	5	5	$1.9 \pm 0.1$	$2.4 \pm 0.0$
<b><i>S.americanus</i></b>	1	6	6	$1.4 \pm 0.0$	$1.4 \pm 0.0$
	2	3	3	$2.3 \pm 0.0$	$1.5 \pm 0.0$
	3	2	3	$1.8 \pm 0.1$	$1.6 \pm 0.0$
<b><i>T.geniculata</i></b>	1	3	3/2 amarilla	$1.9 \pm 0.0$	$2.1 \pm 0.0$
	2	4	4	$2.5 \pm 0.0$	$3.0 \pm 0.0$
	3	2	4	$2.6 \pm 0.0$	$2.9 \pm 0.0$

Para el caso de *T. latifolia* se observó que las tres plantas mostraron crecimiento y desarrollo de la raíz, para *S. americanus* y *T. geniculata* solo una planta de cada especie mostró crecimiento y desarrollo de la raíz.

Con respecto de la clorofila total, en *T. latifolia* y *T. geniculata* el parámetro se incrementó, pero no así para *S. americanus* mostrando que la planta se vio afectada por la calidad del agua procedente del sistema de tratamiento fisicoquímico.

El aspecto de las hojas mostró daño en *T. geniculata* ya que se mostraron amarillas. Lo anterior se atribuye al incremento de cloruros que se genera por el uso del coagulante  $AlCl_3$  en el tratamiento fisicoquímico.

La calidad del agua en las pruebas por lote se caracterizó en cuanto a conductividad, pH, dureza total, dureza de calcio, alcalinidad, cloruros, sulfatos, arsénico y fluoruros (Tabla 21). Los resultados detallados se encuentran en el anexo I.

Los resultados obtenidos en las pruebas combinadas por lote se observó un incremento en la conductividad de 3246.7  $\mu S/cm$  a 3573.3  $\mu S/cm$  para *T. latifolia*, de 3246.7  $\mu S/cm$  a 3583.3  $\mu S/cm$  para *S. americanus* y de 3246.7  $\mu S/cm$  a 3456.7  $\mu S/cm$  para *T. geniculata*. El pH se incrementó de 8.9 a 9.8 para *T. latifolia*, de 8.9 a 9.8 para *S. americanus* y de 8.9 a 9.8 para *T. geniculata*. La dureza total se incrementó de 22.5 mg/L a 41.6 mg/L para *T. latifolia*, de 22.5 mg/L a 31.4 mg/L para *S. americanus* y de 22.5 mg/L a 41.6 mg/L para *T. geniculata*; la dureza de calcio mostró un comportamiento similar aumentando de 19.8 mg/L a 34.0 mg/L para *T. latifolia*, de 19.8 mg/L a 28.1 mg/L para *S. americanus* y de 19.8 mg/L a 36.0 mg/L para *T. geniculata*. El cloruro aumentó de 444.7 mg/L a 524.1 mg/L para *T. latifolia*, de 444.7 mg/L a 523.2 mg/L para *S. americanus* y de 444.7 mg/L a 504.2 mg/L para *T. geniculata*. La concentración de sulfato incrementó con el tiempo de 49.4 mg/L a 55.9 mg/L para *T. latifolia*, de 49.4 mg/L a 58.6 mg/L para *S. americanus* y de 49.4 mg/L a 55.2 mg/L para *T. geniculata*. En el arsénico se presentó una disminución de 12.8  $\mu g/L$  a 5.2  $\mu g/L$  para *T. latifolia*, de 12.8  $\mu g/L$  a 7.2  $\mu g/L$  para *S. americanus* y de 12.8  $\mu g/L$  a 4.2  $\mu g/L$  para *T. geniculata*. La planta que mostró mayor disminución en la concentración de arsénico fue *Thalia geniculata*, con una eficiencia de remoción >50%. La concentración de

fluoruro disminuyó con el tiempo, de 3.8 mg/L a 2.0 mg/L para *T. latifolia*, de 3.8 mg/L a 2.1 mg/L para *S. americanus* y de 3.8 mg/L a 1.6 mg/L para *T. geniculata*. En la prueba con *Thalia geniculata* mostró la mayor eficiencia de remoción siendo >50%. En todos los parámetros, los valores no variaron apreciablemente con el tiempo, en la prueba control.

**Tabla 21** Concentraciones en las pruebas combinadas por lote al inicio ( $T_0$ ) y al final ( $T_{10}$ ) de la experimentación. En el tratamiento fisicoquímico se utilizó  $AlCl_3$

Parámetro	Agua cruda	Agua TFQ	<i>T.latifolia</i>		<i>S.americanus</i>		<i>T. geniculata</i>	
	(N=3)	(N=3)	$T_{10}$ (N=3)	% R	$T_{10}$ (N=3)	% R	$T_{10}$ (N=3)	% R
pH	7.3 ±0.0	8.9 ±0.1	9.8 ±0.0	-	9.8 ±0.0	-	9.8 ±0.0	-
Conductividad, µS/cm	3940 ±0.5	3250 ±0.7	3573 ±0.4	-	3583 ±0.4	-	3456 ±0.5	-
Dureza total, mg $CaCO_3$ /L	60.7 ±0.0	22.5 ±0.1	41.6 ±0.1	68.5	31.4 ±0.1	48.3	41.6 ±0.0	68.5
Dureza de calcio, mg/L	49.7 ±0.0	19.8 ±0.1	34.0 ±0.1	68.4	28.1 ±0.1	59.7	36.0 ±0.0	72.4
Cloruros, mg/L	85.4 ±0.3	444.7 ±0.3	524.1 ±0.3	-	523.0 ±0.1	-	504.2 ±0.1	-
Sulfatos, mg/L	220.0 ±0.0	49.5 ±0.0	55.9 ±0.0	<b>74.6</b>	58.6 ±0.0	<b>73.4</b>	55.2 ±0.0	<b>74.9</b>
Arsénico, µg/L	18.1 ±0.0	18.1 ±0.0	5.2 ±0.0	<b>71.3</b>	7.2 ±0.0	<b>60.2</b>	4.2 ±0.0	<b>76.8</b>
Fluoruros, mg/L	3.1 ±0.0	3.1 ±0.0	2.0 ±0.0	<b>35.5</b>	2.1 ±0.0	<b>32.2</b>	1.6 ±0.0	<b>51.6</b>

### 5.7.2. Resultados de las pruebas combinadas por lote aplicando el tratamiento de coagulación-floculación con Al (OH)<sub>3</sub> y plantas

En la Tabla 22 se muestran los resultados de desarrollo de las plantas en las pruebas por lote utilizando el tratamiento combinado.

**Tabla 22** Aspecto de las plantas de cada especie al inicio (T<sub>0</sub>) y al final (T<sub>10</sub>) de las pruebas por lote

Planta	No. planta	Altura de las plantas (cm)		Longitud de la raíz (cm)	
		T <sub>0</sub>	T <sub>10</sub>	T <sub>0</sub>	T <sub>10</sub>
<b><i>T.latifolia</i></b>	1	29	33	21	25
	2	39	44	24	37
	3	30	33	23	28
<b><i>S.americanus</i></b>	1	46	47	14	14
	2	61	55	19	20
	3	51	51	17	17
<b><i>T.geniculata</i></b>	1	27	28	24	37
	2	33	33	17	17
	3	26	26	23	23
	No. planta	No. De hojas		Clorofila total (µg/g)	
<b><i>T.latifolia</i></b>		T <sub>0</sub>	T <sub>10</sub>	T <sub>0</sub> (N=3)	T <sub>10</sub> (N=3)
	1	6	4	1.8± 0.0	2.1± 0.0
	2	6	8	2.0± 0.0	2.6± 0.0
<b><i>S.americanus</i></b>	3	7	7	1.7± 0.0	2.2± 0.0
	1	2	4	1.5± 0.0	1.2± 0.0
	2	5	6	1.8± 0.0	1.6± 0.0
<b><i>T.geniculata</i></b>	3	4	4	2.0± 0.0	1.7± 0.0
	1	6	6	1.6± 0.0	2.0± 0.0
	2	4	4	1.9± 0.0	2.8± 0.0
	3	5	5	1.7± 0.0	1.4± 0.0

Para el caso de *T. latifolia* podemos ver que las 3 plantas mostraron crecimiento y desarrollo de raíz mientras que para *S. americanus* y *T. geniculata*, solo una planta de cada especie mostró crecimiento y desarrollo de raíz.

La clorofila total se incrementó en *T. latifolia* y *T. geniculata*, en 3 y 2 plantas respectivamente, mientras que en la especie *S. americanus* se determinó una disminución indicando que la solución le es adversa.

En cuanto al aspecto de las hojas se observó un deterioro en la especie de *T. geniculata* ya que las hojas mostraron un color amarillo.

En la prueba, igualmente se caracterizó la calidad del agua. Los resultados se muestran en la Tabla 23. Los resultados más detallados se encuentran en el Anexo I.

**Tabla 23** Concentraciones en las pruebas combinadas por lote al inicio (T0) y al final (T10) de la experimentación. En el tratamiento fisicoquímico se utilizó  $Al(OH)_3$

Parámetro	Agua cruda	Agua TFQ	<i>T.latifolia</i>		<i>S.americanus</i>		<i>T. geniculata</i>	
	(N=3)	(N=3)	T <sub>10</sub> (N=3)	% R	T <sub>10</sub> (N=3)	% R	T <sub>10</sub> (N=3)	% R
pH	7.0 ±0.1	8.9 ±0.0	9.6 ±0.0	-	9.4 ±0.0	-	9.3 ±0.0	-
Conductividad, µS/cm	3250 ±0.4	2650 ±0.7	3810 ±0.8	-	3620 ±0.5	-	3580 ±0.4	-
Dureza total, mg CaCO <sub>3</sub> /L	60.7 ±0.0	28.0 ±0.1	42.0 ±0.1	29.8	41.4 ±0.1	30.8	41.8 ±0.0	30.2
Dureza de calcio, mg/L	49.7 ±0.0	19.5 ±0.1	26.4 ±0.1	34.0	28.1 ±0.1	29.7	36.0 ±0.0	10.0
Cloruro, mg/L	85.4 ±0.2	85.4 ±0.3	119 ±0.4	-	119 ±0.2	-	118 ±0.1	-
Sulfato, mg/L	220.0 ±0.0	28.4 ±0.0	76.7 ±0.0	<b>65.1</b>	59.2 ±0.0	<b>73.1</b>	44.7 ±0.0	<b>79.7</b>
Arsénico, µg/L	18.1 ±0.0	18.1 ±0.0	7.5 ±0.0	<b>58.6</b>	9.2 ±0.0	<b>28.9</b>	6.5 ±0.0	<b>64.1</b>
Fluoruro, mg/L	3.1 ±0.0	3.1 ±0.0	2.4 ±0.0	<b>36.8</b>	2.7 ±0.0	<b>49.2</b>	1.5 ±0.0	<b>60.5</b>

Los datos de conductividad se muestran en el Anexo I, Tabla A34. Este parámetro mostró un incremento que fue de 2650  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 3810  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para *T. latifolia*, de 2650  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 3620  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para *S. americanus* y de 2650  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 3480  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para *T. geniculata* a diferencia del control en donde la conductividad no varió de manera significativa.

El pH (Anexo I, Tabla A35) se incrementó de 8.9 a 9.6 para *T. latifolia*, de 8.9 a 9.4 para *S. americanus* y de 8.9 a 9.3 para *T. geniculata* a diferencia del control en donde el pH no varió de manera significativa.

La dureza total (Anexo I, Tabla A36) se incrementó de 28 mg/L a 42.0 mg/L para *T. latifolia*, de 28.0 mg/L a 41.4 mg/L para *S. americanus* y de 28.0 mg/L a 41.8 mg/L para *T. geniculata*; en la prueba control la dureza total no varió de manera significativa. La dureza de calcio (Anexo I, Tabla A37) mostró un comportamiento similar aumentando de 19.5 mg/L a 26.4 mg/L para *T. latifolia*, de 19.8 mg/L a 28.2 mg/L para *S. americanus* y de 19.5 mg/L a 35.4 mg/L para *T. geniculata* a diferencia del control en donde la dureza de calcio no varió de manera significativa.

La concentración de cloruros (Anexo I, Tabla A38) se incrementó de 85.4 mg/L a 119.0 mg/L para *T. latifolia*, de 85.4 mg/L a 119.0 mg/L para *S. americanus* y de 85.4 mg/L a 118.0 mg/L para *T. geniculata*; los cloruros no variaron de manera significativa en la prueba control.

La concentración de sulfatos (Anexo I, Tabla A39) se incrementó con el tiempo, de 28.4 mg/L a 76.7 mg/L para *T. latifolia*, de 28.4 mg/L a 59.2 mg/L para *S. americanus* y de 28.4 mg/L a 44.7 mg/L para *T. geniculata*; en la prueba control la concentración no varió de manera significativa.

Con respecto al arsénico (Anexo I, Tabla A40) la concentración disminuyó de 18.5  $\mu\text{g}/\text{L}$  a 7.5  $\mu\text{g}/\text{L}$  para *T. latifolia*, de 18.1  $\mu\text{g}/\text{L}$  a 9.2  $\mu\text{g}/\text{L}$  para *S. americanus* y de 18.1  $\mu\text{g}/\text{L}$  a 6.5  $\mu\text{g}/\text{L}$  para *T. geniculata* a diferencia del control en donde el arsénico no varió de

manera significativa. La planta que mostro mayor disminuci3n en la concentraci3n de ars3nico fue *T. geniculata*, con m1s de un 50% de remoci3n.

La concentraci3n de fluoruros (Anexo I, Tabla A41) disminuy3 con el tiempo, de 3.8 mg/L a 2.4 mg/L para *T. latifolia*, de 3.8 mg/L a 2.7 mg/L para *S. americanus* y de 3.8 mg/L a 1.5 mg/L para *T. geniculata*; en la prueba control, la concentraci3n no vari3 significativamente. La planta que mostr3 una mayor eficiencia de remoci3n fue *T. geniculata* con m1s de >50%.

#### **5.8. Acumulaci3n de fluoruro y ars3nico en las plantas estudiadas tanto en las pruebas por lote como en el humedal (HCFSH)**

Se realiz3 la digesti3n de las plantas estudiadas en este trabajo, tanto de las plantas utilizadas en las pruebas por lote como en ejemplares obtenidos del humedal (HCFSH) al final de la experimentaci3n con el fin de evaluar la acumulaci3n de As y F en la ra3z, tallo u hojas, no s3 guardaron las plantas de las pruebas combinadas por lo que queda para futuros trabajos. Los procedimientos anal1ticos se describieron en Metodolog1a. Los resultados obtenidos se muestran en las Tablas 24 y 25 para fluoruro, as1 como en las Tablas 26 y 27 para ars3nico.

**Fluoruro.** Los resultados de la concentraci3n de fluoruro en las plantas obtenidas de las pruebas por lote indican que esta es mayor en la ra3z. Los resultados muestran el mismo patr3n para las tres especies de plantas estudiadas en las pruebas por lote (Tabla 24). En contraste, la concentraci3n de fluoruro en las plantas obtenidas del humedal (Tabla 25) aunque la sustancia se acumul3 mayormente en la ra3z, las diferencias con las concentraciones en la parte a3rea (tallo y/o hojas) no son significativas.

**Tabla 24.** Concentración de fluoruro en las plantas utilizadas en las pruebas en lote

Nombre planta	Raíz (mg/g muestra)	Tallo (mg/g muestra)
<i>S. americanus</i> (N=3)	5.77±2.98	0.38±0.06
<i>T. geniculata</i> (N=3)	6.78±1.08	0.12±0.02
<i>T. latifolia</i> (N=3)	4.29±1.49	0.05±0.06

**Tabla 25.** Concentración de fluoruro en plantas (N=3) obtenidas del HCFSH con *T. geniculata*

Punto de recolección de las plantas en el HCFSH	Raíz (mg/g muestra)	Tallo (mg/g muestra)	Hoja (mg/g muestra)
Inicio (cerca de la alimentación del afluente)	0.73±0.59	0.43±0.16	0.14±0.04
Medio (al centro del humedal)	1.10±1.16	0.25±0.13	0.33±0.05
Final (cerca de la salida del efluente)	6.32±9.81	0.78±0.32	0.03±0.01

**Arsénico.** La Tabla 26 muestra los resultados de concentración de arsénico en las plantas utilizadas en las pruebas por lote, los cuales indican que esta sustancia se acumula en la raíz. La Tabla 27 muestra los resultados de la concentración de arsénico en las plantas obtenidas de tres diferentes puntos del HCFSH los cuales muestran igualmente que esta sustancia se acumuló mayormente en la raíz.

**Tabla 26.** Concentración de arsénico en las plantas utilizadas en las pruebas en lote

Nombre planta	Raíz (µg/g muestra)	Tallo (µg/g muestra)
<i>S. americanus</i> (N=3)	6.24± 1.20	0.62± 0.20
<i>T. geniculata</i> (N=3)	7.37± 0.30	0.11± 0.04
<i>T. latifolia</i> (N=3)	7.25± 2.40	0.03± 0.01

**Tabla 27.** Concentración de arsénico en plantas (N=3) obtenidas del HCFSH con *T. geniculata*

Punto de recolección de las plantas en el HCFSH	Raíz (µg/g muestra)	Tallo (µg/g muestra)	Hoja (µg/g muestra)
Inicio (cerca de la alimentación del afluente)	63.35±55.26	0.85± 0.23	0.94± 0.39
Medio (al centro del humedal)	174.33± 182.82	0.79± 0.35	1.22± 0.27
Final (cerca de la salida del efluente)	126.28± 42.62	2.13± 0.65	0.52± 0.82

Los residuos generados en los procesos fisicoquímicos por contener aluminio serán enviados a confinamiento de acuerdo a la campaña de recolección de residuos aplicada en la Facultad de Ciencias Químicas de la UASLP.

## 6. Discusión de Resultados

En este trabajo se evaluaron dos procesos de tratamiento para agua de rechazo sintética cuya preparación fue con la composición base en la caracterización fisicoquímica del efluente del sistema de tratamiento de plantas purificadoras de la Zona Metropolitana de San Luis Potosí (ZMSLP). Los procesos evaluados fueron por fitorremediación mediante un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal (HCFSH) y un proceso fisicoquímico de coagulación – floculación utilizando  $\text{Al}(\text{OH})_3$  como coagulante; este proceso se combinó además con un proceso basado en la fitorremediación con el propósito de evaluar la eficiencia de un proceso combinado para la remoción de arsénico y fluoruro, dos sustancias tóxicas comúnmente determinadas en agua en el Altiplano Mexicano, y de sulfatos, una sustancia que en altas concentraciones también puede generar algunos problemas de salud (Alfaro y col., 2021; Armienta y col., 2021). Sulfatos, aunque no es un contaminante presente en el agua de la que se abastece a la ZMSLP, si es un contaminante presente en concentraciones superiores a lo que marca la NOM para agua potable en el estado de San Luis Potosí y se agregó al agua de rechazo sintética para evaluar la aplicabilidad de los procesos estudiados a una región más amplia del estado y del país. Se evaluó la eficiencia de remoción de todos los parámetros de la calidad del agua de rechazo, pero se puso énfasis especial a los tóxicos (As y F) y a los sulfatos.

La calidad el agua sin tratar y tratada se comparó con la norma para agua potable (NOM-127-SSA1-2021) y con los criterios establecidos para el uso de agua para riego considerando que el agua tratada por los procesos estudiados en este trabajo puede: a) recircularse nuevamente al sistema de purificación y destinarse al abastecimiento a la población, o bien, b) aprovecharse en riego inclusive de cultivos comestibles. De esta forma, un agua residual que por ahora se envía al drenaje y en el mejor de los casos se utiliza para los sanitarios y lavado de pisos, puede tener un uso adicional logrando así un uso sostenible del agua.

## 6.1. Caracterización del agua de rechazo

Los resultados de la calidad de agua del afluente y efluente de las plantas purificadoras analizadas se compararon con los valores de los parámetros de la NOM-127-SSA1-2021 (Tabla 5) para agua de uso y consumo humano. Con base en los resultados, se observó que algunas purificadoras no requieren aplicar un tratamiento por ósmosis inversa dado que las concentraciones de As y F<sup>-</sup> son bajas (Tabla 5, sitio 3), sino esencialmente una desinfección; aun así, algunas plantas purificadoras utilizan el agua generando innecesariamente agua de rechazo. Por otro lado, las plantas purificadoras adquieren un paquete tecnológico de tratamiento que incluye entre sus componentes, un sistema de ablandamiento, de forma que el agua de rechazo en lo general contiene bajas concentraciones de Ca y Mg, es decir, eliminan elementos que ya de por sí se encuentran en bajas concentraciones en el agua que tratan. Asumiendo que no todas las purificadoras tienen posibilidades de adquirir sistemas similares, el agua de rechazo sintética se preparó conteniendo una concentración de Ca y Mg calculada a partir del factor de rechazo estimado en la sección 5.1 y que fue de 2.3. Este factor se estimó a partir del contenido de Na que es un elemento que no retienen los sistemas de ablandamiento, pero si es retenido en el sistema de ósmosis inversa.

En la NOM-001-SEMARNAT-2021 el uso agrícola está establecido como uno de los usos que se le puede dar al agua tratada y establece los criterios de calidad que debe cumplir el agua antes de usarse. Al comparar los resultados obtenidos en la caracterización del agua de rechazo con la norma (Tabla 5), observamos que el agua de rechazo podría ser usada para riego sin un tratamiento ya que para el caso del As el límite permisible es 0.2 mg/L. No existen evidencias que indiquen que el As sea un nutriente esencial para las plantas, por lo que no podría considerarse como un micronutriente esencial (Nath, 2000) sino más bien ser tóxico en concentraciones altas (Pittori y col., 2014). Fitz y Wenzel (2001) describieron que la planta puede llegar a acumular al arsénico a través del sistema de captación del fosfato y llega a interactuar en los mecanismos bioquímicos de la nutrición de la planta.

El arsénico y el fluoruro son contaminantes que esperábamos encontrar en el agua de rechazo ya que estos, por el origen del agua, podrían estar presentes ya que la ZMSLP se abastece principalmente de agua subterránea a través de pozos profundos.

De acuerdo con la calidad del agua de rechazo generada en las plantas purificadoras analizadas, al no tener concentraciones tan elevadas de sales, esta agua podría recircularse sin tratamiento al sistema de purificación para completar al menos un segundo ciclo de purificación. Esta estrategia ayudaría contribuiría a disminuir el volumen de agua de rechazo generada por metro cúbico de agua que se trata en las plantas purificadoras. Aunque esta operación no se realiza en las plantas purificadoras y este trabajo no analizó esta posibilidad, se considera que se debe dar seguimiento a la calidad del agua de rechazo tanto en su contenido de sales (sodio, cloruros) como de As y F<sup>-</sup> teniendo en mente un menor consumo de agua por las plantas purificadoras, la obtención de un efluente (agua de rechazo) que debe ser tratado por alguno de los procesos de tratamientos estudiados en este trabajo. En la aplicación de procesos de fitorremediación, se debe poner atención también en la concentración de cloruros en el agua de rechazo, ya que son contaminantes que pueden afectar la salud de las plantas generando clorosis en las hojas o la muerte de la planta, si además hay un exceso de sodio (Bartels y Ramanjulu, 2005). Es deseable que los procesos de tratamiento basados en fitorremediación se combinen con procesos fisicoquímicos que contribuyan a eliminar sustancias muy nocivas para las plantas como las descritas.

## **6.2. Eficiencia del proceso fisicoquímico de coagulación - floculación**

La coagulación tiene como objetivo aglomerar todas las partículas coloidales; la sustancia que se utiliza como coagulante es una sustancia que al adicionarse al agua es capaz de reaccionar químicamente con los componentes químicos del agua y las partículas coloidales. Las condiciones alcalinas del agua favorecen la formación de complejos químicos por ejemplo  $[Al(OH)_4^-]$  que a su vez interaccionan con las sustancias del agua formando pequeñas partículas que con la adición de un floculante se pueden agregar lo que facilita su separación de la solución a manera de un precipitado voluminoso. La floculación tiene por objetivo favorecer el tamaño de las

partículas con la ayuda de la mezcla lenta formando un floculo que puede ser fácilmente eliminado por los procedimientos de decantación y filtración (Cárdenas, 2000).

Los resultados obtenidos en este trabajo resultaron favorables para la remoción de sulfatos y fueron congruentes con resultados obtenidos por Castillo (2018) para el tratamiento de agua de pozo con alto contenido de sulfatos (<400 mg/L) para los que reportó una remoción de 82% de remoción. En un primer experimento, se utilizó como coagulante  $AlCl_3$  como se explicó en metodología y resultados, pero al registrar un incremento significativo de cloruros en solución, el coagulante fue reemplazado por  $Al(OH)_3$  lo cual fue favorable ya que la eficiencia de remoción de sulfatos se mantuvo. Wege y col. (2017) reportaron que el cloro puede acumularse a nivel toxico en las hojas de la planta por estrés salino y originar la muerte de la misma.

El uso de hidróxido de aluminio fue propuesto por Rojas y col. (2017) y en contraste con la eficiencia de remoción que ellos observaron (35%), en este trabajo se logró una eficiencia de remoción de sulfatos de 87%, adicionalmente se removió Ca y Mg con este tratamiento, en un 60% y 52% respectivamente. Como se describió en la sección 4.4, el proceso fisicoquímico no es eficiente en la remoción de As y  $F^-$ .

### **6.3. Eficiencia del proceso de tratamiento basado en la fitorremediación**

#### **Pruebas por lote**

La tolerancia de las tres especies de plantas se estimó a partir del crecimiento de la raíz y la variación de la clorofila entre el inicio del experimento ( $T_0$ ) y el final ( $T_{10}$ ). Los resultados mostraron un crecimiento en la raíz en el caso de *T. latifolia* un aumento de 15 cm, para *S. americanus* de 16cm y en menor medida para *T. geniculata* que solo aumento 2 cm. Callejas y col. (2013) reportaron que este crecimiento se relaciona con un mecanismo de defensa de la planta que busca un medio que le sea menos adverso.

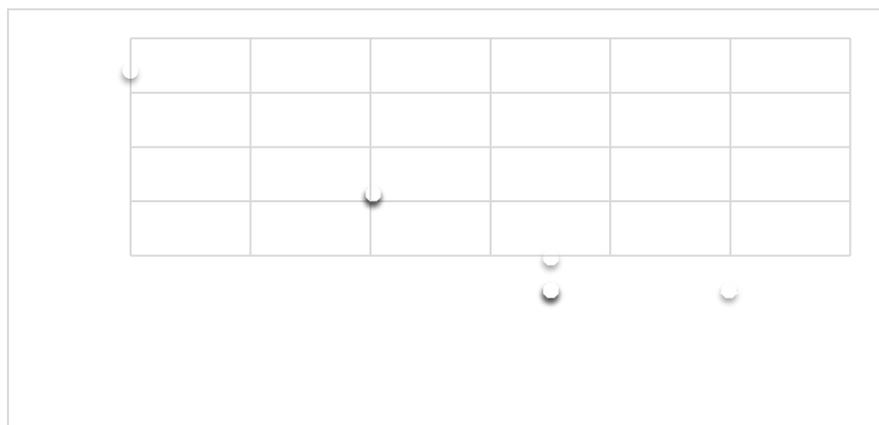
Con respecto de la clorofila, se observó un aumento de 0.60  $\mu g/L$  para *T. latifolia* lo que nos indica que la exposición de la planta al agua de rechazo no le generó un estrés

a esta planta. Caso contrario para *S. americanus* y *T. geniculata* la clorofila disminuyó en 0.49 y 0.93  $\mu\text{g/L}$  respectivamente que es una evidencia que la composición de la solución tiene un efecto adverso, aunque las plantas no se dañaron completamente.

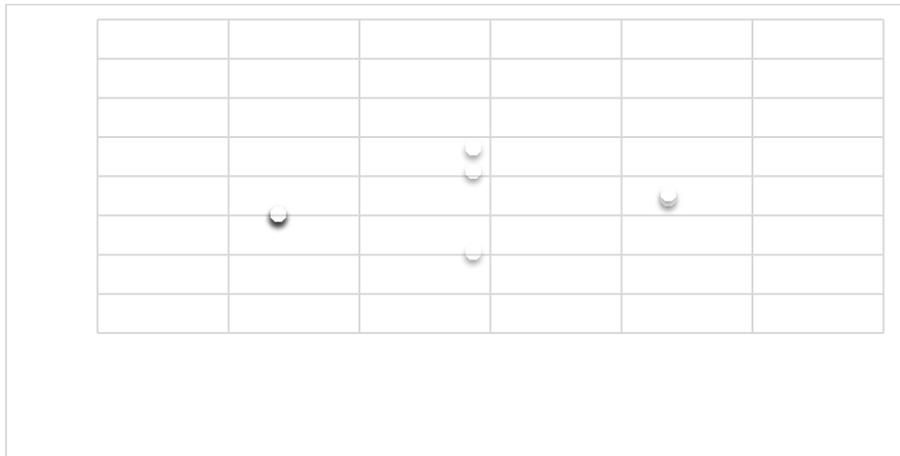
Además de los parámetros mencionados, se dio seguimiento a los parámetros de la calidad del agua. La Figura 15 muestra que la conductividad se incrementó en las pruebas con cada una de las tres especies de plantas. Este comportamiento se ha relacionado con una respuesta de la planta de modificar el medio que le es adverso para lo cual llega a excretar algunas sustancias para equilibrar el medio iónico. El efecto fue mayor en la prueba por lote utilizando la especie *S. americanus* en que la conductividad se incrementó casi al doble del valor inicial. Orozco y col. (2020) reportaron que los iones que hacen que la conductividad aumente proviene principalmente de los sulfatos que están ligados directamente con la tasa de oxígeno suministrado por el proceso de fotosíntesis llevado a cabo por las plantas; aunque este proceso también puede estar ligado a la bomba de  $\text{H}^+$  o de  $\text{K}^+$  de la planta que por intercambio con iones de la solución pueden contribuir a la modificación del medio iónico.


En la Figura 16 se observa que el pH disminuyó más de una unidad en todas las pruebas con plantas en contraste con el control que disminuyó en 0.4 unidades. La

disminución de pH es congruente con el incremento de la conductividad, aunque también se le ha asociado con el equilibrio de los carbonatos. Las tres especies mostraron una disminución de pH hasta 8.3 y 8.4 al día 10; este pH muestra que el  $\text{HCO}_3^-$  es la especie predominante en la solución. En un sistema abierto, como fue el caso de las pruebas por lote, la disolución del  $\text{CO}_{2(g)}$  del ambiente pudo también causar la disminución del pH por la formación de ácido carbónico, como ha sido propuesto en la literatura (Herrera, 2013).



En las Figuras 17 y 18 se observa una disminución de la dureza total que puede resultar de la absorción del calcio por la planta por ser un nutriente, aunque cabe la posibilidad que la concentración disminuye a causa de la precipitación de sales de Ca en las pruebas. En un experimento inicial se observó la formación de un precipitado el cual se recuperó y se llevó a digestión resultando en que su componente principal era Ca, posiblemente un carbonato de calcio. Smart (2020) reportó que las plantas asimilan calcio y magnesio entre otros elementos, como nutrientes que son necesarios para su desarrollo y que estos elementos son transportados por la xilema junto con el agua y forman las estructuras fibrosas de las plantas.

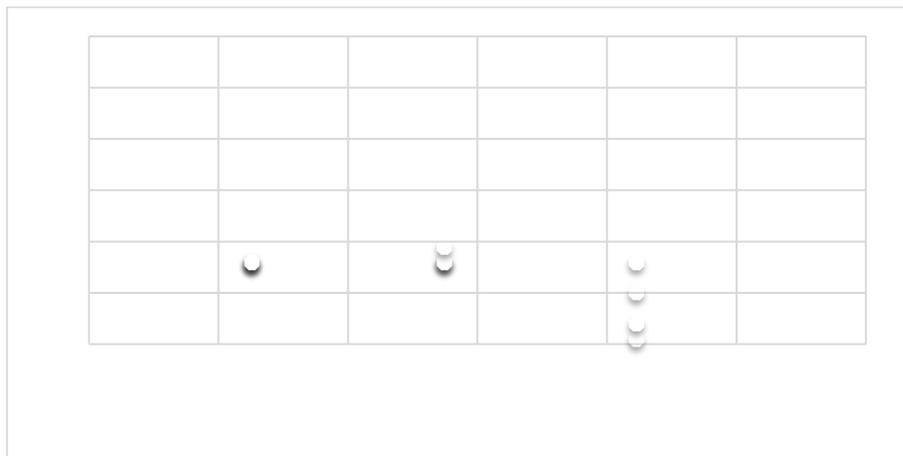
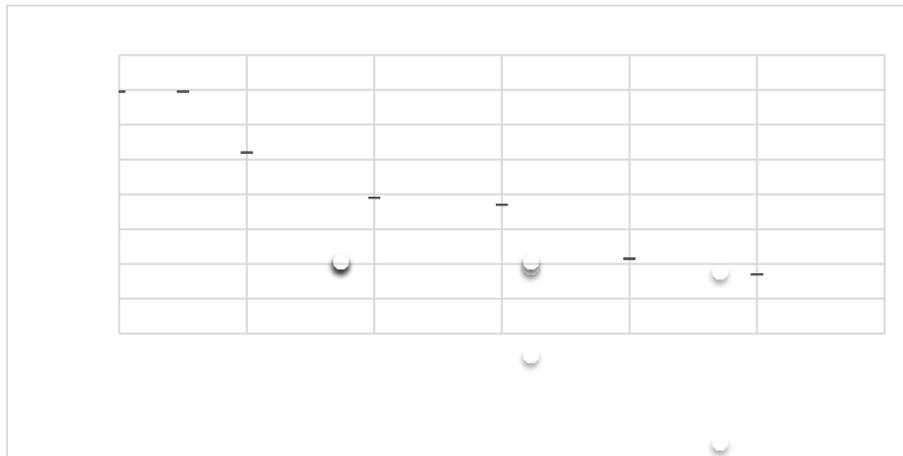


En las pruebas por lote con plantas igualmente se determinó un incremento en la concentración de los cloruros comparados con el control (Figura 19). Esta evidencia sugiere que las plantas contribuyeron con este ion para lograr un equilibrio entre ellas y el medio; aunque se desconoce el mecanismo, es claro que estas reacciones están ocurriendo a nivel de la rizosfera y podrían estar afectando la integridad de las plantas. El efecto observado fue mayor en la prueba con *S. americanus* en la que la concentración de cloruros se incrementó casi al doble durante la experimentación.


La Figura 20 muestra que los sulfatos se incrementaron con el tiempo, en las pruebas con plantas, con respecto del control. De acuerdo con Orozco y col. (2020), la eliminación de sulfatos hacia la solución parece estar relacionada con las tasas de oxígeno generadas durante el proceso de fotosíntesis llevado a cabo por las plantas, sin embargo, al parecer no hay una relación directa y el mecanismo no ha sido claramente propuesto. Se propone que en ciertas condiciones de luz y temperatura se puede instalar un proceso conocido como fotorrespiración en la que la enzima RUBISCO muy importante para la fotosíntesis, se une no al CO<sub>2</sub> sino más bien al oxígeno reduciendo la eficiencia de la fotosíntesis; este fenómeno podría estar relacionado con la energía disponible para la absorción y asimilación de los sulfatos, y más bien, se observaría una excreción. Este comportamiento es congruente con los resultados de disminución de la clorofila en las plantas, es decir, el agua de rechazo tiene un efecto sobre la integridad de las plantas y fue mayor sobre *S. americanus*.


En las pruebas con plantas se observó una disminución de la concentración de As (Figura 21) que podría relacionarse con la adsorción por las plantas ya que la concentración no varió de forma apreciable en el control. En la prueba con *T. geniculata* la remoción de As fue del 84% a 10 días; en importancia esta especie es seguida por *T. latifolia* con una remoción de 70%. Khan y col. (2023) reportaron que las plantas con potencial de fitorremediación tienen la capacidad de tomar arsénico inorgánico disuelto a través de sus raíces. El arseniato As (V) es la forma predominante de arsénico que absorben las plantas que crecen en condiciones aeróbicas, sin embargo, el arsenito As(III) es la principal forma de arsénico que ingresa a la raíz de las plantas por que crecen en condiciones anaeróbicas (Zhang y col., 2021).

Finalmente, la Figura 22 muestra la variación de la concentración de fluoruros en las pruebas con plantas y el control. Los resultados muestran una disminución de la concentración de fluoruros con el tiempo siendo en la prueba con la especie *T. geniculata* donde se determinó la mayor remoción (61%). La disminución de la concentración de fluoruros está relacionada posiblemente con la adsorción de la sustancia a nivel de la raíz, sin embargo, en la literatura no se describe una función bioquímica específica de los fluoruros en las plantas y más bien podría ser un tóxico que afecte su metabolismo.



La planta que demostró tener una mayor eficiencia de remoción de las sustancias tóxicas, fluoruro y arsénico en las pruebas por lote fue *T. geniculata* seguida de *T. latifolia*; estos resultados abren un campo interesante de estudio para *T. geniculata* ya que no se encontraron en la literatura reportes previos para la remoción de contaminantes tóxicos como lo son el As y F<sup>-</sup>. Las pruebas por lote también permitieron establecer un valor de TRH para la operación del HCFSH el cual fue de 6 días.

#### **6.4. Eficiencia de remoción del tratamiento combinado de un proceso fisicoquímico con fitorremediación, en pruebas por lote**

Como se describió en Metodología y en Resultados, el tratamiento por coagulación y floculación con cloruro de aluminio originó que la concentración de cloruros en el agua

de rechazo sintética se incrementara apreciablemente, representando un riesgo para las plantas expuestas en las pruebas por lote. Lo anterior motivó a un cambio de coagulante utilizando hidróxido de aluminio el cual no altero la concentración de cloruros del agua de rechazo; ambos coagulantes removieron esencialmente sulfatos, pero no arsénico y/o fluoruros. El agua de rechazo tratada mediante el proceso fisicoquímico fue posteriormente sometida a un proceso de fitorremediación utilizando en cada una de las pruebas por lote, una especie de planta; en esta experimentación se probaron las tres especies de plantas estudiadas en este trabajo.

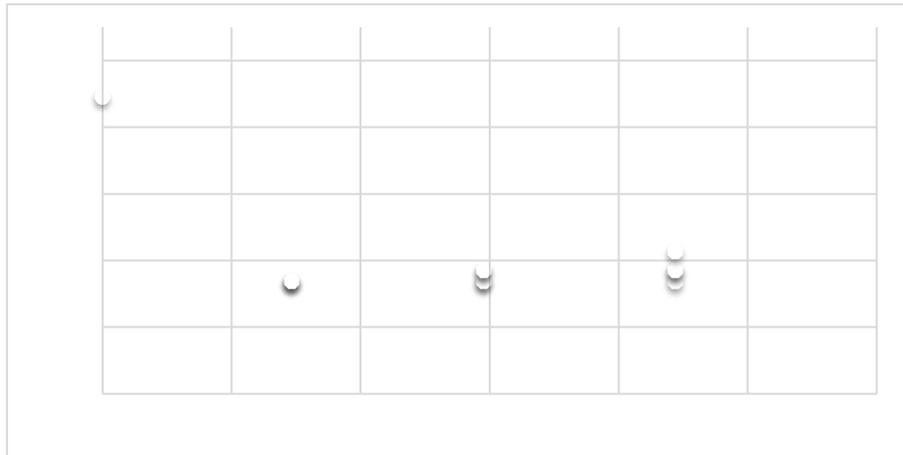
#### **6.4.1. Tratamiento combinado usando $Al(OH)_3$ como coagulante**

En estas pruebas se dió seguimiento al desarrollo de las plantas en cuanto a altura, desarrollo de la raíz y clorofila. *T. latifolia* se adaptó mejor al agua de rechazo pretratada por el proceso fisicoquímico mostrando desarrollo de la planta y de la raíz, algo que no sucedió con las especies *S. americanus* y *T. geniculata*. Callejas y col. (2013) reportaron que el crecimiento en la raíz puede deberse a que la planta busca un medio cuya composición no le sea adversa, y se considera un mecanismo de adaptación y/o defensa.

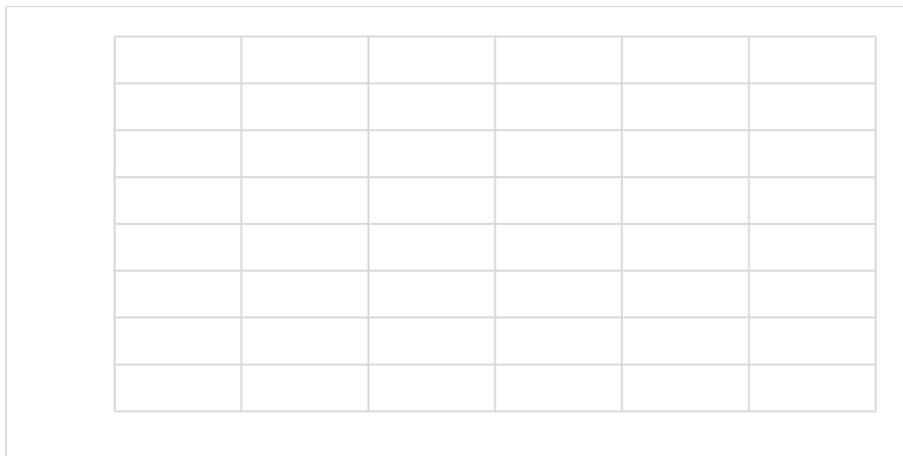
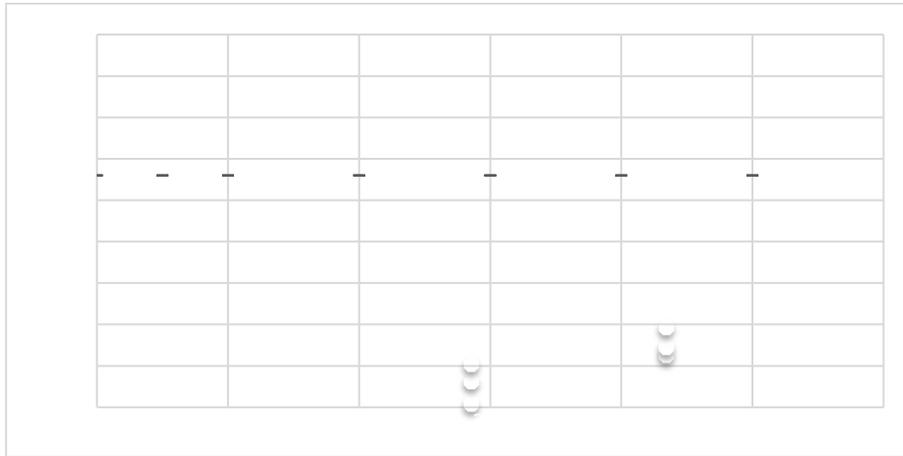
Con respecto de la clorofila, se observó un aumento en las tres plantas de *T. latifolia* y en 2 plantas de *T. geniculata* lo que indica que la solución no les genero un daño, a diferencia de la especie *S. americanus* que se vio evidentemente afectada ya que la clorofila disminuyó. En 2011, Franiel y Babczynska dedujeron que la disminución de clorofila en la planta representa un indicador de estrés por el cual está pasando y de problemas para la captación de  $CO_2$ .

En la Figura 23 se muestra la variación del pH en las pruebas con plantas y se contrasta con el control (sin plantas). A diferencia de las pruebas por lote que no tuvieron un tratamiento fisicoquímico previo (Figura 6), se observó un aumento de pH en la solución, para las tres especies. Este aumento puede deberse a que las plantas se encuentran frente a una solución que les genera un mayor estrés salino. Jiménez y

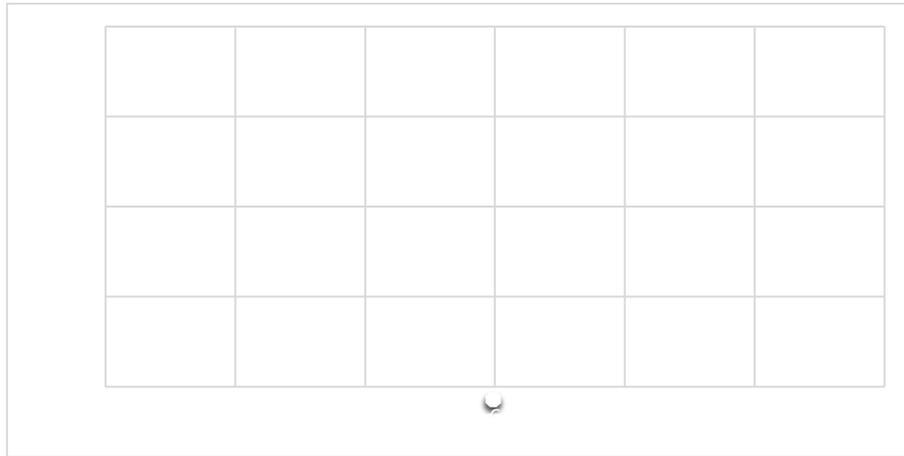
col. (2019) indicaron que cuando el medio iónico le es adverso, la planta buscará equilibrarlo excretando cationes, lo cual sin duda debe afectar su integridad. En los experimentos realizados, el tiempo de exposición de la planta al agua de rechazo es de 10 días y es probable que éstas no lleguen a adaptarse o a verse afectadas completamente. Un experimento de mayor duración pudo ser más apropiado para distinguir mejor los efectos de los componentes del agua de rechazo tratada sobre la integridad de las plantas.



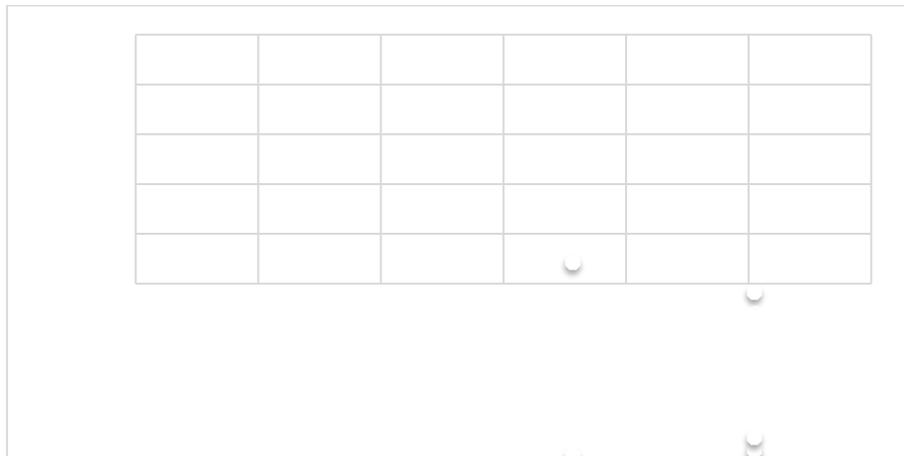
Para explicar el incremento de la dureza en el agua de rechazo (Figuras 24 y 25), se propone que un exceso de aniones en la solución como los cloruros y sulfatos, podrían haber estimulado la excreción de Ca y Mg, por un lado y la internalización del cloruro utilizando las vías de transporte de los iones (proteínas transportadoras) presentes en la membrana celular. Wege y col. (2017) proponen que el transporte de los iones ocurre mediante un mecanismo pasivo, por diferencia en el potencial electroquímico entre los  $\text{Cl}^-$  y los iones que se encuentran en el interior o el exterior de la célula como pueden ser ion  $\text{Ca}^{2+}$  y ion  $\text{Mg}^{2+}$ . El transporte de los iones como el  $\text{Ca}^{2+}$  se da por la activación de canales iónicos, favoreciendo el intercambio iónico y la demanda de la célula (Jiménez y col., 2019).



La concentración de cloruro (Figura 26) se incrementó en la solución aun cuando las plantas podrían requerirlo para sus funciones. Este comportamiento puede resultar del transporte de los iones que ocurre mediante un mecanismo pasivo, por diferencia en el potencial electroquímico entre los  $\text{Cl}^-$  y los iones que se encuentran en el interior o el exterior de la célula como previamente se explicó.

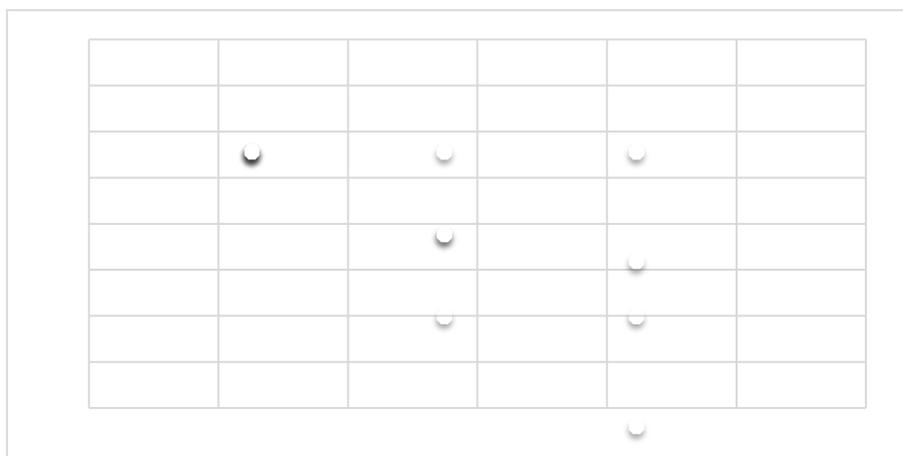
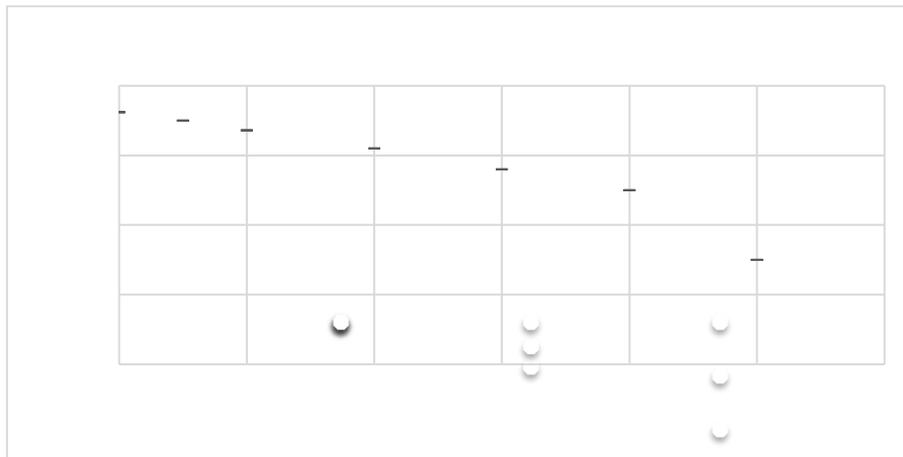


La Figura 27 muestra que la exposición de las plantas al agua de rechazo tratada genera un incremento de los sulfatos en la solución. El efecto fue explicado previamente. En las pruebas por lote con las especies *T. latifolia* y *S. americanus* se determinaron los incrementos más importantes.



Las Figuras 28 y 29 muestran la variación de las concentraciones de As y F<sup>-</sup> con el tiempo. *T. geniculata* mostro una remoción de arsénico de 64%, seguida de *T. latifolia* con 58.6 %. La literatura reporta que las plantas con potencial de fitorremediación tienen la capacidad de tomar arsénico inorgánico disuelto a través de sus raíces (Zhang y col., 2021; Khan y col., 2023). La capacidad de remoción de fluoruro fue más

importante con *T. geniculata* y del orden de 60.5%. Analizando las eficiencias de remoción de los procesos de tratamiento de forma individual, es posible indicar que en el tratamiento fisicoquímico se removió esencialmente aniones y cationes mayores (Ca, Mg, Sulfatos) mientras que las plantas removieron As y F<sup>-</sup>; lo anterior se observa al comparar los resultados obtenidos en la prueba por lote con plantas sin tratamiento fisicoquímico previo o con agua de rechazo sintética tratada. En el tratamiento combinado, los porcentajes de remoción de sales, arsénico y fluoruro disminuyeron ligeramente lo que sugiere que este tratamiento se aplique esencialmente cuando sea necesario remover sulfatos y dureza en alta concentración, en el agua de rechazo.



## 6.5. Eficiencia del tratamiento en el sistema de HCFSH

La interpretación de los resultados más significativos para este tratamiento se describe a continuación. La Figura 30 muestra que la concentración de sulfatos en el humedal se incrementó hasta 102 mg/L y que la concentración disminuyó con el tiempo de experimentación hasta 5 mg/L manteniéndose constante hasta el final. La disminución de los sulfatos en la solución podría relacionarse con que las plantas toman azufre como nutriente en forma de sulfatos, por las raíces, si la planta está deficiente en este elemento y las concentraciones en la solución son bajas; si la concentración de sulfatos es alta, la planta podría no removerlo de la solución de forma significativa, como nutriente (Li y col., 2021).



En la Figura 31, en el efluente se observó una disminución de la disminución de los cloruros desde los primeros días de la prueba esto podría estar relacionado a que la planta este tomando al ion como nutriente o pudiera ser que este activando un mecanismo de compartimentalización y que dentro de sus raíces y/o tallos este

guardando al cloro (Li y col., 2021) para después asimilarlo o liberarlo según sus necesidades.



En el caso del arsénico (Figura 32), la concentración disminuyó en el efluente desde los primeros días de experimentación. Se considera que la planta contribuyó a la remoción de esta sustancia y lo acumuló. El mecanismo involucrado en la acumulación de As por la planta podría estar relacionado con la rizofiltración o rizofitoextracción, fitoextracción o fitoacumulación, por consiguiente, la planta está mostrando ser capaz de tolerar, translocar y acumular al arsénico en sus raíces, tallos y hojas (Delgadillo y col., 2011).



La concentración de fluoruros fue mayor en el efluente que en el agua de rechazo (Figura 33). Esto significó que el material de soporte contribuyó a la solución a través de reacciones de disolución (ver secciones de Metodología y de Resultados). Cisneros y col. (2020) realizaron un estudio usando prototipos de humedales construidos durante 70 días con dos sustratos uno de ellos grava usando *E. macrostachya* como planta fitorremediadora y reportaron una eficiencia de remoción de 45.56% de su sistema, aunque al día 42 se tenían una remoción de 83%. De acuerdo con lo anterior, los autores explicaron esta variación como una posible saturación en el sistema del humedal. En este trabajo, como ya se explicó en Resultados, hay una contribución importante de la grava en la concentración de los fluoruros y las plantas podrían no esta removiendo esta sustancia.



#### **6.6. Acumulación de fluoruros y arsénico en las plantas utilizadas en el proceso de fitorremediación**

Se realizó un análisis estadístico por comparación de medias (prueba *t* de student) de la masa de fluoruro o arsénico acumulada en la raíz, el tallo o las hojas de las plantas expuestas al agua de rechazo sintética. Se compararon los resultados entre cada una

de las partes de las plantas y con las plantas en las pruebas control para identificar la parte donde se acumularon las sustancias tóxicas durante la experimentación. El análisis estadístico para el contenido de fluoruro en las plantas utilizadas para las pruebas por lote, descrito en la sección 5.6 de Resultados, mostró que esta sustancia se acumuló en la parte radicular, posiblemente porque la planta no toma al ion fluoruro para sus funciones como lo había descrito Santos y Zamora (2010) para la planta *S. officinarum* (caña de azúcar). Santos y Zamora (2010) describieron que el ion fluoruro es transportado hacia las vacuolas en las células formando  $\text{CaF}_{2(s)}$  insoluble, utilizando para este proceso el calcio presente en las paredes celulares, de esta forma, la planta lograba tolerar al ion fluoruro sin que le generara daños.

En la prueba en humedal los resultados obtenidos descritos en la sección 5.6 nos mostraron que el fluoruro se mantuvo posiblemente en la parte radicular aun que los resultados son muy similares en las tres partes de la planta (raíz, tallo y hoja). De acuerdo con Leura (2009), las sustancias que se adsorben en la raíz, cuando se aplica el lavado con ácido nítrico a las raíces de las plantas para evaluar el contenido de las sustancias se disuelve en la solución de lavado; es posible que esto haya sucedido pues en este trabajo no se analizó la solución de lavado. En 2020, Cisneros y col. determinaron que el flúor se concentró mayormente a nivel de raíz de la planta *E. macrostachya* en pruebas de prototipos de humedal construido.

Tanto en la prueba en humedal construido como en la prueba en lote con las tres plantas estudiadas el arsénico se mantuvo en el parte radicular (ver sección 5.6 de Resultados). El análisis del contenido de arsénico en las plantas utilizadas en las pruebas por lote indica que este elemento se acumuló en la raíz mayormente en *T. geniculata* seguida de *T. latifolia*, lo cual nos indica que los procesos basados en la rizofiltración bien podrían explicar la absorción y acumulación del As por las plantas. Los resultados muestran que As no es eficientemente translocado al tejido aéreo sugiriendo que existen procesos de fitoestabilización del contaminante que lo mantienen esencialmente en la raíz. Otte y Jacob (2006) proponen que estos dos mecanismos son los que pueden activarse en sistemas de humedales construidos para

sustancias tóxicas como As. Cisneros y col. (2020) reportaron en su estudio que el As se acumula a nivel de la raíz y proponen la rizofiltración como el mecanismo involucrado.

## 7. Conclusiones

1. La caracterización del agua de rechazo de plantas purificadoras ubicadas en la zona metropolitana de San Luis Potosí permitió determinar que ésta concentra las sustancias tóxicas, As y F<sup>-</sup>, del agua que se somete al proceso de purificación.
2. Las pruebas por lote con agua de rechazo sintética demostraron que la especie *T. geniculata* presentó la mayor eficiencia de remoción de arsénico (84%) y fluoruro (61.3%). Esta especie no se ha estudiado previamente para la eliminación de sustancias tóxicas.
3. El tratamiento fisicoquímico por coagulación y floculación con Al(OH)<sub>3</sub> mostró una eficiencia de remoción de 87% de sulfatos, pero no remueve As y F<sup>-</sup>, de esta forma, su aplicación como único tratamiento solo es viable para la remoción de sulfatos.
4. El tratamiento combinado aplicando el tratamiento fisicoquímico seguido del proceso por fitorremediación fue eficiente en la remoción de los componentes del agua de rechazo siendo la especie *T. geniculata* quien mostró los mayores porcentajes de remoción: 30 % para Ca, 64 % para As, 60 % para F<sup>-</sup> y 79.7 % para sulfatos.
5. La exposición de las plantas al agua de rechazo sintética no afectó de forma significativa la integridad de las mismas en el tratamiento utilizando un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal a pesar de que en este sistema la alimentación es en flujo continuo, lo cual demuestra que es posible la aplicación de este proceso de tratamiento.
6. La eficiencia de remoción del humedal plantado con *T. geniculata* fue de 55.8% para As, 50% para F<sup>-</sup> y 51% para SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> fue mayor a lo reportado en la literatura para sistemas similares. La calidad del agua tratada es apta para riego y podría ser viable su recirculación al sistema de purificación.

7. Las plantas expuestas al agua de rechazo en las pruebas por lote acumularon As y F<sup>-</sup> principalmente en la raíz mientras que las plantas, en el humedal, acumularon en la raíz solamente As. El fluoruro podría removerse por diferentes procesos y la participación de *T. geniculata* según indican los resultados fue menor a lo esperado; es posible que esta sustancia se haya precipitado en el medio filtrante del humedal como CaF<sub>2(s)</sub>.

8. La hipótesis planteada en este trabajo se cumplió con base en los resultados obtenidos de las pruebas por lote, ya que el tratamiento combinado mostró tener eficiencia en la remoción de As, F<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>.

## **8. Perspectivas para futuros trabajos**

1. Probar el sistema combinado en pruebas en humedal construido para corroborar los resultados obtenidos de las pruebas por lote.
2. Evaluar el efecto de la variación del tiempo de residencia hidráulico en la eficiencia de remoción en el HCFSH, tanto en el tratamiento simple como combinado.
3. Para evitar el efecto de la grava sobre la concentración de los fluoruros y de otras sales como los sulfatos y la dureza en la solución en el humedal, se requiere analizar otros materiales como sustrato para las plantas.
4. Es conveniente considerar procesos de tratamiento complementarios para el efluente tratado en el HCFSH para incrementar la eficiencia de remoción de fluoruros y arsénico.

## 9. Bibliografía

- Agroforestería.** (2011, mayo 14). Absorción y Transporte de los Elementos Minerales en las Plantas. <https://agroforesteria.wordpress.com/2011/05/14/absorcion-y-transporte-de-los-elementos-minerales-en-las-plantas/>
- Agrotey, D.** (2025, febrero 1). Mecanismos de transporte de nutrientes en las plantas. AGROTEY. <https://www.agrotey.com.mx/mecanismos-de-transporte-de-nutrientes-en-plantas/>
- Aguirre, A.** (2018). Cap. 1 Introducción Panorama de la calidad de agua de consumo humano en México. Hacia el cumplimiento del Derecho Humano al agua, Arsénico y fluoruro en agua: riesgos y perspectivas desde la sociedad civil y la academia en México (1ª ed., pp. 17-20). México.
- Ahkami, A. H., Allen White, R., III, Handakumbura, P. P., Jansson, C.** (2017). Rhizosphere engineering: Enhancing sustainable plant ecosystem productivity. *Rhizosphere*, 3, 233–243. <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2017.04.012>
- Alam, M. S., Wu, Y., Cheng, T.** (2014). Silicate minerals as a source of arsenic contamination in groundwater. *Water, Air, and Soil Pollution*, 225(11). <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2201-9>
- Alarcón-Herrera, M. T., Martín-Alarcon, D. A., Gutiérrez, M., Reynoso-Cuevas, L., Martín-Domínguez, A., Olmos-Márquez, M. A., Bundschuh, J.** (2020). Co-occurrence, possible origin, and health-risk assessment of arsenic and fluoride in drinking water sources in Mexico: Geographical data visualization. *The Science of the Total Environment*, 698(134168), 134168. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134168>

**Alfaro de la Torre, M. C., Tejeda González, J. C., García Romero, E., Salto Quintana, F., González Balderas, R. de M.** (2021). Situación del abastecimiento de agua a las poblaciones rurales en México: caso de estudio. *Aqua-LAC*, 13(2), 115-137. Recuperado a partir de <https://aqua-lac.org/index.php/Aqua-LAC/article/view/290>

**Armienta, M.A., Cardona, A., Labastida, I., Alfaro de la Torre, M.C., Ballinas Casarrubias, M. L.** (2021). Situación de la presencia de arsénico y fluoruro en aguas subterráneas en México. En: *Arsénico y fluoruro en agua: riesgos y perspectivas desde la sociedad civil y la academia en México*. 1ª Ed. Ciudad de México, UNAM-Instituto de Geofísica: Hacia el cumplimiento del derecho humano al agua 200, pp.: ISBN 978-607-30-4773-9. [Consultado el 15 de julio de 2025]

<https://agua.org.mx/biblioteca/arsenico-y-fluoruro-en-agua-riesgos-y-perspectivas-desde-la-sociedad-civil-y-la-academia-en-mexico-unam/>

**Bartels, D., Sunkar, R.** (2005). Drought and salt tolerance in plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24(1), 23–58. <https://doi.org/10.1080/07352680590910410>

**Benítez, D., Duarte, G.** (2020). Propuesta para el aprovechamiento del agua de rechazo de un sistema de ósmosis inversa utilizada en una empresa de refrigerantes automotrices ubicada en el municipio de Zipaquirá, Cundinamarca. [Tesis de Licenciatura. Universidad de la Salle].

**Bolan, N. S., Adriano, D. C., Naidu, R.** (2003). Role of phosphorus in immobilization and bioavailability of heavy metals in the soil plant system. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 177, 1–44.

**Brix, H., Koottatep, T., Fryd, O., Laugesen, C. H.** (2011). The flower and the butterfly constructed wetland system at Koh Phi Phi—System design and lessons learned during implementation and operation. *Ecological Engineering*, 37(5), 729–735. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.035>

- Brostow, W., Hagg Lobland, H., Pal, S., Singh, R.** (2009). Polymeric Flocculants for Wastewater and Industrial Effluent Treatment. *Journal of Materials Education*, 31(3-4), 157-166.
- Bundschuh, J., Armienta, M. A., Morales-Simfors, N., Alam, M. A., López, D. L., Delgado Quezada, V., Dietrich, S., Schneider, J., Tapia, J., Sracek, O., Castillo, E., Marco Parra, L.-M., Altamirano Espinoza, M., Guimarães Guilherme, L. R., Sosa, N. N., Niazi, N. K., Tomaszewska, B., Lizama Allende, K., Bieger, K., Ahmad, A.** (2021). Arsenic in Latin America: New findings on source, mobilization and mobility in human environments in 20 countries based on decadal research 2010-2020. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51(16), 1727–1865. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1770527>
- Burken, J. G., Ma, X.** (2006). Phytoremediation of volatile organic compounds. En: *Phytoremediation Rhizoremediation* (pp.199-216). Springer Netherlands (ed). ISBN 978-1-4020-4952-1. 199-216.
- Callejas, R., Rojo, E., Benavidez, C., Kania, E.** (2011). Crecimiento y distribución de raíces y su relación con el potencial productivo de parrales de vides de mesa. [Tesis de maestría, Universidad de Chile].
- Camarena N., Rojas A. y Santos M.** (2015). Bioacumulación de fluoruro por cultivos hidropónicos de camelia (*Camellia japonica spp.*) y caña de azúcar (*Saccharum officinarum spp.*). *Quimosfera*, vol. 136, pág. 56-62, <https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/102800236/j.chemosphere.2015.03.07120230530-1-givu9i-libre.pdf?1685415142=&response-content>
- Cárdenas, Y.A.** (2000). Tratamiento de agua coagulación y floculación. SEDAPAL
- Carpena, R. O., Bernal, M. P.** (2007). Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Ecosistemas*. 16: 1-3.
- Castillo, A.** (2018). Optimización de un Proceso de remoción de dureza a escala pruebas de laboratorio. [Desarrollo de proyectos de la Lic. En Química. Universidad Autónoma de San Luis Potosí].

- Cisneros R., Soto A., Rodríguez C., García E., Cisneros R., Garcia E.** (2020). Remediación de arsénico y flúor utilizando *E. macrostachya* en prototipos de humedales construidos con dos sustratos. [Tesis de maestría. Universidad Autónoma de San Luis Potosí].
- CONAGUA.** (2025). Estadísticas del Agua en México, edición 2024. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos naturales. México. <https://www.gob.mx/conagua>
- Curt, M. D.** (2005). Manual de Fitodepuración. Filtros de macrofitas en flotación. EDITAN Obra social, Fundación Global Nature. En J. Fernández (Ed.), Conceptos Generales (pp. 61–77).
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. F., Andrade, M.** (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua.
- Delgadillo, A. E., González, C. A., Prieto, F., Villagómez, J. R., Acevedo, O.** (2011). Fitorremediación una alternativa para eliminar la contaminación. Centro de Investigaciones Químicas.
- Derypol.** (2021). Water Treatment Products. Barcelona, España: Derypol S.A. Retrieved from: [https://www.derypol.com/wpcontent/uploads/2021/09/Brochure-Water-Treatment-2021-ENG\\_compressed.pdf](https://www.derypol.com/wpcontent/uploads/2021/09/Brochure-Water-Treatment-2021-ENG_compressed.pdf)
- <https://www.agrotey.com.mx/mecanismos-de-transporte-de-nutrientes-en-plantas/>
- EPA. U.S.** (2000). Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. Environmental Protection Agency. Office of research and Development. EPA/65/R-99/010.
- Fawell, P., Adkins, S., Costine, A.** (2015). Chapter 6 Reagents. In A. F. R. Jewel (Ed.), Paste and Thickened Tailings –A Guide (Third Edition ed.). Australian Centre for Geomechanics.

- Fernández, A.** (2015). Tratamiento y disposición de aguas residuales de plantas de tratamiento de agua potable en Chile. [Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas].
- Fitz, W., Wenzel, W.** (2001). Arsenic transformations in the soil-rhizosphere plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. *J. Biotechnol.* 99(2002):259-278
- Franiel I, Babczyńska A.** (2011). The growth and reproductive effort of *Betula pendula* Roth in a heavy-metal polluted area. *Polish J Environ Stud.* 20 (4): 1097-101.
- Geissler, N., Hussin, S., Koyro, H.-W.** (2010). Elevated atmospheric CO<sub>2</sub> concentration enhances salinity tolerance in *Aster tripolium* L. *Planta*, 231(3), 583–594. <https://doi.org/10.1007/s00425-009-1064-6>
- Ghosh, M., Singh, S. P.** (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by-products. *Applied Ecology and Environmental Research.* 3: 1 18.
- Gómez, R.** (2017). Bioprospección de microorganismos con resistencia a metales de sitios contaminados con arsénico. [Tesis de Maestría, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C].
- González-Partida E., Camprubí A., Carrillo-Chávez A., Díaz-Carreño E.H., González-Ruiz L.E., Farfán Panamá J.L., Cienfuegos-Alvarado E., Morales-Puente P., Vázquez-Ramírez J.T.** (2019). Giant fluorite mineralization in central Mexico by means of exceptionally low salinity fluids: An unusual style among MVT deposits. *Minerals* 9, 35. <https://doi.org/10.3390/min9010035>
- Herrera, D.,** (2013) Desalcalinización del agua mediante intercambio iónico. Artículo. Universidad de Lima, Perú.
- Hoffmann, H., Platzer, C., Winker, M., Von Muench, E.** (2011). Technology review of constructed wetlands: subsurface flow constructed wetlands for greywater y domestic wastewater treatment. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. Sustainable sanitation - Ecosan Program; available.

(last access: 30 April 2019). at: <https://www.susana.org/en/knowledge-hub/resources-and-publications/library/details/930>

**Huízar, R., Carrillo, J., Juárez, F.** (2016). Fluoruro en el agua subterránea: niveles, origen y control natural en la región de Tenextepango, Morelos, México. Investigaciones **Geográficas (90)**, 40-58.

**Jiménez J., Rincón F., Ruiz N., García J.** (2019). Efecto de estrés salino en la calidad fisiológica de genotipos de maíz. [Tesis maestría, Universidad Autónoma de México]. <http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/handle/123456789/47446>

**Jurado J., Jara J., Toscano R.** (2014). Estudio comparativo de la eficiencia del fosfato en las tuberías galvanizadas y PVC para el ablandamiento del agua subterránea. Revista de Investigación Universitaria, 3(2), 67-73.

**Kassim, N. S. A., A. I. S. M. Ghazali, S., Liyana Bohari, F., A. Z. Abidin, N.** (2022). Assessment of heavy metals in wastewater plant effluent and lake water by using atomic absorption spectrophotometry. Materials Today: Proceedings, 66, 3961–3964. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.04.671>

**Khan, S. S., Flora, S. J. S.** (2023). Arsenic: Chemistry, occurrence, and exposure. Handbook of Arsenic Toxicology, 1–49. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-89847-8.00024-9>

**Langergraber G., Dotro G., Nivala J., Rizzo A., Stein O.** (2019). Tecnología de humedales para tratamiento. Informe Científico y Técnico (STR) de la IWA No. 27

**Lascurain, R.** (1995). Marantaceae. En: Sosa, V. (ed.). Flora de Veracruz. Fascículo 89. Instituto de Ecología. Xalapa, Veracruz, México.

**Leura, A.** (2009). Fitoextracción de una mezcla de Cd, Cr y As en solución por plantas de *Typha latifolia* (espadaña). Toxicidad y tolerancia. [Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de San Luis Potosí].

**Li ZG, Xiang RH, Wang JQ** (2021) Hydrogen sulfide–phytohor mone interaction in plants under physiological and stress con ditions. J Plant Growth Regul 1-9.

<https://doi.org/10.1007/s00344-021-10350-1>

**Loredo Portales R.** (2011). Evaluación de un humedal construido de flujo subsuperficial para la remoción de Pb y Cd mediante plantas de *Typha latifolia*. [Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de San Luis Potosí].

**Malikula, R. S., Kaonga, C. C., Mapoma, H. W. T., Chiipa, P., Thulu, F. G. D.** (2022). Heavy Metals and Nutrients Loads in Water, Soil, and Crops Irrigated with Effluent from WWTPs in Blantyre City, Malawi. *Water (Switzerland)*, 14(1).  
<https://doi.org/10.3390/w14010121>

**Manuce, A., Mercado, M., Julián, S., Calbo, V., Alitta, M., Baldo, C., Soulé, C.** (2017). Tratamiento de agua de rechazo de plantas de Osmosis. Estudio de un Caso. [Tesis de licenciatura. Universidad Tecnológica].

**Martínez, M.** (1979). Catálogo de nombres vulgares y científicos de plantas mexicanas. Fondo de Cultura Económica. México, D.F.

**McNear D.** (2013). The rhizosphere - roots, soil and everything in between *Nat. Educ. Knowl.*, 4 (2013), p. 1

**Medina A., Bolivar R.** (1993). Análisis de crecimiento y acumulación de nutrientes de *Gypsophila paniculata* L. cv perfecta bajo condiciones de invernadero en la sabana de Bogotá. [Tesis de grado. Universidad Nacional de Colombia].

**Mickley, M.C.** (2006). Membrane Concentrate Disposal: Practices and Regulation. Desalination and Water Purification Research and Development Program Report No. 123. U.S. Department of the Interior Bureau of Reclamation. Denver, CO.

**Mohlenbrock, R.** (2005). Cyperaceae sedges – Aquatic and standing water plants of the central midwest. Southern Illinois University Press. Carbondale, IL.

**Morel, A., Diener, S.** (2006). Greywater management in low and middle-income countries- Review of different treatment systems for households or neighbourhoods. Sandec Report No. 14/06. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland. En: %20DIENER%202006%20Greywater%20Management.pdf.

**Nath, R.** (2000). Health and Disease role of micronutrients and trace elements. A.P.H. Publishing Corporation. Nueva Delhi, India.

**Nazari, A. M., Radzinski, R., Ghahreman, A.** (2017). Review of arsenic metallurgy: Treatment of arsenical minerals and the immobilization of arsenic. Hydrometallurgy, 174,258–281.

<https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2016.10.011>

**Norma Mexicana NMX-AA-029-SCFI-2001**, Análisis de agua - Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba. Secretaria de Economía. México

[Microsoft Word - NMX-AA-029-SCFI-2001.doc](#)

**Norma Mexicana NMX-AA-036-SCFI-2001**, Análisis de agua - Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba. Secretaria de Economía. México

[Microsoft Word - NMX-AA-036-SCFI-2001.doc](#)

**Norma Mexicana NMX-AA-072-SCFI-2001**, Análisis de agua - Determinación de dureza total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba. Secretaria de Economía. México.

<https://platiica.economia.gob.mx/normalizacion/nmx-aa-072-scfi-2001/>

**Norma Mexicana NMX-AA-073-SCFI-2001**, Análisis de agua - Determinación de Cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba. Secretaria de Economía. México.

<https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/PPD1/DO82.pdf>

**Norma Mexicana NMX-AA-074-SCFI-2014**, Análisis de agua – Medición del ion sulfato en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba. Secretaria de Economía. México

[Microsoft Word - NMX-AA-074-SCFI-2012](#)

**Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996**, Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de agua residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

[DOF - Diario Oficial de la Federación](#)

**Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021**, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. México: Diario Oficial de la Federación.

[NORMA Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano](#)

**Olmos-Márquez, M.A., Herrera-Alarcón, M.T.** (2014). Environmental impact by the use of reverse osmosis in arsenic removal to obtain drinking water. *Revista Ambiental*. 5(1): 28:33.

**Otte, M. L., Jacob, D. L.** (2006). Constructed wetlands for phytoremediation, rhizofiltration, phytostabilisation and phytoextraction (E. P. Rhizoremediation & M. Mackova, Eds.). Springer.

**Orozco, J.A., Miranda, E., Tamayo, D., Campos, H.** (2020). Remediación de la contaminación del agua del río turbio mediante humedales artificiales. Artículo.

**Padmavathiamma, P., Li, L.** (2007). Phytoremediation Technology: Hyper accumulation Metals in Plants. *Water, Air, & Soil Pollution*. 184: 105-126.

**Peñaloza, N., Morales, S.** (2019). Propuesta para la reutiización de agua de Rechazo del proceso de ósmosis inversa del tratamiento de hemodiálisis en un hospital d etercer nivel. [Tesis de licenciatura. Universidad de la Salle].

**Pittori, S., Urricariet, R. Lavado.** (2014). Micronutrientes y elementos traza. Cap. 12. En *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. H. E. Echeverría, y F. O. García, eds., Editorial INTA, Buenos Aires, Argentina.

**Podgorski, J., Michael, B.** (2020). Global threat of arsenic in groundwater. *Science*, 368, 845-850.

- Polo, R., Flores, J., Huamán, M., Gregorio, C., Poma, C.** (2016). Efectividad de UBS (unidad básica de saneamiento) empleando humedales artificiales con especies nativas en la depuración de aguas residuales en el centro experimental Tuyu Ruri – Marcara, para reuso de agua en riego año 2016-2017. Universidad Nacional Santiago Antúnez De Mayolo, 1-62.
- Recasens, A. Conesa I.** (2021). Malas hierbas en plántula. Guía de identificación ed. Edicions de la univversitat de leida, p.p 450
- Rehman, F., Pervez, A., Khattak, B. N., Ahmad, R.** (2017). Constructed wetlands: Perspectives of the oxygen released in the rhizosphere of macrophytes: *Water. Clean: Soil, Air, Water*, 45(1). <https://doi.org/10.1002/clen.201600054>
- Rittmann, B., McCarty, P.** (2020). *Environmental biotechnology: Principles and applications, second edition* (2a ed.). McGraw-Hill Education.
- Rojas, L., Valdivia, S., Vilchez, C.** (2017). Remoción de iones sulfatos de agua de rechazo de una planta de osmosis inversa mediante precipitación química y microfiltración. [Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional del Callo].
- Sáenz, C.** (2018). Humedales de tratamiento para remoción de arsénico del rechazo de un sistema de purificación de agua por ósmosis inversa. [Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Chihuahua].
- Smart.** (2020). Absorción de nutrientes. Disponible en <https://www.smartfertilizer.com/es/articles/nutrient-uptake/>
- Uchytel, R.** (1992). *Schoenoplectus americanus*. Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. En <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/graminoid/schame/all.html>
- UN-HABITAT**, (2008). Constructed wetlands manual. UN-HABITAT Water for asian cities programme. Nepal, Kathmandu.

- Wege S., Gilliam M., Henderson S.W.** (2017). Chloride: not simply a 'cheap osmoticum', but a beneficial plant macro-nutrient. *Journal of Experimental Botany* 68(12): 3057-3069.
- Zapata, A.** (2018) Remoción de fármacos mediante de humedales construidos. [Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de San Luis Potosí].
- Zarzo, D., Campos, E.** (2012). Proyectos de investigación sobre gestión y salmuera procedentes de plantas desaladoras. En memorias de III Seminario Internacional de Desalación ALADYR. Antagofasta, Chile.
- Zhang, J., Hamza, A., Xie, Z., Hussain, S., Brestic, M., Tahir, M. A., Ulhassan, Z., Yu, M., Allakhverdiev, S. I., Shabala, S.** (2021). Arsenic transport and interaction with plant metabolism: Clues for improving agricultural productivity and food safety. *Environmental Pollution*, 290, 117987.  
<https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2021.117987>