



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS



POSGRADO EN CIENCIAS QUÍMICAS

**“REMOCIÓN DE CONTAMINANTES INORGÁNICOS POR PLANTAS DE
Scirpus americanus Y *Phragmites australis*”**

**TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS QUÍMICAS**

PRESENTA:

ESTRADA LOREDO SARAHÍ JOSEFINA

DIRECTORA

DRA. MARÍA DEL SOCORRO C. SANTOS DÍAZ

CO-DIRECTOR

DR. RODOLFO CISNEROS ALMAZÁN

SAN LUIS POTOSÍ, S. L. P.

MAYO 2024





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.



Remoción de contaminantes inorgánicos por plantas de *Scirpus americanus* y *Phragmites australis* © 2024 by Estrada Loredo Sarahí Josefina is licensed under [Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

[International](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

Este proyecto se realizó en el Laboratorio de Cultivo de Tejido Vegetal adscrito a la Facultad de Ciencias Químicas, en el periodo comprendido entre enero del 2022 y enero del 2024, bajo la dirección de la Dra. María del Socorro C. Santos Díaz.

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 CONAHCYT, registro 000519. Número de la beca otorgada por CONAHCYT: 1181306. Número de CVU: 1181306.

Los datos del trabajo titulado “Remoción de contaminantes inorgánicos por plantas de *Scirpus americanus* y *Phragmites australis*” se encuentran bajo el resguardo de la Facultad de Ciencias Químicas y pertenecen a la Universidad Autónoma de San Luis Potosí.



ANEXO A.8

POSGRADO EN CIENCIAS QUÍMICAS. Autorizado HCDU 31/Oct/2016

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado

Facultad de Ciencias Químicas

Av. Manuel Nava # 6, Zona Universitaria, C.P. 78210

San Luis Potosí, S.L.P.

INSCRIPCIÓN DEL TEMA DE TESIS

San Luis Potosí, 14 de marzo de 2022

Dra. Luz María Torres Rodríguez
Coordinadora Académica del Posgrado en Ciencias Químicas
Presente

Por este conducto, solicito a usted se lleve a cabo la inscripción del tema de tesis de maestría en Ciencias Químicas titulado **“Remoción de contaminantes inorgánicos del agua por plantas de *Scirpus americanus* y *Phragmites australis*”** que llevará a cabo la **QFB Sarahí Josefina Estrada Loredo**.

Atentamente

Dra. María del Socorro C. Santos Díaz
Directora de tesis



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS

POSGRADO EN CIENCIAS QUÍMICAS



**“REMOCIÓN DE CONTAMINANTES INORGÁNICOS POR PLANTAS DE
Scirpus americanus Y *Phragmites australis*”**

**TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS QUÍMICAS**

PRESENTA:

ESTRADA LOREDO SARAHÍ JOSEFINA

Sinodales

Dra. María del Socorro C. Santos Díaz _____

Dr. Rodolfo Cisneros Almazán _____

Dr. Alejandro Hernández Morales _____

Dr. Gerson Alonso Soto Peña _____

SAN LUIS POTOSÍ, S. L. P.

MAYO 2024

INTEGRANTES DEL COMITÉ TUTORIAL ACADÉMICO

Dra. María del Socorro Santos Díaz

Directora de tesis

Profesora Investigadora de la Facultad de Ciencias Químicas - Universidad
Autónoma de San Luis Potosí

Dr. Rodolfo Cisneros Almazán

Co- director de tesis

Profesor Investigador de la Facultad de Ingeniería - Universidad Autónoma de San
Luis Potosí

Dr. Alejandro Hernández Morales

Miembro Extendido del Comité tutorial

Profesor Investigador de la Facultad de Estudios Profesionales Zona Huasteca -
Universidad Autónoma de San Luis Potosí

Dr. Gerson Alonso Soto Peña

Miembro Extendido del Comité tutorial

Profesor Investigador de la Facultad de Ingeniería - 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 en Ciencias Químicas

Formato M5

Carta Cesión de Derechos

San Luis Potosí SLP a 04/ 23 /2024

En la ciudad de San Luis Potosí el día 23 del mes de abril del año 2024 El que suscribe Sarahí Josefina Estrada Loredo Alumno(a) del programa de posgrado de Maestría en Ciencias Químicas adscrito a La Facultad de Ciencias Químicas manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo terminal, realizado bajo la dirección de: Dra. María del Socorro C. Santos Díaz y el Dr. Rodolfo Cisneros Almazán y cede los derechos del trabajo titulado "Remoción de contaminantes inorgánicos por plantas de Scirpus americanus y Phragmites australis" 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 A222512@alumnos.uaslp.mx. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

Sarahí Josefina Estrada Loredo



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 26 de abril de 2024

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 REMOCIÓN DE CONTAMINANTES INORGÁNICOS POR PLANTAS DE *Scirpus americanus* Y *Phragmites australis* presentada por el autor Sarahí Josefina Estrada Loredó. 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.

ATENTAMENTE

Dra. Denisse Atenea de Loera Carrera
Coordinadora Académica del
Posgrado en Ciencias Químicas



DEDICATORIA

A mi versión joven que soñó con esto y a mi versión adulta que se esforzó por lograrlo.

A los que me apoyaron aún sin comprender lo que hago, basados solo en mi amor y entusiasmo.

A mi familia por la paciencia y el apoyo. En especial a mi madre y mi abuela ya que somos la suma del esfuerzo de nuestras generaciones previas.



AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecerme por hacer todo este trabajo. Quiero agradecerme por no haberme tomado días libres. Quiero agradecerme por nunca renunciar. Quiero agradecerme por siempre haber dado, e intentar dar más de lo que recibo. Quiero agradecerme por simplemente ser yo en todo momento. *Calvin Broadus, 2018.*

- Al CONAHCyT, por la beca de maestría otorgada.
- A la doctora Socorro Santos por confiar nuevamente en mí y permitirme trabajar a su lado como última tesista. Por guiarme en el camino y mostrarme como pulir mi personalidad dentro y fuera del ámbito escolar. Me voy aún más fuerte de lo que volví, con nuevos sueños y límites más extensos.
- Al doctor Rodolfo Cisneros por confiar en mí aún sin conocerme, reforzar mi independencia y autoconfianza.
- A mi terapeuta Dánae por enseñarme nuevas herramientas para manejar de una forma más amable y eficiente mi vida. Disfrutando esta etapa de mi vida.
- Al Doctor Moisés Vallejo y a la Maestra Gaby Álvarez, por siempre confiar en mí y apoyarme desde mi primer proyecto.
- Al doctor Alejandro por sus pláticas motivadoras sobre terapia y autoexigencia.
- A mi familia por la paciencia y el apoyo fuera del ámbito escolar.
- A mis amigos y compañeros de laboratorio y posgrado. La mejor forma de reforzar nuestro conocimiento es platicando con otro científico, creando nuevas teorías o viendo el problema desde otra perspectiva. Un agradecimiento especial al ingeniero Ulises Juárez por los viajes a Salinas, a la ingeniera Andrea por apoyarme a medir plantas cuando caía la noche, a la maestra Lulú, la maestra Belén, la maestra Jazmín y a mis chicos de servicio social por el apoyo físico y emocional día a día.
- A los que confiaron en mí y me apoyaron aún sin conocerme, prestando equipos, reactivos o su tiempo. En especial al equipo de Aacui.



En Salinas de Hidalgo S. L. P. se instaló una planta de tratamiento de agua, que actualmente no cumple con la NOM-001-SEMARNAT-2021. Por ello, es importante buscar alternativas biotecnológicas para mejorar la calidad del agua, como la fitorremediación. Dos plantas con gran potencial de fitorremediación son *Scirpus americanus* y *Phragmites australis*. En este trabajo se evaluó la capacidad de ambas especies para disminuir la concentración de compuestos inorgánicos de las lagunas de estabilización. Un grupo de plantas se expusieron directamente al agua sin diluir o diluida al 12.5%, 25% y 50%; en el segundo grupo, las plantas se adaptaron de forma progresiva, es decir, primero se mantuvieron en agua residual diluida al 12.5%, posteriormente al 25%, al 50% y en agua no diluida. La exposición directa de *S. americanus* al agua residual redujo la longitud de tallo y raíz, y se observó exudación de sales, solo en agua sin diluir. En la exposición seriada incrementó la longitud del tallo y raíz, pero disminuyó el número de brotes en comparación con las plantas control. La exposición directa y seriada de *P. australis* aumentó el número de brotes. Una vez adaptadas las plantas al agua residual, se evaluó su eficiencia para remover las sales en condiciones de invernadero. Ambas especies mejoraron la calidad de agua ya que redujeron pH, conductividad eléctrica y concentración de nitritos, nitratos y nitrógeno total. Se propone que las plantas de *S. americanus* y *P. australis* podrían ser utilizadas en procesos de fitoremediación de aguas residuales.

Palabras clave: Fitorremediación, cultivos hidropónicos, cultivos *in vitro*, *Scirpus americanus*, *Phragmites australis*.



ABSTRACT

A water treatment plant was installed in Salinas de Hidalgo S. L. P., but it does not currently comply with NOM-001-SEMARNAT-2021. Therefore, it is important to look for biotechnological alternatives to improve water quality, such as phytoremediation. *Scirpus americanus* and *Phragmites australis* are two plants with a great potential for phytoremediation. In this work, the ability of both species to decrease the concentration of inorganic compounds in the stabilization ponds was evaluated. One group of plants was exposed directly to undiluted or diluted water at 12.5%, 25% and 50%; in the second group, the plants adapted progressively, i.e., they were first maintained in 12.5% diluted wastewater, then in 25%, 50% and undiluted water. Direct exposure of *S. americanus* to wastewater reduced stem and root length, and salt exudation was observed only in undiluted water. Serial exposure increased stem and root length, but decreased shoot number compared to control plants. Direct and serial exposure of *P. australis* increased the number of shoots. Once the plants were adapted to wastewater, their efficiency to remove salts was evaluated under greenhouse conditions. Both species improved water quality by reducing pH, electrical conductivity and concentration of nitrite, nitrate and total nitrogen. It is proposed that *S. americanus* and *P. australis* plants could be used in wastewater phytoremediation processes.

Keywords: Phytoremediation, *in vitro* culture, hydroponic cultures, *Scirpus americanus*, *Phragmites australis*.



I. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Distribución de agua en México	1
1.1.1 Distribución de agua en San Luis Potosí	2
1.2 Indicadores de la calidad en agua	5
1.3 Sistemas de tratamiento de aguas residuales	5
1.3.1 Pretratamiento	6
1.3.2 Tratamiento primario	6
1.3.3 Tratamiento secundario	6
1.3.3.1 Lagunas de estabilización	6
1.3.3.2 Humedales	8
1.3.4 Tratamiento terciario	9
1.3.5 Tratamiento cuaternario	10
1.4 Planta de tratamiento de aguas residuales en la cabecera municipal de Salinas, S. L. P.	10
1.5 Usos de aguas tratadas	15
II. ANTECEDENTES	17
III. JUSTIFICACIÓN E HIPÓTESIS	24
3.1 Justificación	24
3.2 Hipótesis	24
IV. OBJETIVOS	25
4.1 Objetivo general	25
4.2 Objetivos específicos	25
V. MATERIAL Y MÉTODOS	26
5.1 Material vegetal	26
5.2 Medios de cultivo	26

5.2.1 Preparación de medio MS basal	26
5.2.2 Medio de cultivo hidropónico comercial para cultivos <i>ex vitro</i>	27
5.3 Propagación	27
5.3.1 Propagación <i>in vitro</i> de <i>S. americanus</i>	27
5.3.2 Propagación <i>ex vitro</i> de <i>S. americanus</i>	27
5.3.3 Propagación <i>ex vitro</i> de <i>P. australis</i>	28
5.4 Análisis de calidad de agua de la laguna de Salinas	28
5.4.1 Colecta de agua	28
5.4.2 Análisis fisicoquímicos	28
5.4.2.1 Demanda química de oxígeno	29
5.4.2.2 Nitrógeno total	29
5.4.2.3 Nitritos	29
5.4.2.4 Nitratos	30
5.4.2.5 Turbidez	30
5.4.2.6 Ortofosfatos	30
5.4.2.7 Cloruros	31
5.5 Efecto del agua proveniente de las lagunas de estabilización en el desarrollo de las plantas de <i>S. americanus</i> y <i>P. australis</i>	31
5.5.1 Adaptación de plantas al agua de la laguna de Salinas por dilución directa (A)	31
5.5.2 Adaptación de plantas al agua de la laguna de Salinas por dilución seriada (B)	32
5.5.3 Efecto del agua de la laguna de Salinas en el desarrollo de las plantas de <i>S. americanus</i> y <i>P. australis</i> adaptadas y no adaptadas	32
5.6 Efecto de las plantas de <i>S. americanus</i> y <i>P. australis</i> en la calidad del agua proveniente de las lagunas de estabilización	33
5.7 Análisis estadístico	33
VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	34
6.1 Propagación y crecimiento de plantas de <i>S. americanus</i> y <i>P. australis</i>	34
6.2. Análisis fisicoquímico del agua residual de la laguna de Salinas	40

6.2.1 Calidad de agua de la laguna de Salinas durante las colectas	41
6.3 Efecto del agua proveniente de las lagunas en el desarrollo de las plantas de <i>S. americanus</i> y <i>P. australis</i>	42
6.3.1 Adaptación por dilución directa (A)	42
6.3.1.1 Monitoreo del agua residual en el experimento de dilución directa	48
6.3.2 Adaptación por dilución seriada (B)	50
6.3.2.1 Monitoreo del agua residual en el experimento de dilución directa	55
6.3.3 Comparación en el desarrollo de plantas adaptadas y no adaptadas al agua residual	56
6.3.3.1 Monitoreo del agua residual en presencia de plantas adaptadas y no adaptadas	60
6.4 Efecto de las plantas de <i>S. americanus</i> y <i>P. australis</i> en la calidad del agua proveniente de las lagunas de estabilización	62
6.4.1 Parámetros fisiológicos	62
6.4.2 Análisis de contaminantes en agua	63
VII. CONCLUSIONES	74
VIII. PERSPECTIVAS	75
IX. BIBLIOGRAFÍA	76



LISTA DE CUADROS

Cuadro 1	Clasificación de calidad de agua de acuerdo con la concentración total de sal	4
Cuadro 2	Límites máximos permisibles por la NOM-001-SEMARNAT-1996 ..	13
Cuadro 3	Límites máximos permisibles por la NOM-001-SEMARNAT-2021 ..	14
Cuadro 4	Límites máximos permisibles por la NOM-003-ECOL-1997	16
Cuadro 5	Cuotas y tarifas de servicio comercial registradas por el Periódico Oficial del Gobierno Del Estado	16
Cuadro 6	Composición de las soluciones usadas en la preparación del medio MS	26
Cuadro 7	Análisis estadístico de Δ longitud del tallo y formación de brotes entre plantas normales y transformadas de <i>S. americanus</i>	35
Cuadro 8	Comparación de porcentajes entre bloques de cada especie	39
Cuadro 9	Análisis fisicoquímico del agua y comparación con los valores de la NOM-001-CONAGUA-2021 y concentración típica máxima de agua residual	40
Cuadro 10	Parámetros fisicoquímicos del agua colectada de la laguna de estabilización	41
Cuadro 11	Parámetros fisicoquímicos del agua colectada en el experimento de adaptación seriada en presencia de <i>S. americanus</i>	55
Cuadro 12	Parámetros fisicoquímicos del agua colectada en el experimento de adaptación seriada en presencia de <i>P. australis</i>	55
Cuadro 13	Contenido de bicarbonatos y salinidad	70
Cuadro 14	Análisis fisicoquímico del agua y comparación con los valores de la NOM-001-CONAGUA-2021 y NOM-003-ECOL-1997	72



LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Municipio de Salinas del estado de S. L. P.	3
Figura 2	Pilas de extracción de sal en Salinas, S. L. P.	3
Figura 3	Lagunas de estabilización. a) esquema del funcionamiento de las lagunas facultativas, b) aspecto de una laguna de estabilización ...	7
Figura 4	Mecanismos de remoción de contaminantes basado en macrófitas	9
Figura 5	Esquema de sistemas de humedales artificiales. a) humedal artificial de flujo superficial horizontal, b) humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal	9
Figura 6	Vista aérea de la planta tratadora de agua y la laguna de Salinas	11
Figura 7	Planta de tratamiento de agua en Salinas, S. L. P. a) esquema general del funcionamiento de la planta tratadora, b) aspecto de la planta tratadora	12
Figura 8	Aspecto actual de la laguna de estabilización	15
Figura 9	Esquema de mecanismos de fitorremediación. a) rizofiltración, b) fitoestabilización, c) fitoextracción, d) fitovolatilización	21
Figura 10	<i>Scirpus americanus Pers.</i> a) ejemplar del Herbario Nacional de México (MEXU), b) botón floral de <i>S. americanus</i> , c) <i>S. americanus</i> a orillas de un río	22
Figura 11	<i>Phragmites australis.</i> a) ejemplar del Herbario Nacional de México (MEXU), b) botón floral de <i>P. australis</i> , c) <i>P. australis</i> a orillas de un río	23
Figura 12	Aspecto de: a) plantas regeneradas de <i>S. americanus</i> , b) plantas colectadas de <i>P. australis</i>	34
Figura 13	Desarrollo de plantas de <i>S. americanus</i> en medio hidropónico. a) No. de brotes nuevos, b) Δ longitud del tallo	36

Figura 14	Desarrollo de plantas de <i>S. americanus</i> en medio hidropónico. a) día 0, b) día 20	37
Figura 15	Desarrollo de plantas de <i>P. australis</i> en medio hidropónico (2x). a) No. de brotes nuevos, b) Δ longitud del tallo	38
Figura 16	Desarrollo de plantas de <i>P. australis</i> en medio hidropónico. a) día 0, b) día 20	39
Figura 17	Variación en longitud de raíz de plantas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, a diferentes diluciones. a) <i>S. americanus</i> (n=18), b) <i>P. australis</i> (n=20)	42
Figura 18	Aspecto de agua residual de la Laguna de Salinas, a diferentes diluciones, al día 20 de adaptación por dilución directa. a) <i>S. americanus</i> , b) <i>P. australis</i>	43
Figura 19	Variación en longitud de tallo de plantas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, a diferentes diluciones. a) <i>S. americanus</i> (n=18), b) <i>P. australis</i> (n=20)	44
Figura 20	Exudación de sales en plantas de <i>S. americanus</i> expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, sin diluir, al día 20	45
Figura 21	Variación en número de brotes nuevos de plantas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, a diferentes diluciones. a) <i>S. americanus</i> (n=18), b) <i>P. australis</i>	46
Figura 22	Aspecto de las plantas en agua residual de la Laguna de Salinas, a diferentes diluciones. a) <i>S. americanus</i> , b) <i>P. australis</i>	47
Figura 23	Efecto del estrés salino en las plantas	48
Figura 24	Parámetros fisicoquímicos del agua residual colectada durante el experimento de dilución directa con plantas de <i>S. americanus</i> . a) pH, b) temperatura, c) conductividad eléctrica y d) sólidos suspendidos totales	49

Figura 25	Parámetros fisicoquímicos del agua residual colectada durante el experimento de dilución directa con plantas de <i>P. australis</i> . a) pH, b) temperatura, c) conductividad eléctrica y d) sólidos suspendidos totales	50
Figura 26	Desarrollo de plantas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, a diferentes diluciones (n=12). a) <i>S. americanus</i> , b) <i>P. australis</i>	51
Figura 27	Plantas de <i>S. americanus</i> al día 20, en el experimento de adaptación seriada	52
Figura 28	Plantas de <i>P. australis</i> al día 20, en el experimento de adaptación seriada	53
Figura 29	Esquema mecanismos de adaptación ante estrés salino	54
Figura 30	Variación en longitud de raíz de plantas adaptadas y no adaptadas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, sin diluir. a) <i>S. americanus</i> , b) <i>P. australis</i>	56
Figura 31	Variación en longitud de tallo de plantas adaptadas y no adaptadas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, sin diluir. a) <i>S. americanus</i> , b) <i>P. australis</i>	57
Figura 32	Crecimiento entre plantas adaptadas y no adaptadas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, sin diluir (n=12). a) <i>S. americanus</i> , b) <i>P. australis</i>	58
Figura 33	Formación de brotes nuevos en plantas adaptadas y no adaptadas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, sin diluir. a) <i>S. americanus</i> , b) <i>P. australis</i>	59
Figura 34	Parámetros fisicoquímicos del agua residual de la Laguna de Salinas, no diluida, durante 20 días de tratamiento con plantas de <i>S. americanus</i> . a) pH, b) temperatura, c) conductividad eléctrica y d) sólidos suspendidos totales	60

Figura 35	Parámetros fisicoquímicos del agua residual de la Laguna de Salinas, no diluida, durante 20 días de tratamiento con plantas de <i>P. australis</i> . a) pH, b) temperatura, c) conductividad eléctrica y d) sólidos suspendidos totales	61
Figura 36	Comparación entre el desarrollo de plantas de <i>S. americanus</i> y <i>P. australis</i> previamente adaptadas, expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas. a) Δ Longitud de raíz, b) Δ Longitud del tallo, c) No. de brotes nuevos	62
Figura 37	Plantas previamente adaptadas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, sin diluir. a) <i>S. americanus</i> , b) <i>P. australis</i> (n=12)	63
Figura 38	Parámetros fisicoquímicos del agua residual de la Laguna de Salinas, durante 21 días de tratamiento con plantas de <i>S. americanus</i> (amarillo) y <i>P. australis</i> (verde). a) pH, b) temperatura, c) conductividad eléctrica, d) sólidos suspendidos totales y e) turbidez	65
Figura 39	Aspecto de agua residual de la Laguna de Salinas, durante el tratamiento con plantas de <i>S. americanus</i> y <i>P. australis</i> . a) día 7, b) día 21	66
Figura 40	Demanda química de oxígeno del agua residual de la Laguna de Salinas. Control sin plantas (azul), <i>S. americanus</i> (amarillo) y <i>P. australis</i> (verde)	67
Figura 41	Concentración de sales en agua residual de la Laguna de Salinas, durante 21 días de tratamiento. a) nitrógeno total, b) nitritos, c) nitratos y d) ortofosfatos (n=3). El control sin plantas (azul), <i>S. americanus</i> (amarillo) y <i>P. australis</i> (verde)	68
Figura 42	Esquema sobre la transformación de varias formas de Nitrógeno en procesos de tratamiento biológico	69
Figura 43	Posibles mecanismos involucrados en la reducción de sales del agua de las lagunas de estabilización en presencia de plantas	71



1.1 Distribución de agua en México

En el norte de México la precipitación promedio es <500 mm/año y en el centro es de 501-1,000 mm/año, mientras que en el sur es de 2,001-2,295 mm/año. Sin embargo, durante los últimos años, las regiones norte y centro del país han vivido escasez de agua debido a que la precipitación ha sido menor al promedio anual normal, ocasionando desequilibrios en el ciclo hidrológico.

La cantidad de escurrimientos y cuerpos de agua superficiales y subterráneos varía en función del tipo de suelo y la vegetación (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2023). Según el Sistema Nacional de Información del Agua (SINA, 2019) al 2018 el 60.8% del agua utilizada provenía de fuentes superficiales como lagos, presas y ríos, mientras que el restante (39.2%) de fuentes subterráneas como los acuíferos (SINA, 2019). Estos valores varían dependiendo el estado y los factores medio ambientales.

En el caso del agua superficial del país, el 87% se concentra en siete ríos (Tonalá, Pánuco, Coatzacoalcos, Papaloapan, Grijalva-Usumacinta, Santiago y Balsas), ubicados al sur del país. En cuanto a los acuíferos existen 653, de los cuales 101 se encuentran sobreexplotados (15.46%) y 17 presentan problemas de salinización (2.60%).

Los principales consumidores de agua son el sector agropecuario con un 76%, abastecimiento público con un 15%, industria autoabastecida con un 5% y centrales termoeléctricas con un 4%(Instituto Mexicano para la Competitividad A.C. [IMCO], 2023).

De acuerdo con el Banco Mundial, la disponibilidad promedio anual per cápita en México pasó de 10 mil metros cúbicos (m³) en 1960 a 4 mil en 2012 y se estima que para 2030, esta disponibilidad descienda debajo de los 3 mil m³ por habitante al año (IMCO, 2023).

1.1.1 Distribución de agua en San Luis Potosí

En el 2020 la disponibilidad media de agua per cápita en el estado de San Luis Potosí, fue de 3 mil 938 m³ por habitante, superando con ello la media nacional. Sin embargo, existen diferencias importantes entre las cuatro regiones geográficas del estado. El Centro y el Altiplano, con zonas áridas y semiáridas, tienen una precipitación <500 mm/año, en tanto que la zona Media y Huasteca, templadas y tropicales, presentan una precipitación de 501–1,000 mm/año (Comité de Planeación del Desarrollo del Estatal [COPLADE], 2022; SEMARNAT, 2023).

En San Luis Potosí el 65% del agua proviene de fuentes superficiales y el 35% restante se extrae de fuentes subterráneas (acuíferos). Cuenta con 19 acuíferos, ocho de ellos sobreexplotados: Vanegas-Catorce, Ahualulco, Santa María del Río, El Barril, San Luis Potosí, Villa de Arista, Matehuala-Huizache y el de Salinas de Hidalgo (COPLADE, 2022).

El sector agrícola utiliza el mayor porcentaje de agua (67.3%) seguido por el sector público (29.2%). La industria autoabastecida (2%) y las centrales termoeléctricas (1.4%) son las que utilizan menor porcentaje (COPLADE, 2022).

Dentro de la zona Altiplano del estado de San Luis Potosí, se localiza el municipio de Salinas de Hidalgo (101°43' de longitud oeste y 22°38' de latitud norte) (Figura 1) dentro del llamado Valle “El Salado” con su alto contenido de sales en suelo y agua. Esta situación permitió el establecimiento de salineras para la extracción de sal desde el siglo XVI a XIX (Haro Patiño, 2020). Actualmente se continúa con la extracción de sal, aunque en menor grado (Figura 2). Se caracteriza por su clima cálido, muy bajas precipitaciones (≤ 500 mm/año) y disponibilidad media per cápita muy baja (1,000 a 2,000 m³/hab) (H. Ayuntamiento de Salinas, 2022).

La mayor parte del agua precipitada se evapora, por lo que el escurrimiento y la infiltración son mínimos. Además, los escurrimientos superficiales son intermitentes y de carácter torrencial, lo cual implica que la única fuente de abastecimiento permanente segura es el agua subterránea del acuífero 2403 Salinas de Hidalgo (SEMARNAT, 2016). Este acuífero pertenece a la región hidrológica “El Salado” (No. 37). Cubre una superficie aproximada de 1,006 kilómetros cuadrados (Km²) y abarca

el Municipio de Salinas (55.3%), Moctezuma y Villa de Ramos. Proporciona agua a 616 pozos, 629 norias, 1 manantial y un 1 tajo (SEMARNAT, 2016).

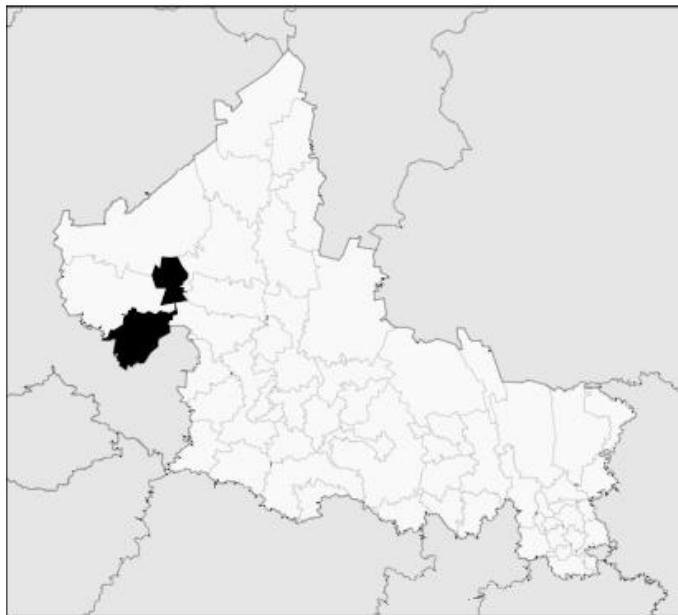


Figura 1. Municipio de Salinas del estado de S. L. P. (marcado en color negro, al norte) (Instituto Nacional De Estadística Y Geografía [INEGI], 2005).



Figura 2. Pilas de extracción de sal en Salinas, S. L. P.

Del acuífero Salinas de Hidalgo se extraen 27.5 millones de m³ de agua anuales, la cual es utilizada principalmente en la agricultura (maíz, frijol y alfalfa verde). La superficie agrícola municipal representa el 4.56% de la entidad (94.16 % temporal y 5.84% de riego).

Para el año 2014 el volumen concesionado fue de 27.466173 millones de m³ anuales y la recarga total media anual de 16.7 millones de m³. El acuífero presenta un déficit de 10.766173 millones de m³ anuales (SEMARNAT, 2016).

Por otro lado, los pozos registrados en Salinas de Hidalgo ante CONAGUA presentan valores de conductividad eléctrica (CE) de hasta 8,990 µS/cm, lo cual hace que el agua no se pueda usar para riego. El agua con valores entre 3,000 µS/cm y 8,000 µS/cm de CE, se clasifica como moderadamente salina (Cuadro 1) (Hillel, 2000). Además de los altos contenidos de sales (80% de bicarbonatos, 15% de sulfatos y 5% de cloruros), el agua de la región contiene flúor (F), plomo (Pb) y arsénico (As). Se han encontrado valores de 0.59 mg/L a 4.32 mg/L de F en pozos de agua para consumo humano que exceden el valor de 1 mg/L, marcado por la NOM-127-SSA1-2021, que establece los límites permisibles de la calidad del agua para uso y consumo humano (Secretaría de Salud [SSA1], 2021). El fluoruro es de origen natural, resultado de la interacción del agua con las rocas que conforman el acuífero, debido a la sobreexplotación. En el caso del As el rango es de 2.19 µg/L a 41.75 µg/L, hasta cuatro veces más de lo marcado por la NOM-127-SSA1-2021 (10 µg/L) (SSA1, 2021).

Cuadro 1. Clasificación de calidad de agua de acuerdo con la concentración total de sal (Hillel, 2000).

Designación	SDT (ppm) ¹	CE (µS/cm) ²	Categoría
Agua dulce	< 500	< 600	Beber y riego
Ligeramente salobre	500 – 1,000	600 – 1,500	Riego
Salobre	1,000 – 2,000	1,500 – 3,000	Riego con precaución
Moderadamente salina	2,000 – 5,000	3,000 – 8,000	Drenaje primario
Salina	5,000 – 10,000	8,000 – 15,000	Drenaje secundario y aguas subterráneas salinas
Altamente salina	10,000 – 35,000	15,000 – 45,000	Agua subterránea muy salina
Salmuera	> 35,000	> 45,000	Agua de mar

¹SDT: Sólidos disueltos totales

²CE: Conductividad eléctrica

El incremento en la demanda de agua pone en riesgo el acuífero, situación que podría convertirse en un freno para el desarrollo de actividades productivas, además del impacto ambiental y social. Esto llevaría a la inutilización de pozos, el incremento en costos de bombeo y deterioro de la calidad de agua subterránea. Por ello, es necesario proteger el acuífero e implementar técnicas de reutilización y captación de agua.

1.2 Indicadores de la calidad en agua

La descarga continua de aguas residuales domésticas e industriales sin un tratamiento previo, afecta la calidad de aguas superficiales y subterráneas, poniendo en riesgo la salud de la población y la integridad de los ecosistemas.

Los principales indicadores de calidad del agua según CONAGUA son: demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO) y concentración de sólidos suspendidos totales (SST). La DBO_5 mide la cantidad de materia susceptible de ser consumida u oxidada por medios biológicos, se expresa en miligramos por litro (mg/l). Se utiliza como indicador de la cantidad de materia orgánica presente en el agua. La DQO mide la cantidad de sustancias susceptibles de ser oxidadas por medios químicos. Se usa como indicador de sustancias provenientes de descargas no municipales. Los SST, son los sólidos filtrables ($10^{-1} - 10^{-3}$ mm). Proviene de las aguas residuales y la erosión del suelo (SEMARNAT, 2023). Otros parámetros importantes son la concentración de nitratos (NO_3) y fosfatos (P), así como dureza (Ca^{2+} , Mg^{2+}), oxígeno disuelto y pH. Los nitritos (NO_2) y NO_3 proviene de la nitrificación del amonio (NH_4^+), producto de la degradación de materia fecal y urea, y son indicativos de contaminación fecal (Metcalf y Eddy, 2004). Los fosfatos provienen de los fertilizantes, detergentes y materia orgánica en descomposición, además de la erosión del suelo. La dureza representa el exceso de minerales en agua. El oxígeno disuelto y pH impactan en el desarrollo de microorganismos.

1.3 Sistemas de tratamiento de aguas residuales

Para el aprovechamiento del agua es indispensable la instalación de plantas tratadoras. En función de la calidad del agua del influente y la calidad requerida en el

efluente, las plantas tratadoras combinan diferentes procesos de tratamiento como pretratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario.

1.3.1 Pretratamiento

El objetivo del pretratamiento es remover sólidos gruesos para evitar atascos, daños a tuberías, bombas y equipos, mediante rejillas, trampas de grasa y aceite o desarenadores entre otros (Lozano-Rivas, 2012). Incluye cribado, desarenador, trampas de grasa y aceite y aireación preliminar.

1.3.2 Tratamiento primario

El tratamiento primario permite remover material en suspensión no coloidal o sustancias disueltas, mediante tanque Imhoff, fosa séptica o sedimentadores (Olivos Lara, 2010). Incluye tanque de homogeneización o regulación, tanque Imhoff, fosa séptica, flotación, neutralización y sedimentadores (rectangulares y circulares).

1.3.3 Tratamiento secundario

Los tratamientos secundarios corresponden a los procesos de tratamiento biológico de las aguas residuales (Ramalho, 2021). Entre estos destacan los lodos activados, las lagunas de estabilización, las lagunas de aireación y los humedales. También incluye filtros percoladores, biodiscos y RAFA (reactor anaerobio de flujo ascendente).

1.3.3.1 Lagunas de estabilización

Las lagunas de estabilización son cuerpos de agua artificiales, que pueden utilizarse individualmente o vincularse entre ellas para mejorar la calidad del agua. Funcionan con luz solar y viento (aireación) y se subdividen en tres zonas bien definidas. La zona superficial (anaerobio), donde coexisten bacterias y algas; la zona intermedia (parcialmente anaerobia) donde las bacterias descomponen la materia orgánica y la zona del fondo (anaerobio), donde se acumulan, descomponen y fermentan los sólidos (Figura 3a, b). Estas lagunas se usan principalmente para el tratamiento de aguas residuales domésticas, debido a su eficiencia para remover materia orgánica biodegradable, sólidos suspendidos y microorganismos patógenos (Comisión Nacional del Agua [CONAGUA], 2007).

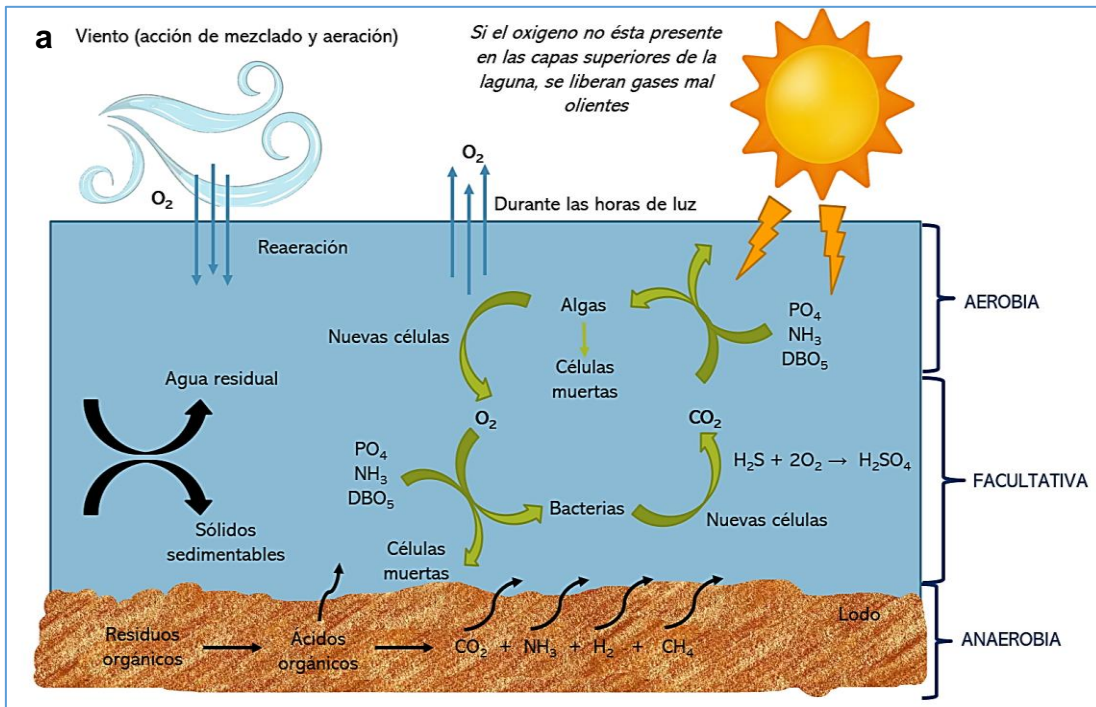


Figura 3. Lagunas de estabilización. a) esquema del funcionamiento de las lagunas facultativas, b) aspecto de una laguna de estabilización (CONAGUA, 2007; modificado por Estrada, 2023).

Las lagunas de estabilización permiten obtener un grado de depuración apreciable, con costos de operación y mantenimiento bajos, en relación con las plantas de tratamiento convencionales. Otras ventajas incluyen el uso de estructuras sencillas, son de fácil operación por lo que requieren poco personal especializado, pueden ampliarse rápidamente y presentan una mínima pérdida de carga. Entre sus desventajas se pueden mencionar el requerimiento de grandes superficies de terreno, la propagación de malos olores, el riesgo de contaminación de aguas subterráneas (si hay fracturas en su estructura), la proliferación de insectos, la presencia de espuma y de algas flotantes (Vázquez, 2016).

1.3.3.2 Humedales

Los humedales artificiales se definen como “sistemas de ingeniería, diseñados y construidos para utilizar las funciones naturales de los humedales, de la vegetación, los suelos y de sus poblaciones microbianas para el tratamiento de contaminantes en aguas residuales (Hoffmann y cols., 2011). Presentan eficiencias de remoción cercanas al 86 % para DBO₅ y 97 % para SST. Su funcionamiento se basa en tres sistemas principales: a) la diversidad de microorganismos que se reproducen dentro del sistema y biodegradan gran parte de los contaminantes orgánicos presentes; b) las plantas, que apoyan la proliferación de los microorganismos y toman compuestos nitrogenados y fosforados presentes en el agua (Figura 4); c) el sustrato, que funciona como medio de soporte para los microorganismos y las plantas, y como filtro para los sólidos presentes en el agua residual (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua [IMTA], 2021).

Los humedales se pueden clasificar en humedales de flujo superficial horizontal en donde el nivel de agua está sobre la superficie del terreno, y en humedales de flujo subsuperficial horizontal o vertical donde el nivel de agua está por debajo de la superficie y el agua fluye a través del sustrato (Figura 5) (Hoffmann y cols., 2011). Entre las ventajas de los humedales destaca la ausencia de mosquitos, algas, malos olores y lodos residuales. Sin embargo, se requieren terrenos extensos para su instalación.

En cuanto a las plantas que se usan en los humedales pueden ser emergentes, sumergidas y flotantes libres. La selección de las plantas depende de su capacidad para remover contaminantes del agua.

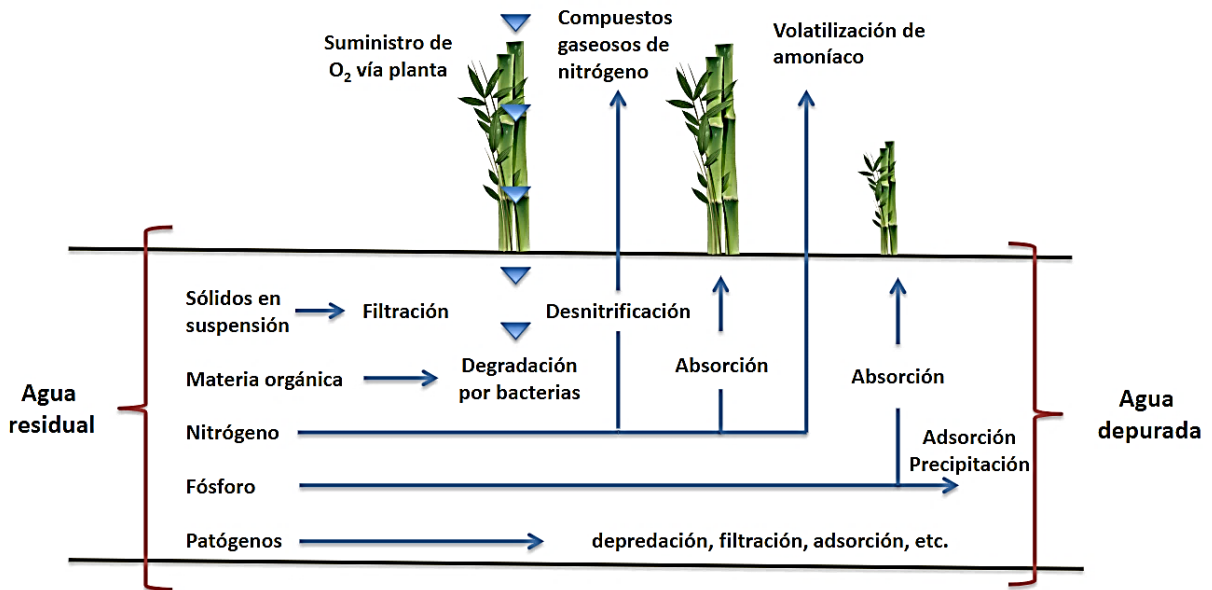


Figura 4. Mecanismos de remoción de contaminantes basado en macrófitas (IMTA, 2021).

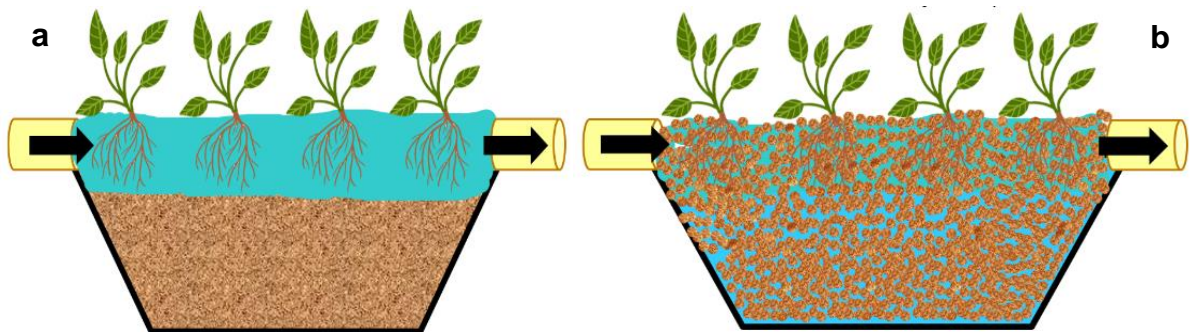


Figura 5. Esquema de sistemas de humedales artificiales. a) humedal artificial de flujo superficial horizontal, b) humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal.

1.3.4 Tratamiento terciario

El tratamiento terciario incluye cualquier práctica adicional a los procesos biológicos secundarios. Su objetivo es eliminar contaminantes orgánicos no biodegradables,

organismos patógenos y nutrientes como el nitrógeno (N) y el fósforo (P) (Lozano-Rivas, 2012). En esta clasificación se encuentran las lagunas de maduración, coagulación-floculación, electrocoagulación y desinfección.

1.3.5 Tratamiento cuaternario

El tratamiento cuaternario solo se aplica en aguas que serán reutilizadas en algún proceso especial. Destacan la ósmosis inversa, adsorción, intercambio iónico y procesos de oxidación avanzada (POA's).

1.4 Planta de tratamiento de aguas residuales en la cabecera municipal de Salinas, S. L. P.

Como se mencionó anteriormente, el municipio de Salinas de Hidalgo S. L. P., presenta un déficit de más de 10 millones de m³ de agua anualmente, lo que conlleva a la sobre explotación de pozos. Para la protección del acuífero Salinas de Hidalgo, se requiere disminuir la extracción y aumentar la reutilización de agua subterránea, mediante sistemas de tratamiento de aguas residuales.

Con base en la ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente, artículo 119 y 126, a cada municipio a través de sus organismos públicos que administren el agua, le corresponde el control de las descargas de aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado, y el cumplimiento de las normas. Por ello, en la cabecera municipal de Salinas, se instaló una planta de tratamiento de agua (PTAR) de lagunas de estabilización. Ésta se ubica a un costado de la laguna Salinas (22°38'26.4"N, 101°42'15.6"W) zona donde se realiza la extracción de sal para consumo de ganado o venta artesanal. Los puntos de colecta (pilas de sal) están cercanos a la zona de recolección de aguas negras tratadas en la planta tratadora, lo que implica un alto riesgo de contaminación cruzada, sobre todo en temporada de lluvias (Figura 6). Sumado a los errores de diseño, la planta no se encuentra activa.

La recolección de aguas negras se realiza a cielo abierto y no cuenta con membranas de protección de suelo. El tren de proceso comienza con una malla de cribado que retienen basura en general como pretratamiento y posteriormente pasa a una estructura para aireación, la cual también retira el exceso de arena (tratamiento

primario). El agua es colectada en un cubo que funciona como sedimentador para finalmente llegar a las lagunas de estabilización (tratamiento terciario) (Figura 7a).

La planta de tratamiento cuenta con cuatro lagunas de estabilización (A, B, C y D), interconectadas por cuatro pasos a desnivel. La laguna A corresponde al punto de colecta al ser el punto de salida que dirige el agua a un almacén, para su distribución y utilización (Figura 7b).

La planta tratadora se diseñó con base en la NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación (Cuadro 2) la cual se actualizó recientemente, por la Red Nacional de Medición de Calidad del Agua (RNMCA). Ya que la DBO_5 , no es capaz de detectar contaminantes orgánicos no biodegradables o tóxicos presentes en los cuerpos de agua, en la actualización de la norma se incluyeron los parámetros de DQO, toxicidad y color, que tienen mayor capacidad de detección y tipificación de contaminantes. También se sustituyó la DQO por el carbono orgánico total (COT) para medir la carga orgánica en aguas con una concentración mayor a 1000 mg/L de cloruros (Cl^-), ya que la salinidad interfiere en la determinación. Los parámetros eliminados fueron sólidos sedimentables (SS) y disminuyeron los niveles permisibles de SST, F y nitrógeno total (NT) (Cuadro 3).



Figura 6. Vista aérea de la planta tratadora de agua y la laguna de Salinas. Google maps (s.f.), 2022.

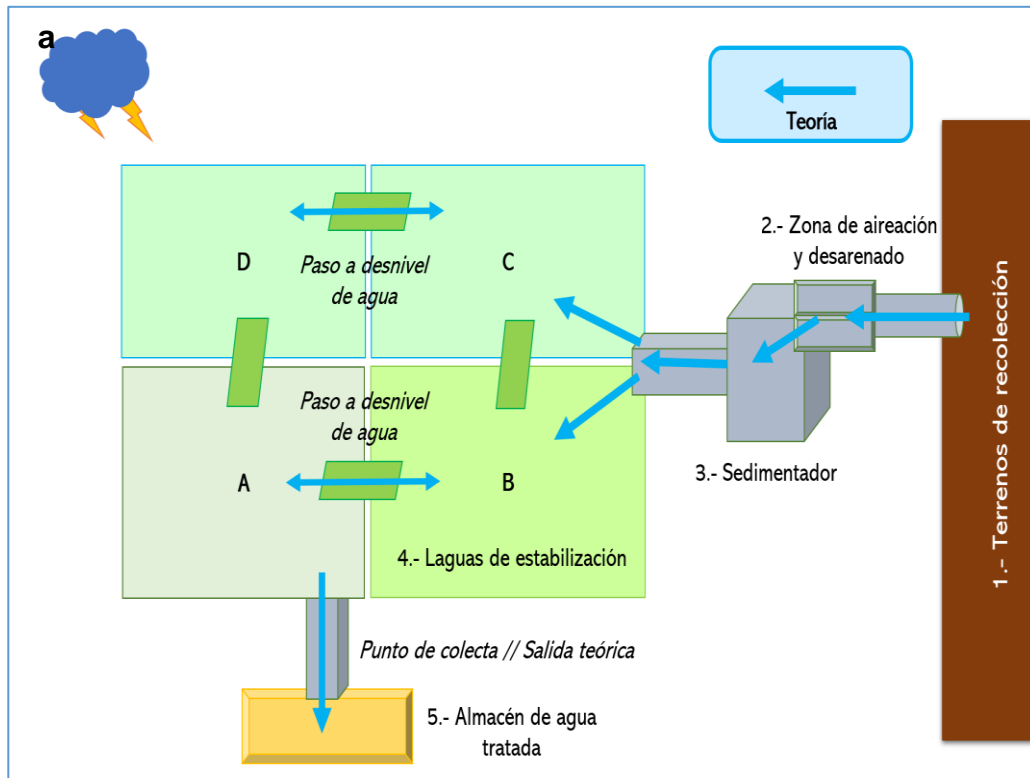


Figura 7. Planta de tratamiento de agua en Salinas, S. L. P. a) Esquema general del funcionamiento de la planta tratadora, b) Aspecto de la planta tratadora.

Cuadro 2. Límites máximos permisibles por la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Límites máximos permisibles para contaminantes básicos									
	Uso	Muestra	Temperatura (°C) (1)	Grasas y aceites (mg/L) (2)	Sólidos sedimentables (mL/L)	Sólidos suspendidos totales (mg/L)	Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	Nitrógeno total (mg/L)	Fosforo total (mg/L)
Ríos	Uso en riego agrícola A	PM	NA	15	1	150	150	40	20
		PD	NA	25	2	200	200	60	30
	Uso público urbano B	PM	40	15	1	75	75	40	20
		PD	40	25	2	125	150	60	30
	Protección de la vida acuática C	PM	40	15	1	40	30	15	5
		PD	40	25	2	60	60	25	10
Embalses naturales y artificiales	Uso en riego agrícola B	PM	40	15	1	75	75	40	20
		PD	40	25	2	125	150	60	30
	Uso público urbano C	PM	40	15	1	40	30	15	5
		PD	40	25	2	60	60	25	10
Aguas costeras	Explotación pesquera, navegación y otros usos A	PM	40	15	1	150	150	NA	NA
		PD	40	25	2	200	200	NA	NA
	Recreación B	PM	40	15	1	75	75	NA	NA
		PD	40	25	2	125	150	NA	NA
	Estuarios B	PM	40	15	1	75	75	15	5
		PD	40	25	2	125	150	25	10

(1) Instantáneo
 (2) Muestra simple promedio ponderado

PD= Promedio diario
 PM=Promedio mensual
 NA=No es aplicable

A, B y C: Tipo de cuerpo receptor según la ley federal de derechos

Cuadro 3. Límites máximos permisibles por la NOM-001-SEMARNAT-2021.

	Muestra	Temperatura (°C) (1)	Grasas y aceites (mg/L) (2)	Sólidos suspendidos totales (mg/L)	Demanda química de oxígeno (mg/L)	Carbono orgánico total (mg/L)	Nitrógeno total (mg/L)	Fosforo total (mg/L)	pH	Color verdadero
Ríos, arroyos, canales y drenes	PM	35	15	60	150	38	25	15	6-9	436 nm – 7 m-1 525 nm – 5m-1 620 nm – 3 m-1
	PD	35	18	72	180	45	30	18		
	VI	35	21	84	210	53	35	21		
Embalses, lagos y lagunas	PM	35	15	20	100	25	15	5	6-9	
	PD	35	18	24	120	30	25	10		
	VI	35	21	28	140	35	30	15		
Zonas marinas mexicanas costeras	PM	35	15	20	85	21	25	15	6-9	
	PD	35	18	24	100	25	30	18		
	PM	35	121	28	120	30	35	21		

PD= Promedio diario
PM=Promedio mensual
NA=No es aplicable
VI=Valor instantáneo
DQO=Demanda química de oxígeno
COT=Carbono orgánico total
Si cloruros es <1000 mg/L se analiza y reporta DQO.
Si cloruros es ≥1000 mg/L se analiza y reporta COT.
Si CE es <3,500 μS/cm se analiza y reporta E. coli.
Si CE es ≥3,500 μS/cm se analiza y reporta Enterococos fecales.

Actualmente la planta tratadora de Salinas esta fuera de operación por lo que el agua presenta una calidad deficiente, malos olores, la presencia de algas y gran cantidad de insectos (Figura 8).



Figura 8. Aspecto actual de la laguna de estabilización.

1.5 Usos de aguas tratadas

Las aguas residuales procesadas en las plantas tratadoras pueden tener diferentes usos, como el riego de áreas verdes, la limpieza de calles, el uso a nivel industrial para procesos de enfriamiento, el riego de cultivos alimentarios o de ornato, y la recarga de cuerpos de agua según la NOM-001-SEMARNAT-2021 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación (SEMARNAT, 2021).

La NOM-003-ECOL-1997 establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se usen en servicios al público (Cuadro 4), tales como reúso con contacto directo e indirecto u ocasional (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca [ECOL], 1997).

Debido a la escasez de agua en las zonas áridas, como Salinas de Hidalgo, es urgente fomentar el uso de agua tratada. Particularmente, en San Luis Potosí se ha reportado que aproximadamente el 67% del agua de primer uso se utiliza para el riego de cultivos, lo que representa un considerable gasto económico. El m³ de agua entubada para uso agrícola tiene un costo de \$17.50 a \$40 pesos dependiendo el rango de gasto de agua, mientras que el agua tratada cuesta \$11.60 pesos por m³ (Cuadro 5). Por lo

que además del ahorro monetario, al usar agua tratada para fines agrícolas, se dispondría de mayor cantidad de agua de primer uso para la población y con mejor calidad debido a la baja sobre explotación de aguas subterráneas (Carreras López y Leal Tovías, 2017). Sumado a esto se tendría un aumento en el porcentaje de cultivos por riego lo que implica un mayor ingreso económico en la región.

Cuadro 4. Límites máximos permisibles por la NOM-003-ECOL-1997¹.

Tipo de uso	Coliformes fecales (NMP/100mL)	Huevos de helminto (h/L)	Grasas y aceites (mg/L)	DB05 (mg/L)	SST (mg/L)
Contacto directo	240	≤1	15	20	20
Contacto indirecto u ocasional	1,000	≤5	15	30	30
*La materia flotante debe estar ausente en el agua residual tratada. *El agua residual tratada no deberá contener concentraciones de metales pesados y cianuros mayores a los marcados por la NOM-001-ECOL-1996.					

¹Promedio mensual

Cuadro 5. Cuotas y tarifas de servicio comercial registradas por el Periódico Oficial del Gobierno Del Estado.

Servicio Medido Comercial	
Rango de consumo total Bimestral (m ³)	Tarifa por m ³ de consumo total
Uso mínimo Hasta 15	\$17.50
Hasta 30	\$20.00
Hasta 70	\$22.50
Hasta 100	\$25.00
Hasta 110	\$27.50
Hasta 150	\$30.00
Hasta 180	\$32.50
Hasta 200	\$35.00
Hasta 201 o mayor	\$40.00



II. ANTECEDENTES

La remediación de cuerpos de agua (naturales o artificiales) puede lograrse mediante procesos físicos, químicos, biológicos o una mezcla de ellos (Sedas Larios y Ruíz Saucedo, 2012). Los procesos de remediación dependen de las características del contaminante (s), medio ambiente y organismos vivos presentes. Las características del contaminante incluyen toxicidad, concentración, disponibilidad, solubilidad y sorción. El ambiente incluye temperatura, humedad, pH y nutrientes. En cuanto a los organismos vivos en el cuerpo de agua se requiere conocer su capacidad metabólica y la población degradadora (Volke Sepúlveda y cols., 2005).

Los procesos físicos incluyen sedimentación, filtración, flotación, precipitación y evaporación, entre otros. Los tratamientos químicos incluyen precipitación química, procesos electroquímicos, intercambio iónico, adsorción y desinfección.

Ambos son económicamente factibles, disponibles comercialmente y se pueden usar *in vitro* y *ex vitro*. Sin embargo, presentan interferencias por materia orgánica, altos costos a largo plazo, requieren personal especializado, los químicos necesarios para el tratamiento pueden ser corrosivos, se debe diseñar una reacción específica para cada sitio contaminado y consumen gran cantidad de energía eléctrica (González Hernández, 2019).

Por otro lado, los procesos biológicos utilizan organismos para eliminar componentes indeseables en el agua. Eliminan materia orgánica, nitrógeno (nitrificación/desnitrificación), fósforo y otros contaminantes dependiendo las capacidades especiales del organismo. Incluye el uso de algas, bacterias (aerobias y anaerobias) y plantas. El uso de algas y bacterias en reactores implica altos costos. Ambos organismos no son de uso libre (*ex vitro*) y requieren personal especializado para controlar la cantidad de biomasa (González Hernández, 2019).

El uso de plantas, también conocido como fitorremediación, es una metodología de bajo costo operacional y consumo energético, no requiere personal especializado,

pueden remover una amplia gama de contaminantes, es un método natural y sostenible. Además, las plantas capturan carbono de la atmósfera y producen biomasa que puede convertirse en biocombustible.

La fitorremediación se define como el uso de plantas para remover, reducir, transformar, mineralizar, degradar, volatilizar o estabilizar contaminantes. Dependiendo del tipo de contaminante (metales pesados, metales radioactivos, compuestos orgánicos o derivados del petróleo), las condiciones del sitio y el nivel de limpieza requerido, las tecnologías de fitorremediación se pueden usar como medio de contención o eliminación (Figura 9) (Cherian y Oliveira, 2005; Kelley y cols., 2000; Miretzky y cols., 2004).

Las plantas pueden extraer contaminantes orgánicos (hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's), PCB's, dioxinas, hidrocarburos de petróleo, disolventes clorados y compuestos aromáticos) o inorgánicos (metales pesados y metaloides) (Delgadillo-López y cols., 2011).

Los mecanismos de contención de los contaminantes por las plantas incluyen rizofiltración, fitoinmovilización y fitoestabilización. La rizofiltración es la contención de contaminantes orgánicos e inorgánicos, mediante absorción o acumulación en la raíz (Figura 9a). Las plantas no poseen transportadores específicos para los contaminantes orgánicos, sin embargo, estos compuestos se difunden a través de los tejidos vegetales por hidrofobicidad. Por otro lado, los contaminantes inorgánicos son incorporados mediante transportadores de membrana preexistentes al ser detectados como nutrientes. Por ejemplo, el arsenato (AsO_4^{3-}) es incorporado por transportadores de fosfato (PO_4^{3-}) y el selenato (SeO_4^{2-}) por transportadores de sulfato (SO_4^{2-}). Algunas plantas desarrollan como mecanismo de tolerancia la acumulación en vacuolas para que los contaminantes no interfieran con el metabolismo celular (Delgadillo-López y cols., 2011; Levitus y cols., 2010).

En la fitoinmovilización, el metal o contaminante es acomplejado en la rizosfera (hasta 1 mm de distancia de la raíz) con compuestos químicos producidos por la planta. La absorción de metales disminuye por la unión a ácidos orgánicos liberados por los ápices radiculares o localizados en las paredes celulares. Su naturaleza es

característica de cada especie. Por ejemplo, en el trigo es el malato, mientras que en el maíz y en la judía es el citrato (Azcón-Bieto y Talón, 2012). Los compuestos se precipitan o forman complejos insolubles, reduciendo con ello, la biodisponibilidad del contaminante (Figura 9b). De esta forma se evita su internalización en la planta y permanece inmóvil en el sitio de estudio (Thangavel y Subbhuraam, 2004).

Sin embargo, en la rizosfera pueden ocurrir procesos que aumentan la biodisponibilidad de los contaminantes debido a la liberación de: a) biosurfactantes bacterianos que aumentan la solubilidad de compuestos hidrofóbicos; b) exudados vegetales que promueven la síntesis de biosurfactantes bacterianos; c) enzimas vegetales y bacterianas capaces de modificar compuestos orgánicos; d) quelantes liberados por las bacterias (sideróforos, ácidos orgánicos y compuestos fenólicos) que permiten incrementar la disponibilidad de metales; e) la extrusión de protones por las plantas para acidificar el suelo y la liberación de enzimas vegetales que convierten los metales en formas menos tóxicas o más biodisponibles (por ejemplo, Cr VI a Cr III) (Levitus y cols., 2010).

En la fitoestabilización la planta absorbe o adsorbe los contaminantes orgánicos e inorgánicos en la raíz (Figura 9b). El mecanismo de internalización es similar al de rizofiltración. La adsorción involucra la unión pasiva o fisicoquímica de las especies químicas a biopolímeros de la superficie de la raíz. Además, los contaminantes pueden capturarse uniéndose a los grupos hidroxilo de la hemicelulosa o la lignina en la pared celular, o mediante lípidos en la membrana plasmática. También pueden quedar atrapados en la superficie de la raíz mediante proteínas de transporte (Ahmad Bhat y cols., 2023; Delgadillo-López y cols., 2011; Levitus y cols., 2010).

Los métodos de eliminación incluyen fitoextracción, fitovolatilización y fitodegradación. En la fitoextracción las plantas absorben los contaminantes a través de las raíces, los transporta al tejido aéreo y los confinan en vacuolas (Figura 9c). El contaminante se transloca a otros tejidos a través de las diferentes interacciones que ocurren con los grupos funcionales de las proteínas, lípidos y carbohidratos presentes en la pared celular de las células vegetales (Delgadillo-López y cols., 2011; Levitus y cols., 2010).

La fitovolatilización se presenta al absorber agua junto a contaminantes orgánicos como el benceno, nitrobenceno, tolueno, tricloroetileno, etileno, xileno o inorgánicos como As, Se y Hg, los cuales pueden llegar hasta las hojas y evaporarse o volatilizarse a través de la transpiración (Figura 9d). Posteriormente este puede sufrir una descomposición fotoquímica. Para que el mecanismo de fitovolatilización sea eficaz, los productos liberados a la atmósfera deben ser menos tóxicos que su forma inicial. Por ejemplo, el As (V) es absorbido por las raíces a través de transportadores de membrana específicos; posteriormente se reduce a As (III) mediante acción enzimática y la planta puede metilar el As (III) para generar gas trimetilarsina ((CH₃)₃As), que puede volatilizarse. Por otro lado, el ion mercurio (Hg (II)) puede ser transformado dentro de la planta por la enzima mercurio reductasa y generar mercurio metálico (Hg (0)), que es menos tóxico y volátil. Finalmente, las plantas metabolizan diversas especies orgánicas e inorgánicas de Se, como el selenato (SeO₂⁴⁻) y el selenito (SeO₂³⁻), a formas gaseosas como el selenato de metilo (Ahmad Bhat y cols., 2023; Delgadillo-López y cols., 2011; Levitus y cols., 2010).

En la fitodegradación las plantas y los microorganismos asociados degradan los contaminantes orgánicos hasta productos inofensivos o los mineralizan hasta CO₂ y H₂O. Este proceso se realiza de dos formas: a) la planta exuda compuestos que promueven el desarrollo de microorganismos, los cuales degradan los contaminantes, como hidrocarburos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorados e hidrocarburos derivados del petróleo reduciendo su concentración; b) los contaminantes orgánicos internalizados en raíces o parte aérea, pueden ser parcial o completamente degradados, mediante enzimas (deshalogenasas, mono/di-oxigenasas, peroxidasas, lacasas, nitrilasas, fosfatasas y nitroreductasas) a intermediarios estables. Los grupos laterales de los compuestos orgánicos se modifican permitiendo su solubilización y se almacenan como conjugados. Mediante este mecanismo se movilizan fácilmente los herbicidas, el trinitrotolueno y el tricloroetileno en los tejidos de la planta (Delgadillo-López y cols., 2011; Levitus y cols., 2010; Singh y Jain, 2003).

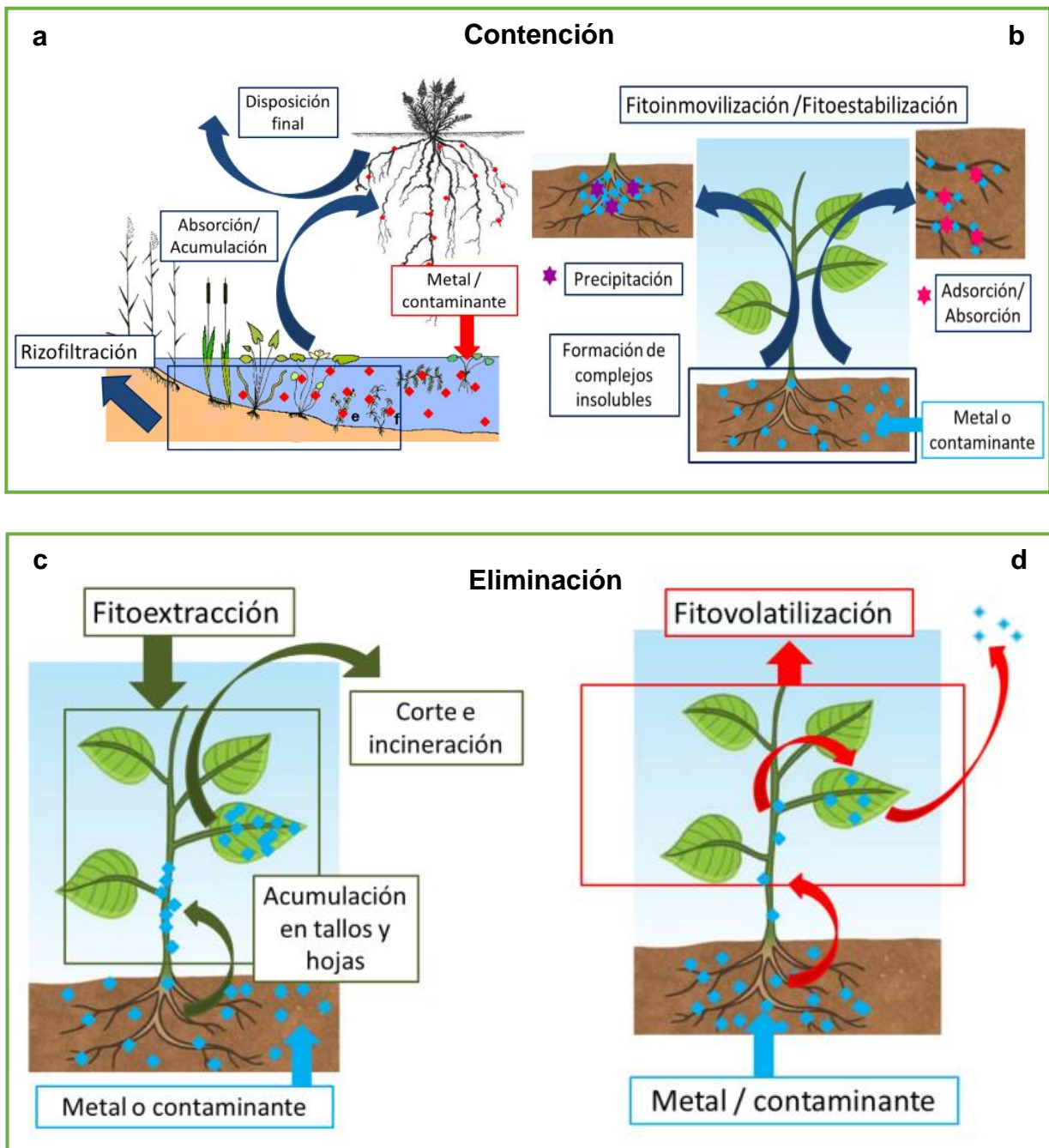


Figura 9. Esquema de mecanismos de fitorremediación. a) Rizofiltración, b) Fitoestabilización, c) Fitoextracción, d) Fitovolatilización. Adaptado de Delgadillo-López y cols. (2011) y modificado por Estrada, (2023).

Una de las plantas con gran potencial para procesos de fitorremediación es *Scirpus americanus*, conocida comúnmente como tule esquinado o totora. Esta planta es perenne con tallos triangulares, hojas con vaina cerrada y rizomas largos. Alcanza alturas de 50-220 cm (Figura 10), crece en climas húmedos y secos, y se puede desarrollar en humedales de agua dulce y salada. Se registra la existencia de esta planta en México desde el inicio de los asentamientos poblacionales, por lo que puede considerarse como especie nativa (Ludlow-Wiechers y Diego-Pérez, 2002).



Figura 10. *Scirpus americanus* Pers. a) Ejemplar del Herbario Nacional de México (MEXU) (Departamento de Botánica, 2023a), b) botón floral de *S. americanus*, c) *S. americanus* a orillas de un río.

En estudios previos de laboratorio se observó que la planta es capaz de crecer en presencia de 12 g/L de sal teniendo una ligera disminución en la producción de biomasa a valores superiores a 6 g/L (Howard y Mendelssohn, 1999). Janousek y cols., (2020) observaron una reducción del 50% en la formación de brotes a 20 partes por mil (ppt=1,000 ppm=g/L), valores cercanos a la concentración salina del agua de mar. Estos datos indican que *S. americanus* posee mecanismos de tolerancia a sal.

S. americanus también tiene la capacidad de tolerar y absorber metales pesados como plomo (Pb). Esquivel Ramos y cols., (2020) mostraron que los cultivos hidropónicos de tule fueron capaces de tolerar hasta 400 ppm y acumular 69,389 $\mu\text{g/g}$, por lo que esta especie podría considerarse como hiperacumuladora de plomo. La tolerancia al metal aparentemente involucra un proceso de rizofiltración. Al calcular el factor de bioacumulación (FBC) se observó *S. americanus* bioconcentró 325.76 veces el metal. Otra planta con gran potencial de fitorremediación es *Phragmites australis*, herbácea de hasta 4 m que se desarrolla en áreas templadas y tropicales, y que requiere encharcamientos de agua (Figura 11) (Vasquez y cols., 2006).

Esta planta presenta tolerancia a altas concentraciones de sal, debido a su capacidad exclusora, al restringir la entrada de sodio (Na^+) a las raíces y usar el potasio (K^+) como principal catión para ajustar su osmolaridad en las hojas. La tolerancia varía en función del ecotipo, siendo el ecotipo M más tolerante que los ecotipos T y AC (Vasquez y cols., 2006). *P. australis* también es capaz de remover y acumular en tejido aéreo contaminantes emergentes como propranolol (Lei y cols., 2022).



Figura 11. *Phragmites australis*. a) Ejemplar del Herbario Nacional de México (MEXU) (Departamento de Botánica, 2023b), b) botón floral de *P. australis*, c) *P. australis* a orillas de un río.



III. JUSTIFICACIÓN E HIPÓTESIS

3.1 Justificación

Actualmente el municipio de Salinas atraviesa un proceso de deterioro en la cantidad y calidad del agua debido a la sobre explotación de los pozos, el abandono de la planta tratadora de agua y la baja precipitación en la zona. Por ello, es importante buscar alternativas para mejorar la calidad y cantidad de agua y por ende la salud de la población.

En condiciones de laboratorio *S. americanus* y *P. australis* tienen la capacidad de extraer contaminantes y son tolerantes a concentraciones de sal incluso mayores a los valores presentados en las aguas de Salinas. Por lo tanto, son candidatos muy adecuados para estudiar su potencial en procesos de fitorremediación, de aguas naturales, como la laguna de estabilización de Salinas. Estas plantas podrían usarse en estudios posteriores para la implementación de humedales construidos.

3.2 Hipótesis

S. americanus y *P. australis* poseen la capacidad de disminuir la concentración de compuestos inorgánicos en cuerpos de agua residuales moderadamente salinos, por lo que pueden usarse en procesos de fitorremediación.



4.1 Objetivo general

Evaluar el potencial de *S. americanus* y *P. australis* para disminuir la concentración de compuestos inorgánicos en agua moderadamente salina, proveniente de las lagunas de estabilización del municipio de Salinas de Hidalgo, S. L. P.

4.2 Objetivos específicos

- a) Establecer los cultivos hidropónicos de plantas de *S. americanus* y *P. australis*.
- b) Evaluar la calidad del agua proveniente de las lagunas de estabilización del municipio de Salinas de Hidalgo, S. L. P. mediante análisis fisicoquímicos basados en la NOM-001-CONAGUA-2021.
- c) Evaluar el efecto del agua proveniente de las lagunas de estabilización en el desarrollo de las plantas de *S. americanus* y *P. australis* bajo condiciones de invernadero en diluciones al 12.5%, 25%, 50% y sin diluir.
- d) Evaluar el impacto de las plantas de *S. americanus* y *P. australis* en la eficiencia de remoción de contaminantes del agua proveniente de las lagunas de estabilización, bajo condiciones de invernadero.



5.1 Material vegetal

Las plantas de *S. americanus* se obtuvieron a partir de plantas regeneradas *in vitro* en el Laboratorio de Cultivo de Tejidos Vegetales de la Facultad de Ciencias Químicas. Las plantas de *P. australis* (15- 20 plantas) de un tamaño mayor a 40 cm y con abundante raíz, se recolectaron a orillas del Rio Santiago en la colonia “El morro” (22°10'52.9" N 100°56'09.0" W) y la colonia “Del Valle” (22°09'25.0" N 101°00'16.3" W).

5.2 Medios de cultivo

5.2.1 Preparación de medio MS basal

Para el cultivo *in vitro* se usó el medio Murashige y Skoog (MS). A partir de las soluciones descritas en el Cuadro 6. Todas las soluciones se filtraron a través de papel filtro después de su preparación. Las soluciones I, II, III y IV se almacenaron en refrigeración a 4°C, mientras que la solución V se congeló en alícuotas de 10 mL a -20°C.

Cuadro 6. Composición de las soluciones usadas en la preparación del medio MS.

Solución	Contenido
I	Para 50 mL: 22 g de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
II	Para 250 mL: 9.25 g de $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y 4.25 g de KH_2PO_4 .
III	Para 100 mL: 0.557 g de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y 0.745 g de $\text{Na}_2\text{EDTA} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
IV	Para 100 mL: 1.69 g de $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$, 1.059 g de $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 0.62 g de H_3BO_3 , 0.083 g de KI, 0.025 g de $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, 0.0025 g de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ y 0.0025 g de $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$.
V	Para 250 mL: 0.05 g de glicina, 0.0125 g de piridoxina-HCl, 0.0025 g de tiamina-HCl, 2.5 g de mio-inositol y 0.0125 g de ácido nicotínico.

Para preparar 1 litro de medio MS se adicionó 1 mL de la solución I, 10 mL de la solución II, 5 mL de la solución III, 1 mL de la solución IV y 10 mL de la solución V en 800 mL de agua. Después se agregaron 1.9 g de KNO₃, 1.65 g de NH₄NO₃ y 30 g de sacarosa comercial, con agitación constante. Se ajustó el pH a 7.2 ± 0.2 con KOH 1N y se aforó a un litro con agua desionizada. Se agregaron 8.4 g de agar y se fundió el medio en una plancha de calentamiento. El medio se vació a frascos de vidrio de conserva y se esterilizó a 0.15 psi por 15 minutos.

Para preparar el medio MS líquido se usa el mismo procedimiento, pero se omite el agar.

5.2.2 Medio de cultivo hidropónico comercial para cultivos *ex vitro*

Para preparar un litro de medio hidropónico comercial (marca Hydroenvironment) se disolvieron 1.5 g del medio en 800 ml de agua de grifo, se ajustó el pH a 5.7 y se aforó a un litro. Los medios hidropónicos se complementaron con 20 µL de alguicida (marca Aqua pool) por litro de medio hidropónico, cada 15 días.

5.3 Propagación

5.3.1 Propagación *in vitro* de *S. americanus*

A partir de plantas regeneradas *in vitro* de *S. americanus* normales y transformadas genéticamente (con raíces pilosas), se separaron los nuevos brotes y se cultivaron en medio MS sólido basal con pH de 5.7, hasta alcanzar una altura mayor a 8 cm. Posteriormente se transfirieron a medio MS líquido basal pH 5.7, con agitación constante a 135 rpm en un agitador orbital hasta alcanzar una altura > 15 cm. Los cultivos se mantuvieron en fotoperiodos de 16 horas de luz y 8 horas de oscuridad a 25 °C.

5.3.2 Propagación *ex vitro* de *S. americanus*

Las plantas de tule cultivadas en medio líquido MS con altura mayor 15 cm se transfirieron a medio hidropónico comercial (*ex vitro*) a la mitad de sus sales (0.75 g/L) a pH 5.7, y se cubrieron con una bolsa de plástico por 15 días para favorecer su adaptación al medio ambiente. Posteriormente, las plantas se transfirieron a

palanganas de plástico con 10 L de medio hidropónico comercial complementado con alguicida y cubiertas con una placa de unicel, para tener un humedal flotante hasta alcanzar 50 cm de altura. Las plantas se mantuvieron en condiciones de invernadero y con reposición continua de medio hidropónico, una vez por semana.

5.3.3 Propagación *ex vitro* de *P. australis*

Las plantas colectadas de *P. australis* se lavaron con jabón y abundante agua para retirar el exceso de tierra. Posteriormente se colocaron en palanganas de 60 L con medio hidropónico comercial al doble de su concentración (3 g/L), bajo condiciones de invernadero por 4 semanas para la obtención de nuevos brotes. Los brotes nuevos, con altura mayor a 15 cm, diámetro mayor a 2 cm y raíz definida, se cortaron y transfirieron a medio hidropónico comercial en palanganas de 10 L cubiertas con una placa de unicel. Las plantas se mantuvieron en condiciones de invernadero y con reposición continua de medio hidropónico, una vez por semana.

5.4 Análisis de calidad de agua de la laguna de Salinas

5.4.1 Colecta de agua

El agua se colectó de las lagunas de estabilización de la planta tratadora de agua, de Salinas (22°38'26.4" N, 101°42'15.6" W). Se realizaron nueve colectas para los experimentos y una colecta adicional para la caracterización fisicoquímica. Las muestras se colocaron en contenedores de vidrio etiquetados y se mantuvieron a 4 °C hasta su análisis. La etiqueta contenía identificación de la descarga, número de muestra, fecha y hora de muestreo, coordenadas de muestreo, temperatura de la muestra, sólidos suspendidos totales (SST), pH, conductividad eléctrica (CE), profundidad de muestreo y nombre y firma de la persona que efectuó el muestreo. La muestra se analizó antes de 24 horas.

5.4.2 Análisis fisicoquímicos

Con base en la NOM-001-2021 se analizó temperatura, pH, sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total (NT), nitritos y

nitratos, conductividad eléctrica (CE) y cloruros. Se midió turbidez y ortofosfatos como remplazo de color verdadero y fósforo total debido a la procedencia del agua.

Se realizó la medición de temperatura, pH, sólidos totales y conductividad eléctrica con el conductímetro portátil HI98130 al momento de la colecta del agua. Al llegar al laboratorio se midió el pH con el potenciómetro UltraBasic Benchtop pH Meter y los sólidos totales (mg/L) con el espectrofotómetro DR 2800 a una longitud de onda de 810 nm.

5.4.2.1 Demanda química de oxígeno

Se adicionaron cuidadosamente 2 mL de muestra en el fondo de la cubeta (no. 114895), se cerró la cubeta, se agitó vigorosamente y se colocó en el termoreactor durante 2 horas a 148 °C. La muestra se dejó enfriar a temperatura ambiente, se agitó y midió la absorbencia en un espectrofotómetro (Spectroquant® Prove,) a 600 nm (coloración verde), con un intervalo de confianza de 15 – 300 mg/L de DQO.

5.4.2.2 Nitrógeno total

En un tubo de ensaye se colocó 1 mL de muestra, 9 mL de agua destilada, 1 microcuchara de azul rasa N-1K (reactivo de prueba) y 6 gotas de N-2K (reactivo de prueba). Se agitó y colocó en el termoreactor durante 1 hora a 120 °C. Se dejó enfriar la muestra y se balanceo sin mezclar. Se adicionó cuidadosamente 1 mL de la muestra en la cubeta (no. 114763) y se añadió 1 mL del reactivo N-3K, agitando cuidadosamente (reacción exotérmica). Después de 10 minutos se midió la absorbencia en un espectrofotómetro (Spectroquant® Prove,) a 345 nm, con un intervalo de confianza de 10 – 150 mg/l de NT.

5.4.2.3 Nitritos

Para medir los nitritos se usó el reactivo de Griess el cual se preparó a partir de la solución A y B descritas a continuación:

- A) Solución de N-(1-naftil)-etilendiamina: pesar 0.3 gramos de hidrocloreuro de N-(1-naftil)-etilendiamina y disolver en 100 mL de HCl 0.12 N. Mantener en resguardo en frasco ámbar y bajo refrigeración.

B) Solución de sulfanilamida: pesar 1 g de sulfanilamida y disolver en 200 mL de HCl 2.4 N. Mantener en refrigeración.

Se mezcló 1 volumen de la solución A con 2 volúmenes de la solución B, inmediatamente antes de realizar la reacción colorimétrica. Se adicionaron 1.5 mL de reactivo de Griess y 3.5 mL de muestra, se mezcló por inmersión y se midió la absorbencia a 540 nm. La concentración de nitritos se calculó a partir de la curva de calibración construida con NaNO_2 en concentración de 0.05 mg/L, 0.10 mg/L, 0.15 mg/L, 0.20 mg/L, 0.25 mg/L y 0.30 mg/L de N- NO_2 .

5.4.2.4 Nitratos

Se acidificaron 10 mL de muestra filtrada con 0.2 mL de ácido clorhídrico 1 N. Se colocaron 4 mL en una cubeta de cuarzo y se midió la absorbencia en un espectrofotómetro (NanoDrop 200c Spectrophotometer) a 250 nm (nitratos) y 275 nm (ruido por materia orgánica). La concentración de nitratos se calculó a partir de la curva de calibración construida con KNO_3 en concentración de 1 mg/L, 2 mg/L, 5 mg/L, 6 mg/L y 7 mg/L de N- NO_3 .

5.4.2.5 Turbidez

La medición se realizó con el turbidímetro HACH 2100Q. Se colocaron 25 mL de muestra en el vial del equipo y se midió la absorbencia a 850 nm. Los valores se reportaron en Unidades de Atenuación de Formacina (FAU).

5.4.2.6 Ortofosfatos

El pH de la muestra debe ser menor a 10 ya que la prueba no es confiable a pH muy alcalino. Se mezclaron 5 mL de la muestra y 5 gotas del reactivo etiquetado como PO_4^{1-} en un tubo de ensaye. Se disolvió una microcuchara azul rasa de PO_2^{1-} en la mezcla y se dejó reaccionar 5 minutos. Se leyó la absorbencia en cubetas número 114848, en un espectrofotómetro a 880 nm (Spectroquant® Prove) con un intervalo de confianza de 0.05–5 mg/L de P- PO_4^{3-} .

5.4.2.7 Cloruros

Se colocaron 10 mL de muestra filtrada y 10 mL de agua desionizada en diferentes celdillas del equipo DR 2800 Spectrophotometer. Se adicionaron 0.8 mL de solución de tiocianato de mercurio, se agitaron y se agregaron 0.4 mL de solución de ion férrico en cada celda. Se mezcló, se dejó reaccionar por 2 minutos y se midió la absorbencia a 630 nm después de 5 minutos por el método 8113, con un intervalo de confianza de 0.1 - 25.0 mg/L Cl⁻.

5.5 Efecto del agua proveniente de las lagunas de estabilización en el desarrollo de las plantas de *S. americanus* y *P. australis*

Se realizaron dos experimentos de adaptación de las plantas con tres diluciones del agua de la laguna (12.5%, 25% y 50%), bajo condiciones de invernadero.

5.5.1 Adaptación de plantas al agua de la laguna de Salinas por dilución directa (A)

Se usaron 18 plantas de *S. americanus* (regeneradas normales) y 20 plantas *P. australis* con altura mayor a 50 cm. Las plantas se enjuagaron con abundante agua, se podaron hasta los 50 cm de altura y se colocaron en palanganas de 10 L que contenían 9 L de agua residual diluida al 12.5%, 25%, 50%, y agua sin diluir, con cuatro plantas de *S. americanus* o de *P. australis* por palangana. Se incluyeron dos palanganas adicionales como blanco con medio hidropónico comercial (Hydroenvironment), con dos plantas de *S. americanus* o cuatro plantas de *P. australis*. Todas las palanganas se cubrieron con una placa de unicel para evitar la formación de algas. Las plantas se mantuvieron 20 días en cada tratamiento, en condiciones de invernadero y se repuso el agua perdida por evapotranspiración con agua desionizada. Cada planta se consideró como una unidad experimental. Cada 4 días se midió la longitud del tallo, número de brotes y número de hojas. La longitud de raíz se midió al inicio y final del experimento. Adicionalmente, cada 4 días se colectaron 50 mL de agua de cada palangana y se midió temperatura, pH, CE y SST.

5.5.2 Adaptación de plantas al agua de la laguna de Salinas por dilución seriada (B)

Se emplearon 12 plantas de *S. americanus* (regeneradas normales) y 12 plantas de *P. australis* con altura mayor a 50 cm. Las plantas se enjuagaron con abundante agua y se podaron hasta los 50 cm de altura. Se colocaron tres plantas de cada especie en cuatro palanganas, con capacidad de 10 L, conteniendo 9 L de volumen de agua residual diluida al 12.5% y cubiertas por una placa de unicel para evitar la formación de algas. Las plantas se mantuvieron 20 días en estas condiciones y posteriormente se transfirieron a palanganas con 9 L de agua residual diluida al 25%. Después de 20 días, las plantas se colocaron en agua residual diluida al 50% y finalmente después de 20 días se mantuvieron en agua residual sin diluir. Los experimentos se realizaron en condiciones de invernadero y con reposición del agua perdida por evapotranspiración, con agua desionizada. Se analizó el desarrollo de las plantas determinando cada 4 días la longitud del tallo, número de brotes y número de hojas. La longitud de raíz se midió al inicio y final del experimento. Adicionalmente, cada 4 días se colectaron 50 mL de agua de cada palangana y se midió temperatura, pH CE y SST.

5.5.3 Efecto del agua de la laguna de Salinas en el desarrollo de las plantas de *S. americanus* y *P. australis* adaptadas y no adaptadas

Se emplearon 33 plantas de *S. americanus* (12 adaptadas previamente (B), 21 no adaptadas) y 33 plantas de *P. australis* (12 adaptadas previamente (B) y 21 no adaptadas). Las plantas se podaron hasta los 50 cm de altura y se colocaron tres plantas de cada especie en ocho palanganas, con capacidad de 10 L, conteniendo 9 L de volumen de agua residual sin diluir. Se incluyeron seis palanganas adicionales como blanco con medio hidropónico comercial (Hydroenvironment), con tres plantas de *S. americanus* o tres plantas de *P. australis* cada una. Todas las palanganas se cubrieron con una placa de unicel para evitar la formación de algas. Las plantas se mantuvieron 20 días en tratamiento, en condiciones de invernadero y se repuso el agua perdida por evapotranspiración con agua desionizada.

Se analizó el desarrollo de las plantas determinando cada 4 días la longitud del tallo, número de brotes y número de hojas. La longitud de raíz se midió al inicio y final del experimento. Adicionalmente, cada 4 días se colectaron 50 mL de agua de cada palangana y se midió temperatura, pH CE y SST.

5.6 Efecto de las plantas de *S. americanus* y *P. australis* en la calidad del agua proveniente de las lagunas de estabilización

Se utilizaron 12 plantas de *S. americanus* (regeneradas normales) y *P. australis* provenientes del experimento de dilución seriada de tamaño \geq a 50 cm. Las plantas se enjuagaron con abundante agua y se podaron hasta los 50 cm de altura. Se colocaron 4 plantas de cada especie por separado en tres palanganas con 9 L de agua residual sin diluir y se mantuvieron en condiciones de invernadero durante 21 días, reponiendo el agua perdida por evapotranspiración con agua desionizada. Como control se incluyeron tres palanganas con agua sin plantas. Cada palangana se cubrió con una placa de unicel. Cada 7 días se midió el incremento en la longitud de tallo y número de brotes. La longitud de raíz se determinó al inicio y final del experimento.

Para analizar la calidad del agua, cada 7 días se colectaron 100 mL de agua de cada palangana (9 muestras) para medir temperatura, pH, SST, DQO, NT, nitritos, nitratos, turbidez, CE y ortofosfatos. Se repitió al día 42 el análisis fisicoquímico. Adicionalmente, se determinó el contenido de bicarbonatos y NaCl al día 56.

5.7 Análisis estadístico

Se utilizó un diseño independiente no pareado, aleatorio y subdividido por bloques. Los valores de altura, número de brotes y hojas se agruparon en tres bloques correspondientes a valores de crecimiento lento (0 a 10 brotes nuevos y Δ longitud del tallo <50 cm al día 19), intermedio (11 a 20 brotes nuevos y Δ longitud del tallo de 51 a 100 cm al día 19) y acelerado (21 a 30 brotes y Δ longitud del tallo de 101 a 151 cm al día 19). Los análisis de calidad del agua se analizaron por ANOVA, con contraste de medias determinadas, con un nivel de significancia de $p < 0.05$.



6.1 Propagación y crecimiento de plantas de *S. americanus* y *P. australis*

Aproximadamente a los 6 meses de cultivo en condiciones *ex vitro* se obtuvieron más de 30 plantas de *S. americanus* con altura mayor a 50 cm, sanas, con raíz abundante y buen aspecto. En el caso de *P. australis* se requirieron 3 meses para tener cultivos vigorosos en medio hidropónico (Figura 12).



Figura 12. Aspecto de: a) plantas regeneradas de *S. americanus*, b) plantas colectadas de *P. australis*.

Una vez que se dispuso de plantas de >50 cm, se comparó el desarrollo de las plantas normales y transformadas de *S. americanus* en el medio hidropónico y se subdividió su crecimiento en bloques. El análisis de la longitud del tallo y formación de brotes no mostró diferencia estadística significativa ($p>0.05$) entre plantas normales y transformadas (Cuadro 7) (Figura 13).

Cuadro 7. Análisis estadístico de Δ longitud del tallo y formación de brotes entre plantas normales y transformadas de *S. americanus* ¹

Tipo de planta	No. Brotes		Altura (cm)	
	Normal	Transformada	Normal	Transformada
Promedio	9.50	7.81	29.07	20.00
DE	5.36	2.29	22.60	31.09
EE	1.11	1.03	7.29	6.82
%CV	55.79%	30.17%	81.11%	103.17%
p	0.27680		0.99435	

¹ DE: Desviación estándar, EE: Error estándar y CV: Coeficiente de variación.

Sin embargo, se observó que tanto en las plantas normales como en las transformadas se detectan tres comportamientos de desarrollo. A los 19 días el 80% de las plantas presentan entre 0 a 10 brotes nuevos, el 13.3 % entre 11 a 20 brotes nuevos y el 6.7 % entre 21 a 30 brotes nuevos (Figura 13a) (Cuadro 8). Mientras que, el 76.7% de las plantas presentaron un Δ longitud del tallo (<50 cm), el 20.0% un Δ longitud del tallo de 51 a 100 cm y el 3.3% de 101 a 150 cm (Figura 13b) (Cuadro 8). Estas diferencias en el desarrollo podrían deberse a la variación somaclonal que se induce por el cultivo *in vitro* y que incluyen cambios genéticos o epigenéticos. Los cambios genéticos son debido a mutaciones en la estructura como deleciones, inversiones y translocaciones, o en el número de cromosomas (ploidía). Mientras que los cambios epigenéticos son cambios heredables en la expresión y función génica que no pueden ser explicados por cambios en la secuencia de ADN, ya que modifican los fenotipos sin cambiar la secuencia de nucleótidos (Antonia Gutiérrez y cols., 2003).

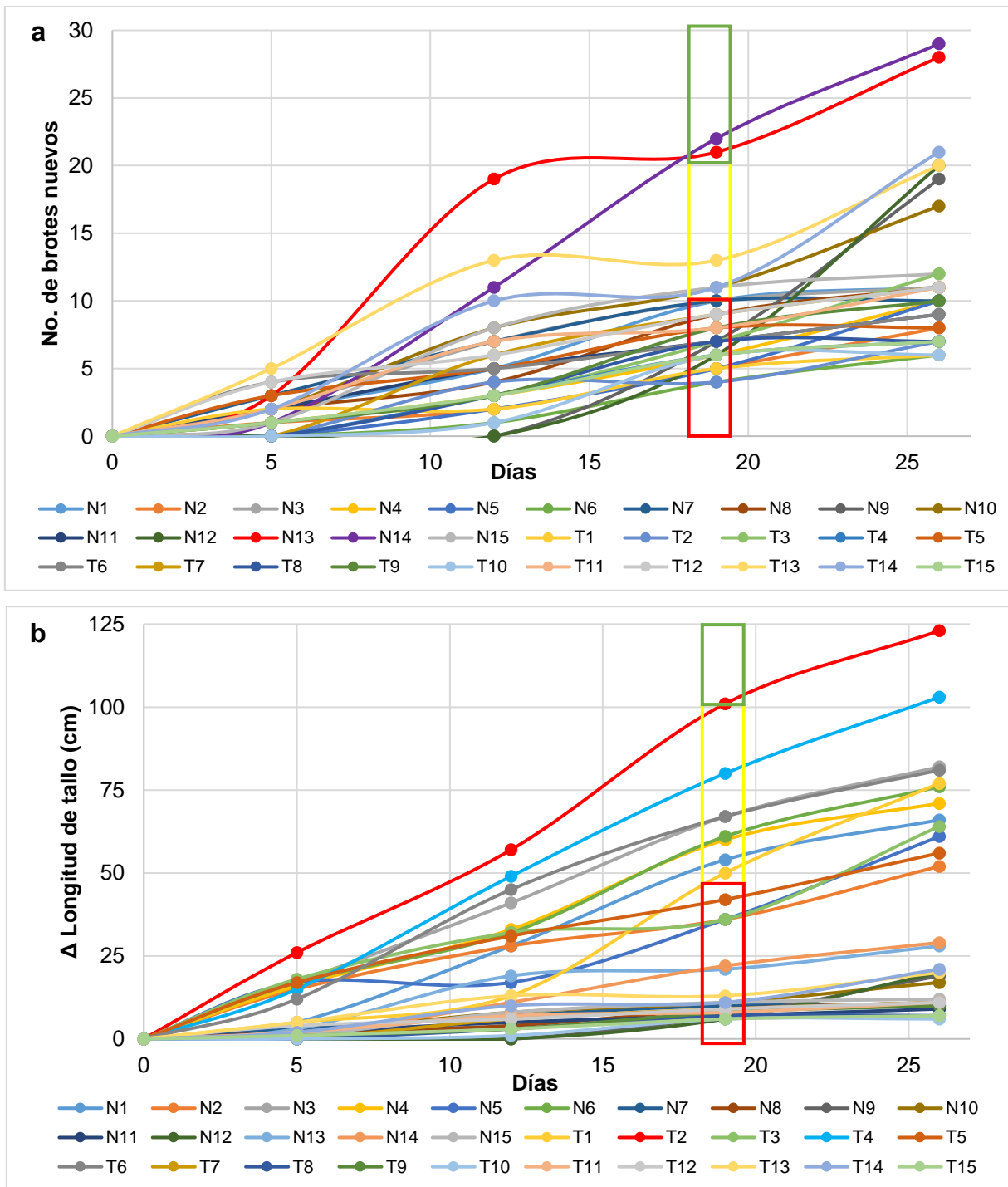


Figura 13. Desarrollo de plantas de *S. americanus* en medio hidropónico. a) No. de brotes nuevos, b) Δ longitud del tallo. N= plantas normales, T= plantas transformadas. Cuadro rojo= formación/crecimiento lento, Cuadro amarillo= formación/crecimiento intermedio, Cuadro verde= formación/crecimiento acelerado.

Estos procesos pueden activar, reducir o desactivar (silenciar) genes. Por ejemplo: metilar residuos de citosina en el ADN, remodelar la estructura de la cromatina mediante modificación química (acetilación o metilación de proteínas de tipo histonas) y regular procesos mediados por pequeñas moléculas de ARN que regulan la expresión de los genes mediante el silenciamiento postranscripcional de estos por pequeñas moléculas de ARN de interferencia. Dando como resultado plasticidad fenotípica, floración inducida por el ambiente, cambios en la morfología de las hojas y flores o en el tamaño de la planta (Duta-Cornescu y cols., 2023; Medina y cols., 2007; Parejo-Farnés y cols., 2019). Además, se observó que las plantas transformadas perdieron el fenotipo piloso. La Figura 14 muestra las plantas de *S. americanus* al día 0, recién podadas a 50 cm, y las plantas al día 20 con el aumento de brotes y Δ de tallo.



Figura 14. Desarrollo de plantas de *S. americanus* en medio hidropónico. a) día 0, b) día 20.

Por otro lado, para obtener plantas de *P. australis* fue necesario adicionar el doble de sales al medio. Esta especie presentó mayor variación en el número de brotes nuevos y Δ longitud de tallo, debido a la procedencia de las plantas (colectadas de hábitat natural). A los 19 días el 50% de las plantas generaron entre 0 a 10 brotes nuevos, el 30 % entre 11 a 20 brotes nuevos y el 20 % entre 21 a 30 brotes nuevos (Figura 15a) (Cuadro 8). Con relación al crecimiento del tallo, el total de las plantas presentaron un Δ longitud del tallo <50 cm (Figura 15b) (Cuadro 8).

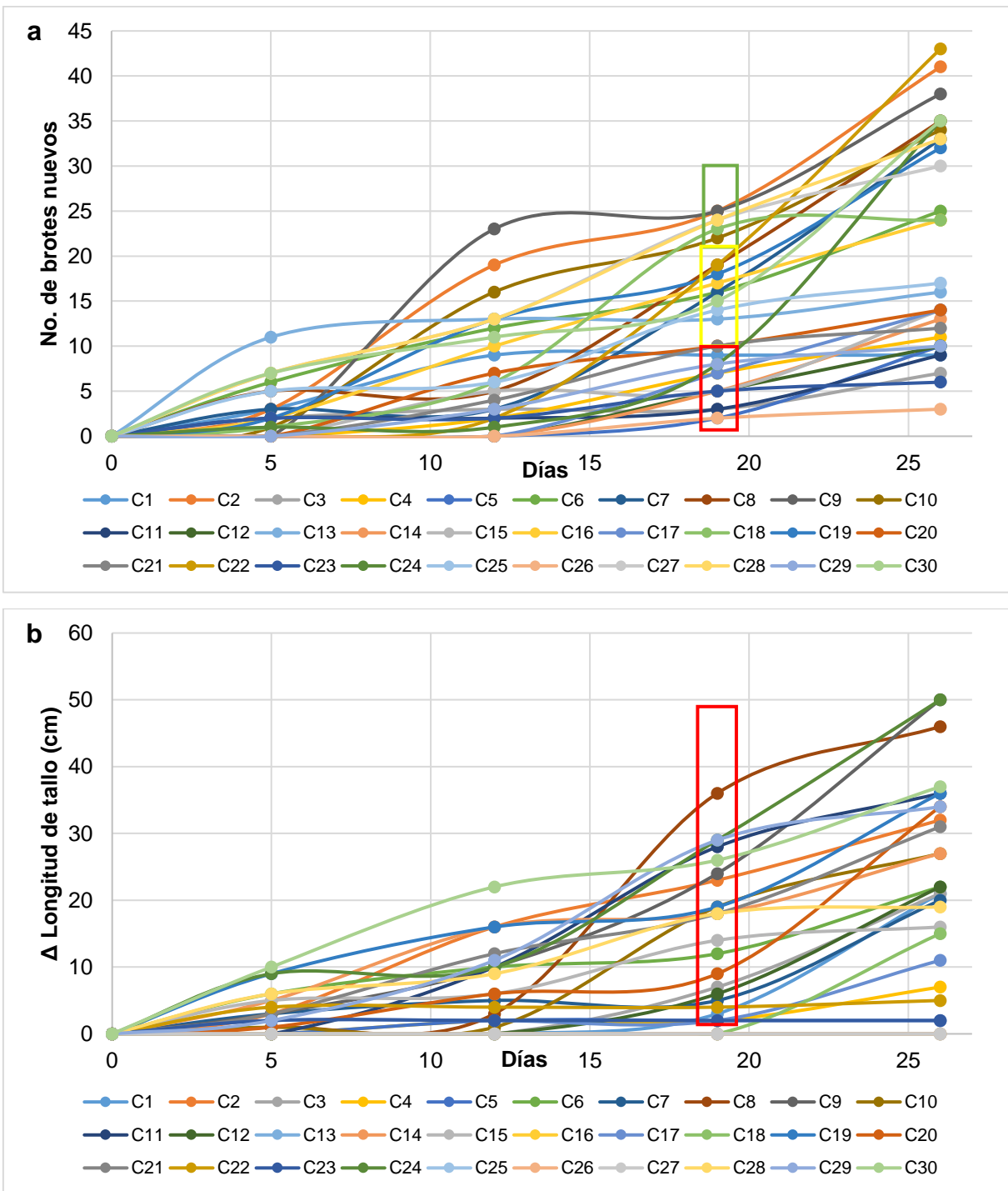


Figura 15. Desarrollo de plantas de *P. australis* en medio hidropónico (2x). a) No. de brotes nuevos, b) Δ longitud del tallo. Cuadro rojo= formación/crecimiento lento, Cuadro amarillo= formación/crecimiento intermedio, Cuadro verde=formación/crecimiento acelerado.

La Figura 16 muestra las plantas de *P. australis* al día 0, recién podadas a 50 cm, y las plantas al día 20 con el aumento de brotes y Δ de tallo. Al comparar el desarrollo de *S. americanus* y *P. australis* se observó que *S. americanus* presentó mayor longitud de brotes, en tanto que *P. australis* desarrolló mayor número de brotes (Cuadro 8).

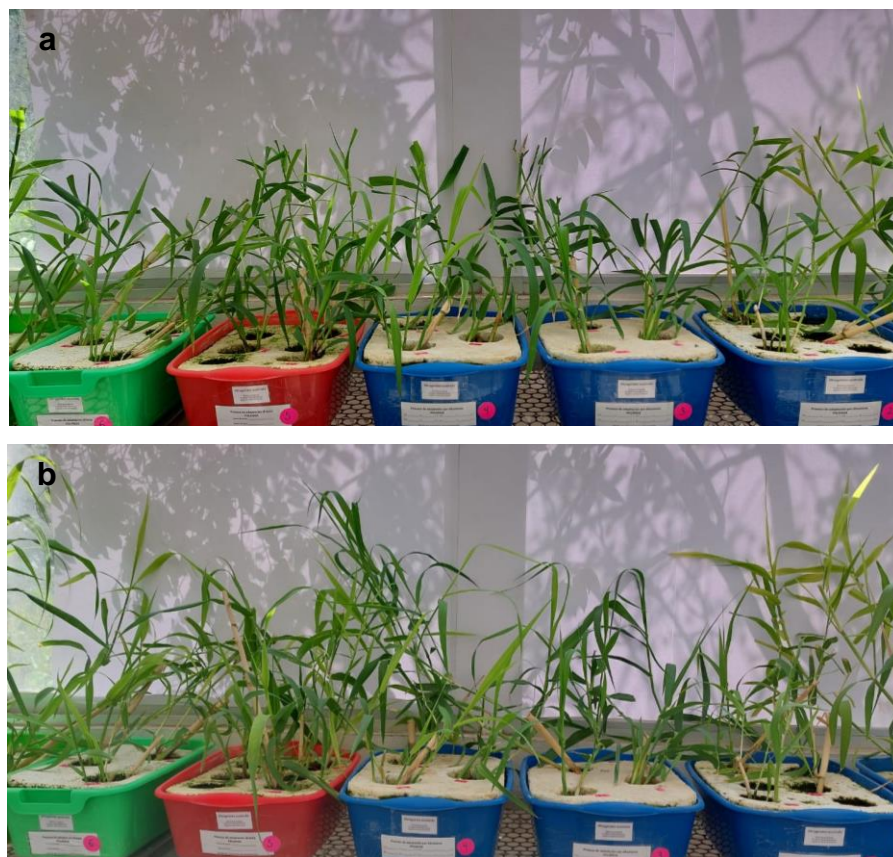


Figura 16. Desarrollo de plantas de *P. australis* en medio hidropónico. a) día 0, b) día 20

Cuadro 8. Comparación de porcentajes entre bloques de cada especie.

Especie	No. Brotes		Δ Altura (cm)	
	<i>S. americanus</i>	<i>P. australis</i>	<i>S. americanus</i>	<i>P. australis</i>
Lento	80.0 %	50.0%	76.6 %	100.0%
Intermedio	13.3 %	30.0%	20.0 %	0.0%
Acelerado	6.7 %	20.0%	3.3 %	0.0%
[sales]	1x		2x	

6.2. Análisis fisicoquímico del agua residual de la laguna de Salinas

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de la primera colecta del agua se muestran en el Cuadro 9. La concentración de materia orgánica y agentes oxidantes (DQO) fue entre 6.2 y 9.3 mayor que el límite permitido para descargas de aguas residuales en cuerpos de agua naturales. Los valores de DQO son similares a la máxima concentración aceptada para aguas domésticas. Estos datos confirman que el abandono de la planta tratadora deterioró la calidad del agua de la laguna. Como ya se mencionó, la DQO mide de manera indirecta la concentración de materia orgánica oxidable (DBO₅) (carbono orgánico) y la presencia de sustancias inorgánicas susceptibles de ser oxidadas (sulfuros, sulfitos o yoduros). A mayor DQO se requiere un proceso más largo de descontaminación. El valor de cloruros fue menor a 1,000 ppm por lo que no fue necesario medir COT.

Cuadro 9. Análisis fisicoquímico del agua y comparación con los valores de la NOM-001-CONAGUA-2021 y concentración típica máxima de agua residual (Collazos, 2008)^{1,2}

Parámetro	Agua residual de la laguna	NOM-001-SEMARNAT-2021		Aguas domésticas ³
		Ríos, arroyos, canales y drenes	Embalses, lagos y lagunas	
°C	28.3	35	35	NA
pH	8.04	NA	NA	NA
CE	6280 µS	NA	NA	NA
SST	*	60	20	350
DQO	936 ppm	150	100	1000
NT	*	25	15	85
Nitritos	0.183 mg/L	NA	NA	NA
Nitratos	0.7 mg/L	NA	NA	NA
Turbidez	176	NA	NA	NA
PO ₄ ⁻³	0.32 mg/L	15	5	15
COT	NN	38	25	NA
Cloruros	0.1 mg/L	NA	NA	NA

¹ NA: no aplica

² NN: no necesario

³ Valor máximo

6.2.1 Calidad de agua de la laguna de Salinas durante las colectas

En el Cuadro 10 se muestra el registro de temperatura, pH, SST y CE a lo largo del periodo de colecta del agua. La temperatura varió según la época del año. Los valores de pH oscilaron entre ligeramente ácido a alcalino, valores característicos de aguas negras debido sus contaminantes. En cuanto a CE y SST los valores más bajos en la colecta 1 (6,280 μ S - 3,250 ppm) y 7 (6,390 μ S - 3,203 ppm) correlacionaron con las abundantes precipitaciones en agosto y mayo, mientras en la colecta 4 (6,448 μ S - 3,250 ppm) podría deberse a la baja evapotranspiración por la baja temperatura en noviembre. Los valores más altos en la colecta 2 (8,550 μ S – 4,230 ppm) y 6 (10,304 μ S – 5,150 ppm) pueden atribuirse a las bajas precipitaciones y altas temperaturas en septiembre y abril que favorecen un aumento en la concentración de materia orgánica. Se observó en la primera y cuarta colecta una pigmentación rosa en el agua, probablemente por la presencia de algún pigmento liberado al drenaje. Mientras que, en la segunda, quinta y sexta colecta el agua tenía un color verdoso y aspecto grasoso. Además, en la colecta 6 el nivel de agua en la laguna bajo notablemente. Los altos valores de CE observados a lo largo del año corresponden a agua moderadamente salina (3,000 μ S – 8,000 μ S) (Hillel, 2000).

Cuadro 10. Parámetros fisicoquímicos del agua colectada de la laguna de estabilización

Colecta	Fecha	Temperatura (°C)	pH	CE (μ S)	SST (ppm)
1	11/08/22	21.5	8.08	6,280	3,250
2	06/09/22	23.0	6.39	8,550	4,230
3	06/10/22	18.5	7.15	6,830	3,418
4	04/11/22	27.9	7.27	6,448	3,250
5	31/03/23	26.2	8.39	6,618	3,308
6	20/04/23	27.8	7.00	10,304	5,150
7	16/05/23	23.9	6.64	6,390	3,203
8	23/06/23	27.6	7.78	7,625	3,830
9	11/08/23	29.6	8.05	7,180	3,810

6.3 Efecto del agua proveniente de las lagunas en el desarrollo de las plantas de *S. americanus* y *P. australis*

6.3.1 Adaptación por dilución directa (A)

El primer tejido en entrar en contacto con el agua negra a diferentes diluciones fue la raíz. En el caso de *S. americanus*, las mayores pérdidas de este tejido se observaron en la dilución al 25% (-6.25 cm). En el medio hidropónico control y dilución al 12.5% aumentó su longitud, 3 cm y 0.75 cm respectivamente, sin diferencia estadística significativa (Figura 17a). Además, la pérdida de raíz se detectó visiblemente por los restos de tejido en agua (Figura 18a).

Por otro lado, *P. australis* presentó la mayor pérdida de raíz en la dilución al 25% y 50%, con -3.25 cm y -3.75 cm. En el grupo control y la dilución al 12.5% la longitud de la raíz aumentó 2.5 cm y 2.75 cm. Sin embargo, el análisis estadístico no mostró diferencias significativas entre los 5 tratamientos (Figura 17b). *P. australis* presentó pocos restos de tejido en agua diluida y sin diluir, (Figura 18b).

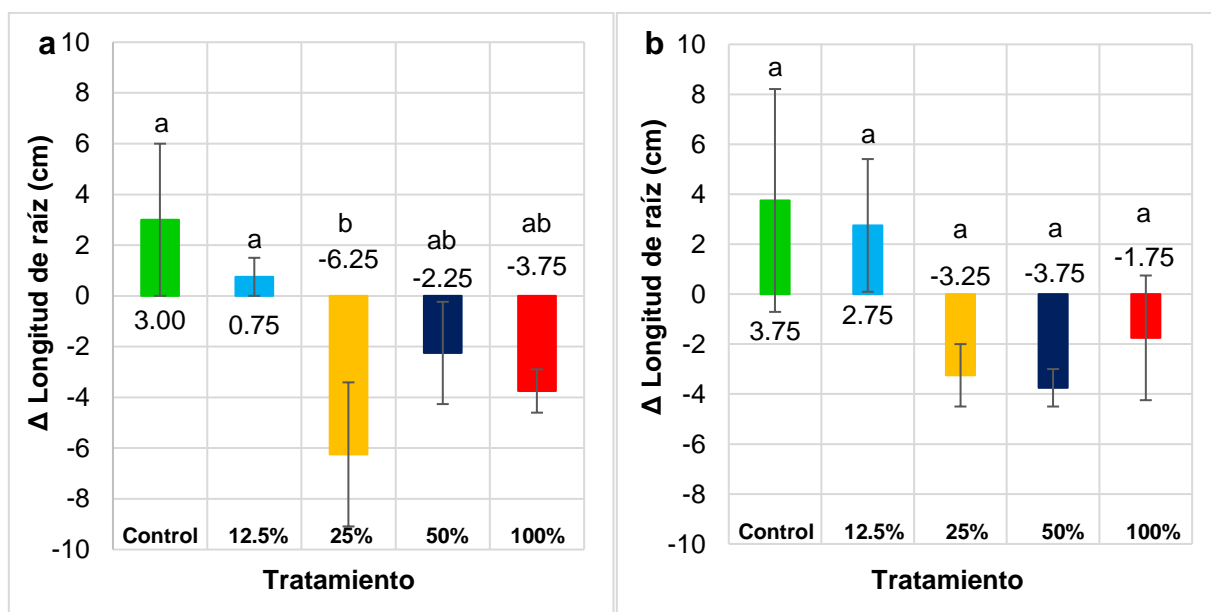


Figura 17. Variación en longitud de raíz de plantas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, a diferentes diluciones. a) *S. americanus* (n=18), b) *P. australis* (n=20). El control corresponde a medio hidropónico comercial. Valores con letras diferentes son estadísticamente significativas (Tukey, p<0.05).

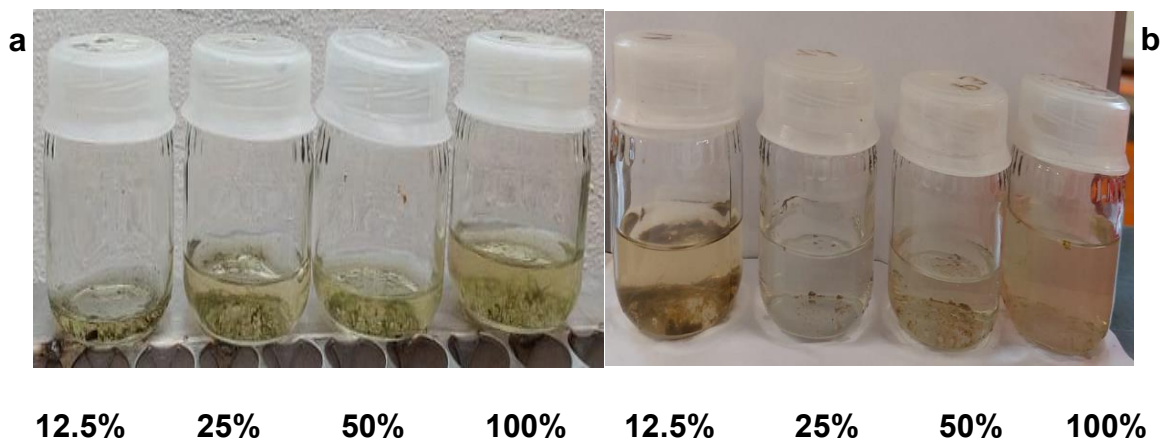


Figura 18. Aspecto de agua residual de la Laguna de Salinas, a diferentes diluciones, al día 20 de adaptación por dilución directa. a) *S. americanus*, b) *P. australis*.

En el caso del tallo, su longitud incrementó progresivamente en ambas especies en función del tiempo y en todas las diluciones. En *S. americanus* al día 20, la longitud del tallo en el control (medio hidropónico) y en el agua residual diluida al 12.5%, 25% y 50% fue similar ($p > 0.05$). La longitud del tallo solo disminuyó en el agua residual sin diluir (Figura 19a). Otro efecto apreciable en los tallos de *S. americanus* fue el aumento en la rigidez del tejido y la exudación de sales la cual incrementó en función de la concentración de sales en el agua (Figura 20).

En *P. australis*, las plantas mantenidas en medio hidropónico presentaron el menor desarrollo. Las plantas expuestas a diferentes diluciones incrementaron la longitud del tallo en función del tiempo, sin diferencia estadísticamente significativa entre los tratamientos (Figura 19b).

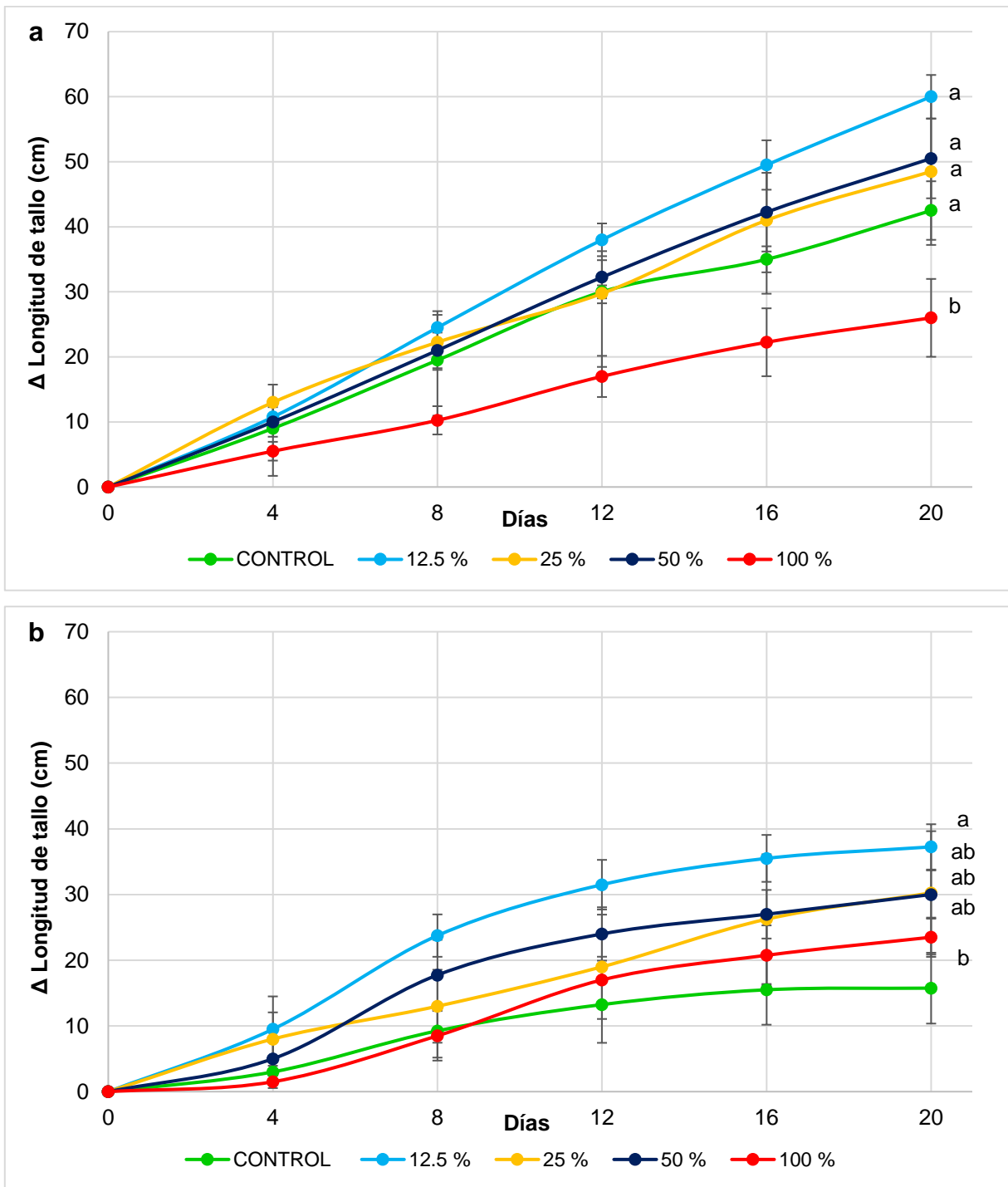


Figura 19. Variación en longitud de tallo de plantas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, a diferentes diluciones. a) *S. americanus* (n=18), b) *P. australis* (n=20). El control corresponde a medio hidropónico comercial. Valores con letras diferentes son estadísticamente significativas (Tukey, $p < 0.05$).



Figura 20. Exudación de sales en plantas de *S. americanus* expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, sin diluir, al día 20.

Con relación a la formación de brotes de *S. americanus* se observó un aumento en el número de brotes al aumentar la concentración de sales en el agua (dilución al 12.5%, 25%, 50% y sin diluir). Las plantas en medio hidropónico mostraron un comportamiento similar a las expuestas a agua diluida al 25%. El menor número de brotes se observó en el agua diluida al 12.5%, y esta reducción fue estadísticamente diferente de los demás ($p < 0.05$) (Figura 21a). En *P. australis* se presentó un desarrollo de brotes similar entre el control y la dilución al 12.5%, 25% y el agua sin diluir, y mayor número de brotes nuevos en la dilución al 50% (Figura 21b).

En la Figura 22 se muestra el aspecto de las plantas al final del experimento. Se aprecia la disminución en alturas y el aumento de brotes al aumentar la concentración.

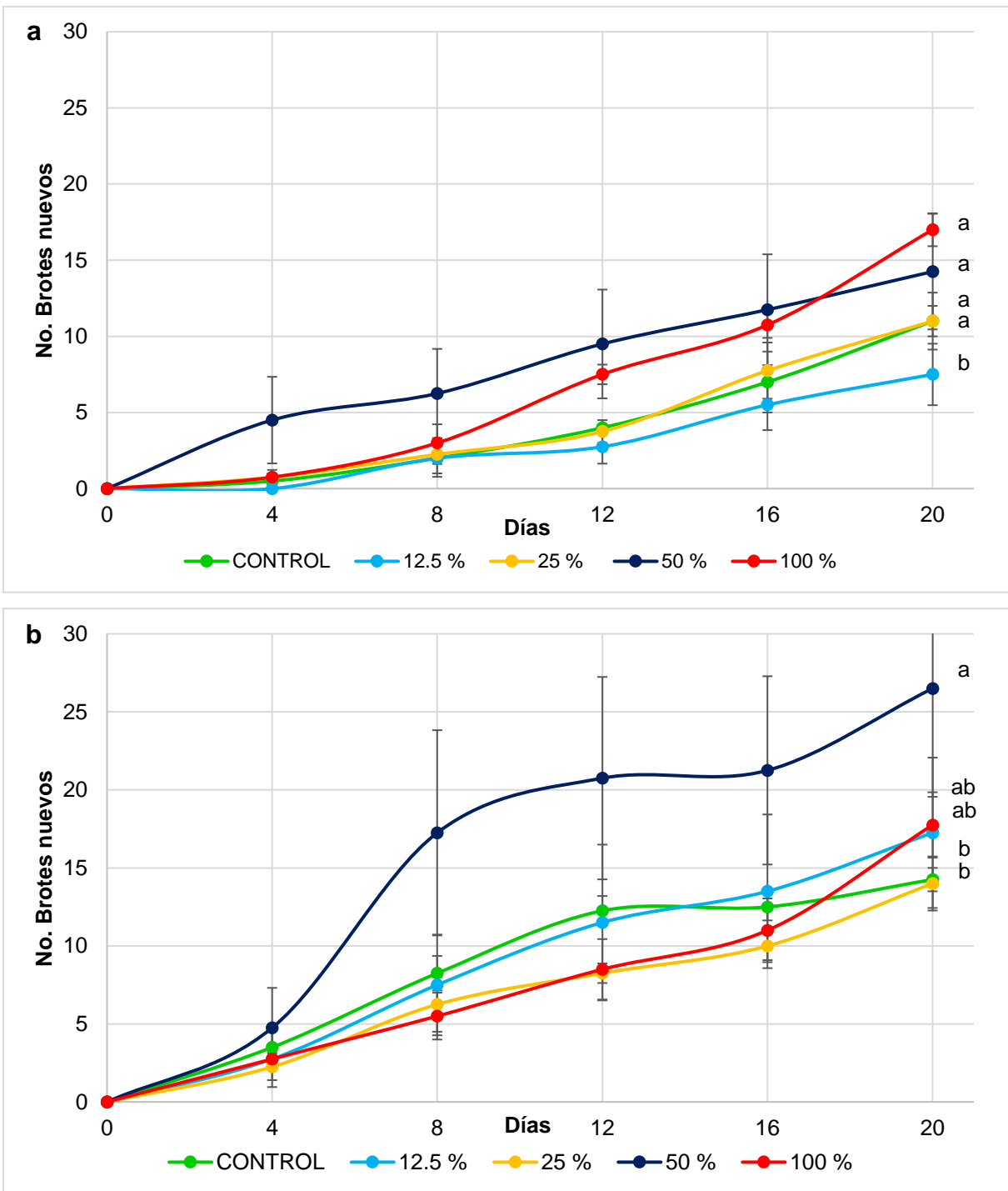


Figura 21. Variación en número de brotes nuevos de plantas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, a diferentes diluciones. a) *S. americanus* (n=18), b) *P. australis* (n=20). El control corresponde a medio hidropónico comercial. Valores con letras diferentes son estadísticamente significativas (Tukey, p<0.05).

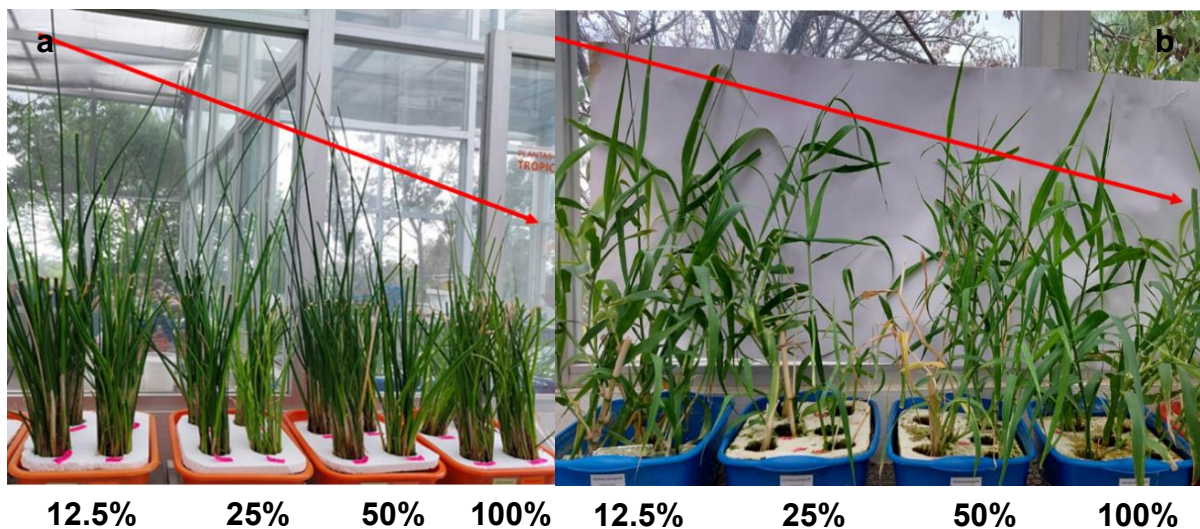


Figura 22. Aspecto de las plantas en agua residual de la Laguna de Salinas, a diferentes diluciones. a) *S. americanus*, b) *P. australis*.

Ya que la exudación de sal se observó en la parte aérea de *S. americanus* (solo en el agua concentrada) es probable que esta especie utilice este mecanismo para eliminar el exceso de sal. Se ha descrito que el Na^+ (sodio) puede ser captado por las células y almacenado en vacuolas, por medio de bombas de protones y gasto de ATP. Cuando éstas se saturan, se fusionan con la membrana y se liberan las sales (Azcón-Bieto y Talón, 2012). Adicionalmente, el aumento observado en la producción de brotes permitiría a la planta disponer de mayor tejido para aumentar la distribución de las sales y reducir su concentración.

El efecto más notable en *S. americanus* fue la reducción de la raíz, lo cual podría deberse a la formación de pequeñas burbujas que lesionan el xilema formando émbolos (Azcón-Bieto y Talón, 2012). Se ha descritos que el exceso de sales induce un estrés osmótico en la planta y una disminución en la absorción de agua a través de la raíz (Figura 23). El Na^+ además inhibe la captación de NH_4^+ , K^+ y PO_4^{3-} , provocando un estrés nutricional en la planta. Igualmente, aumenta la concentración de ácido abscísico (ABA), el cual inhibe la elongación de raíces y yemas apicales, aumenta la pérdida de hojas y promueve el cierre de estomas para evitar la pérdida de agua disminuyendo la captación de CO_2 . La Figura 23 resume los efectos causados por el

estrés salino (Azcón-Bieto y Talón, 2012; Herrera y cols., 2006; Poljakoff Mayber y Gale, 1975).

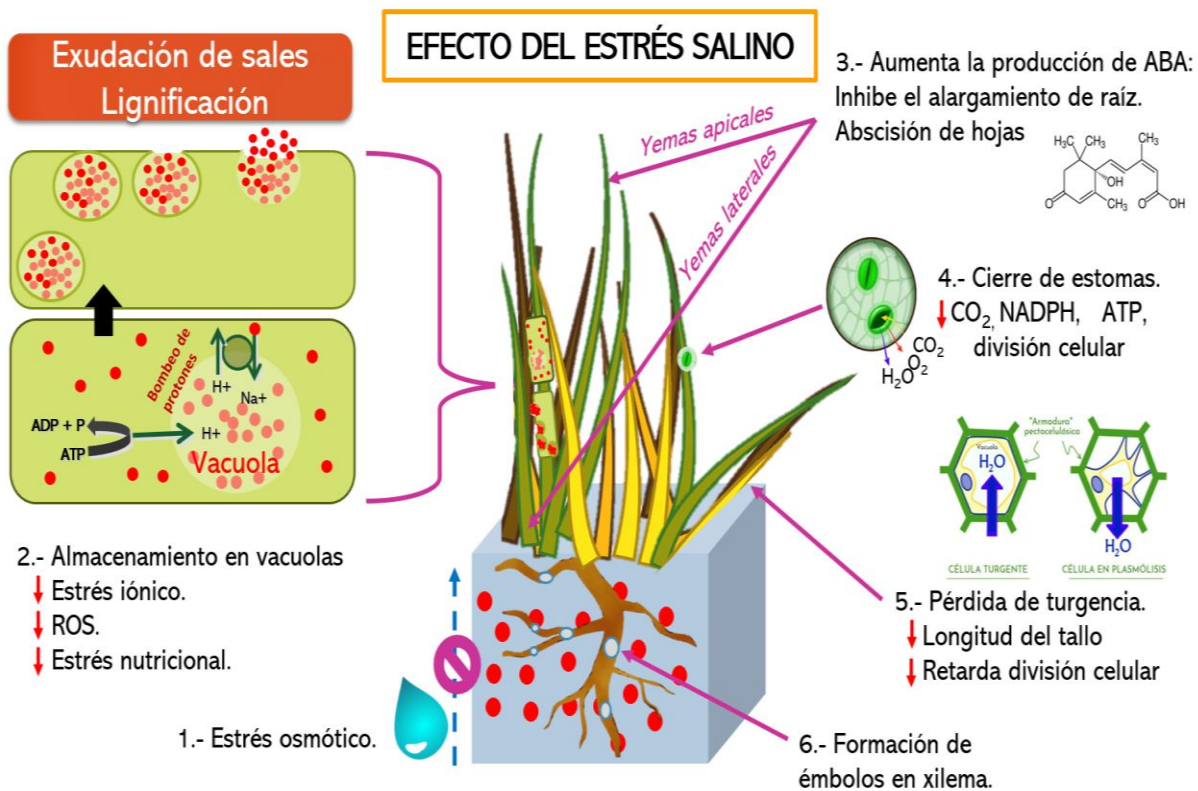


Figura 23. Efecto del estrés salino en las plantas. El exceso de sales induce un estrés osmótico en la planta y una disminución en la absorción de agua a través de la raíz, provocando pérdida de turgencia celular. Las sales son captadas por las células y almacenadas en vacuolas, por medio de bombas de protones y gasto de ATP. Cuando éstas se saturan, se fusionan con la membrana y se liberan las sales. El exceso de sales también aumenta la concentración de ácido abscísico (ABA) y promueve el cierre de estomas para evitar la pérdida de agua. También se forman pequeñas burbujas que lesionan el xilema formando émbolos (Azcón-Bieto y Talón, 2012)

6.3.1.1 Monitoreo del agua residual en el experimento de dilución directa.

En el caso de *S. americanus* las mediciones de pH y temperatura no presentaron variación entre los tratamientos a los 20 días. El pH se mantuvo entre 7 y 8 (Figura

24a) en tanto que la temperatura se correlacionó con la temperatura máxima del día de medición graficado en color rosa (Figura 24b). La CE y la concentración de SST disminuyeron al incrementarse la dilución del agua residual (Figura 24c y Figura 24d). *P. australis* presentó un comportamiento similar (Figura 25).

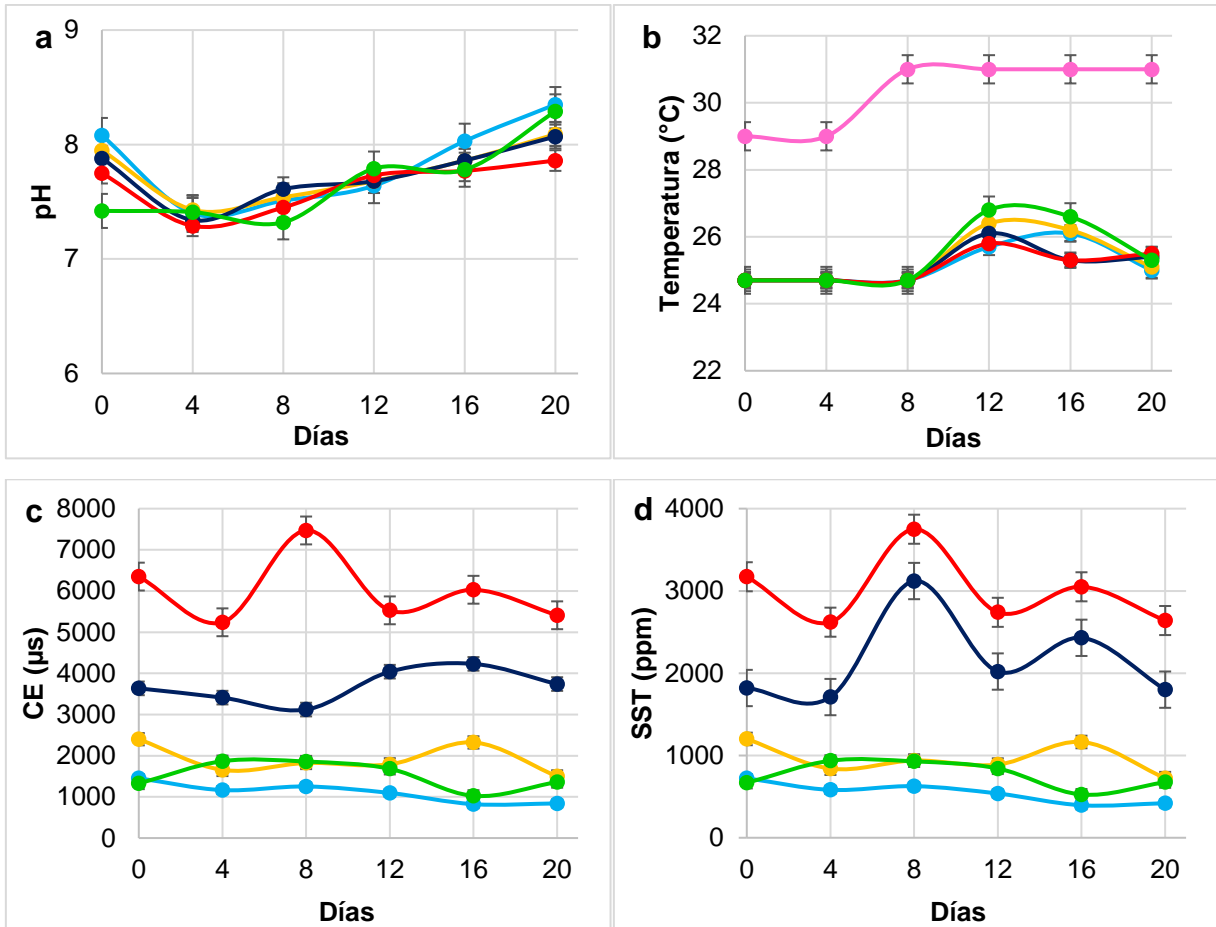


Figura 24. Parámetros fisicoquímicos del agua residual colectada durante el experimento de dilución directa con plantas de *S. americanus*. a) pH, b) temperatura, c) conductividad eléctrica y d) sólidos suspendidos totales. Verde (medio hidropónico), rojo (agua sin diluir), azul oscuro (agua diluida al 50%), amarillo (agua diluida al 25%) y azul (agua diluida al 12.5%). El control corresponde a medio hidropónico comercial (n=3).

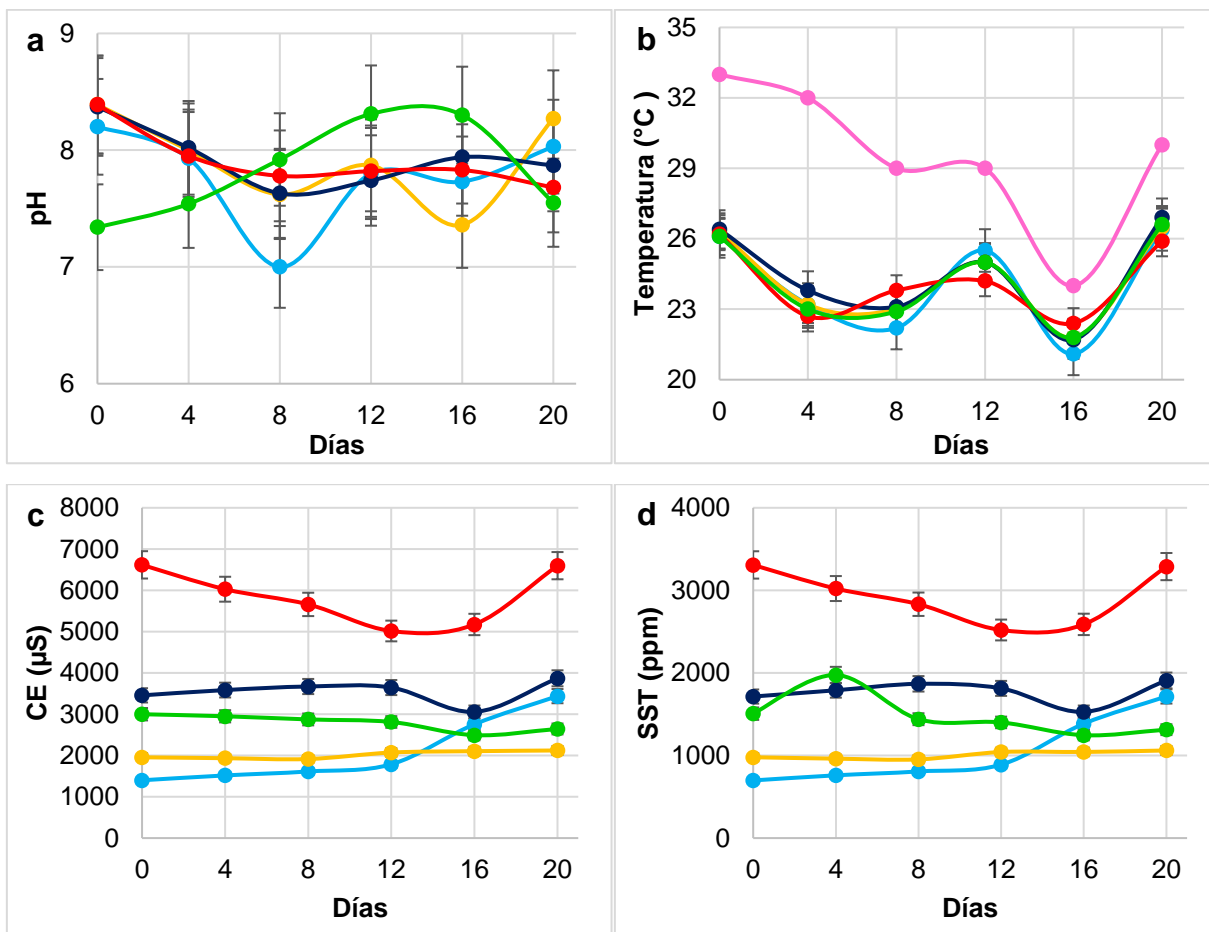


Figura 25. Parámetros fisicoquímicos del agua residual colectada durante el experimento de dilución directa con plantas de *P. australis*. a) pH, b) temperatura, c) conductividad eléctrica y d) sólidos suspendidos totales. Verde (medio hidropónico), rojo (agua sin diluir), azul oscuro (agua diluida al 50%), amarillo (agua diluida al 25%) y azul (agua diluida al 12.5%). El control corresponde a medio hidropónico comercial (n=3).

6.3.2 Adaptación por dilución seriada (B)

En el caso de *S. americanus*, conforme aumentó la concentración de sales se inhibió el Δ longitud de tallo y la formación de brotes, pero se redujo la pérdida de raíz (Figura 26a). En el caso de *P. australis* no se observó variación en el Δ longitud de tallo y raíz al aumentar la concentración de aguas residuales (Figura 26b). El número de brotes

presenta tendencia a aumentar conforme aumenta la concentración de sales, sin diferencia estadística significativa ($p>0.05$) (Figura 26b).

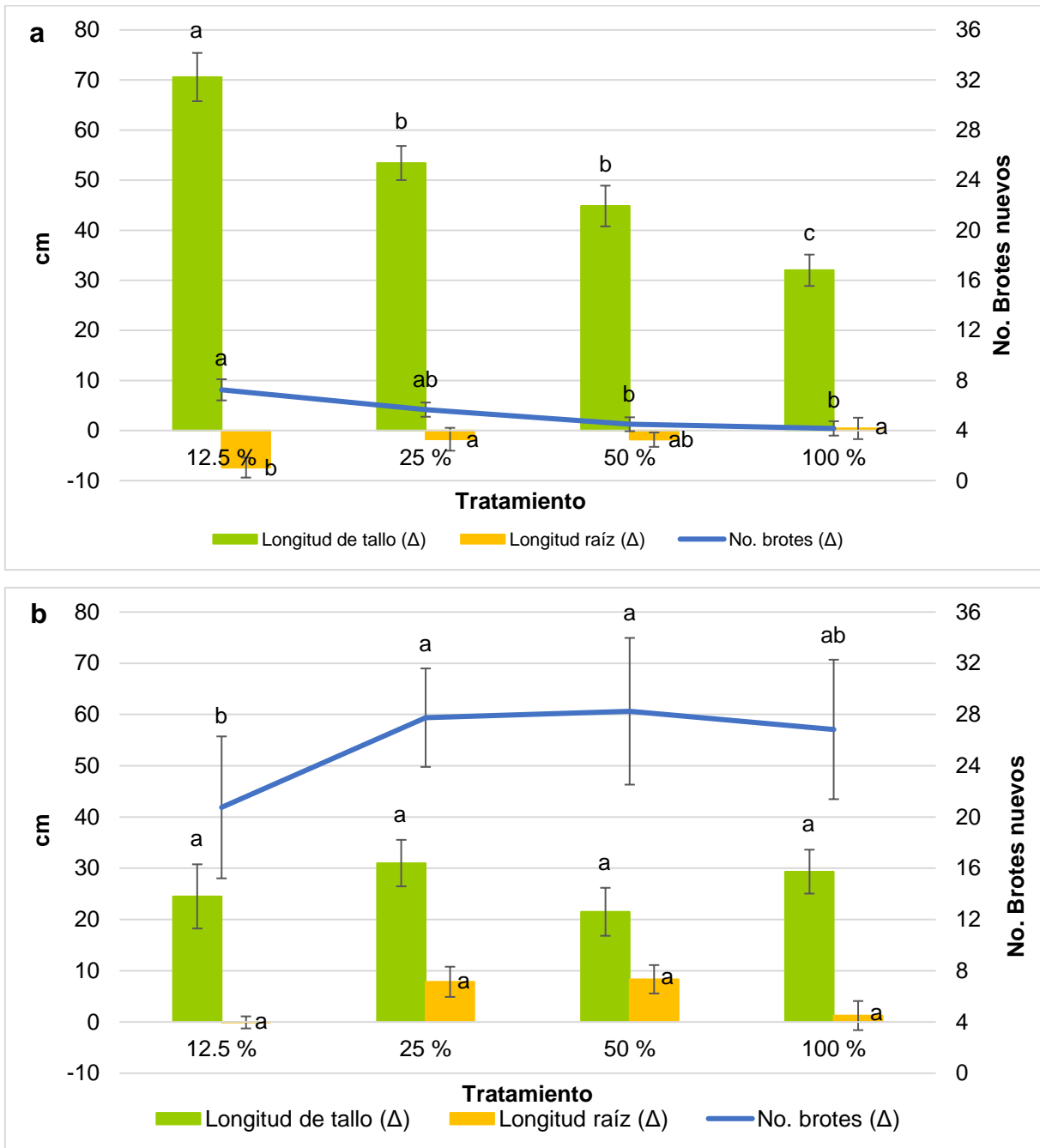


Figura 26. Desarrollo de plantas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, a diferentes diluciones ($n=12$). a) *S. americanus*, b) *P. australis*. Valores con letras diferentes son estadísticamente significativas (Tukey, $p<0.05$).

La Figura 27 y 28 muestra el aspecto de las plantas de *S. americanus* y *P. australis*, respectivamente, al día 20 de cada tratamiento.

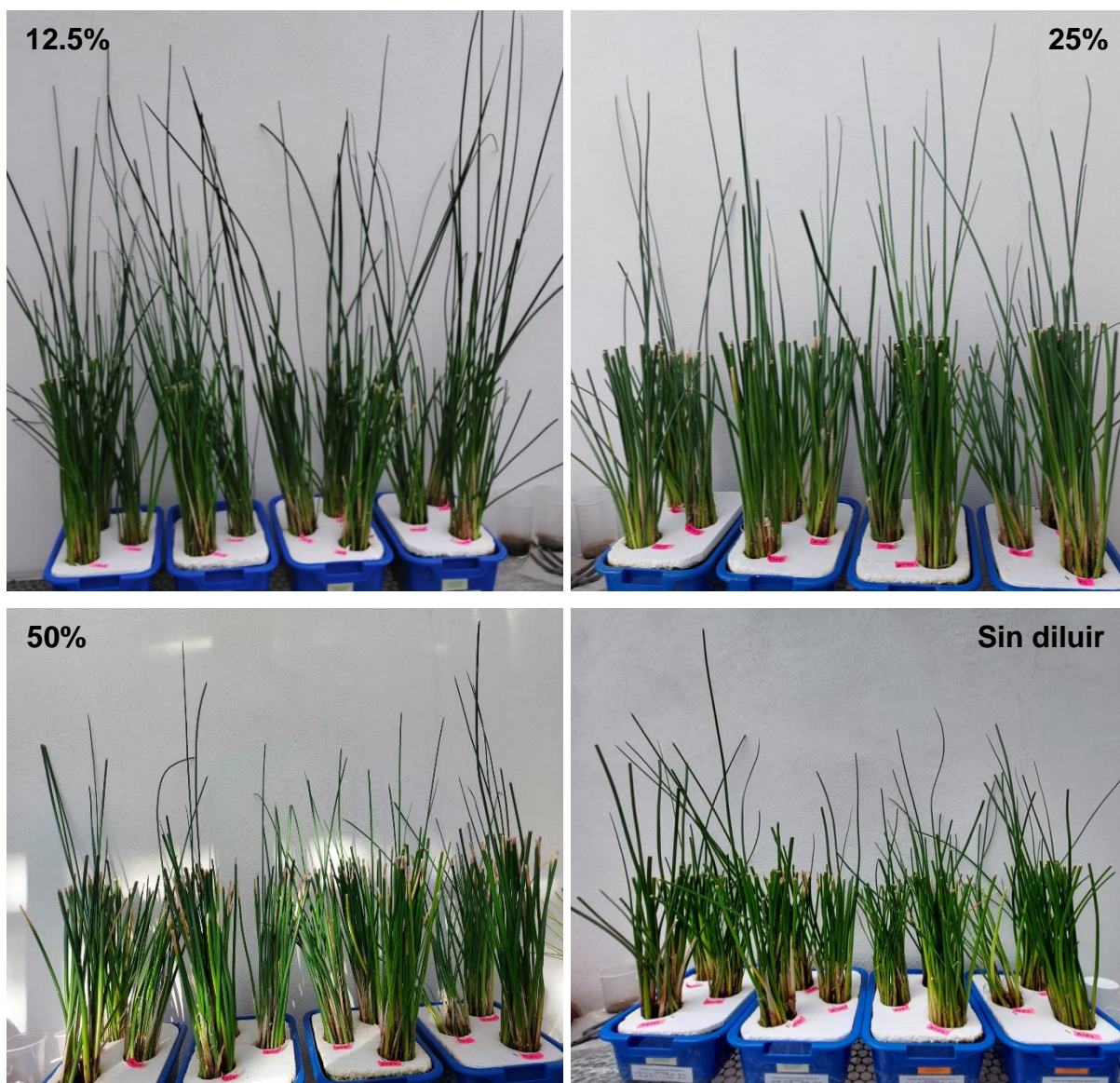


Figura 27. Plantas de *S. americanus* al día 20, en el experimento de adaptación seriada.

Con base en los resultados obtenidos, se propone que las plantas expuestas de forma continua al estrés salino desarrollan como mecanismo de sobrevivencia una menor inversión de energía para los procesos de crecimiento, tales como la extensión de tallo y formación de brotes nuevos.

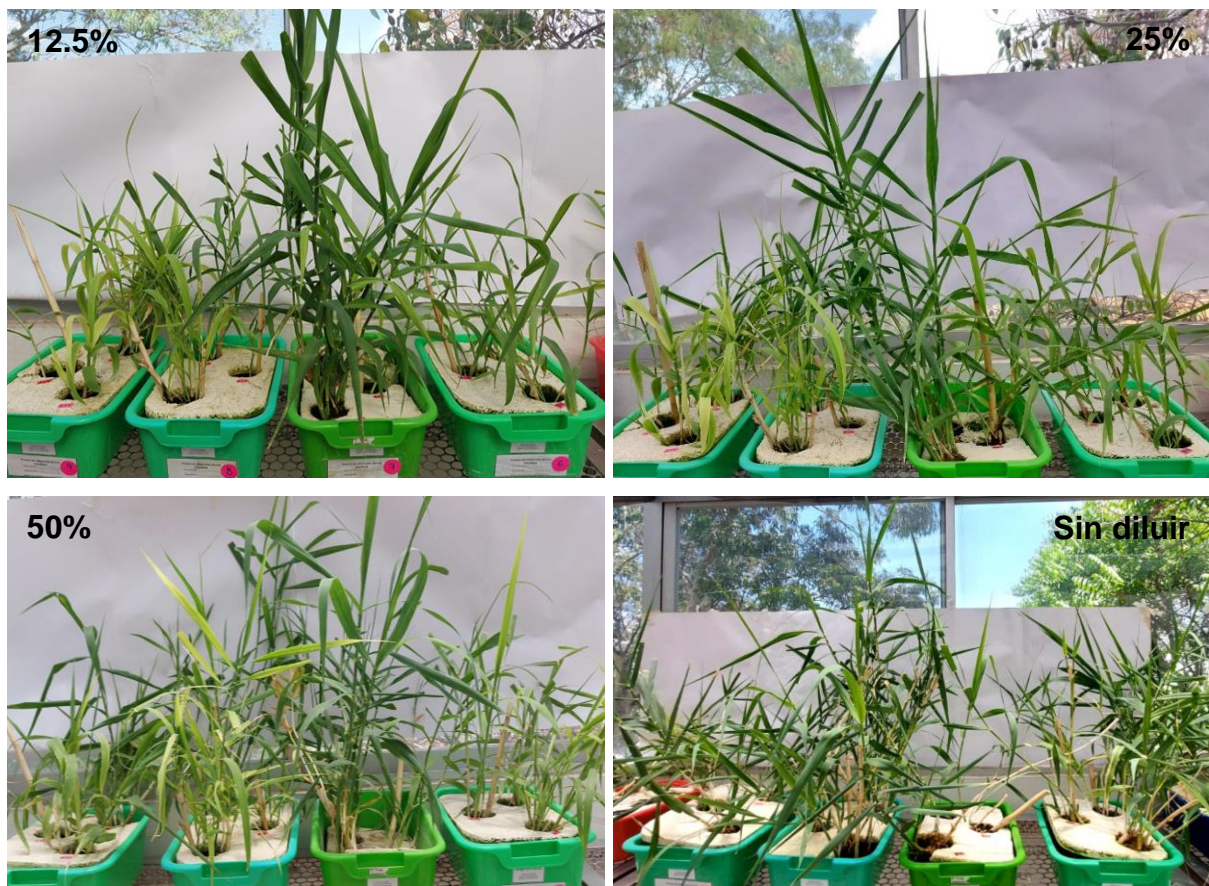


Figura 28. Plantas de *P. australis* al día 20, en el experimento de adaptación seriada.

Otros efectos descritos como respuesta al exceso de sales a largo plazo son la síntesis de osmolitos, osmoprotectores y enzimas antioxidantes (Figura 29). Los osmolitos son solutos compatibles, como el potasio manitol, sacarosa, sorbitol y fructosa, que retienen el agua en el citoplasma reajustando el potencial hídrico intracelular. Los osmoprotectores mantienen el agua de solvatación de las moléculas protegiendo su estructura a bajos potenciales de agua. Entre ellos se encuentran la prolina, compuestos de amonio cuaternario (glicina betaína, prolina betaína y β -alanina betaína), polialcoholes y azúcares. Al bajar los niveles de agua intracelular, los azúcares se gelifican evitando el colapso de la célula, forman puentes de hidrógeno entre sus grupos hidroxilo y los residuos polares de las proteínas manteniendo su integridad. También se ha descrito la inducción de proteínas LEA (proteínas abundantes en la embriogénesis tardía) en respuesta al déficit de agua y estrés salino.

Estas proteínas forman puentes salinos con aminoácidos muy cargados, para mantener la estructura de las proteínas (Azcón-Bieto y Talón, 2012; Best y Taylor, 2010; Parihar y cols., 2015).

El estrés salino induce el cierre de estomas, reduce la disponibilidad de dióxido de carbono en las hojas e inhibe la fijación de carbono, exponiendo los cloroplastos a una energía de excitación excesiva. Esta a su vez aumenta la generación de especies reactivas de oxígeno (Reactive Oxygen species – ROS) como superóxido ($O_2^{\cdot-}$), peróxido de hidrógeno (H_2O_2), hidroxilo radical (OH^{\cdot}) y oxígeno singulete. Las ROS pueden causar peroxidación de lípidos, oxidación de proteínas, inactivación de enzimas, daño en el ADN y/o interacción con otros organismos vitales (Parihar y cols., 2015). Para reducir la acumulación de ROS inducida por el estrés salino, las células aumentan la síntesis de antioxidantes no enzimáticos como glutatión, ascorbato y α -tocoferol, y de enzimas antioxidantes como superóxido dismutasa, ascorbato peroxidasa, glutatión reductasa, deshidroascorbato reductasa, monodeshidroascorbato reductasa y catalasa. Los antioxidantes actúan como sustratos en reacciones de detoxificación, mientras que las enzimas eliminan las ROS (Azcón-Bieto y Talón, 2012).

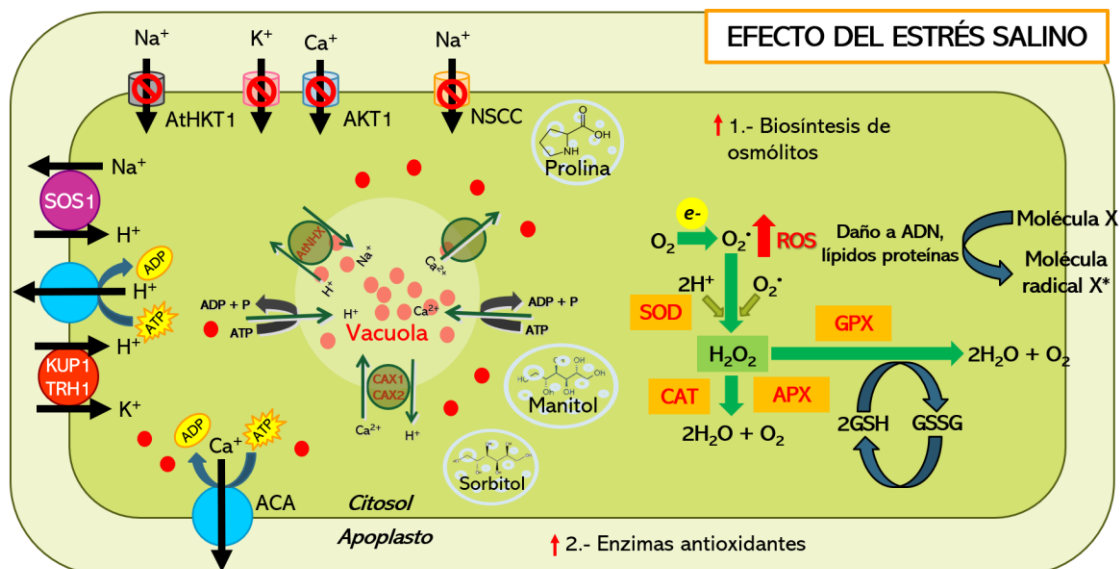


Figura 29. Esquema mecanismos de adaptación ante estrés salino (Parihar y cols., 2015).

6.3.2.1 Monitoreo del agua residual en el experimento de dilución directa.

En cuanto a los resultados obtenidos en agua, se registraron los datos al final de cada tratamiento (día 20). En el caso de *S. americanus* y *P. australis* conforme avanzó el experimento se acidificó el pH del agua, la temperatura correlacionó con la temperatura máxima del día, la CE y SST aumentaron conforme aumentó la concentración de sales (Cuadro 11, Cuadro 12).

Cuadro 11. Parámetros fisicoquímicos del agua colectada en el experimento de adaptación seriada en presencia de *S. americanus*.

DILUCIÓN	12.5 %	25 %	50 %	100 %
pH	8.1 (± 0.0)	7.7 (± 0.0)	6.9 (± 0.1)	6.6 (± 0.1)
°C	25.3 (± 0.0)	22.4 (± 0.0)	25.1 (± 0.1)	21.8 (± 0.0)
CE	1,051 (± 91.4)	2,065 (± 67.0)	2,677.3 (± 149.1)	5,614 (± 282.8)
SST	525.3 (± 46.0)	1,028.8 (± 34.8)	1,314.8 (± 62.7)	2,808 (± 143.4)

Cuadro 12. Parámetros fisicoquímicos del agua colectada en el experimento de adaptación seriada en presencia de *P. australis*.

DILUCIÓN	12.5 %	25 %	50 %	100 %
pH	7.9 (± 0.2)	6.4 (± 0.3)	7.9 (± 0.2)	7.7 (± 0.1)
°C	25.6 (± 0.3)	27.2 (± 0.2)	25.3 (± 0.1)	27.4 (± 0.2)
CE	1,804.3 (± 449.8)	2,558.3 (± 239.6)	2,793.5 (± 100.2)	4,192.5 (± 310.7)
SST	901.8 (± 224.7)	1,286.8 (± 117.5)	1,398.5 (± 46.2)	2,067.5 (± 168.6)

6.3.3 Comparación en el desarrollo de plantas adaptadas y no adaptadas al agua residual

Una vez que se adaptaron las plantas de *S. americanus* y *P. australis* se procedió a comparar su desarrollo en el agua residual con respecto a las plantas no adaptadas. No hubo diferencias estadísticas en la longitud de raíz entre plantas adaptadas, no adaptadas y el control tanto en *S. americanus* (Figura 30a) como en *P. australis* (Figura 30b).

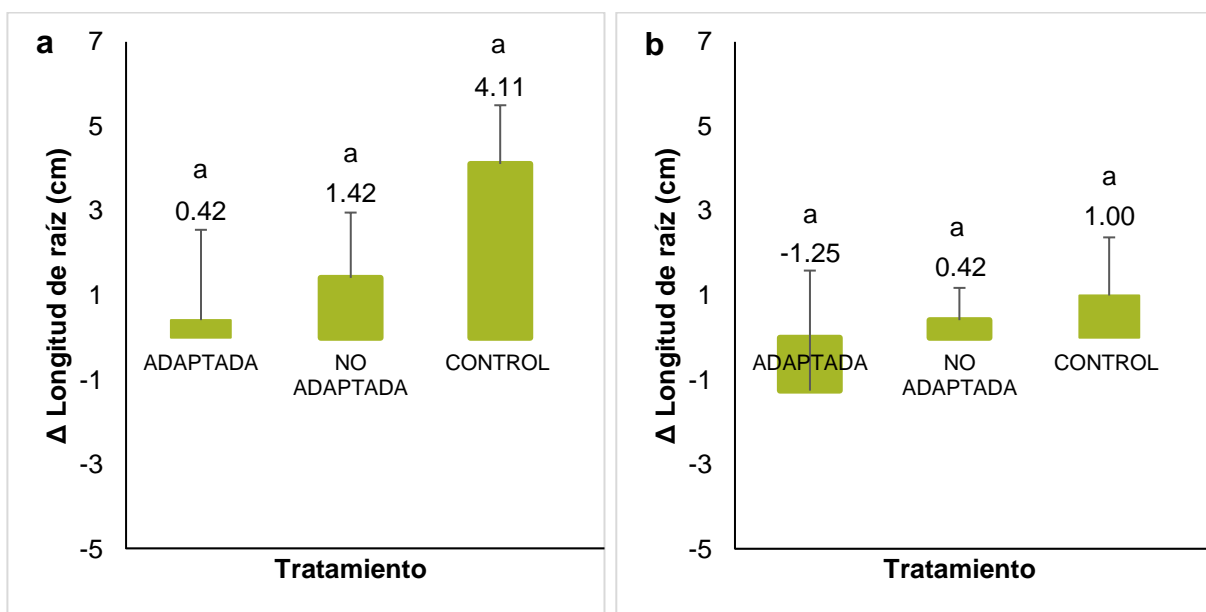


Figura 30. Variación en longitud de raíz de plantas adaptadas y no adaptadas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, sin diluir. a) *S. americanus*, b) *P. australis*. El control corresponde a medio hidropónico comercial (n=12). Valores con letras diferentes son estadísticamente significativas (Tukey, $p < 0.05$).

Con relación al tallo, las plantas adaptadas de *S. americanus* incrementaron 3 y 11 veces su longitud (32.0 ± 3.1 cm) en comparación a las plantas no adaptadas y el control, respectivamente (Figura 31a). En las plantas de *P. australis*, las plantas adaptadas y no adaptadas aumentaron 3.6 y 2.6 veces la longitud del tallo con relación al control (Figura 31b), Sin embargo, no hubo diferencias estadísticas entre plantas adaptadas y no adaptadas.

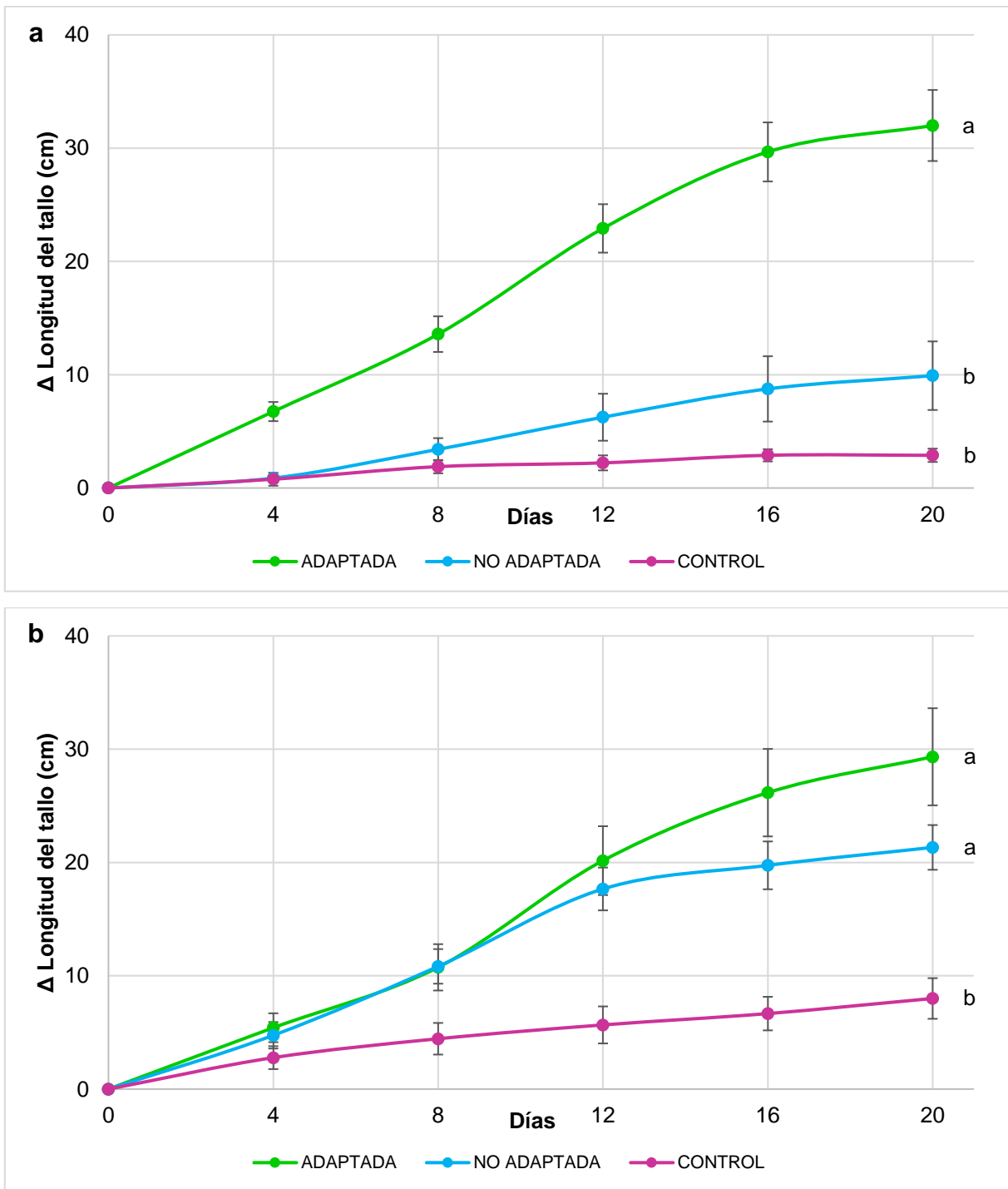


Figura 31. Variación en longitud de tallo de plantas adaptadas y no adaptadas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, sin diluir. a) *S. americanus*, b) *P. australis*. El control corresponde a medio hidropónico comercial (n=12). Valores con letras diferentes son estadísticamente significativas (Tukey, $p < 0.05$).

Al concluir el experimento, en ambas especies se observó mayor clorosis en las plantas no adaptadas (debido posiblemente a un daño en su aparato fotosintético) (Figura 32) en comparación con las plantas adaptadas.

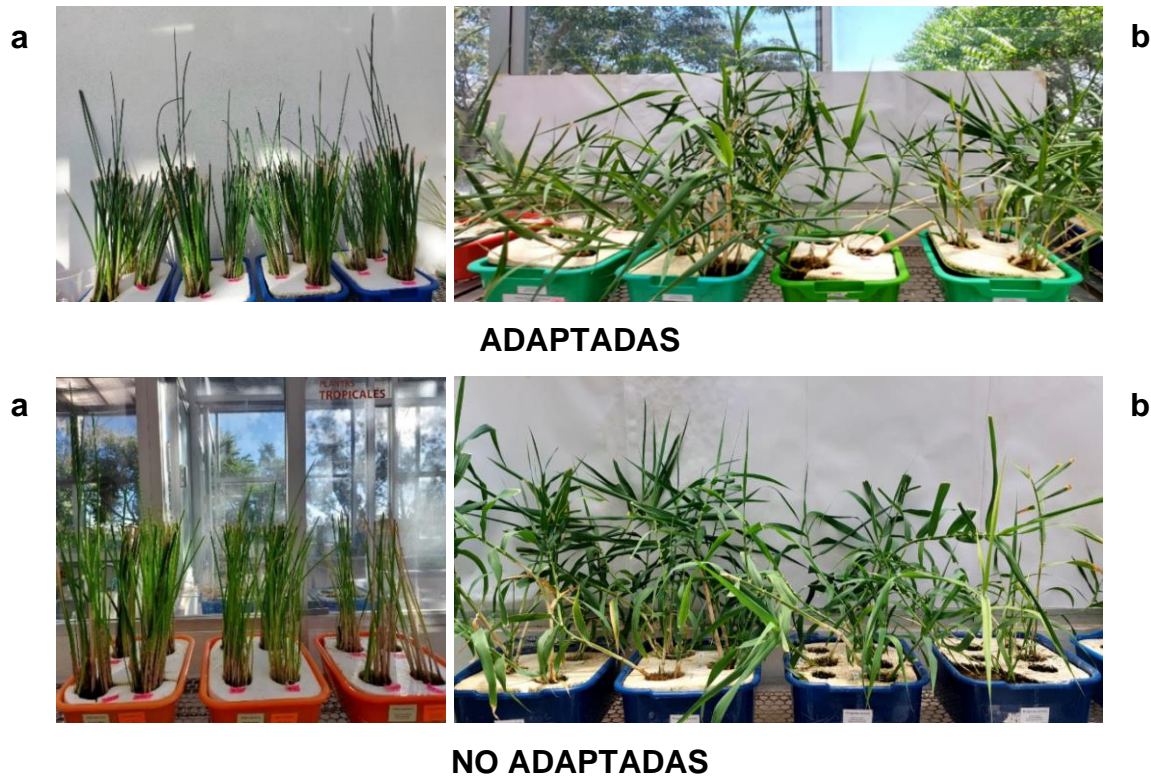


Figura 32. Crecimiento entre plantas adaptadas y no adaptadas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, sin diluir (n=12). a) *S. americanus*, b) *P. australis*.

El número de brotes en *S. americanus* fue el parámetro que mostró mayores diferencias (Figura 33a). El grupo control formó mayor número de brotes (15.6 ± 2.7) cm, en comparación con las plantas no adaptadas (9.2 ± 1.3 cm) y las adaptadas (4.1 ± 0.6). Por otro lado, las plantas de *P. australis* no presentaron variación en número de brotes nuevos entre los tres tratamientos (Figura 33b).

Con base en los datos reportados en la literatura, se sugiere que las plantas de *S. americanus* y *P. australis* podrían presentar un ajuste osmótico para hacer frente al estrés salino, así como una activación de sus sistemas antioxidantes. Se requerirán estudios adicionales para determinar el mecanismo preciso de tolerancia de las plantas de *S. americanus* y *P. australis* adaptadas a aguas residuales moderadamente salinas.

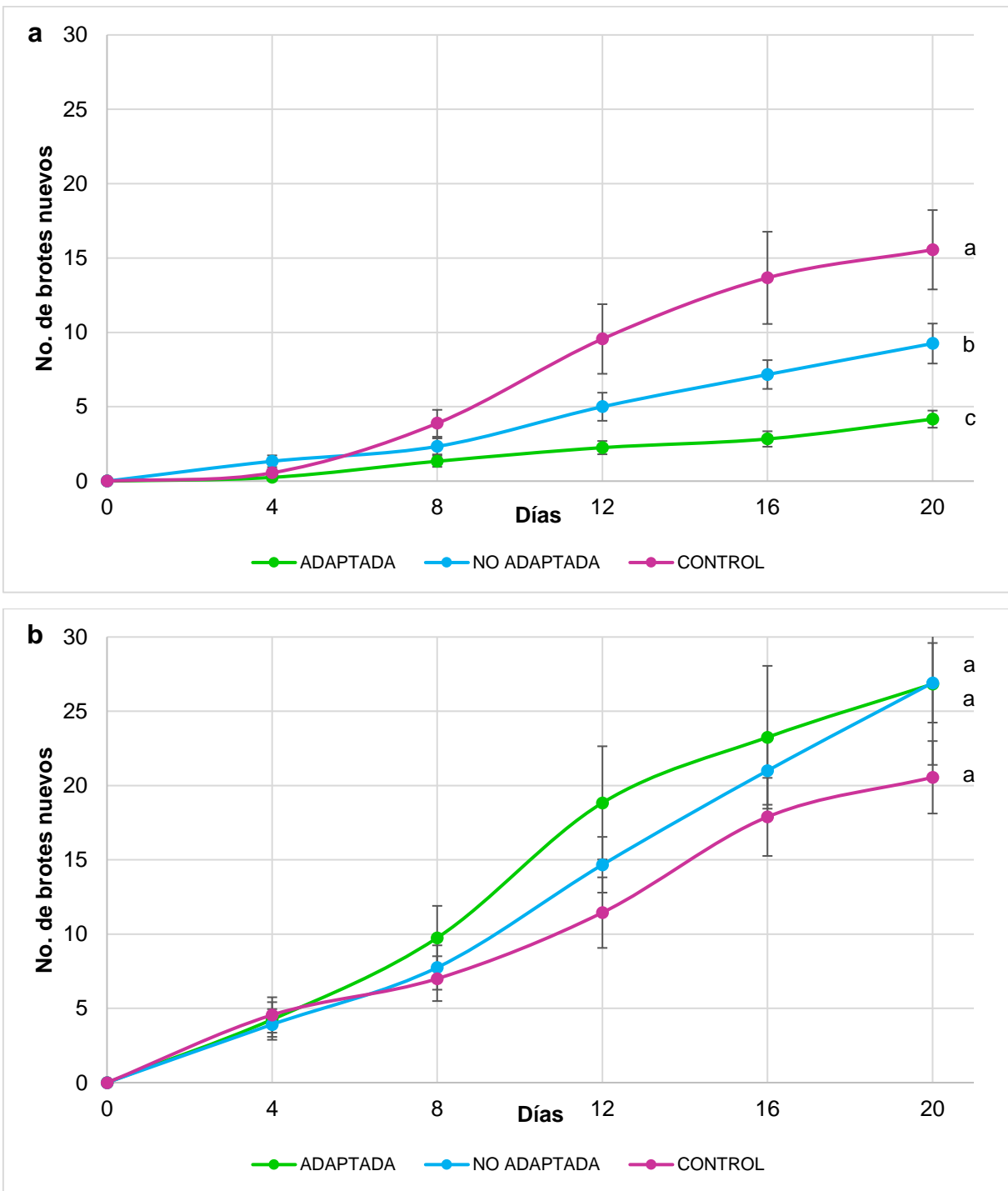


Figura 33. Formación de brotes nuevos en plantas adaptadas y no adaptadas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, sin diluir. a) *S. americanus*, b) *P. australis*. El control corresponde a medio hidropónico comercial (n=12). Valores con letras diferentes son estadísticamente significativas (Tukey, $p < 0.05$).

6.3.3.1 Monitoreo del agua residual en presencia de plantas adaptadas y no adaptadas

El pH (Figura 34a) y la temperatura (Figura 34b) del agua donde se mantuvieron las plantas de *S. americanus*, no mostraron diferencia estadística entre plantas adaptadas y no adaptadas, aunque las adaptadas aumentaron 0.7 unidades el pH al final del experimento (Figura 34a). La CE y SST del agua fue similar entre plantas adaptadas y no adaptadas. Sin embargo, al concluir el experimento, estos valores fueron menores con las plantas no adaptadas (34c, d).

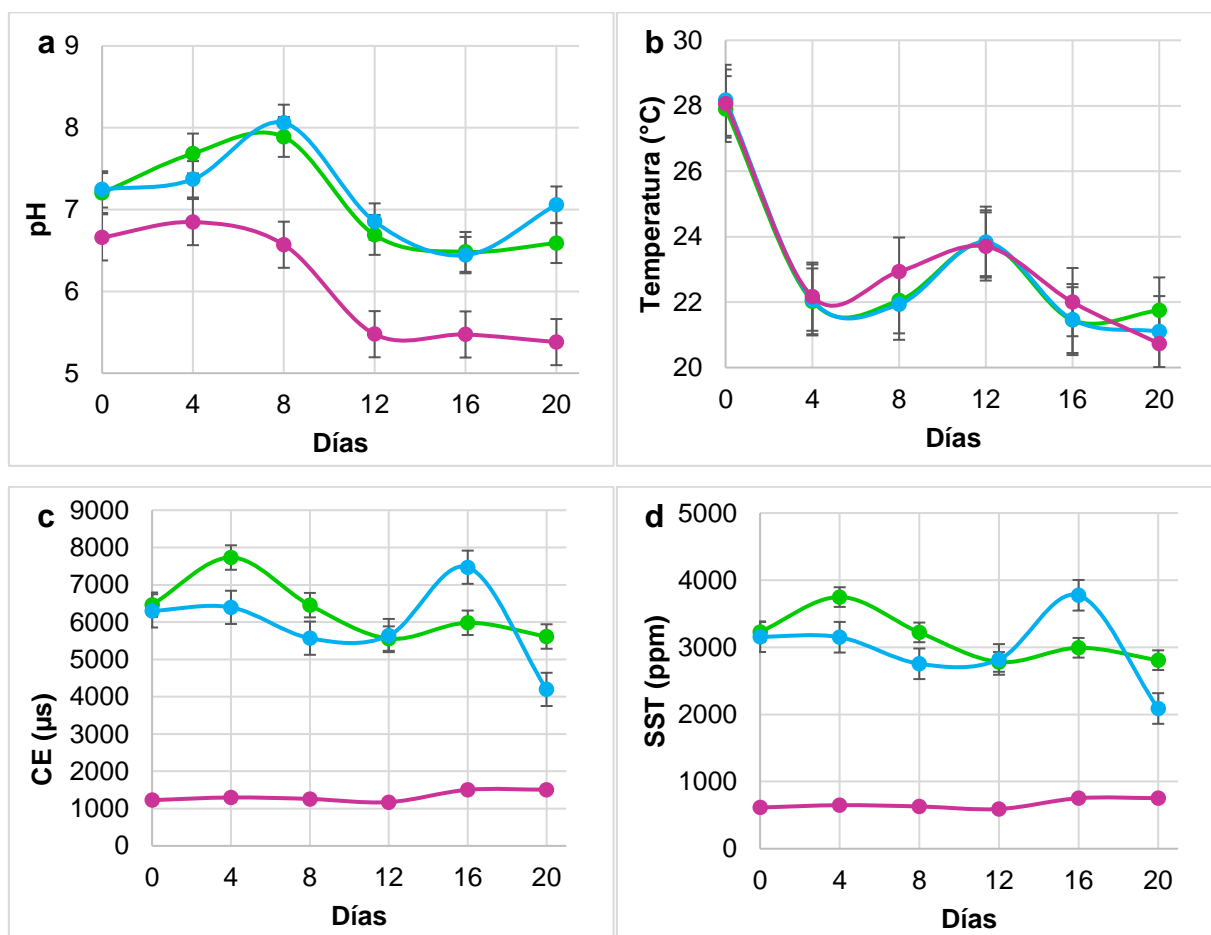


Figura 34. Parámetros fisicoquímicos del agua residual de la Laguna de Salinas, no diluida, durante 20 días de tratamiento con plantas de *S. americanus*. a) pH, b) temperatura, c) conductividad eléctrica y d) sólidos suspendidos totales. Verde (adaptada), azul (no adaptada) y morado (medio hidropónico). El control corresponde a medio hidropónico comercial (n=3).

El mismo comportamiento con relación al pH (Figura 35a), temperatura (Figura 35b), CE (Figura 35c) y SST (Figura 35d), se observó en el agua en contacto con plantas adaptadas y no adaptadas de *P. australis*.

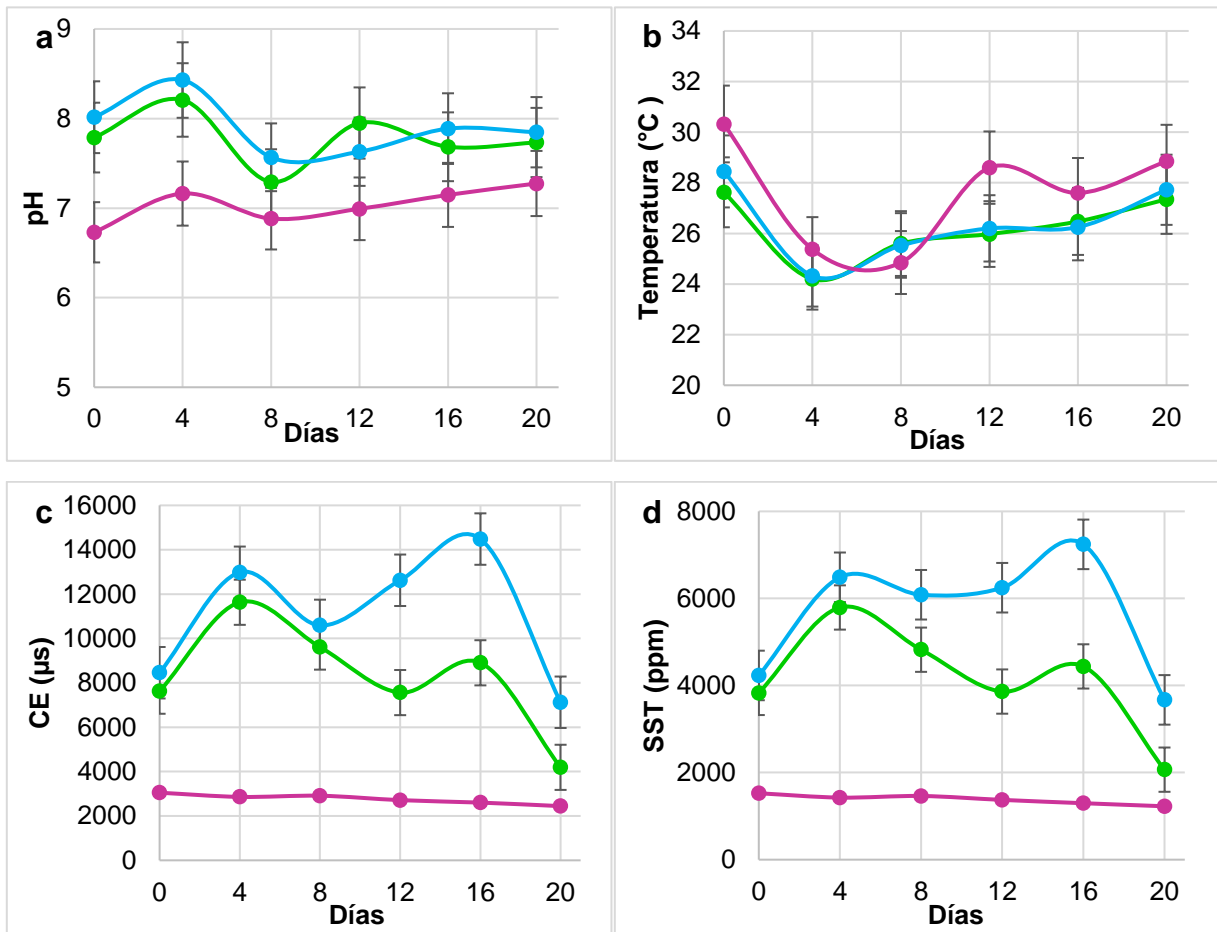


Figura 35. Parámetros fisicoquímicos del agua residual de la Laguna de Salinas, no diluida, durante 20 días de tratamiento con plantas de *P. australis*. a) pH, b) temperatura, c) conductividad eléctrica y d) sólidos suspendidos totales. Verde (adaptada), azul (no adaptada) y morado (medio hidropónico). El control corresponde a medio hidropónico comercial (n=3).

6.4 Efecto de las plantas de *S. americanus* y *P. australis* en la calidad del agua proveniente de las lagunas de estabilización

6.4.1 Parámetros fisiológicos

Al comparar el desarrollo de plantas adaptadas de *S. americanus* y *P. australis* expuestas a aguas residuales, se observó que, aunque la primera forma raíces más largas, no hay diferencias estadísticas entre las dos especies (Figura 36a). *S. americanus* presentó mayor desarrollo de tallo (33 ± 5.2 cm) que *P. australis* (19.1 ± 3.6 cm) (Figura 36b), pero *P. australis* generó mayor cantidad de brotes nuevos (12.6 ± 1.3) que *S. americanus* ($4.2 (\pm 0.5)$) (Figura 36c). La Figura 37 muestra las plantas al finalizar el experimento.

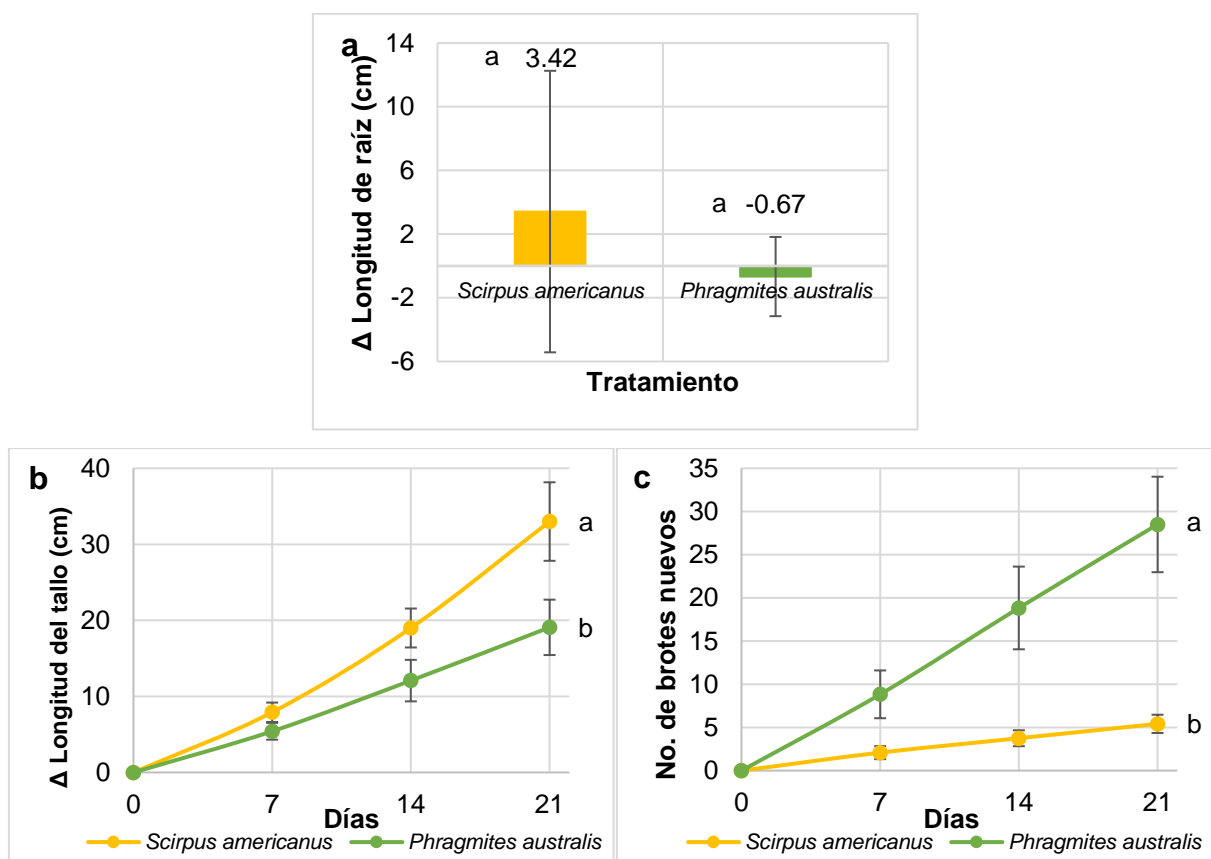


Figura 36. Comparación entre el desarrollo de plantas de *S. americanus* y *P. australis* previamente adaptadas, expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas. a) Δ Longitud de raíz, b) Δ Longitud del tallo, c) No. de brotes nuevos. Valores con letras diferentes son estadísticamente significativas (Tukey, $p < 0.05$) ($n=12$).



Figura 37. Plantas previamente adaptadas expuestas a agua residual de la Laguna de Salinas, sin diluir. a) *S. americanus*, b) *P. australis* (n=12).

Ambas especies mostraron un buen desarrollo en presencia de agua con alto contenido de sales y contaminantes, debido al abandono de la planta tratadora. Por lo anterior, ambas especies podrían ser utilizadas en procesos de reforestación de marismas, es decir, humedales que se forman en la desembocadura de los ríos, y que reciben el efecto de las mareas. Estas áreas suelen perder plantas con baja tolerancia a sal debido al aumento del nivel del mar (Li y Pennings, 2019).

6.4.2 Análisis de contaminantes en agua

Los parámetros fisicoquímicos del agua (temperatura, pH, sólidos suspendidos totales y conductividad eléctrica) en presencia de *S. americanus* y *P. australis* fueron similares entre sí (Figura 38a, b, c y d). Al día 21, el pH del agua con plantas fue cercano a 7, mientras que en el grupo control (sin plantas) el pH fue ligeramente alcalino (pH=8) (Figura 38a). El pH del agua de las lagunas de estabilización se debe básicamente a los desechos domésticos que suelen contener hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de calcio, magnesio, sodio, potasio y principalmente amoniacado. Éste proviene de productos de limpieza, fármacos y aminoácidos de la digestión proteica. La acidificación del agua residual observada en presencia de *S. americanus* y *P. australis*

se puede atribuir a la asimilación de nitrógeno por las plantas y bacterias (simbiosis). El nitrógeno amoniacal (NH_4^+) sería absorbido por la raíz y luego transformado en amonio (NH_3). El H^+ liberado ocasionaría la acidificación del agua (Bidwell, 1979). También se plantea la descomposición de nitrógeno ureico ($(\text{NH}_2)_2\text{CO}$) a NH_4^+ y CO_2^- por hidrólisis enzimática. Además, a temperatura menor a 25°C , el agua es más ácida de lo registrado por el potenciómetro.

La temperatura siguió el comportamiento de la temperatura máxima del día tanto en agua expuesta a plantas como el grupo control (Figura 38b). Usualmente no alcanza la temperatura máxima del día debido a que este elemento es un amortiguador térmico. Con relación a la CE, disminuyó más rápido en presencia de las plantas, aunque al final del experimento no hubo diferencia estadística entre los tratamientos (Figura 38c). La conductividad eléctrica varía en función de la fuente de agua y las sales disueltas, las cuales se pueden descomponer en iones positivos como Na^+ , Ca^{+2} , K^+ y Mg^{+2} , y negativos como Cl^- , SO_4^{-2} , CO_3^{-2} , HCO_3^- . Estos iones disminuyen la resistencia del agua al paso de la corriente eléctrica aumentando los valores de CE. Se propone que, como respuesta a la salinidad moderada, algunos iones fueron asimilados por las plantas y en el caso de *S. americanus* exudados a través del tallo.

Los sólidos suspendidos totales y la turbidez presentaron un comportamiento similar, bajando de forma más lenta en el control y rápidamente en presencia de las plantas (Figura 38d, e), no observándose diferencias estadísticas entre los tratamientos. al día 21. Los sólidos se clasifican en sedimentables, disueltos y suspendidos.

Los sedimentables presentan mayor peso por lo que precipitan en una hora, siendo removibles con sedimentación simple. Los disueltos están unidos a nivel químico con las moléculas de agua y requieren oxidación biológica, coagulación y sedimentación química para su remoción. Los sólidos suspendidos miden más de $1.2\ \mu\text{m}$ de diámetro, por lo que se retiran por tamizado, sedimentación por gravedad, flotación, filtración y centrifugación. Por lo tanto, los sólidos suspendidos en el agua precipitarían hasta el fondo de la palangana por gravedad. En presencia de *S. americanus* y *P. australis* serían retenidos sobre la superficie de las raíces, y absorbidos, lo cual explicaría su rápida disminución (Molina y Tigreros Gutierrez, 2005).

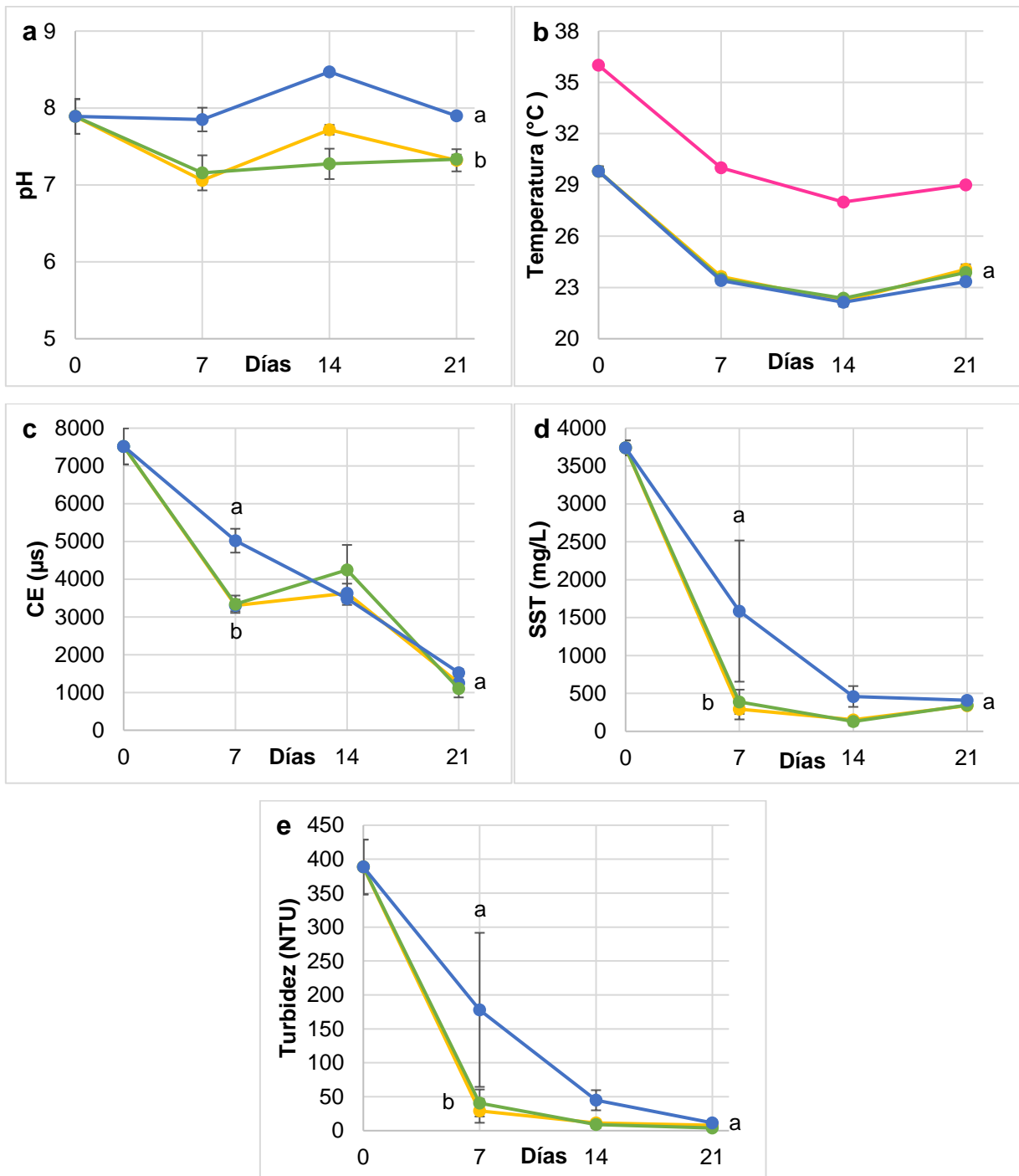


Figura 38. Parámetros fisicoquímicos del agua residual de la Laguna de Salinas, durante 21 días de tratamiento con plantas de *S. americanus* (amarillo) y *P. australis* (verde). a) pH, b) temperatura, c) conductividad eléctrica, d) sólidos suspendidos totales y e) turbidez. El control no contiene plantas (azul) (n=3).

Por otro lado, aunque la turbidez es un indicador de la claridad relativa, no puede medir con precisión los sólidos. La turbidez excesiva es sinónimo de vertidos, erosión, escorrentía, proliferación de algas o sedimentos alterados. Esto puede aumentar la temperatura del agua, reducir los niveles de oxígeno disuelto e inhibir la fotosíntesis, lo que puede provocar la muerte de las plantas subacuáticas y alterar la cadena alimentaria del ecosistema (Marín Galvín, 2019). La Figura 39 muestra que el agua en presencia de las plantas fue más clara con relación al control, indicando que se removieron sólidos suspendidos.

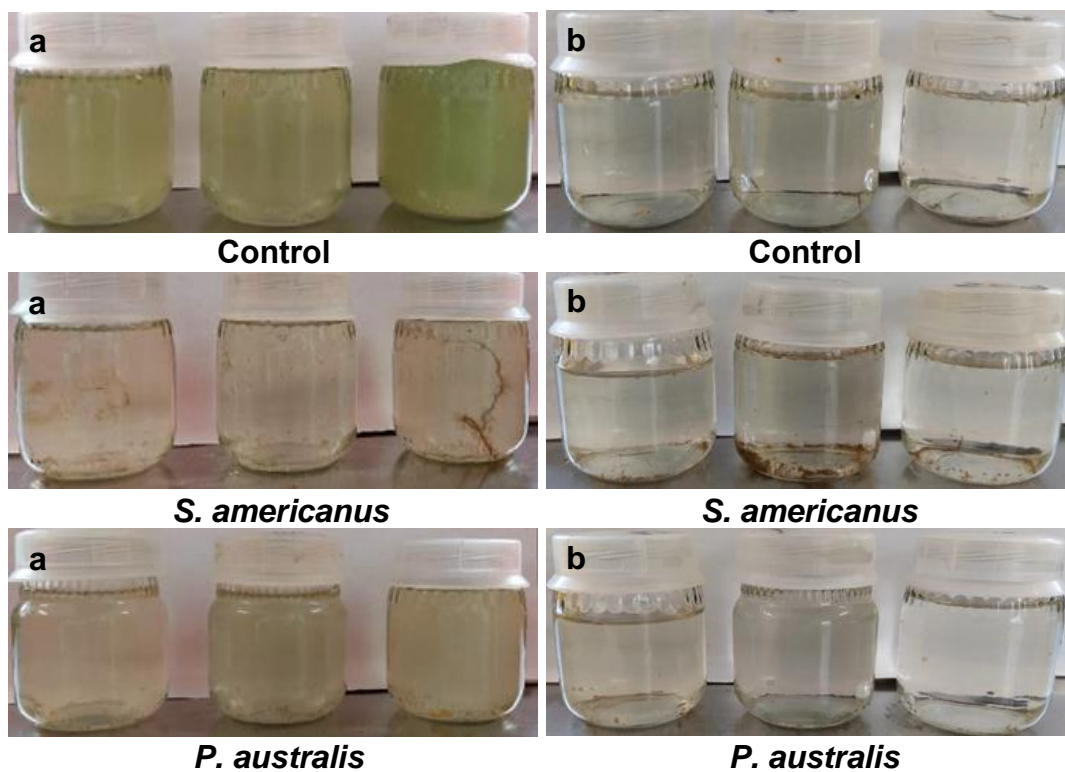


Figura 39. Aspecto de agua residual de la Laguna de Salinas, durante el tratamiento con plantas de *S. americanus* y *P. australis*. a) día 7, b) día 21. El control no contiene plantas (n=3).

Los valores de DQO presentaron un comportamiento similar en el control y en presencia de las plantas. El valor más bajo se registró con *S. americanus* al día 14, sin embargo, no fue estadísticamente significativo (Figura 40).

La DQO representa la cantidad de oxígeno que se requiere para oxidar químicamente la materia orgánica e inorgánica presente en aguas naturales y residuales. En aguas residuales domesticas aproximadamente el 50% de la DQO pertenece a la DBO, que es la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para oxidar la materia orgánica. Por lo tanto, se infiere que la cantidad de oxígeno inyectado por las raíces al medio acuoso no impactó la DBO comparado con el oxígeno que ingresa directo del ambiente en el grupo control.

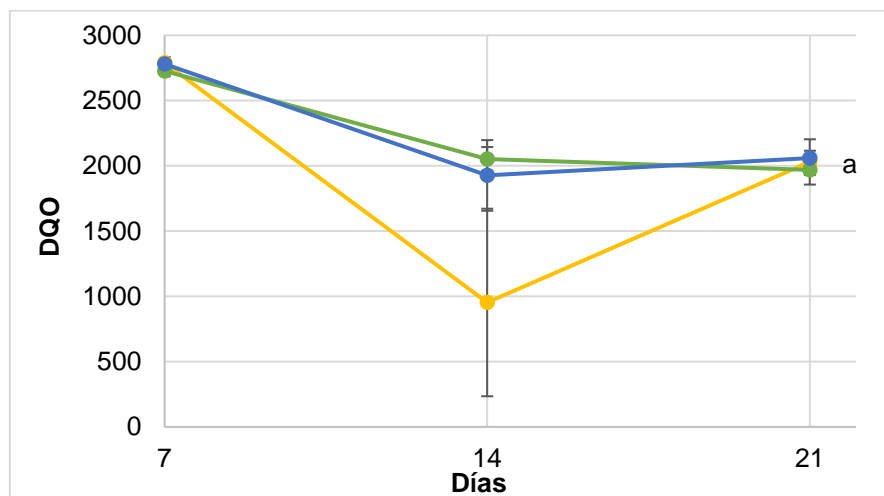


Figura 40. Demanda química de oxígeno del agua residual de la Laguna de Salinas. Control sin plantas (azul), *S. americanus* (amarillo) y *P. australis* (verde). (n=3).

Las mediciones de nitrógeno total, nitritos, nitratos y ortofosfatos se muestran en las Figura 41a, b, c y d. En este estudio se observó que el nitrógeno total del agua disminuyó progresivamente en función del tiempo en los tres tratamientos (Figura 41a). Al concluir el experimento la concentración fue similar en el control y en presencia de las plantas ($p > 0.05$).

Igualmente, nitritos y nitratos disminuyeron progresivamente en función del tiempo. Los nitritos presentaron un valor similar estadísticamente entre ambas especies, pero fueron menores en relación al del grupo control (41b). En el caso de los nitratos, la reducción fue más rápida en presencia de *P. australis* en comparación con el grupo control y el grupo expuesto a *S. americanus*. Al final del experimento no hubo diferencias estadísticas entre los tratamientos ($p > 0.05$) (Figura 41c).

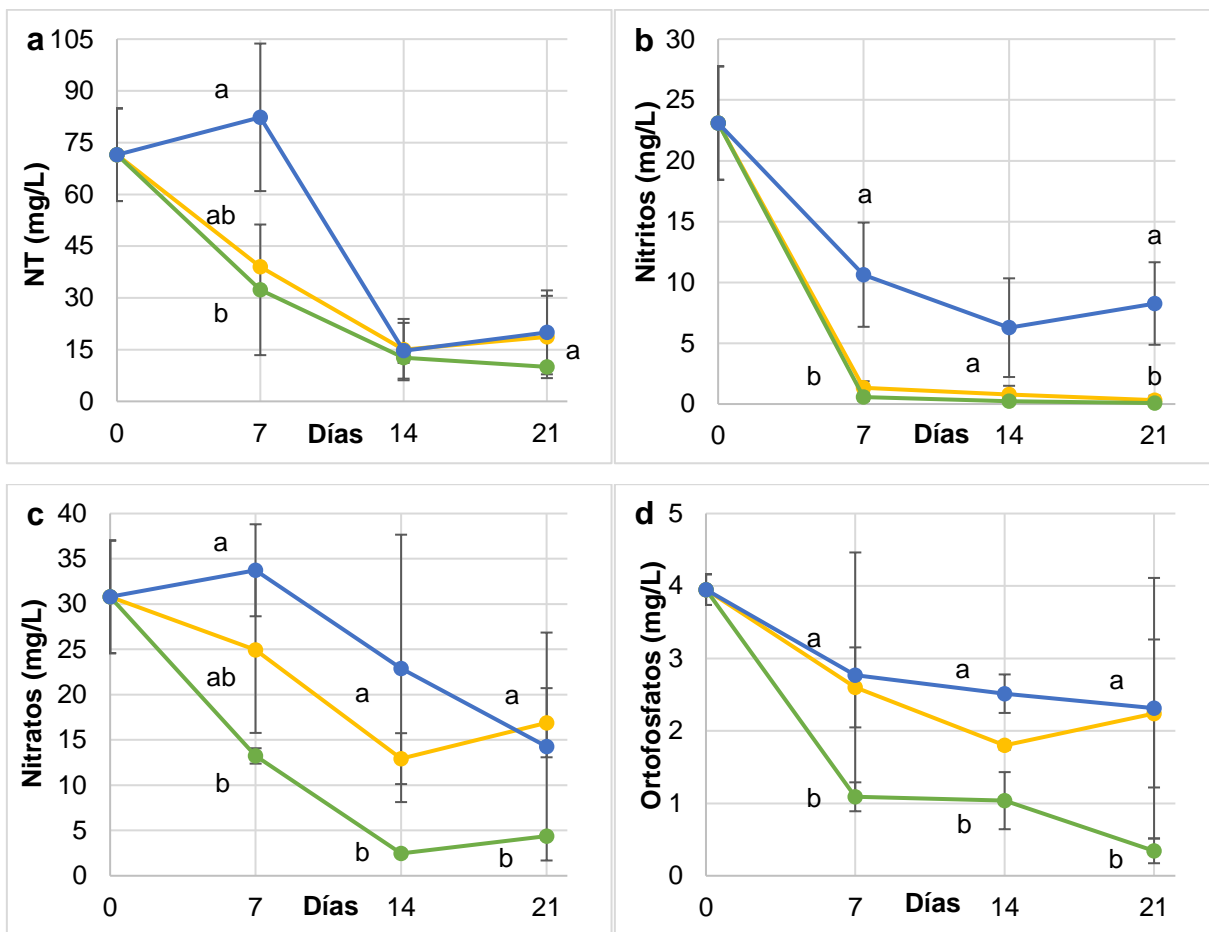


Figura 41. Concentración de sales en agua residual de la Laguna de Salinas, durante 21 días de tratamiento. a) nitrógeno total, b) nitritos, c) nitratos y d) ortofosfatos (n=3). El control sin plantas (azul), *S. americanus* (amarillo) y *P. australis* (verde).

El nitrógeno total engloba la suma de nitratos, nitritos, nitrógeno orgánico (proteínas y urea) y nitrógeno amoniacal. En las aguas residuales, estos elementos suelen provenir de los desechos domésticos o industriales, combustibles fósiles, fertilizantes, suplementos alimenticios, adhesivos, cosméticos y excreción de organismos. No incluye el amoníaco no ionizado (NH_3), y gas del nitrógeno (N_2).

El amonio es transformado por bacterias, como *Nitrosomonas*, a nitritos y por bacterias, como *Nitrobacter*, a nitratos en condiciones oxigénicas (Figura 42). Además, los nitritos y nitratos llegan al agua de forma directa mediante fertilizantes y procesos

industriales, y de forma indirecta por descomposición bacteriana, hidrólisis y nitrificación.

Los nitratos pueden ser asimilados por las plantas o transformados a nitrógeno gaseoso (desnitrificación). Debido al lento crecimiento de las bacterias *Nitrosomonas* comparado con las bacterias *Nitrobacter*, el nitrito se agota rápidamente (reactivo limitante) y se transforma a nitrato (Figura 42).

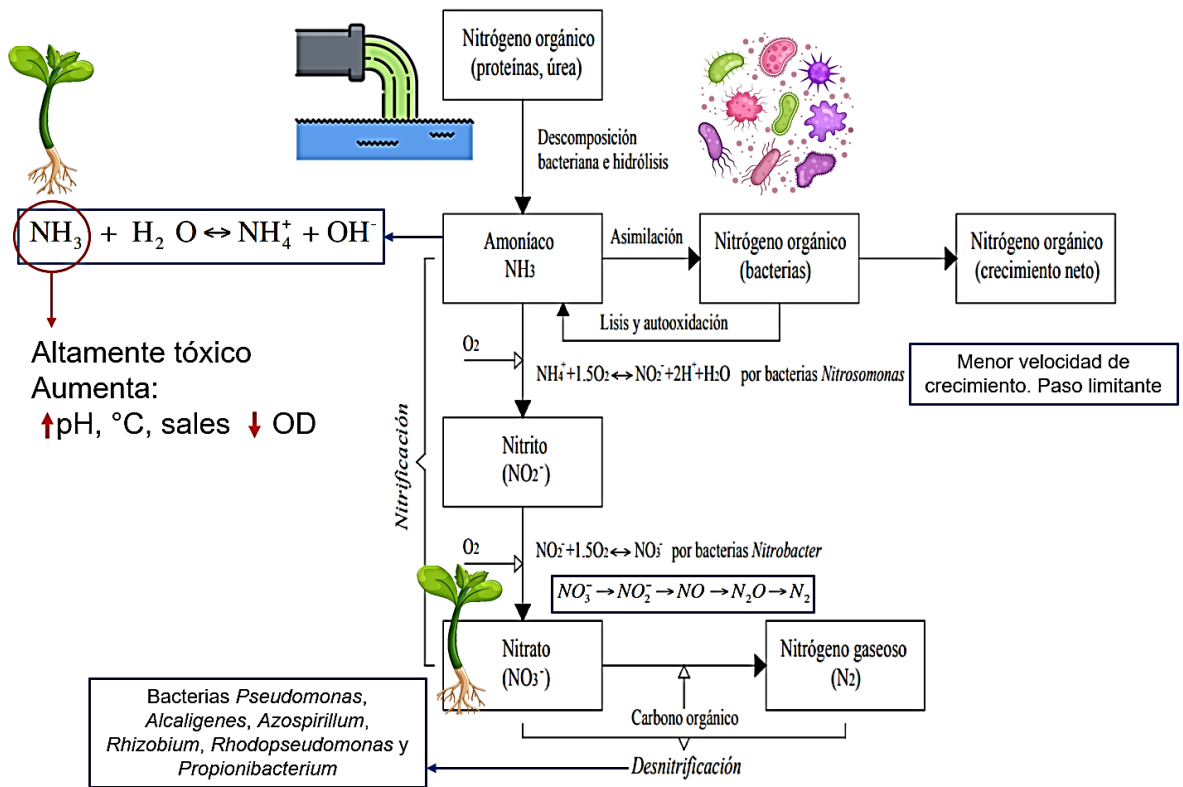


Figura 42. Esquema sobre la transformación de varias formas de nitrógeno en procesos de tratamiento biológico (Adaptado de Sánchez Ortiz y Cárdenas Calvachi, (2013) y modificado por Estrada, 2024).

Se propone que, en presencia de plantas, hay mayor oxigenación lo que promueve la oxidación de amonio a nitritos y nitratos, los cuales posteriormente son asimilados en mayor proporción por *P. australis*. En ausencia de las plantas, esta oxidación sería menor, acumulando nitritos y produciendo una menor cantidad de nitratos.

Los valores de ortofosfatos fueron similares entre el grupo control y en presencia de *S. americanus*, pero seis veces menor en presencia de *P. australis* ($p < 0.05$) (Figura 41d). Los ortofosfatos provienen de fosfatos condensados descompuestos por el sol, los cuales se encuentran en fertilizantes, basura vegetal, fluidos corporales y detergentes. Las plantas absorben el fósforo en solución como ion ortofosfato: HPO_4^{2-} o H_2PO_4^- , por lo que se infiere que *P. australis* presenta una mayor captación que *S. americanus*.

También se analizó el contenido de bicarbonatos y salinidad en el agua residual a los 0 y 42 días. En presencia de *S. americanus*, la concentración de bicarbonatos aumentó casi el doble al día 42 (110%), en tanto que en presencia de *P. australis* los valores de bicarbonatos solo aumentaron un 21% (Cuadro 13). La materia orgánica puede descomponerse y formar CO_2 , el cual se disuelve en agua y forma ácido carbónico, que, a su vez, se disocia y genera los carbonatos.

Aunque ambas especies estas expuestas a la misma cantidad de materia orgánica de las aguas residuales, *S. americanus* perdió mayor cantidad de raíz, por lo que se propone que el tejido muerto podría ser el responsable de la variación de los resultados.

El porcentaje de salinidad disminuyó un 30% al día 42 en presencia de las plantas con relación al tiempo 0, indicando que las plantas están reduciendo la cantidad de sales del agua.

Cuadro 13. Contenido de bicarbonatos y salinidad¹

	<i>S. americanus</i>		<i>P. australis</i>	
Día	0	42	0	42
¹ HCO_3^-	368	774	368	448
% Salinidad	19.5	13.63	19.5	13.36

¹ HCO_3^- : bicarbonatos (mg/L). Resultados reportados por *Fertilab*.

Los procesos de captación de sales que pudieran estar participando en presencia de *S. americanus* y *P. australis* se muestran en la Figura 43.

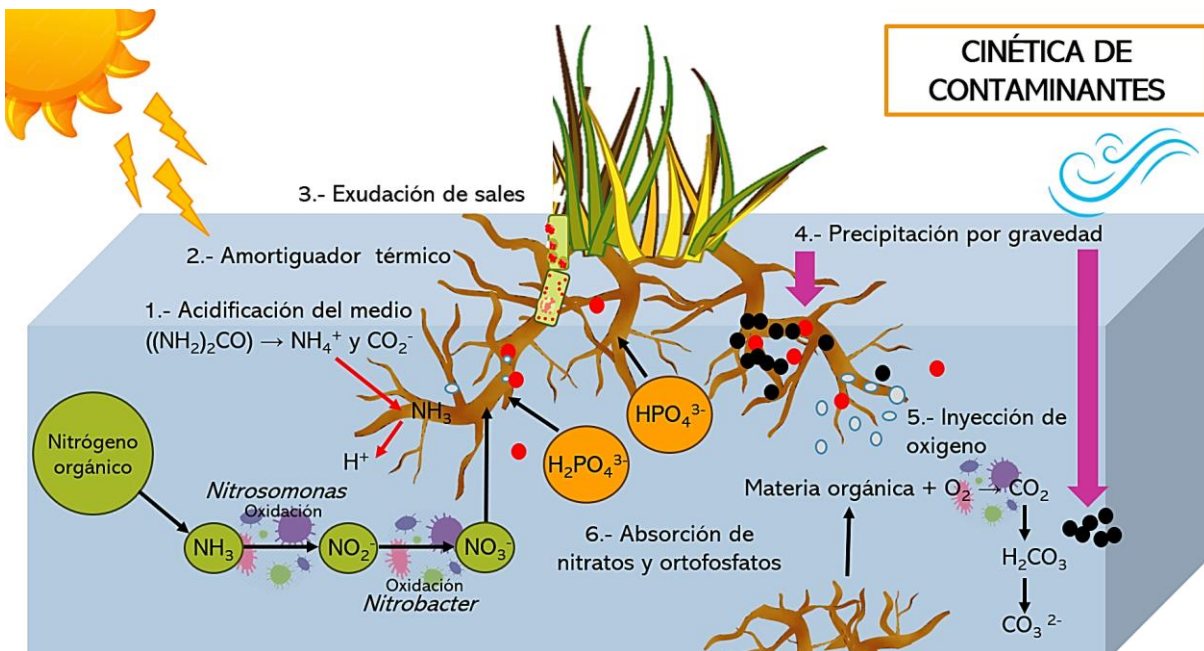


Figura 43. Posibles mecanismos involucrados en la reducción de sales del agua de las lagunas de estabilización en presencia de plantas.

Finalmente, se compararon los parámetros fisicoquímicos del agua residual cuando la planta de tratamiento se encontraba en funcionamiento (PTF), del agua residual de la planta de tratamiento fuera de funcionamiento después de 21 días en presencia o ausencia de las plantas de *S. americanus* y *P. australis* (ART), los valores de la NOM-001-SEMARNAT-2021 (límites permisibles en descargas de aguas residuales en cuerpos receptores) y la NOM-003-ECOL-1997 (límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas para-servicios al público) (Cuadro 14).

El agua de la PTF presenta más del triple de DQO, de lo marcado por la NOM-001 y más de 25 veces lo marcado por la NOM-003 (Cuadro 14), así como valores superiores de SST y NT. Sin embargo, la falta de mantenimiento de la planta incrementó cuatro veces los valores de SST y 3.4 veces la DQO (Cuadro 14).

En presencia de las plantas, disminuyeron los valores de CE, SST, turbidez, nitrógeno total y nitritos, en menor tiempo que el control. *P. australis* demostró tener mayor capacidad de absorción de nitratos y ortofosfatos que *S. americanus*.

Sin embargo, los SST y DQO de las ART en presencia o ausencia de la planta están fuera de los límites marcados por la NOM-001 y NOM-003 (5 y 12 veces, respectivamente). En el grupo control los nitritos y nitratos también estuvieron fuera de límite marcado por la WHO y la USEPA.

El hecho de que los parámetros fisicoquímicos del agua hayan disminuido en el control se puede deber a la presencia de las bacterias capaces de degradar materia orgánica y transformar diferentes especies de nitrógeno, y a que el sistema estaría funcionando como una laguna de estabilización a microescala.

Cuadro 14. Análisis fisicoquímico del agua y comparación con los valores de la NOM-001-CONAGUA-2021 y NOM-003-ECOL-1997.

Parámetro	PTF	ART			NOM-001		NOM-003	
		Control	<i>P. australis</i>	<i>S. americanus</i>	Ríos, arroyos, canales y drenes	Embalses, lagos y lagunas	Uso agrícola	Uso industrial
°C	18.00	23.33	23.87	24.07	35.00	35.00	TA ± 5.00	
pH	7.50	7.90	7.33	7.32	6.50 – 8.50 ¹			
CE	3,630	1,526	1,102	1,250	NA	NA	NA	NA
SST	100*	410*	346*	340*	60	20	20	30
DQO	595.60*	2,060*	1,970*	2,030*	150	100	20	30
NT	33.30*	20.00	10.00	18.67	25.00	15.00	-	-
Nitritos	0.38	8.26**	0.08	0.22	3.00 ²		1.00 ³	
Nitratos	0.92	14.27**	4.39	16.90**	50.00 ²		10.00 ³	
Turbidez	-	11.51	3.93	7.95	NA	NA	-	-
PO ₄ ⁻³	-	2.31	0.34	2.24	15.00	5.00	-	-

* Fuera de límite marcado por las NOM

TA=Temperatura ambiente

²World Health Organization

** Fuera de límite marcado por la WHO y USEPA

¹NOM-127-SSA1-2021

³US Environmental Protection Agency

Por otro lado, los parámetros de calidad de agua seleccionados con base a la NOM-001, no son suficientes para conocer el impacto de las plantas en la calidad del agua residual. Otros contaminantes que pudieran ser captados por las plantas incluyen aminoácidos, carbohidratos, lípidos, metales o contaminantes emergentes provenientes de los desechos domésticos como comida, heces fecales, orina y detergentes.

En artículos previos se ha demostrado que *S. americanus* tiene la capacidad de extraer y acumular Pb, Cd, Cr, Mn y Fe de su entorno, predominantemente en las raíces (Carranza-Álvarez y cols., 2008). Por otro lado, *P. australis* extrae As, Hg, y microcontaminantes como irbesartán, cafeína y mecoprop (Lei y cols., 2022). Sin embargo *P. australis* se considera una planta invasiva, en tanto que *S. americanus* es nativa de Norteamérica. Otra ventaja del uso de las plantas es que ayudan a remover microorganismos patógenos debido a exudación de toxinas (Lei y cols., 2022).

Se requerirán estudios adicionales para analizar si *S. americanus* y *P. australis* son capaces de remover microcontaminantes no cuantificados en este trabajo.



VII. CONCLUSIONES

- No hubo diferencias en el crecimiento entre plantas normales y transformadas de *S. americanus* en medios hidropónicos.
- Las plantas de *S. americanus* en medios hidropónicos presentaron mayor desarrollo de tallo mientras que las plantas de *P. australis* presentaron mayor desarrollo de brotes.
- El análisis fisicoquímico del agua de las lagunas de estabilización indica que tiene un pH alcalino, una DQO mayor al límite permitido y una baja concentración de ortofosfatos.
- La exposición directa de plantas de *S. americanus* a aguas residuales redujo la longitud de tallo y raíz, y se observó exudación de sales, solo en agua sin diluir. Con *P. australis* no se vio afectado ninguno de los parámetros de crecimiento.
- La exposición seriada de plantas de *S. americanus* incrementó la longitud del tallo y raíz, pero disminuyó el número de brotes en comparación con las plantas no adaptadas. Las plantas de *P. australis* aumentaron el número de brotes.
- Ambas especies se adaptaron y sobrevivieron en aguas residuales moderadamente salinas.
- Ambas especies disminuyeron el valor de los parámetros fisicoquímicos.
- *P. australis* presentó una mayor captación de nutrientes.



VIII. PERSPECTIVAS

La NOM-001-CONAGUA-2021 considera como parámetros básicos de calidad, los niveles de grasas y aceites, sólidos sedimentables y suspendidos, DBO, nitrógeno total y fósforo total. Sin embargo, para tener un panorama más completo del impacto de las plantas de *S. americanus* y *P. australis* en la calidad del agua residual de la Laguna de Salinas u otros cuerpos de aguas residuales, sería deseable incluir otros parámetros. Algunos de ellos serían la cuantificación de aminoácidos, carbohidratos, lípidos, contaminantes emergentes y/o metales pesados. Esta información permitiría conocer el potencial de la macrófitas incluidas en esta investigación en procesos terciarios de fitorremediación de aguas residuales.

Adicionalmente, los datos reportados en este trabajo indican que *S. americanus* y *P. australis* son capaces de adaptarse y sobrevivir en aguas residuales moderadamente salinas. Por ello, podrían ser utilizadas para repoblar marismas afectadas por el aumento de nivel del mar, o para el tratamiento de aguas residuales con características similares.

Igualmente queda por realizar un perfil microbiológico a fin de estudiar la simbiosis existente entre *S. americanus*, *P. australis* y los microorganismos presentes en los cuerpos de agua. Esta información permitirá determinar la participación de cada especie en el proceso de remediación de aguas residuales.



IX. BIBLIOGRAFÍA

Acuerdo de 2016 [Secretaría de medio ambiente y recursos naturales]. Por el que se da a conocer el resultado de los estudios técnicos de aguas nacionales subterráneas del acuífero Salinas de Hidalgo, clave 2403, en el Estado de San Luis Potosí, región hidrológico-administrativa cuencas centrales del norte. 15 de enero de 2016.

https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5422819&fecha=15/01/2016#gsc.tab=0

Ahmad Bhat, R., Hamid Dar, G., Policarpo Tonelli, F. M. y Hamid, S. (Eds.). (2023). Aquatic contamination: tolerance and bioremediation. John Wiley & Sons.

Antonia Gutiérrez, M., Fernando Santacruz, R., Cabrera, J. L. y Benjamín Rodríguez, G. (2003). Mejoramiento genético vegetal *in vitro*. e-Gnosis, 1(4), 1–19.
www.e-gnosis.udg.mx/vol1/art4www.ciatej.net.mxMéxico.-www.cucba.udg.mx

Azcón-Bieto, J. y Talón, M. (2012). Fundamentos de fisiología vegetal (2ª ed.). McGraw Hill.

Best y Taylor (2010). Bases fisiológicas de la práctica médica (14ª ed.). Médica panamericana.

Bidwell, R. G. S. (1979). Fisiología vegetal (2ª ed.). Agt Editor.

Carranza-Álvarez, C., Alonso-Castro, A. J., Alfaro-De La Torre, M. C. y García-De La Cruz, R. F. (2008). Accumulation and distribution of heavy metals in *Scirpus americanus* and *Typha latifolia* from an artificial lagoon in San Luis Potosí, México. Water, air, and soil pollution, 188, 297–309.
<https://doi.org/10.1007/s11270-007-9545-3>

Carreras López, J. M. y Leal Tovías, A. (30 de diciembre de 2017). Ley de cuotas y tarifas para la prestación de servicios públicos del organismo operador intermunicipal metropolitano de agua potable, alcantarillado, saneamiento y servicios conexos de los municipios de Cerro de San Pedro, San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez, S. L. P. Plan de San Luis, Periódico oficial del gobierno.

<https://www.aseslp.gob.mx/PaginaWebDocs/Conocenos/MarcoNormativo/Presupuestos/CuotasAgua/2020/INTERAPAS.pdf>

Cherian, S. y Oliveira, M. (2005). Transgenic plants in phytoremediation: Recent advances and new possibilities. *Environmental science y technology*, 39, 9377–9390. <https://doi.org/10.1021/es051134I>

Collazos, C. J. (2008). Tratamiento de aguas residuales domesticas e industriales, Universidad Nacional de Colombia [Diapositiva PowerPoint].

https://www.academia.edu/8385106/TRATAMIENTO_DE_AGUAS_RESIDUALES_DOMESTICAS_E_INDUSTRIALES

Comisión Nacional del Agua (2007). Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento, diseño de lagunas de estabilización [Archivo PDF]. <https://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/Libros/10DisenoDeLagunasDeEstabilizacion.pdf>

Comité de Planeación del Desarrollo Estatal (2022). Plan estatal de desarrollo 2021-2027 [Archivo PDF].

[https://ped.slp.gob.mx/diagnostico3.5.html#:~:text=Con%20datos%20de%20la%20Comisi%C3%B3n,de%20fuentes%20subterr%C3%A1neas%20\(acu%C3%ADferos\).](https://ped.slp.gob.mx/diagnostico3.5.html#:~:text=Con%20datos%20de%20la%20Comisi%C3%B3n,de%20fuentes%20subterr%C3%A1neas%20(acu%C3%ADferos).)

Delgadillo-López, A. E., González-Ramírez C. A., Prieto-García, F., Villagómez-Ibarra, J. R. y Acevedo-Sandoval, O. (2011). Phytoremediation: an alternative to eliminate pollution. *Tropical and subtropical agroecosystems*, 14, 597–612.

- Duta-Cornescu, G., Constantin, N., Pojoga, D. M., Nicuta, D. y Simon-Gruita, A. (2023). Somaclonal variation: Advantage or disadvantage in micropropagation of the medicinal plants. *International journal of molecular sciences*, 7, 1-19. <https://doi.org/10.3390/ijms24010838>
- Esquivel Ramos, E. (2020). Remoción de plomo (Pb) por plantas normales y transgénicas de *Scirpus americanus* (tule) y estudio de los mecanismos bioquímicos involucrados en la tolerancia [Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de San Luis Potosí]. <https://repositorioinstitucional.uaslp.mx/xmlui/bitstream/handle/i/7110/Tesis.M.FCQ.2020.Remoci%C3%B3n.Esquivel%20%28Versi%C3%B3n%20p%C3%BAblica%29..pdf?sequence=2&isAllowed=y>
- González Hernández, A. (2019). Análisis de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales industriales. Potencial del sector para Canarias [Tesis de licenciatura, Universidad de La Laguna]. <https://riull.ull.es/xmlui/bitstream/handle/915/21411/Analisis%20de%20tecnologias%20para%20el%20tratamiento%20de%20aguas%20residuales%20industriales.%20Potencial%20del%20sector%20para%20Canarias.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- H. Ayuntamiento de Salinas. (26 de mayo de 2022). H. Ayuntamiento 2021-2024 Salinas, San Luis Potosí. <https://salinas-slp.gob.mx/2021-2024/>
- Haro Patiño, E. (2020). Etnoarqueología de la producción de sal en Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí (Salinas del Peñón Blanco). *Chicomoztoc*, 2(3), 98–122. <https://doi.org/10.48705/chztk.v2i3.744>
- Herrera, J., Alizaga, R., Guevara, E., y Jiménez, V. (2006). Germinación y crecimiento de la planta (Vol. 4). Comisión editorial de la universidad de Costa Rica. https://www.google.com.mx/books/edition/Germinaci%C3%B3n_Y_Crecimiento_de_la_Planta/ohoEQYJFq0QC?hl=es&gbpv=1&dq=crecimiento+de+tallo+en+plantas&printsec=frontcover

- Hillel, D. (2000). Salinity management for sustainable irrigation: Integrating science, environment, and economics. The world bank. https://books.google.com.mx/books?id=XZYGOe2WcdkC&dq=what+is+brackish+water&source=gbs_navlinks_s
- Hoffmann, H., Platzer, C., Winker, M. y Muench E. (2011). Technology review of constructed wetlands. Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment [Archivo PDF]. <https://ecotec.unam.mx/wp-content/uploads/Revision-T--cnica-de-Humedales-Artificiales.pdf>
- Howard, R. J. y Mendelssohn, I. A. (1999). Salinity as a constraint on growth of oligohaline marsh macrophytes: I. Species variation in stress tolerance. *American journal of botany*, 86(6), 785–794. <https://doi.org/10.2307/2656700>
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2021). Introducción a humedales artificiales. [Diapositiva PowerPoint]. <file:///C:/Users/Sarahi%20Estrada/OneDrive/Escritorio/UASLP/MCQ/EXTRA/CURSO%20HUMEDALES/PRESENTACIONES/Capi%CC%81tulo%201%20-%20Introduccio%CC%81n%20al%20curso%20de%20humedales%20artificiales.pdf>
- Instituto Mexicano para la Competitividad A.C. (7 de febrero de 2023). Situación del agua en México, diagnóstico. <https://imco.org.mx/situacion-del-agua-en-mexico/#:~:text=En%202021%20se%20registraron%208%2C491,en%20embalses%2C%20arroyos%20y%20pozos>.
- Janousek, C. N., Dugger, B. D., Drucker, B. M. y Thorne, K. M. (2020). Salinity and inundation effects on productivity of brackish tidal marsh plants in the San Francisco Bay-Delta Estuary. *Hydrobiologia*, 847, 4311–4323. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04419-3>
- Kelley, C., Gaither, K. K., Baca-Spry, A. y Cruickshank, B. J. (2000). Incorporation of phytoremediation strategies into the introductory chemistry laboratory. *The Chemical Educator*, 5, 140–143. <https://doi.org/10.1007/s00897000383a>

- Lei, Y., Carlucci, L., Rijnaarts, H. y Langenhoff, A. (2022). Phytoremediation of micropollutants by *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, and *Juncus effuses*. *International journal of phytoremediation*, 24(7), 82–88. <https://doi.org/10.1080/15226514.2022.2057422>
- Levitus, G., Echenique, V., Rubinstein, C., Hopp, E. y Mroginski, L. (2010). *Biotecnología y mejoramiento vegetal II* (2a ed., Vol. 1). Consejo argentino para la información y el desarrollo de la biotecnología. https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/109951/CONICET_Digital_Nro.adfb233f-0eb9-4d01-a3da-a182402315c1_B.pdf?sequence=5
- Li, F. y Pennings, S. C. (2019). Response and recovery of low-salinity marsh plant communities to presses and pulses of elevated salinity. *Estuaries and coasts*, 42(3), 708–718. <https://doi.org/10.1007/s12237-018-00490-1>
- Lozano-Rivas, W. A. (2012). Fundamentos de diseño de plantas depuradoras de aguas [Archivo PDF]. <https://www.researchgate.net/publication/298354134>
- Ludlow-Wiechers, B. y Diego-Pérez, N. (2002). Utilidad e importancia histórica y cultural de las *Cyperaceae*. *Etnobiología*, 2, 90–102. <http://repositorio.fcencias.unam.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/11154/141529/Cultural%20de%20Cyperaceae%20NellyD.pdf?sequence=1>
- Marín Galvín, R. (2019). *Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos: Tratamiento y control de calidad de aguas* (2ª ed.). Diaz de Santos S.A. <https://www.editdiazdesantos.com/wwwdat/pdf/9788490522103.pdf>
- Medina, C., García, I., Caro, M. y Aristizábal, F. A. (2007). Análisis AFLP de variación somaclonal en embriones somáticos de *Hevea brasiliensis*. *Revista Colombiana de Ciencias Químico Farmacéuticas*, 36(1), 70–80. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-74182007000100006&lng=es&tlng=es.

- Metcalf y Eddy. (2004). Wastewater engineering. Treatment and reuse (4^a ed.). McGraw Hill.
- Miretzky, P., Saralegui, A. y Fernández Cirelli, A. (2004). Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, 57(8), 997–1005.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.07.024>
- Molina, A. M. y Tigreros Gutierrez, J. L. (2005). Evaluación preliminar de la remoción de sólidos suspendidos en el sistema de tratamiento de aguas residuales del municipio de Arauca [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Colombia]. <https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/8282/tesissas.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- NORMA Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Lunes 6 de enero 1997.
- NORMA Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021 que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Viernes 11 de marzo de 2022.
- NORMA Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. Lunes 21 de septiembre de 1998.
- NORMA Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua. Lunes 2 de mayo de 2022.
- Olivos Lara, O. E. (2010). Tratamiento de aguas, tratamiento primario [Diapositiva PowerPoint]. <https://docplayer.es/8266253-Tratamiento-de-aguas-tratamiento-primario-tratamiento-primario.html>

- Parejo-Farnés, C., Aparicio, A. y Albaladejo, R. G. (2019). An approach to the ecological epigenetics in plants. *Ecosistemas*, 28(1), 69–74. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1605>
- Parihar, P., Singh, S., Singh, R., Singh, V. P. y Prasad, S. M. (2015). Effect of salinity stress on plants and its tolerance strategies: A review. *Environmental science and pollution research*, 22(6), 4056–4075. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3739-1>
- Policarpo Tonelli, F. M., Hamid Dar, G., Ahmad Bhat, R. y Hamid, S. (2023). *Aquatic contamination: Tolerance and bioremediation*. Wiley.
- Poljakoff Mayber, A. y Gale, J. (1975). *Plants in saline environments* (Vol. 15). Springer.
- Ramalho, R. S. (2021). *Tratamiento de aguas residuales*. Reverte.
- Sánchez Ortiz, I. A. y Cárdenas Calvachi, G. L. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Revista universitaria y salud*, 15(1), 72–88. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0124-71072013000100007&lng=en&nrm=iso
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2023). *Calidad del agua en México* [Archivo PDF]. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_12/pdf/Cap6_agua.pdf
- Sedas Larios, E. E. de J. y Ruíz Saucedo, U. (2012). *Remediación de sitios contaminados* [Archivo PDF]. <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2011/CD001404.pdf>
- Singh, O. V. y Jain, R. K. (2003). Phytoremediation of toxic aromatic pollutants from soil. *Applied microbiology and biotechnology*, 63, 128–135.

- Sistema Nacional de Información del Agua. (9 de octubre de 2019). Usos del agua. <https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/usos-del-agua>
- Thangavel, S. C. y Subbhuraam C. V. (2004). Phytoextraction role of hyper accumulators in metal contaminated soils. *Proceedings of the indian national science academy, Part B*, 70(1), 109–130. https://www.researchgate.net/publication/284396760_Phytoextraction_Role_of_Hyperaccumulators_in_Metal_Contaminated_Soils
- Universidad Nacional Autónoma de México, Departamento de Botánica, Instituto de biología (24 de enero de 2023). *Scirpus americanus* Pers., ejemplar de: Herbario nacional de México (MEXU), Plantas vasculares. <http://datosabiertos.unam.mx/IBUNAM:MEXU:1357054>
- Universidad Nacional Autónoma de México, Departamento de Botánica, Instituto de biología (8 de febrero de 2023). *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., ejemplar de: Herbario nacional de México (MEXU), Plantas vasculares. <http://datosabiertos.unam.mx/IBUNAM:MEXU:1329875>
- Vasquez, E. A., Glenn, E. P., Guntenspergen, G. R., Brown, J. J. y Nelson, S. G. (2006). Salt tolerance and osmotic adjustment of *Spartina alterniflora* (Poaceae) and the invasive M haplotype of *Phragmites australis* (Poaceae) along a salinity gradient. *American journal of botany*, 93(12), 1784–1790. <https://doi.org/10.3732/ajb.93.12.1784>
- Vázquez, F. (2016). Lagunas de estabilización. *Extensionismo, innovación y transferencia tecnológica*, 3, 148–163. <https://doi.org/10.30972/eitt.303004>
- Volke Sepúlveda, T., Velasco Trejo, J. A. y de la Rosa Pérez, D. A. (2005). Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología.

[https://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/B1E761B1E2F24A5C05257D490070F94F/\\$FILE/SuelosContaminadosPorMetalesYMetaloides.pdf](https://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/B1E761B1E2F24A5C05257D490070F94F/$FILE/SuelosContaminadosPorMetalesYMetaloides.pdf)