

UNIVERSIDAD CATÓLICA SEDES SAPIENTIAE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS Y AMBIENTALES



Fitorremediación de nutrientes por *Pistia stratiotes* L. “lechuga de agua” en aguas eutrofizadas del humedal Albufera de Medio Mundo, Huaura

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL**

AUTORA

Isabel Magaly Blas Dolores

ASESOR

Roger Manuel Mestas Valero

Huaura, Perú

2023

METADATOS COMPLEMENTARIOS

Datos del autor

Nombres	
Apellidos	
Tipo de documento de identidad	
Número del documento de identidad	
Número de Orcid (opcional)	

Datos del asesor

Nombres	
Apellidos	
Tipo de documento de identidad	
Número del documento de identidad	
Número de Orcid (obligatorio)	

Datos del Jurado

Datos del presidente del jurado

Nombres	
Apellidos	
Tipo de documento de identidad	
Número del documento de identidad	

Datos del segundo miembro

Nombres	
Apellidos	
Tipo de documento de identidad	
Número del documento de identidad	

Datos del tercer miembro

Nombres	
Apellidos	
Tipo de documento de identidad	
Número del documento de identidad	

Datos de la obra

Materia*	
Campo del conocimiento OCDE Consultar el listado:	
Idioma (Normal ISO 639-3)	
Tipo de trabajo de investigación	
País de publicación	
Recurso del cual forma parte (opcional)	
Nombre del grado	
Grado académico o título profesional	
Nombre del programa	
Código del programa Consultar el listado:	

*Ingresar las palabras clave o términos del lenguaje natural (no controladas por un vocabulario o tesoro).



ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

ACTA N° 008 - 2024/UCSS/FIA/DI

Siendo las 10:30 a.m. del miércoles 21 de febrero de 2024, a través de la plataforma virtual zoom de la Universidad Católica Sedes Sapientiae, el Jurado de Tesis integrado por:

- | | |
|-----------------------------------|-----------------|
| 1. Mario Antonio Anaya Raymundo | Presidente |
| 2. Segundo Octavio Zegarra Aliaga | Primer miembro |
| 3. Jeison Cabanillas Vásquez | Segundo miembro |
| 4. Roger Manuel Mestas Valero | Asesor(a) |

Se reunieron para la sustentación virtual de la tesis titulada **Fitorremediación de nutrientes por *Pistia stratiotes* L. "lechuga de agua" en aguas eutrofizadas del humedal Albufera de Medio Mundo, Huaura**, que presenta la bachiller en Ciencias Ambientales, **Isabel Magaly Blas Dolores**, cumpliendo así con los requerimientos exigidos por el reglamento para la modalidad de titulación; la presentación y sustentación de un trabajo de investigación original, para obtener el Título Profesional de **Ingeniero Ambiental**.

Terminada la sustentación y luego de deliberar, el jurado acuerda:

APROBAR

DESAPROBAR

La tesis, con el calificativo de **BUENA** y eleva la presente acta al decanato de la Facultad de Ingeniería Agraria, a fin de que se declare **EXPEDITA** para conferirle el **TÍTULO de INGENIERO AMBIENTAL**.

Lima, 21 de febrero de 2024.

Mario Antonio Anaya Raymundo
Presidente

Segundo Octavio Zegarra Aliaga
1° miembro

Jeison Joah Cabanillas Vásquez
2° miembro

Roger Manuel Mestas Valero
Asesor(a)

Anexo 2

CARTA DE CONFORMIDAD DEL ASESOR(A) DE TESIS/ INFORME ACADÉMICO/ TRABAJO DE INVESTIGACIÓN/ TRABAJO DE SUFICIENCIA PROFESIONAL CON INFORME DE EVALUACIÓN DEL SOFTWARE ANTIPLAGIO

Lima, 7 de agosto de 2024

Señor(a),
Wilfredo Mendoza Caballero
Jefe del Departamento de Investigación
Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales

Reciba un cordial saludo.

Sirva el presente para informar que la tesis / informe académico/ trabajo de investigación/ trabajo de suficiencia profesional, bajo mi asesoría, con título: **Fitorremediación de nutrientes por *Pistia stratiotes* L. "lechuga de agua" en aguas eutrofizadas del humedal Albufera de Medio Mundo, Huaura**, presentado por **Isabel Magaly Blas Dolores (Código de estudiante 2014101565 - DNI 48275120)** para optar el **título profesional**/grado académico de Ingeniero Ambiental. ha sido revisado en su totalidad por mi persona y **CONSIDERO** que el mismo se encuentra **APTO** para ser sustentado ante el Jurado Evaluador.

Asimismo, para garantizar la originalidad del documento en mención, se lo ha sometido a los mecanismos de control y procedimientos antiplagio previstos en la normativa interna de la Universidad, **cuyo resultado alcanzó un porcentaje de similitud de 0 %** (poner el valor del porcentaje)*. Por tanto, en mi condición de asesor(a), firmo la presente carta en señal de conformidad y adjunto el informe de similitud del Sistema Antiplagio Turnitin, como evidencia de lo informado.

Sin otro particular, me despido de usted. Atentamente,



Firma

Roger Manuel Mestas Valero

DNI N°: 23842285

ORCID: 0000-0002-5097-9988

Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales - UCSS

* De conformidad con el artículo 8°, del Capítulo 3 del Reglamento de Control Antiplagio e Integridad Académica para trabajos para optar grados y títulos, aplicación del software antiplagio en la UCSS, se establece lo siguiente:

Artículo 8°. Criterios de evaluación de originalidad de los trabajos y aplicación de filtros

El porcentaje de similitud aceptado en el informe del software antiplagio para trabajos para optar grados académicos y títulos profesionales, será máximo de veinte por ciento (20%) de su contenido, siempre y cuando no implique copia o indicio de copia.

DEDICATORIA

El presente trabajo de investigación lo dedico principalmente a Dios, por ser mi guía e inspiración, por darme la fuerza para llegar a este momento crucial en mi formación profesional.

A mis queridos padres, por ser fuente de mi inspiración y por creer siempre en mí, dándome ejemplo de perseverancia, humildad y responsabilidad; por brindarme sus consejos y motivación constante; muchos de mis logros se los debo a ustedes inclusive este.

AGRADECIMIENTO

De manera especial a mi maestro, al Dr. Roger Manuel Mestas Valero quien me ha guiado y direccionado el desarrollo de esta investigación en base a su amplia experiencia y sabiduría.

A la Universidad Católica Sedes Sapientiae que me permitió la ejecución de la fase experimental en las instalaciones del laboratorio, asimismo, por mi formación académica.

A mi familia por ser mi principal apoyo y quienes me impulsan y motivan a salir adelante.

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
ÍNDICE GENERAL	viii
ÍNDICE DE TABLAS	x
ÍNDICE DE FIGURAS	xi
ÍNDICE DE APÉNDICE	xii
RESUMEN	xiv
ABSTRACT	xv
INTRODUCCIÓN.....	1
OBJETIVOS	3
CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO	4
1.1. Antecedentes	4
1.1.1. Antecedentes internacionales	4
1.1.2. Nacionales	8
1.2. Bases teóricas especializadas	10
1.2.1. Eutrofización	10
1.2.2. Fitorremediación	17
1.2.3. Macrófitas y la absorción de nutrientes	22
CAPÍTULO II. MATERIALES Y MÉTODOS	26
2.1. Diseño de la investigación	26
2.2. Lugar y fecha.....	26
2.3. Descripción del experimento.....	27
2.4. Tratamientos.....	31
2.5. Unidades experimentales	32
2.6. Identificación de variables y su mensuración	32
2.7. Modelo matemático.....	33
2.8. Diseño estadístico del experimento.....	33
2.9. Análisis estadísticos de datos	34
2.10. Materiales y equipos	34
2.10.1. Material biológico	34
2.10.2. Material de laboratorio	34
2.10.3. Reactivos	34
2.10.4. Equipos	35

CAPÍTULO III. RESULTADOS	36
3.1. Análisis de parámetro fisicoquímicos de las muestras de agua del humedal Albuferas de Medio Mundo	36
3.1.1. Parámetros de calidad del agua del humedal antes del tratamiento	36
3.1.2. Análisis de las muestras de agua del humedal Albuferas de Medio Mundo expuestas a <i>Pistia stratiotes</i>	37
3.2. Eficiencia de <i>P. stratiotes</i> en la remoción de los nutrientes fósforo total y nitrógeno total.....	41
3.2.1. Eficiencia de remoción de FT	41
3.2.2. Variación de los valores del nitrógeno total (NT).....	43
3.3. Evaluación de la tasa de crecimiento relativo de <i>P. stratiotes</i> expuestas a las aguas superficiales del humedal Albuferas de Medio Mundo	45
CAPÍTULO IV. DISCUSIÓN	47
4.1. Parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua superficial del humedal Albufera de Medio Mundo tratadas con <i>P. stratiotes</i>	47
4.2. Eficiencia de <i>P. stratiotes</i> en la remoción de los nutrientes fósforo total (FT) y nitrógeno total (NT)	48
4.3. Efecto de la tasa de crecimiento relativo de <i>P. stratiotes</i> expuestas a las aguas superficiales del humedal Albuferas de Medio Mundo	49
CAPÍTULO V. CONCLUSIONES	51
CAPÍTULO VI. RECOMENDACIONES	52
REFERENCIAS	53
TERMINOLOGÍA	66
APÉNDICES	68

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Coordenadas UTM de los puntos de recolección de las muestras de agua del humedal Albufera de Medio Mundo, Huaura.....	28
Tabla 2. Descripción de los tratamientos.....	31
Tabla 3. Variables y su mensuración.....	32
Tabla 4. Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua inicial del humedal Albuferas de Medio Mundo.....	36
Tabla 5. Valores obtenidos de los parámetros fisicoquímicos (CE, pH y OD) de las muestras de agua tratadas con P. stratiotes.....	37
Tabla 6. Análisis de la varianza entre los tratamientos y la conductividad eléctrica.	39
Tabla 7. Análisis de la varianza entre los tratamientos y el Ph.	40
Tabla 8. Análisis de la varianza entre los tratamientos y el OD.....	41
Tabla 9. Valores promedio obtenidos de FT de las muestras de agua tratadas con P. stratiotes.....	42
Tabla 10. Análisis de la varianza entre los tratamientos y el fósforo total.....	42
Tabla 11. Valores del parámetro nitrógeno total en los diferentes tratamientos con la P. stratiotes.....	44
Tabla 12. Análisis de la varianza entre los tratamientos y el nitrógeno total.....	44
Tabla 13. Tasa de crecimiento relativo de P. stratiotes expuestas a las aguas superficiales del humedal Albuferas de Medio Mundo.....	45

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Proceso de la eutrofización en un ecosistema lagunar.	13
Figura 2. Interacciones que se identifican entre las plantas y los contaminantes.....	19
Figura 3. Vista lateral de la macrófita <i>P. stratiotes</i>	25
Figura 4. Ubicación de la Facultad de Ingeniería Agraria de la UCSS-Huaura.....	27
Figura 5. Lugar de la recolección de la muestra de agua en el humedal Albuferas de Medio Mundo.....	28
Figura 6. Recolección de los macrófitos de <i>Pistia stratiotes</i>	29
Figura 7. Puntos de recolección de las muestras de agua en el humedal Albuferas de Medio Mundo, Huaura.....	30
Figura 8. Distribución de las unidades experimentales en el laboratorio de Ciencias-UCSS, Huaura	32
Figura 9. Valores obtenidos de la conductividad eléctrica de las aguas después de los tratamientos con la macrófita <i>P. stratiotes</i>	38
Figura 10. Valores del parámetro pH en los diferentes tratamientos con la <i>P. stratiotes</i>	39
Figura 11. Valores del parámetro OD en los diferentes tratamientos con <i>P. stratiotes</i>	41
Figura 12. Valores del parámetro fósforo total en los diferentes tratamientos con la <i>P.</i> <i>stratiotes</i>	43
Figura 13. Valores obtenidos del nitrógeno total de las aguas superficiales del humedal después de los tratamientos con <i>P. striatus</i>	45
Figura 14. Valores de las tasas de crecimiento de <i>P. stratiotes</i> en los diferentes tratamientos.	46

ÍNDICE DE APÉNDICE

	Pág.
Apéndice 1. Resultado de los valores de peso fresco (g) de <i>P. stratiotes</i>	68
Apéndice 2. Valores descriptivos de los valores de conductividad eléctrica (CE) de las muestras de agua tratadas con <i>P. stratiotes</i>	68
Apéndice 3. Resultado del análisis de subconjuntos de medias homogéneas para la conductividad eléctrica.	69
Apéndice 4. Valores descriptivos del pH de las muestras de agua tratadas con <i>P. stratiotes</i>	69
Apéndice 5. Resultado del análisis de subconjuntos de medias homogéneas para el pH.	70
Apéndice 6. Valores descriptivos del OD de las aguas tratadas con <i>P. stratiotes</i>	70
Apéndice 7. Resultado del análisis de subconjuntos de medias homogéneas para el OD.	71
Apéndice 8. Valores descriptivos del FT de las muestras de agua tratadas con <i>P. stratiotes</i>	71
Apéndice 9. Resultado del análisis de subconjuntos de medias homogéneas para el FT.	72
Apéndice 10. Valores descriptivos del NT de las muestras de agua tratadas con <i>P. stratiotes</i>	72
Apéndice 11. Resultado del análisis de subconjuntos de medias homogéneas para el NT.	73
Apéndice 12. Valores descriptivos de la tasa de crecimiento relativo de <i>P. stratiotes</i>	73
Apéndice 13. Resultado del análisis de subconjuntos de medias homogéneas para las tasas de crecimiento relativo de <i>P. stratiotes</i>	74
Apéndice 14. Pruebas de normalidad para los valores de CE, pH y OD.....	74
Apéndice 15. Pruebas de homogeneidad de varianza de Levene.	75
Apéndice 16. Pruebas de normalidad para FT y NT.	75
Apéndice 17. Prueba de homogeneidad de varianzas.....	76
Apéndice 18. Pruebas de normalidad para la Tasa de Crecimiento relativo.	76
Apéndice 19 Prueba de homogeneidad de varianzas.....	76
Apéndice 20. Procedimiento para la determinación de fósforo total de la muestra	77
Apéndice 21. Procedimiento para la determinación de Nitrógeno total de la muestra. .	78

Apéndice 22. Registro fotográfico de la investigación..... 79

RESUMEN

El humedal Albuferas de Medio Mundo es un importante ecosistema del pacífico costero y cuyas aguas presentan una alta presencia de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo que alteran la calidad y las funciones ecológicas de los cuerpos de agua del humedal, por lo que esta investigación tuvo por finalidad evaluar la eficiencia de la macrófita *Pistia stratiotes* L. “lechuga de agua” en la fitorremediación de estos contaminantes. Este estudio experimental presentó un enfoque cuantitativo, fue realizado en el Laboratorio de la Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales de la Universidad Católica Sedes Sapientiae, filial Huaura. Para ello, fueron determinados los parámetros fisicoquímicos como la conductividad eléctrica (CE), potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (OD), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) de las aguas recolectadas del humedal antes y después de los cuatro tratamientos con diferentes cantidades (10, 20, 40 y 50 g) de la macrófita *P. stratiotes* L.; además, fue evaluado el porcentaje de remoción de cada uno de estos parámetros y la variación de la tasa de crecimiento relativo de esta macrófita. Los resultados mostraron remociones máximas en T4 para NT y PT de 68,75 y 78,89 %, respectivamente. Así mismo, fue observado remociones máximas del 67,74 % para la CE. Las tasas de crecimiento registradas mostraron un incremento no significativo ($p < 0,05$). Por lo tanto, se concluyó que *P. stratiotes* puede realizar altas remociones de nutrientes siendo más eficiente a altas cantidades de la macrófita.

Palabras clave: Humedal Albuferas de Medio Mundo, *Pistia stratiotes*, nutrientes, eutrofización.

ABSTRACT

The Albuferas de Medio Mundo wetland is an important ecosystem of the Pacific coast and whose waters have a high presence of nutrients such as nitrogen and phosphorus that alter the quality and ecological functions of the water bodies of the wetland, for which this research had for the purpose of evaluating the efficiency of the macrophyte *Pistia stratiotes* L. "water lettuce" in the phytoremediation of these contaminants. This experimental study presented a quantitative approach, was carried out in the Laboratory of the Faculty of Agrarian and Environmental Sciences of the Sedes Sapientiae Catholic University, Huaura branch. For this, the physicochemical parameters such as electrical conductivity (EC), pH, dissolved oxygen (DO), total nitrogen (NT) and total phosphorus (PT) of the water collected from the wetland before and after the four treatments with different quantities (10, 20, 40 and 50 g) of the macrophyte *P. stratiotes* L.; In addition, the percentage of removal of each one of these parameters and the variation of the relative growth rate of this macrophyte were evaluated. The results showed maximum removals in T4 for NT and PT of 68,75 and 78,89 %, respectively. Likewise, maximum removals of 67,74 % were observed for CE. The registered growth rates showed a non-significant increase ($p < 0,05$). Therefore, it was concluded that *P. stratiotes* can perform high nutrient removals, being more efficient at high amounts of the macrophyte.

Keywords: Albuferas de Medio Mundo Wetland, *Pistia stratiotes*, nutrients, eutrophication

INTRODUCCIÓN

Las concentraciones de nutrientes en los ecosistemas acuáticos han aumentado debido al desarrollo socioeconómico y al uso intensivo de actividades antropogénicas como la agricultura y la ganadería que dan como resultado la eutrofización y en consecuencia la degradación del ecosistema (Wu *et al.*, 2021).

Durante décadas, el exceso de nutriente en ecosistemas acuáticos fue considerado un desafío mundial debido a la generación de ecosistemas eutrofizados (Huang *et al.*, 2017). Así es como el uso de fertilizantes, que a menudo van más allá del requerimiento real de los cultivos, puede conducir a incrementar la presencia de nutrientes, especialmente fósforo (P) y nitrógeno (N), en cuerpos de agua (Kiani *et al.*, 2021). Estos nutrientes en exceso se acumulan en ecosistemas acuáticos como los fondos de los humedales, generando un alto riesgo de eutrofización (Kiani *et al.*, 2020).

El humedal Albuferas de Medio Mundo es un ecosistema afectado por actividades antrópicas que aportan contaminantes como aguas residuales y otros desechos de la actividad agrícola y avícola, cuyo incremento provoca la alteración de esta área protegida (Vidal, 2017). Este ecosistema enfrenta desafíos de eutrofización debido al aumento de los aportes de nutrientes, especialmente N y P de fuentes puntuales. Recientes estudios realizados por Campos (2020) en el humedal Albuferas de Medio Mundo, indica que las muestras de agua contenían un promedio de $19,13 \pm 0,16$ mg. L⁻¹ de nitrógeno total (NT) y $0,18 \pm 0,01$ mg. L⁻¹ de fósforo total (PT). Estos valores fueron superiores a la norma peruana ($0,35$ mg. L⁻¹ para NT y $0,035$ mg. L⁻¹ para PT) (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2017) y mayores que los niveles críticos para aguas superficiales ($1,5$ mg. L⁻¹ para NT y $0,1$ mg. L⁻¹ para PT) propuestos por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, 2017). Este enriquecimiento de nutrientes se considera que impacta las funciones ecológicas de los cuerpos de agua del humedal Albuferas de Medio Mundo (Quiroz, 2018). Además, los tratamientos físicos y químicos para remediar la eutrofización de las aguas no son rentables, menos flexibles en términos de modificaciones de diseño, y están dirigidos principalmente

a eliminar la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y, en menor medida, reducir N y P, tal como lo refieren Lu *et al.* (2018).

Existen investigaciones que demuestran que la fitorremediación es una tecnología que, usando plantas, pueden contribuir a la restauración de los ecosistemas eliminando los contaminantes del agua y sedimentos, siendo transferidos a su biomasa aérea (Leguizamo *et al.*, 2017; Abdel-Shafy y Mansour, 2018). Por otro lado, las plantas adaptadas a ambientes húmedos o acuáticos llamadas macrofitas tienen un alto potencial para la fitoextracción o absorción de compuestos orgánicos, sales, sólidos y metales en sus tejidos. Dentro de las macrófitas acuáticas, *P. stratiotes* “lechuga de agua” puede usar de manera efectiva para capturar contaminantes de aguas contaminadas y fuentes de aguas residuales.

Entre los contaminantes más relevantes presentes en el humedal Albuferas de Medio Mundo están el fósforo y el nitrógeno. Por lo tanto, esta investigación pretende retirar estos contaminantes utilizando esta macrófita acuática. Además, se buscó aportar conocimientos en el manejo de estas macrófitas como alternativa natural para disminuir el efecto de los nutrientes con el fin de mejorar este importante ecosistema marino costero.

Finalmente, teniendo en cuenta lo descrito anteriormente, esta investigación detalla los estudios científicos similares tanto nacionales como internacionales y el marco teórico que son explicadas en el Capítulo I. Así mismo, en el Capítulo II se detallan los materiales y métodos aplicados en esta investigación experimental y cuyos resultados obtenidos en esta investigación se visualizan en el Capítulo III y se discuten ampliamente en el Capítulo IV. Por otro lado, el Capítulo V y VI muestran las conclusiones y recomendaciones de esta investigación.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar la eficiencia de *Pistia stratiotes* “lechuga de agua” en la fitorremediación de nutrientes presentes en aguas eutrofizadas del humedal Albufera de Medio Mundo, Huaura.

Objetivos específicos

- Realizar la caracterización fisicoquímica de las muestras de agua superficial provenientes del humedal Albufera de Medio Mundo antes y después del tratamiento con la macrófita *P. stratiotes*.
- Evaluar la eficiencia de la macrófita *P. stratiotes* en la remoción de los nutrientes nitrógeno y fósforo de las aguas superficiales del humedal Albufera de Medio Mundo.
- Evaluar la tasa de crecimiento relativo de *P. stratiotes* expuestas a las aguas superficiales del humedal Albuferas de Medio Mundo.

CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO

1.1. Antecedentes

1.1.1. Antecedentes internacionales

Dubey *et al.* (2022) en el estudio “Respuesta anatómica y elemental de macrófitos acuáticos frente al enriquecimiento de nutrientes en lagos tropicales de agua dulce”; tuvieron como objetivo estudiar el efecto de las aguas residuales inducidas por enriquecimiento de nutrientes sobre los cambios anatómicos y el perfil elemental en tres macrófitos acuáticos comunes de agua dulce. Esta investigación no experimental presentó enfoque mixto en la que fue necesario seleccionar tres lagos de agua dulce con diferentes características de la Llanura Gangética Central de la India. Las muestras de agua y macrófitos seleccionados de flotación libre (*Eichhornia crassipes*), sumergida (*Hydrilla verticillata*) y macrófitos emergentes (*Typha latifolia*) fueron recolectados de cada uno de los lagos seleccionados. Además, fueron evaluado parámetros fisicoquímicos del agua como la temperatura, pH, sólidos disueltos totales, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto. Los datos obtenidos fueron usados en análisis inferencial mediante el software SPSS 20. Los resultados de la evaluación de estados tróficos muestran un aumento en las deposiciones de biominerales en la anatomía de la hoja de los macrófitos acuáticos. Los rizomas de *Eichhornia crassipes* mostraron la formación de cristales de oxalato de calcio en las imágenes SEM (Scanning Electron Microscope) y análisis EDS (Espectroscopia de energía dispersa). Los autores concluyeron que los hallazgos de este estudio muestran que las respuestas anatómicas y elementales de los macrófitos dependen tanto en la calidad del agua como en el estado trófico de los lagos y que las respuestas in sit

u de los macrófitos fueron basados en su nivel de tolerancia frente a la carga contaminante y los cambios ambientales.

Galal *et al.* (2021) en el estudio “Potencial en el secuestro de nutrientes de la primula acuática *Ludwigia stolinefera* (Guill. & Perr.)”; tuvieron como objetivo investigar la capacidad de la *Ludwigia stolinefera* “primula de agua” para secuestrar nutrientes inorgánicos y orgánicos en su biomasa para restaurar humedales eutróficos. La macrófita usada en esta investigación fue recolectada estacionalmente de seis sitios del canal Ismailia, que se bifurca desde el río Nilo en Egipto. Tres muestras compuestas de la superficie (tallo y hojas) y partes subterráneas (rizoma y raíces) fueron recolectadas estacionalmente de cada sitio. La muestra fue secada en horno, homogenizadas para determinar el nitrógeno total por Kjeldahl, mientras que los demás parámetros (fósforo y cloruros) fueron determinadas por espectrofotometría. A los datos obtenidos fue aplicada la prueba “t” de muestras pareadas; además, el análisis de varianza de una vía para evaluar la importancia de las variaciones estacionales de nutrientes entre los diferentes órganos de la planta. Los resultados mostraron que, la raíz y el brote de la planta acumularon contenidos más altos de todos los elementos nutritivos (excepto Na y Mg) que las aguas del río Nilo no contaminado. Por lo tanto, los autores concluyeron que la temporada de verano fue el momento ideal para recolectar la macrófita y extraer el máximo de nutrientes para restaurar cursos de agua eutróficos.

Nahar y Hoque (2021) en el estudio “Fitorremediación para mejorar el ecosistema eutrófico por la macrófita acuática flotante, la lechuga de agua (*Pistia stratiotes* L.) a escala de laboratorio”; tuvieron como objetivo evaluar la capacidad y efectividad de la macrófita acuática *P. stratiotes*. para mejorar la calidad de las aguas eutróficas. El experimento de fitorremediación fue realizado en el laboratorio de Ciencias y Gestión Ambientales de la Universidad North South, Dhaka, Bangladesh. Para evaluar el potencial de fitorremediación fue analizada la carga contaminante de agua eutrófica, determinándose antes y después del tratamiento. Los parámetros evaluados para verificar la calidad de agua fueron: pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT), turbidez y la concentración de cloruro de sodio (NaCl) del agua. Estos parámetros al igual que las plantas fueron monitoreados, encontrándose como resultado una sobrevivencia al 100 % de la especie sin síntomas visibles de toxicidad en la biomasa y una disminución de casi todos los

parámetros monitoreados; así para, la CE disminuyó de 619 a 397 mS/cm, la TDS disminuyó de 309 a 199 mg/L, la turbidez decayó de 36,93 a 24,36 NTU y la concentración de NaCl de 12 a 0,8 %; por otro lado, fue observado un aumento en el OD con 0,58 a 1,6 mg/ L y el pH de 6,3 a 8,3. Los autores concluyeron que, la macrofita acuática tiene la capacidad de mejorar los parámetros que determinan la calidad del agua, al eliminar contaminantes en aguas eutróficas.

Kodituwakku y Yatawara (2020) en el estudio “Fitorremediación de lodos de depuradora industrial con *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta* y *Pistia stratiotes* en humedales artificiales de flujo de agua libre alimentados por lotes”; tuvieron como objetivo realizar la remediación de los lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales. Para realizar esta investigación fueron recolectadas muestras de aguas y lodos procedentes de la zona de procesamiento de exportaciones (EPZ), Biyagama, Sri Lanka; además, fueron usadas plantas hiperacumuladoras como *E. crassipes*, *S. molesta* y *P. stratiotes*. Para esta investigación fueron preparados humedales artificiales con capacidad de 54 L, con plantas previamente aclimatadas por 14 días. Las evaluaciones físicoquímica y biológica fueron a los 7, 14, 21 y 28 días después de la aclimatación. Los datos fueron analizados utilizando el software MINITAB (Versión 14,12,0). Las medias fueron comparadas estadísticamente mediante el análisis unidireccional de varianza (ANOVA) seguido de la prueba de Tukey a una significancia de $p < 0,05$. Los resultados experimentales refieren que *S. molesta* mostraron las mayores disminuciones de Zn (36,0 %), Cu (32,6 %), Fe (26,6 %), Ni (26,9 %) y Cr (58,6 %), mientras que *P. stratiotes* y *E. crassipes* disminuyeron en 27,1 % para Cd y 42,4 % para Pb. Las concentraciones de nutrientes (N y P totales) y coliformes fecales en lodos remediados cumplieron con los estándares regulatorios. El ensayo de fitotoxicidad en *Lactuca sativa* y *Brassica oleraceae* mostraron más del 50 % del índice de germinación del lodo remediado con *S. molesta*. Los autores concluyeron que la fitorremediación con hiperacumuladores seguidos de un ensayo de fitotoxicidad podría usarse para respaldar decisiones para el uso apropiado de lodos eliminados de las depuradoras industriales.

Sudiarto *et al.* (2019) en la investigación “Plantas acuáticas flotantes para la eliminación total de nitrógeno y fósforo de aguas residuales porcinas y sus características de biomasa”, Seúl, Corea; tuvieron como objetivo cuantificar la producción potencial de biomasa y la

composición lignocelulósica de las macrófitas flotantes cultivadas en efluentes de aguas residuales porcinas tratadas en solución de Hoagland. Para realizar este experimento fueron recolectados efluentes procedentes de una estación ganadera, mientras que las plantas utilizadas fueron *Eichhornia crassipes* “jacinto de agua”, *Pistia stratiotes* “lechuga de agua”, *Limnobium laevigatum* “bocado de rana amazónica” y *Lemna* sp. “lenteja de agua”. Las plantas fueron cultivadas dentro un contenedor de 40 L y colocadas en un invernadero para crecer durante un mes. El experimento fue llevado a cabo en un sistema por lotes usando un volumen de 10 L de agua por lote analizándose los niveles de oxígeno disuelto (OD), pH, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal total, nitrato, nitrito y fósforo total. Los datos obtenidos fueron analizados mediante la prueba T independiente, utilizando el paquete estadístico SPSS. Los resultados mostraron que *P. stratiotes* realizó la mayor eliminación de nitrógeno total en 63,15 % del efluente tratado. Mientras que *Lemna* sp. mostró la más alta remoción de fósforo con 36,15 % del efluente tratado. Sin embargo, *Lemna* sp. no pudo tolerar el medio más de 13 días. Por otro lado, *Eichhornia crassipes* produjo la mayor biomasa de 5,19 g peso seco/m²/día. El contenido de celulosa y lignina fueron mayores en el tratamiento de solución de Hoagland en comparación con el efluente. Los autores concluyeron que la exposición a los diferentes medios afecta las composiciones de la pared celular y disponibilidad de los nutrientes de las plantas evaluadas.

Lu *et al.* (2018) en el estudio “Eliminación de nutrientes del agua por diferentes especies de plantas acuáticas: una forma alternativa de remediar ríos rurales contaminados”; tuvieron como objetivo diseñar los mecanismos de eliminación de nutrientes del agua a través de diferentes especies de plantas acuáticas como una posible estrategia de remediación para ríos contaminados. Para la investigación experimental fueron establecidos grupos de plantas como *Eichhornia crassipes* “jacinto de agua”, *Pistia stratiotes* “lechuga de agua” y *Myriophyllum spicatum* en tres tanques de agua separados en las instalaciones de la universidad Tongji, Shanghai-China. Los parámetros evaluados fueron la demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total (NT), amonio (NH₄⁺-N), nitrato (NO₃) y fósforo total (FT). Los resultados mostraron que el jacinto de agua logró la mayor eficiencia de eliminación de NT (89,4 %) y NH₄⁺-N (99,0 %), mientras que la lechuga de agua exhibió la mayor eficiencia de eliminación de fósforo total (93,6 %) durante el experimento estático a temperaturas de 28 y 36 °C. En el experimento dinámico, la eficiencia de eliminación de nutrientes por el jacinto y lechuga de agua fueron mejores que de *Myriophyllum spicatum*,

cuando la temperatura del agua estaba en el rango de 14 a 20 °C. Así mismo, el incremento del tiempo de retención hidráulica permitió una mayor eliminación de nutrientes. Además, los procesos de nitrificación y denitrificación bacteriana estuvieron relacionados con la extracción del nitrógeno por las plantas de jacinto de agua y lechuga de agua. El estudio concluyó que el uso de estas plantas acuáticas representa una técnica potencial para la remediación in situ de ríos rurales severamente contaminados en países en desarrollo, y serviría como referencia para disminuir diferentes condiciones de calidades de agua.

Mendoza *et al.* (2018) en el estudio “Evaluación del Aporte de las Plantas Acuáticas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* en el Tratamiento de Aguas Residuales Municipales”, tuvieron como objetivo evaluar las funciones de las plantas *P. stratiotes* y *E. crassipes* en la disminución de parámetros fisicoquímicos de las aguas residuales. Esta investigación fue desarrollada en las instalaciones de la Universidad de La Guajira, ciudad de Riohacha, Colombia y presentaron un diseño experimental que estuvo conformado por seis unidades experimentales que podían retener 40,0 L de agua residual por periodos de 7 días a temperaturas ambiente (25 a 38 °C). Así mismo, fueron utilizados dos especies de plantas acuáticas flotantes *P. stratiotes* y *E. crassipes*. Los parámetros evaluados fueron: temperatura, pH y oxígeno disuelto (OD), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+), fosfato (PO_4^-), DBO₅, DQO y número más probable (NMP) de bacterias coliformes fecales (CT) y totales (CF). Los resultados que mostraron ambas plantas fueron remociones de 78,5 % para nitritos, 24,9 % para nitratos, 8,6 % para amonio, 51,6 % para fosfatos, 79,1 % para la DBO, 76,2 % para la DQO y un 99,9 % para coliformes totales y coliformes fecales. Los autores concluyeron que, de acuerdo a los resultados obtenidos y a la contrastación por la prueba de Tukey, no registró diferencia significativa en ninguno de los microcosmos, lo que permite establecer que para efectos del agua residual y condiciones de temperatura no hubo aporte significativo de *P. stratiotes* y *E. crassipes*.

1.1.2. Nacionales

Limache y Tirado (2022) en el estudio “Acción de dos macrófitas para el tratamiento del agua residual de las lagunas de estabilización de Magollo, Tacna – Perú”, tuvieron como objetivo realizar la comparación de *Eichhornia crassipes* “jacinto de agua” y *Pistia stratiotes* “lechuga de agua” en el tratamiento de agua residual. Este estudio fue realizado en las

lagunas de estabilización de Magollo, Tacna. El diseño del estudio fue experimental y consistió en recolectar agua residual (20 L) y depositarlas en seis recipientes de polipropileno en donde fueron colocadas las plantas (3 para *E. crassipes* y 3 con *P. stratiotes*) con aireación a cada unidad experimental y evaluada la remoción a 0, 20, 40, 60 días de retención hidráulica. Los resultados demostraron que *E. crassipes* fue más eficiente que *P. stratiotes* en el removimiento de los parámetros de conductividad eléctrica, DBO, coliformes fecales y coliformes totales. Mientras que, *P. stratioides* fue mostró más eficiencia en la estabilización del pH y la reducción de la DQO. Los autores recomendaron la importancia del uso de ambas macrófitas en remoción de contaminantes de las aguas residuales por la fácil adaptación a las condiciones de la ciudad de Tacna.

García y Pareja (2021) en el estudio “Eficiencia de las macrofitas flotantes, *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes*, en las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas de la PTAR del distrito de Huachac, Chupaca, 2021”, tuvieron como objetivo determinar la eficiencia de las especies *P. stratiotes* y *E. crassipes* en la remoción de los contaminantes de las aguas residuales generadas en el distrito de Huachac. Esta investigación fue de tipo experimental, diseñándose un humedal artificial con macrófitas flotantes para realizar el tratamiento de aguas residuales de la PTAR. Las evaluaciones fueron realizadas al cabo de tres días, estimándose los siguientes parámetros fisicoquímicos: la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO), temperatura (T), pH y el parámetro biológico de coliformes termotolerantes (CF). Para el tratamiento de los datos y comprobación de las hipótesis fue usado el T student, haciendo uso del software SPSS v. 23. Los resultados tras 3 días de retención hidráulica mostraron una reducción en la DQO con *E. crassipes* en un 81,29 %; y con *P. stratiotes*, un 74,34 %, mientras para la DBO fueron obtenidos un 83,91 % y un 75,10 %, respectivamente. Por otro lado, se consiguió disminuir a los CF en un 82,35 % y 71,57 %, respectivamente. Los autores concluyeron que la macrófita *E. crassipes* fue más eficiente que *P. stratiotes*.

Aranda y Pinchi (2020) en el estudio “Eficiencia de las macrofitas Jacinto de agua *Eichhornia crassipes* y repollo de agua *Pistia stratiotes* en la remoción de nutrientes en las aguas contaminadas de la laguna Ricuricocha por los efluentes de la ganadería del Águila. – Morales- San Martin, 2019”, tuvieron como objetivo determinar la eficiencia de las plantas

acuáticas en la reducción de remoción de los contaminantes de las aguas la laguna Ricuricocha. Esta investigación fue realizada usando 420 L de efluentes de la ganadería del Águila, localizado en el distrito de Morales, San Martín. Cada unidad experimental estuvo constituida por 100 g de las macrófitas recolectadas de la localidad de Moyobamba. Así mismo, el estudio presentó un diseño experimental en donde fueron evaluados diferentes parámetros como los coliformes fecales, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno (N), fósforo (P), pH y turbidez. Los datos obtenidos fueron evaluados con el análisis de la varianza (ANOVA) Los resultados de los tratamientos con las dos macrófitas mostraron una reducción al 100 % de los coliformes fecales, mientras los demás parámetros registraron valores de reducción bajos para ambos tratamientos con jacinto y el repollo de agua, respectivamente. Los autores concluyeron que los resultados mostraron una alta eficiencia de remoción para el Jacinto de agua en comparación al repollo de agua. Sólo el pH presentó igual eficiencia por la actividad de ambas plantas.

1.2. Bases teóricas especializadas

1.2.1. Eutrofización

Para Bahadori y Smith (2016), la eutrofización está considerada como la degradación de la calidad del agua debido al enriquecimiento por nutrientes principalmente nitrógeno (N) y fósforo (P), lo que da como resultado un crecimiento y descomposición excesivos de las plantas (principalmente algas). El enriquecimiento de nutrientes de un lago u otro cuerpo de agua está típicamente caracterizado por un mayor crecimiento de algas planctónicas y plantas enraizadas. Pudiendo ser acelerado por las descargas de aguas residuales y la esorrentía contaminada.

Por otro lado, Newman *et al.* (2005) refieren que los aumentos tanto en nitrógeno (N) como en fósforo (P) provocan cambios en las comunidades de plantas similares a los observados en ecosistemas solo enriquecidos con P, por lo que se deduce que P es el principal impulsor del cambio en comunidades de plantas acuáticas, en lugar de N. La mayoría de los efectos observables de la eutrofización se deben al enriquecimiento de aguas por P, o una

combinación de N y P. El enriquecimiento por N tiende a estar asociado con nutrientes disueltos en la columna de agua, mientras que el enriquecimiento por P está asociado con ambos nutrientes ligados a los sedimentos y a la columna de agua. Por lo tanto, es teóricamente posible reducir los efectos del enriquecimiento de N con relativa facilidad durante un período de tiempo relativamente corto si las entradas fueran controladas, mientras que los efectos de P serán más difíciles de resolver en cortos periodos. Suponiendo que los principales efectos observables son impulsados por P y exacerbados por el enriquecimiento de N, entonces los efectos observables de una reducción en N pueden no ser detectables hasta que P también se reduzca.

Causas de la eutrofización

Hay una serie de fuentes de nutrientes que causan la eutrofización de los cuerpos de agua. Todas las actividades en toda el área de drenaje de un lago se reflejan directa o indirectamente en la calidad del agua de los cuerpos de agua. Los cuerpos de agua lénticos como los lagos, puede ser naturalmente eutrofizado cuando se halle depositado en lugares con una alta presencia de nutrientes. En muchos de estos ecosistemas, las aguas llevan un alto aporte de nutrientes, dado que las aguas residuales solo con métodos mecánicos-biológicos convencionales aún contienen estos nutrientes (para nitrógeno entre 25-40 mg/L y fósforo entre 6-10 mg/L). Así mismo, se tiene conocimiento que el uso extensivo de fertilizantes ricos en nutrientes principalmente el nitrógeno contribuye a depositarse en los suelos. Si el suelo erosionado llega a los cuerpos de agua, tanto el fósforo como el nitrógeno del suelo contribuirán a la eutrofización (Khan y Mohammad, 2014).

Un proceso que permite la acumulación de nutrientes y que a la larga conduce a la eutrofización es la erosión, esto a menudo es causada por la deforestación, que también resulta de una planificación y gestión imprudentes del recurso. Los nitratos, por su naturaleza hidrosoluble, se mueven fácilmente con la escorrentía superficial hacia los ríos o con el agua que se filtra a través del perfil del suelo hacia las aguas subterráneas. Evaluaciones realizadas por medio de la Sociedad Ecológica de América determinaron que sólo alrededor del 18 % del nitrógeno que se aplica a los campos como fertilizante sale de los campos en forma de producto, mientras el 82 % excedente se deja como residuo o en los suelos, donde se almacena, se erosiona con el suelo y se filtra en las aguas subterráneas. Sin embargo, a

diferencia del nitrato, el fosfato no es soluble en agua, por lo que se mueve sólo con el movimiento del suelo ya que sus partículas se adhieren al suelo (Bennett *et al.*, 2001). Un problema importante, asociado con este aumento del contenido de fósforo del suelo, es que cualquier factor que aumente la erosión del suelo también aumentará la escorrentía de fósforo con el suelo a arroyos, ríos, lagos y regiones costeras (Carpenter, 2005).

Proceso de eutrofización

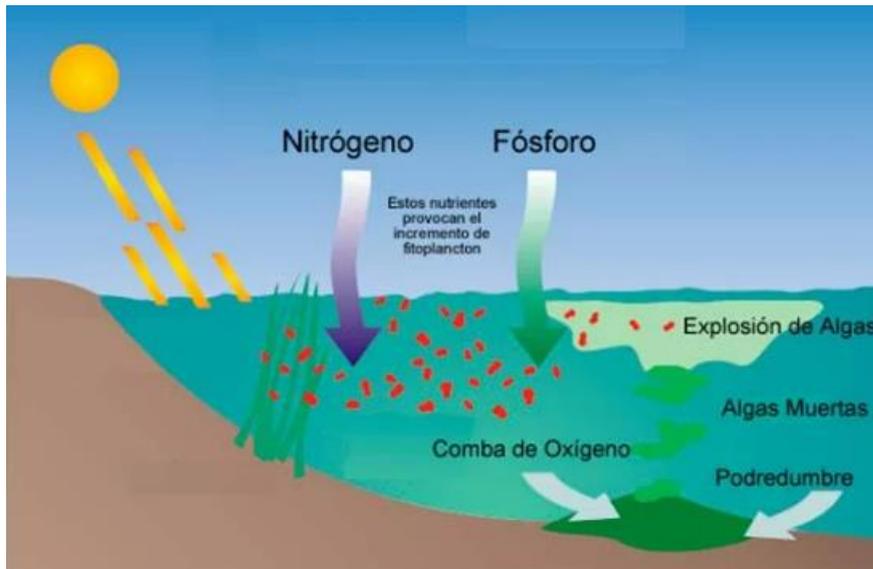
El vínculo común entre la proliferación de algas, la muerte de peces, los mariscos no comestibles, las algas azules y la salud pública es la eutrofización del agua (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2002). La eutrofización es el proceso por el cual una masa de agua se vuelve cada vez más rica en vida vegetal acuática, como algas y macrófitos acuáticos (hierbas acuáticas) (Figura 1). Es impulsado por aumentar el aporte de nutrientes de las plantas acuáticas, especialmente compuestos de nitrógeno y fósforo, de origen natural y fuentes antropogénicas que inducen un efecto indeseable y la alteración de la homeostasis del ecosistema hídrico. Los procesos naturales de eutrofización tienen lugar a lo largo del tiempo geológico y significan envejecimiento o muerte de los cuerpos de agua.

a. Eutrofización natural

La eutrofización natural es la adición de nutrientes a un ecosistema, lo que resulta en una disminución del oxígeno disponible en el agua. El agua de escorrentía trae limo, rico en nutrientes orgánicos y minerales, en los lagos recién formados. Las poblaciones de esporas de bacterias, protozoos y algas pronto se establecen y forman la base de una pirámide alimenticia que, con el tiempo, se construye para soportar a plantas y animales más grandes. Además, los sedimentos de la escorrentía de aguas superficiales de los terrenos circundantes continúan para suministrar nutrientes orgánicos y minerales al ecosistema lagunar. Las algas y las bacterias crecen en el agua rica en nutrientes siempre que haya disuelto el suficiente oxígeno en el agua. Sin embargo, con la continua afluencia de limo y la acumulación de materia orgánica, las bacterias aeróbicas de descomposición utilizan el oxígeno y un tipo diferente de bacterias comienzan a dominar el proceso de descomposición. Estas son las bacterias anaerobias cuyos productos de descomposición son los gases metano y sulfuro de hidrógeno (Khan y Mohammad, 2014).

Figura 1.

Proceso de la eutrofización en un ecosistema lagunar.



Nota: Tomado de *Eutrophication: Challenges and solution*, por Khan y Mohammad (2014). Springer Science+Business Media

b. Eutrofización por actividades humanas

Las actividades humanas pueden acelerar el ritmo de ingreso de los nutrientes en los ecosistemas. Actividades como la agricultura, desarrollo urbano e industrial, especialmente de sistemas sépticos como alcantarillas y otros relacionados con actividades humanas, aumentan la presencia de contaminantes orgánicos e inorgánicos hacia los ecosistemas terrestres, acuáticos y ecosistemas marinos (Njagi *et al.*, 2022).

Clasificación de eutrofización

Los cuerpos de agua lagunares, incluidos los humedales, a menudo se clasifican según su grado de enriquecimiento con nutrientes y materia orgánica. Se clasifican por su estado trófico en oligotróficos, mesotróficos, eutróficos y distrófica, tal como lo refiere Lee y Lee (2005).

- Oligotrófico

Los lagos oligotróficos están mal abastecidos de nutrientes para las plantas y sustentan poco el crecimiento de las plantas. Como resultado, la productividad biológica es generalmente

baja. Las aguas son claras y las capas más profundas están bien provistas de oxígeno durante todo el año.

- Mesotrófico

Los lagos mesotróficos son de características intermedias. Están moderadamente bien provistos de nutrientes vegetales que apoyan el crecimiento moderado de las plantas.

- Eutrófico

Los lagos eutróficos están ricamente provistos de nutrientes para las plantas y apoyan un alto crecimiento de las plantas. Como resultado biológico la productividad es generalmente alta. Las aguas están turbias debido a los crecimientos densos de fitoplancton o por contener una abundancia de plantas acuáticas enraizadas; las aguas más profundas exhiben concentraciones reducidas de oxígeno disuelto durante períodos de circulación restringida.

- Distrófica

En la etapa distrófica, el agua está muy contaminada y ninguna especie deseable puede ser apoyada debido a la falta de oxígeno y presencia de toxinas.

Impactos de los fertilizantes en la eutrofización

Es evidente que la eutrofización está relacionada con una serie de actividades antropogénicas en áreas urbanas y rurales, incluyendo prácticas de la agricultura. El aporte de fósforo y nitrógeno debido al uso excesivo en las prácticas agrícolas, su ciclado en los cuerpos de agua y variabilidades estacionales relacionadas a temperatura, nivel de agua, profundidad, irradiancia y vientos son las principales causas de eutrofización (Khan y Ansari, 2005). Las fuentes no puntuales de nutrientes son a menudo de mayor preocupación que las fuentes puntuales, porque son más grandes y difíciles de controlar. La aplicación de fertilizantes en la tierra sigue siendo un importante contribuyente a la contaminación por nutrientes no puntuales (Vitousek *et al.*, 1997; Liu *et al.*, 2023).

Tanto las naciones industriales como las que están en vías de desarrollo están usando cargas significativamente más altas de fertilizantes en la agricultura, incrementándose 8 y 3 veces

más para fertilizantes nitrogenados y fosforados, respectivamente (Smil, 2001). Además del compost, los fertilizantes de varias marcas de productos químicos que contienen macro y micronutrientes están siendo excesivamente usados. Los flujos en la concentración de nutrientes en un cuerpo de agua son consecuencia de la acción sinérgica del desarrollo de la población humana y las aplicaciones de fertilizantes a suelos, cuando estos nutrientes llegan a los ríos, estuarios y aguas costeras, están disponibles para la formación del fitoplancton típico de ecosistemas eutrofizados (Smil, 2001).

Efectos del nitrógeno

El reservorio atmosférico de nitrógeno gaseoso (N_2) es el depósito inicial de la fuente de nitrógeno. Este es convertido por fijación de nitrógeno por microorganismos que viven principalmente en el suelo y en ambientes acuáticos antes de que esté disponible para la mayoría de los organismos vivos. En el agua natural, el nitrógeno está presente como dinitrógeno disuelto, amoníaco y sales de los iones nitrato y nitrito (Mosier, 2001).

El suministro de nitrógeno y fósforo de la deposición atmosférica es potencialmente una fuente importante de nutrientes para el ecosistema acuático. Sin embargo, la deposición de nitrógeno es de mayor magnitud que la del fósforo, incluye dinitrógeno disuelto, los productos de la fijación química y algunos compuestos orgánicos. Las entradas atmosféricas de nitrógeno han aumentado mucho más que las de fósforo como resultado de las actividades humanas. El nitrógeno gaseoso como contaminante se libera en los patrones de circulación atmosférica de largo alcance y puede viajar distancias muy largas, según el viento atmosférico antes de que se depositen en la superficie de un lago (Mosier, 2001)

Los sistemas agrícolas de cultivos y ganado son importantes contribuyentes de gases del tipo NH_3 , NO_x ($NO+NO_2$) y óxido nitroso (N_2O). Las emisiones de NH_3 , biológica y químicamente activas a la atmósfera sirven para redistribuir el N fijo a los ecosistemas acuáticos, terrestres, locales y regionales (Mosier, 2001). Entre las contaminaciones de nutrientes no puntuales, la aplicación de fertilizantes en la tierra sigue siendo un contribuyente importante, y esta fuente sigue aumentando a un ritmo aterrador en muchas regiones (Vitousek *et al.*, 1997). Hay una relación directa entre desarrollo de la población, aplicaciones de fertilizantes y flujos de N y P (Smil, 2001). Tanto los países altamente

industrializados como en vías de desarrollo están usando cargas significativamente más altas de fertilizantes en la agricultura (Smil, 2001). Estos suministros de nutrientes, después de llegar a los ríos, estuarios y aguas costeras, están disponibles para la absorción de fitoplancton y su crecimiento.

Impacto del fósforo

Los insumos de fósforo (P) son esenciales para un cultivo rentable en la agricultura. Sin embargo, las entradas de P también pueden aumentar la productividad biológica de las aguas superficiales, acelerando la eutrofización que es responsable del deterioro de la calidad del agua superficial y restringe el uso del agua para la pesca, la recreación, la industria y la bebida, debido al mayor aumento de las poblaciones algales y vegetación acuáticas; además, de la disminución de oxígeno en la columna de agua. El fósforo es el principal responsable de la eutrofización de la mayor parte del agua dulce del mundo. Aunque el nitrógeno y el carbono también son esenciales al crecimiento de la biota acuática, la mayor parte de la atención se ha centrado en la presencia de P por la dificultad de controlar el intercambio de nitrógeno y carbono entre la atmósfera y el agua; además, por la fijación de nitrógeno atmosférico por algunas algas verde-azules. Por lo tanto, el P es a menudo el elemento limitante, y su control es de suma importancia para reducir la eutrofización acelerada de las aguas dulces (Sharpley *et al.*, 2001).

La agricultura se considera una fuente importante de P en el medio ambiente. Sin embargo, el rápido crecimiento y la intensificación de la agricultura y la ganadería en cualquier área ha creado desequilibrios locales en las entradas y salidas de P. Esto ha creado excedentes regionales en insumos de P (fertilizantes minerales y alimentación) sobre productos (cultivos y productos animales) y aumentó la pérdida de P de la tierra al agua (De Vries *et al.*, 2022). Investigaciones recientes han demostrado que esta pérdida de P tanto en la escorrentía superficial como en el flujo subterráneo se origina principalmente en áreas pequeñas dentro de las cuencas hidrográficas durante algunas tormentas (King *et al.*, 2015).

El fósforo generalmente ingresa a los ecosistemas acuáticos adherido a las partículas del suelo que se erosionan en lagos, arroyos y ríos (Ngatia y Taylor, 2019). Por lo tanto, la

contaminación de los ecosistemas acuáticos inducida por el fósforo es fuertemente influenciado por el uso de la tierra de la cuenca y la concentración de P en el suelo de la cuenca.

1.2.2. Fitorremediación

El suelo, las aguas superficiales y las aguas subterráneas pueden contaminarse con compuestos peligrosos como consecuencia de la contaminación natural (por ejemplo, erosión geológica y filtraciones salinas) y contaminación antrópica (por ejemplo, industria, agricultura, tratamiento de aguas residuales, construcción y minería) (Ngatia y Taylor, 2019). Los contaminantes pueden rastrearse hasta una fuente particular, una fuente puntual o ser el resultado de un área grande. Los contaminantes de interés son tanto compuestos inorgánicos como orgánicos (metales pesados, radionúclidos, nitrato, fosfato, ácidos inorgánicos y productos químicos orgánicos) de fuentes que incluyen materiales de desecho, explosivos, pesticidas, fertilizantes, productos farmacéuticos, deposición ácida y lluvia radiactiva (Dror *et al.*, 2017).

Se han empleado métodos de remediación tanto *in situ* como *ex situ* para eliminar la contaminación, la mayoría de los cuales se basan en métodos físicos y procesos químicos. Los métodos *in situ* incluyen la volatilización a través del aire como el venteo, lixiviación con un surfactante, vitrificación (cuando los contaminantes se solidifican con una corriente eléctrica) y aislamiento o contención con barreras físicas. Los métodos *ex situ* incluyen la excavación seguida de tratamiento térmico, extracción química y/o solidificación (encapsulación) antes de su disposición en un vertedero. Estas estrategias de remediación son a menudo muy costosas, dependiendo del contaminante de interés, el alcance de la contaminación y la estrategia de remediación empleada. Las estimaciones de precios actuales para la remediación de sitios comerciales a gran escala comienzan en 200 000 más 40 a 70 dólares americanos adicionales por metro cúbico de suelo.

La fitorremediación, el uso de plantas para biorremediar el suelo, el agua y el aire contaminados, se ha convertido en una forma más rentable, no invasiva y públicamente aceptable de abordar la remoción de contaminantes ambientales (Khan *et al.*, 2023).

Existen procesos como la fitofiltración, rizofiltración, fitoextracción, fitoinmovilización, fitoestabilización, fitodegradación, y la rizodegradación que permiten optimizar esta tecnología.

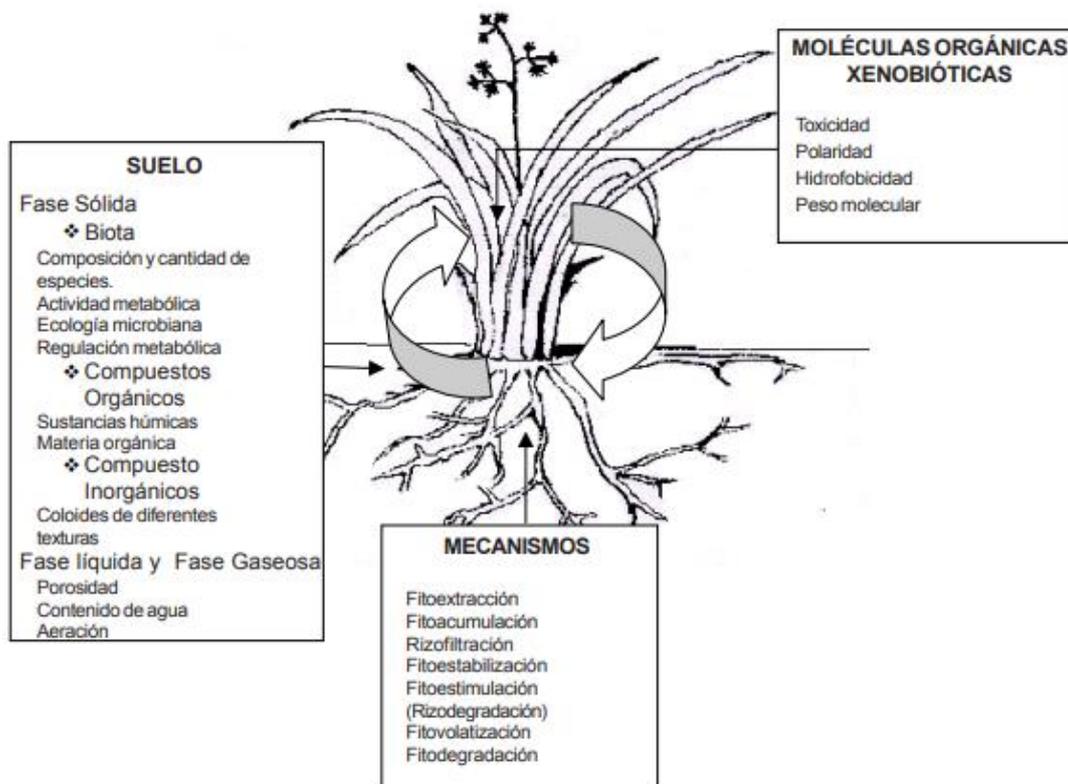
a. La fitofiltración o rizofiltración

Es el uso de plantas para eliminar contaminantes del agua. La planta puede absorber contaminantes en la biomasa, eliminando así el contaminante. La rizofiltración es una forma de fitorremediación, que se refiere al enfoque de utilizar raíces de plantas cultivadas hidropónicamente para remediar el agua contaminada a través de la absorción, concentración y precipitación de contaminantes (Kafle *et al.*, 2022).

Como ejemplo se mencionan que las plantas acuáticas tienen la capacidad de eliminar el selenio (Se) de las aguas residuales agrícolas o industriales a través de la acumulación y volatilización. Estudios realizados por Pilon-Smits *et al.* (1999) identificaron varias especies, incluida *Myriophyllum brasiliense* “pluma de loro”, *Juncus xiphioides* junco, *Typha latifolia* “tatora” y *Scirpus robustus* “espadaña de marisma”, que mostraron gran potencial para la fitorremediación de Se en humedales. De Souza *et al.* (1999) determinaron que las bacterias en la rizósfera de la mostaza india *Brassica juncea* eran necesarias para lograr las mejores tasas de acumulación de selenio en el vegetal y su volatilización como selenato; así como, otros contaminantes que se pueden observar en la Figura 2.

Figura 2.

Interacciones que se identifican entre las plantas y los contaminantes.



Nota: Adaptado “Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con moléculas orgánicas xenobióticas”, por López-Martínez *et al.* (2005). *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 21 (2).

El material vegetal no vivo también puede servir como biosorbente para eliminar contaminantes. La materia vegetal (viva y no viva) tienden a bioacumular contaminantes como el cromo (reduciendo la forma tóxica Cr [VI] a la forma no tóxica Cr [III]). Los metales pesados representan un grave riesgo para la salud y la eliminación de iones de metales a través de la biosorción con materiales de origen vegetal ha demostrado ser muy beneficioso.

Una tecnología de fitofiltración ha sido propuesta por Sekhar *et al.* (2004), quien utilizó biomaterial de origen vegetal procedente de la corteza de *Hemidesmus indicus* “zarzaparrilla india” para eliminar y recuperar el plomo (Pb) de las aguas residuales. De igual manera, se ha utilizado *Medicago sativa* “alfalfa” para eliminar y recuperar metales pesados, incluidos Pb (II), Cr (III), Zn (II), Cu (II) y Ni (II) de soluciones acuosas a pH 5 (Gardea-Torresdey *et*

al., 1998). La biomasa de alfalfa también fue eficaz en la recuperación de Au (III) de soluciones acuosas (Gamez *et al.*, 2003). Por otro lado, las raíces secas de *M. sativa* “alfalfa” en polvo inmovilizadas en polisilicato, eliminaron eficientemente el plomo y el zinc (Zn) de las aguas residuales de tintura, utilizando para la recuperación de los metales HCl 0,1 M (Sivakumar *et al.*, 2002).

b. Fitoextracción e hiperacumulación

La fitoextracción es la capacidad de las plantas para absorber contaminantes inorgánicos (principalmente metales) del suelo, siendo una de las tecnologías de remediación más utilizada (Li *et al.*, 2019). La eliminación de la vegetación que contiene el contaminante (especialmente después de la incineración) o recuperación del contaminante en la planta son procesos más atractivos (económica y ambientalmente) que la eliminación del suelo contaminado. Las plantas tienen una capacidad natural para absorber productos químicos inorgánicos (incluidos los metales) de suelo y sedimento. Algunos de estos materiales son nutrientes esenciales para la planta, mientras que otros no tienen propiedades fisiológicas conocidas en las plantas. Varios factores contribuyen al éxito de la fitoextracción como tecnología de remediación, incluida la medida de contaminación, biodisponibilidad de metales y la capacidad de la planta para interceptar, absorber y acumular metales (Lee, 2013).

La ruta más común de absorción química en las plantas es a través de la raíz en fase acuosa. Las moléculas se mueven a las raíces desde el suelo y los sedimentos a través de la planta. El transporte por difusión y el transporte facilitado por microbios a través de la membrana plasmática sirve como barrera para la captación. La fitorremediación ha sido sugerida por ser efectiva en la disminución del impacto negativo causada por organismos, que sueltan metabolitos tóxicos producto del metabolismo de una serie de compuestos. Se ha encontrado que varias especies de plantas reducen notablemente los nutrientes de los cuerpos de agua; así mismo, se han identificado diferentes mecanismos que controlan la absorción química por las plantas. Algunas sustancias químicas pueden ingresar al tejido de la raíz al alterar el pH a través de la salida de iones de hidrógeno (H^+), lo que da como resultado un gradiente electroquímico que facilita el transporte de cationes y aniones. Este mecanismo se denomina bomba de protones y requiere energía celular en forma de adenosin trifosfato (ATP). La

mayoría de los cationes divalentes se absorben a través de canales iónicos. Los canales iónicos también pueden mediar en la captación y liberación de iones de potasio (K^+). Para los metales, otro posible mecanismo de la captación es el transporte de complejos de metal-quelato, siempre que haya una deficiencia de metales, las plantas producen y liberan agentes quelantes hacia la rizosfera; luego, la forma de metal complejado se transporta a la planta a través de una proteína de transporte específica para ese metal (Almaroai *et al.*, 2013).

La selectividad de muchos de estos mecanismos es limitada; los iones que tienen la misma carga o el mismo tamaño pueden compartir el mismo portador o canal con nutrientes, lo que resulta en una mayor absorción de contaminantes metálicos (Fan *et al.*, 2001). Si bien las plantas tolerantes a los metales son relativamente comunes, la mayoría de las plantas no acumulan metales a niveles significativos en la biomasa aérea. Sin embargo, algunas especies de plantas son capaces de hiperacumular iones metálicos, es decir, son capaces de tomar y acumular metales en concentraciones de más del 0,1 por ciento (por peso seco de la planta) o mayores. Estas plantas hiperacumuladoras son capaces de tolerar altas concentraciones de metales en la biomasa aérea probablemente a través del uso de fitoquelatinas, proteínas ricas en azufre de carácter similar a metalotioneínas de vertebrados (Skuzza *et al.*, 2022). Estas plantas se han utilizado como candidatas para un tipo de remediación conocida como fitoextracción debido a su capacidad de absorción de metales del suelo y translocar a la biomasa aérea (Akhtar *et al.*, 2021).

c. Fitoimmobilización y fitoestabilización

La fitoimmobilización es una tecnología de remediación en la que las plantas son utilizadas para eliminar los contaminantes del suelo a través de la absorción y posteriormente ser liberados de los vegetales en descomposición. La fitoestabilización es un proceso que resulta en una baja disponibilidad de tóxicos en el suelo a través de la formación de complejos con metales para beneficio de ciertas plantas. Este proceso no elimina al contaminante del suelo, pero sí reduce su peligro inherente al medio ambiente (Li *et al.*, 2000). La remediación mediante la eliminación de contaminantes de un sitio no siempre es posible. En estos casos, la estabilización brinda una alternativa desde el punto de vista logístico y técnico. El resultado es la transformación del químico peligroso a una condición inerte (Knox *et al.*, 2000).

d. Fitodegradación y rizodegradación

Se ha reconocido que la fase más importante en la biorremediación de los contaminantes orgánicos es la degradación parcial o total del polutante o contaminante. La degradación de un compuesto se refiere a su descomposición en constituyentes o su transformación a un metabolito. Es importante identificar, cuantificar y comprender la importancia de metabolitos formados durante la remediación debido a su potencial toxicidad desconocidas para la biota. A menudo, los productos de transformación son menos tóxicos y/o menos disponibles que los productos originales, pero esto no es siempre el caso, por lo que la identificación y caracterización de metabolitos es de mucha importancia (Arthur *et al.*, 2005).

En un entorno de fitorremediación, la degradación puede ocurrir en la rizosfera (suelo que rodea las raíces de las plantas), así como dentro de la planta misma. La fitodegradación ocurre cuando una planta ha absorbido el contaminante en sus tejidos, y las enzimas dentro de la planta trabajan para transformar el compuesto, a menudo en moléculas que pueden descomponerse o liberarse más fácilmente en los exudados de las raíces. La rizodegradación o transformación del contaminante en la rizósfera, puede ocurrir en organismos del suelo como hongos o bacterias, o a través de enzimas exudadas por microorganismos o plantas (Schultz *et al.*, 2001). Además, los microorganismos que realizan la degradación de los compuestos orgánicos pueden ser apoyada por las plantas.

1.2.3. Macrófitas y la absorción de nutrientes

El nitrógeno y el fósforo son elementos fundamentales para los organismos (Liu *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2017). Sin embargo, la sobrecarga de nutrientes antropogénicos, particularmente N y P, en lagos poco profundos pueden cambiar el estado claro a un estado turbio; este cambio provoca posterior destrucción de los hábitats acuáticos y disminución de la biodiversidad (Scheffer y Nes, 2007). Estas situaciones podrían revertirse con la replantación de macrófitas sumergidas, logrando la restauración de la calidad del agua y mejorando las funciones ecológicas (Ciurli *et al.*, 2009). La fitorremediación juega un papel fundamental en la purificación del agua a través de la competencia con las microalgas por los nutrientes. Por

lo tanto, la restauración ecológica de cuerpos de agua eutróficos mediante el uso de macrófitas sumergidas es una tecnología emergente rentable, respetuosa con el medio ambiente y estable en todo el mundo.

Las macrófitas sumergidas dependen de los sedimentos y el agua circundantes para satisfacer sus requerimientos de N y P. La absorción por la raíz es la vía dominante para la toma de nutrientes de los sedimentos en general (Vindbaek y Nina, 2002). Plantas acuáticas como *E. crassipes* y *Salvinia auriculata* han sido reportadas como organismos que presentan una disminución significativa de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en los ecosistemas hídricos. Esta información ha sido considerada útil para desarrollar estrategias de gestión adecuadas para las especies de macrófitas acuáticas en ambientes eutrofizados (Petruccio y Esteves, 2000). Jiang *et al.* (2004) informaron que *Phragmites communis* y *Zizania latifolia* han sido consideradas eficientes para absorber N y P y, por lo tanto, estas dos especies desempeñaban un papel importante en la purificación de humedales que reciben contaminantes de fuentes difusas. Además, se ha informado que las lentejas de agua son macrófitas prometedoras para el tratamiento de aguas residuales. Han sido utilizadas para tratar los efluentes de las granjas camaroneras y se ha descubierto que eliminan nutrientes y altas cantidades de amoníaco de manera efectiva (Ruenglerpanyakul *et al.*, 2004). Además, se tiene conocimiento que las lentejas de agua aumentan la degradación de la materia orgánica (Sabine *et al.*, 2003) y contribuyen a través de sus raíces y frondas en la absorción del nitrógeno (Cedergreen y Madsen, 2004).

***Pistia stratiotes* L.**

La macrófita *P. stratiotes*, también conocida como lechuga de río, es una planta acuática, estolonífera que suele flotar en lagos, arroyos y aguas estancadas. Es una especie cosmopolita, encontrándose en diversas regiones tropicales y subtropicales. Se distinguen cuatro variedades y que reciben diversos nombres en lugares diferentes como lechuga de río en Perú, lechuguilla en Cuba, quiapo en Filipinas y cuneta en la India. Se propaga por semillas o más rápidamente por estolones. Forma una capa densa en la superficie del agua y provoca una grave obstrucción de las vías de agua. También es responsable de albergar larvas de mosquito, que portan los parásitos filariales y otras larvas (Tripathi *et al.*, 2010).

Clasificación taxonómica

Reino:	Plantae
División:	Tracheophyta
Clase:	Liliopsida
Orden:	Allismatales
Familia:	Araceae
Género:	<i>Pistia</i> L.
Especie:	<i>Pistia stratiotes</i> L.

Nombre común: helecho flotador gigante, lechuga de agua, lechuguilla acuática (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2014).

Descripción botánica

La macrofita *P. stratiotes* está considerada para Ramírez y Paredes (2019) como una hierba estolonífera flotante que se encuentra en estanques y cuerpos de agua de un sin número de ecosistemas acuáticos del mundo y cuyos detalles se aprecian en la Figura 3. Las hojas son sésiles de color verde en forma de roseta, inodoros y de sabor amargo. Las hojas son de aproximadamente 13,0 cm de largo y 17,0 cm de ancho y en forma de abanico con nervadura paralela, ápice romo y margen completo. Además, es tomentosa con largos pelos enmarañados en la base. La inflorescencia es de tipo espata, más o menos pilosas, glabras por dentro, de color verde pálido y ovario verde pálido, pubescente.

Figura 3.

Vista lateral de la macrófita P. stratiotes.



Nota. Adaptado de “The beginnings of *Pistia stratiotes* L. invasion in the lower Danube Delta: the first record for the province of Vojvodina (Serbia)” (p. 223). Por Živković *et al.* (2019), Bioinvasions Records 8(2).

CAPÍTULO II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Diseño de la investigación

El estudio desarrollado fue estructurado según el diseño experimental, en la que se manipuló deliberadamente la variable independiente vinculada a la causa, para medir el efecto que esta tiene sobre la otra variable de interés Hernández-Sampieri y Mendoza (2018).

Esta investigación presentó; además, un enfoque cuantitativo en la que se evaluó los datos con la finalidad de comprobar la hipótesis planteada. Este estudio presentó un alcance explicativo, en la que se buscó establecer las causas de la disminución de los contaminantes en las aguas tratadas, tal como lo sugiere Carrasco (2019).

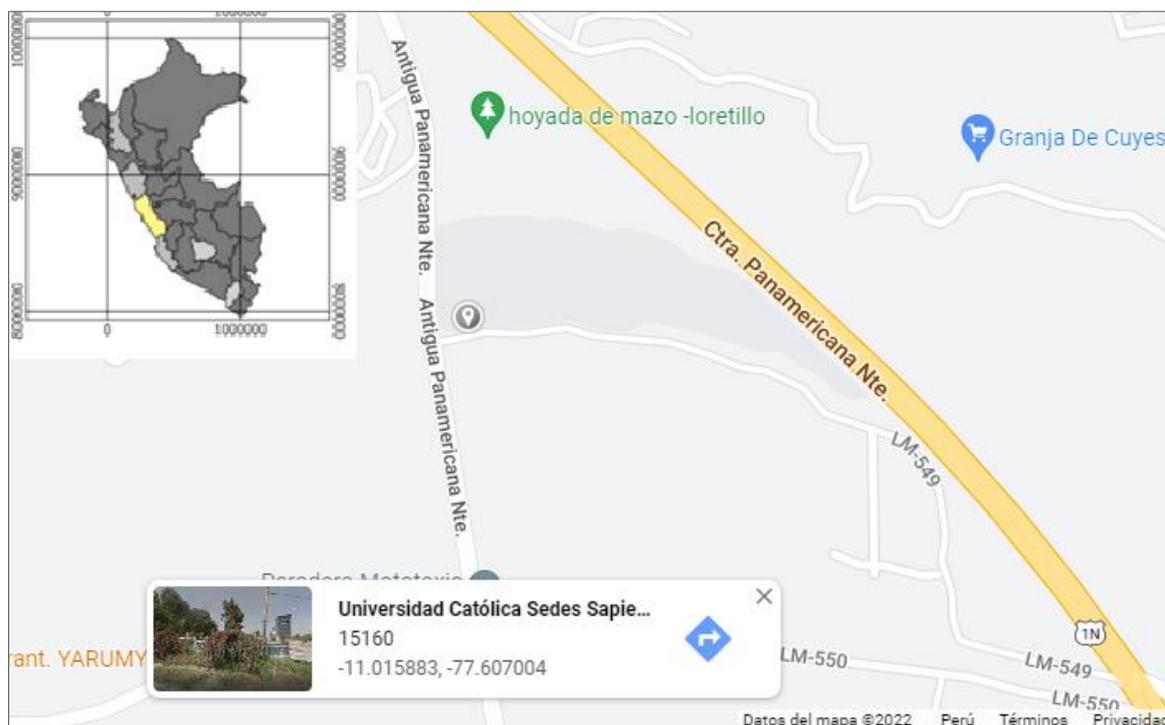
2.2. Lugar y fecha

La investigación planteada fue realizada en las instalaciones del Laboratorio General de Ciencias Básicas de la Facultad de Ingeniería Agraria de la Universidad Católica Sedes Sapientiae (UCSS), Filial Huaura, la que se encuentra ubicada en el distrito de Mazo, distrito de Végueta, de la provincia de Huaura (Figura 4).

El proyecto de investigación fue realizado en seis meses, habiendo dado inicio en el mes de julio del 2022 con la etapa preliminar de la investigación. Posteriormente, fue seguida la fase de campo y finalmente la redacción del borrador de tesis en el mes de diciembre del 2022.

Figura 4.

Ubicación de la Facultad de Ingeniería Agraria de la UCSS-Huaura.



Nota: Adaptado del Google Map. (<https://www.google.com/maps/place/Universidad+Cat%C3%B3lica+Sedes+Sapientiae,+Facultad+de+Ingenier%C3%ADa+Agraria>)

2.3. Descripción del experimento

Recolección de las muestras de agua

Se recolectaron muestras de agua a poca profundidad del humedal Albuferas de Medio Mundo (Figura 5 y 7), cuya ubicación se estableció en función de las zonas donde se desarrollan actividades específicas de importancia económica (Zonas de recreación e industriales con vertimiento de aguas residuales). La toma de la muestra fue hecha siguiendo lo recomendado por el Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales (ANA, 2016) y cuyas coordenadas UTM son detalladas en la Tabla 1. Las muestras fueron obtenidas sumergiendo las botellas de plástico en 3 lugares del humedal y luego fueron mezcladas, esto siguiendo lo propuesto por Nahar y Hoque (2021), haciendo un volumen total de 50 L; además, fueron medidos y registrados los valores de los siguientes parámetros fisicoquímicos: pH, conductividad eléctrica (CE), oxígeno disuelto (OD) y temperatura.

Figura 5.

Lugar de la recolección de la muestra de agua en el humedal Albuferas de Medio Mundo.



Tabla 1.

Coordenadas UTM de los puntos de recolección de las muestras de agua del humedal Albufera de Medio Mundo, Huaura.

Estaciones	Coordenadas
Estación 1	207118E 8793102N
Estación 2	208376E 8791020N
Estación 3	208573E 8791095N

Recolección de macrófitos acuáticos

Los especímenes de *P. stratiotes* usados en la investigación fueron recolectados del humedal de Santa Rosa, ubicado en el distrito de Chancay de la provincia de Huaral, Lima (Figura 6). Las plantas utilizadas para los experimentos de fitorremediación fueron transportadas al laboratorio para ser enjuagadas con agua del grifo. Además, las plantas fueron expuestas a la luz solar en el laboratorio durante 5 días para que su adaptación descartándose las plantas que presentaron cambios notorios en su coloración., tal como lo sugirió Nahar y Hoque (2021).

Posteriormente, los macrófitos acuáticos pequeños (aproximadamente 6 cm de diámetro) utilizados fueron colocados en vasos de precipitados de 1,0 L de capacidad con las aguas recolectadas de los sitios de muestreo del humedal. Estas fueron mantenidas a una temperatura de 25 °C, bajo un fotoperiodo de luz y oscuridad de 14/10 h luz y oscuridad. Las pérdidas de agua en los cultivos debido a la evapotranspiración fueron contrarrestadas con la adición de agua desionizada al nivel original cada día, tal como lo refirió Lu *et al.* (2008).

Figura 6.

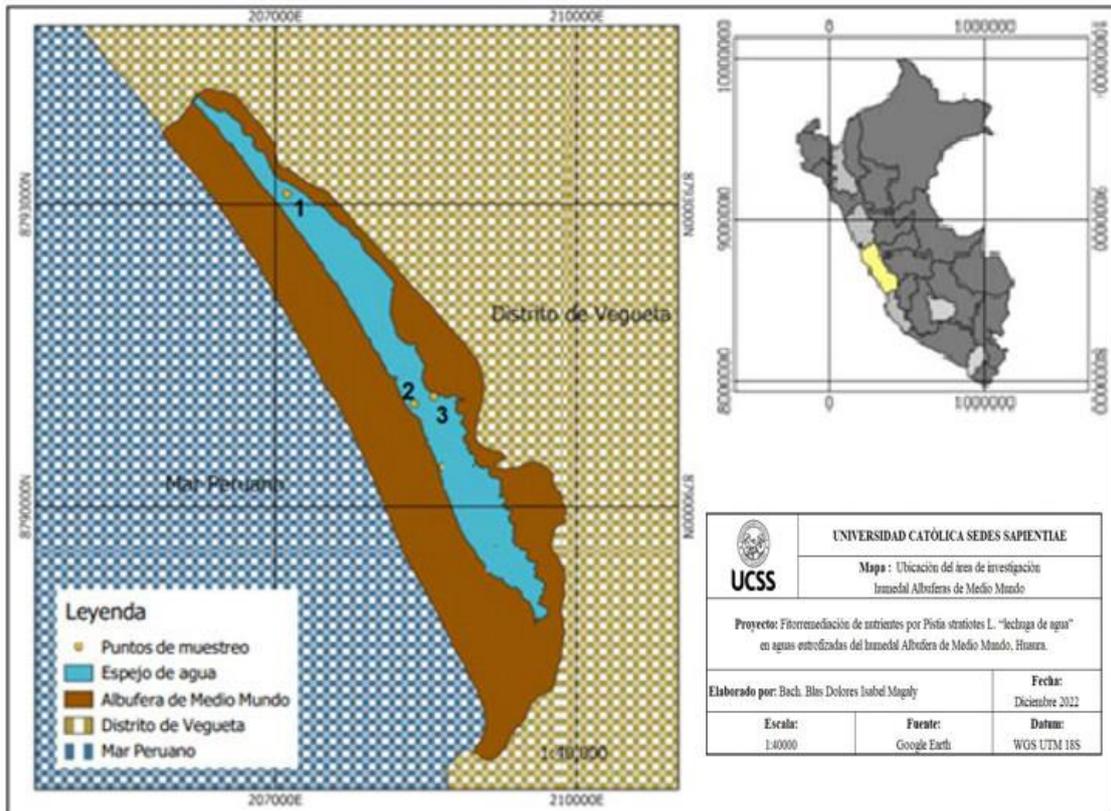
Recolección de los macrófitos de Pistia stratiotes.



Nota. Material recolectado en el humedal de Santa Rosa, Chancay.

Figura 7.

Puntos de recolección de las muestras de agua en el humedal Albuferas de Medio Mundo, Huaura.



Peso seco de *P. stratiotes*

Para obtener el peso seco de la biomasa inicial, fueron separados dos conjuntos de plantas de *P. stratiotes* de peso fresco similar para cada tratamiento al inicio del experimento (ver Apéndice 1). Un conjunto fue utilizado para el experimento, mientras que el otro fue secado durante 72 h a 70 °C y este peso medido fue utilizado para estimar la densidad operativa inicial (Lu *et al.*, 2008). El peso seco de la biomasa inicial y final permitió calcular la tasa de crecimiento relativo de las macrófitas, tal como lo recomienda Gao *et al.* (2009).

Tasa de crecimiento relativo (TCR)

$$TCR = \frac{W_f - W_o}{W_o}$$

Donde:

Wo: Peso seco inicial

Wf: Peso seco final

Eficiencia de remoción de los nutrientes

Para obtener las eficiencias de remoción fueron colectadas muestras del afluente (muestra inicial) y efluente (muestra final) para determinar su concentración de los parámetros nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT), para lo cual fue utilizada la siguiente fórmula propuesta por Mendoza *et al.* (2018):

$$\text{Eficiencia de remoción (\%)} = \frac{C_o - C_f}{C_o} \times 100$$

Donde:

Co: Concentración inicial

Cf: Concentración final

Los tratamientos fueron evaluados midiendo los parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua antes y después de la adición de macrófitos y de manera no secuencial por un periodo de 30 días, tal como lo recomendaron Lu *et al.* (2018).

2.4. Tratamientos

Los tratamientos de la investigación están detallados en la Tabla 2.

Tabla 2.

Descripción de los tratamientos.

Tratamientos	Descripción
T0	0,9 L Agua del HAMM
T1	*10 g de <i>P. stratiotes</i> + 0,9 L Agua del HAMM
T2	*20 g de <i>P. stratiotes</i> + 0,9 L Agua del HAMM
T3	*40 g de <i>P. stratiotes</i> + 0,9 L Agua del HAMM
T4	*50 g de <i>P. stratiotes</i> + 0,9 L Agua del HAMM

Nota: *El peso sugerido de 10, 20, 40 y 50 g de *P. stratiotes*. Adaptado de Light Regulation of Root and Leaf NO₃⁻ Uptake and Reduction in the Floating Macrophyte *Lemna minor*, de Cedergreen y Madsen (2004). The New Phytologist, 161(2), 449–457. <http://www.jstor.org/stable/1514328>.

2.5. Unidades experimentales

La presente investigación estuvo compuesta por 15 unidades experimentales incluida el control. Cada unidad experimental se conformó por un envase de PVC transparente de 1,0 L que contuvo 0,9 L de agua del humedal Albuferas de Medio Mundo y plantas de *P. stratiotes* (Figura 8).

Figura 8.

Distribución de las unidades experimentales en el laboratorio de Ciencias-UCSS, Huaura



2.6. Identificación de variables y su mensuración

Las variables de la investigación y su respectiva mensuración se describen en la Tabla 3.

Tabla 3.

Variables y su mensuración.

Variable	Parámetro	Unidad	Mensuración
Independiente	Macrofita	g	Gravimetría
	Tiempo de exposición	días	

Variable	Parámetro	Unidad	Mensuración
	Incremento de Biomasa	g	Gravimetría
Dependiente	Remoción de N	Porcentaje (%)	Fotometría*
	Remoción de P	Porcentaje (%)	Fotometría**
	pH		
Interviniente	CE	mS/cm	Conductimetría
	OD	mg. L ⁻¹	Winkler
	Turbiedad	mg. L ⁻¹	Espectrofotometría

Nota: * Apéndice 21 (Procedimientos para la determinación de NT por fotometría), ** Apéndice 20 (Procedimientos para la determinación de FT por fotometría).

2.7. Modelo matemático

Para la distribución de las unidades experimentales se consideró el modelo lineal de un diseño completamente al azar. El modelo lineal está dado por la siguiente fórmula matemática.

$$y_{ab} = x + fa + Eab$$

Para

$$a = 1, 2, \dots, t$$

$$b = 1, 2, \dots, na$$

Donde

y_{ab} = Corresponde a la b-ésima que recibió el a-ésimo.

x = Media general

fa = Efecto del a-ésimo tratamiento

Eab = Error aleatorio

2.8. Diseño estadístico del experimento

El presente estudio aplicó un Diseño Completamente al Azar (DCA), en el que fue evaluado el efecto de las macrófitas en diferentes cantidades sobre las aguas superficiales recolectadas del humedal Albuferas de Medio Mundo.

2.9. Análisis estadísticos de datos

Para la generación de los gráficos y tablas fue usado el software Excel, mientras que los datos obtenidos fueron aplicados, previa verificación de la distribución y homogeneidad de los datos, el análisis de la varianza (ANOVA). Además, fueron aplicados la prueba de comparaciones múltiples de Tukey con un nivel de significancia de $p < 0,05$. En la aplicación de la estadística inferencial fue usado el software SPSS v. 25.

2.10. Materiales y equipos

2.10.1. Material biológico

Planta de *P. stratiotes* “lechuga de agua”

2.10.2. Material de laboratorio

- Bisturí
- Espátula
- Macetas plásticas
- Papel de aluminio
- Placas de Petri
- Probetas de 100 mL
- Vasos de beacker (100 mL)

2.10.3. Reactivos

- Agua desionizada
- Ácido acético glacial (10 mL)
- Ácido Clorhídrico
- Ácido sulfosalicílico al 3 %
- Ácido ninhidrina (10 mL)
- Sustancias húmicas (Quday Humico)

- Tolueno (100 mL)

2.10.4. Equipos

- Balanza analítica SARTORIUS
- Espectrofotómetro UV SPECTRUM LAB-54
- Conductímetro HANNA
- Digestor IMACO
- Equipo Kjendahl BOECO
- Estufa IMACO
- Fotómetro WTW
- Potenciómetro HANNA

CAPÍTULO III. RESULTADOS

3.1. Análisis de parámetro fisicoquímicos de las muestras de agua del humedal Albuferas de Medio Mundo

3.1.1. Parámetros de calidad del agua del humedal antes del tratamiento

La Tabla 4 presenta los valores del análisis fisicoquímico de la muestra inicial del agua del humedal Albuferas de Medio Mundo.

Tabla 4.

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua inicial del humedal Albuferas de Medio Mundo

Parámetros	Unidades	Resultados	ECA para agua (2017) ¹	Cumplimiento de ECA para agua
Conductividad Eléctrica (CE)	mS/cm	3,1±0,4	2,5	No
Potencial de hidrógeno (pH)		8,22 ±0,77	6,50-8,5	Si
Fósforo total (FT)	mg/L	0,128±0,018	0,035	No
Nitrógeno total (NT)	mg/L	4,88±2,1	0,315	No
Temperatura (T)	°C	24,2±1,1	Δ3	Si
Oxígeno disuelto (OD)	mg/L	5,6±0,7	>5	Si

Nota: Tomado del Decreto Supremo 004-2017-MINAM.

Tal como se aprecia con los resultados, tres de los 6 parámetros (50 %) no cumplen con los estándares de calidad (ECA) para agua (Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM, 2017).

Los parámetros que estuvieron por encima de la norma fueron: la CE (140 %), FT (365 %) y NT (1549 %), mientras que el pH, temperatura y el oxígeno disuelto estuvieron dentro del rango establecidos por la norma (Tabla 4).

3.1.2. Análisis de las muestras de agua del humedal Albuferas de Medio Mundo expuestas a *Pistia stratiotes*

La Tabla 5 muestra los valores obtenidos de los parámetros CE, pH y OD de las aguas procedentes del humedal Albuferas de Medio Mundo tratadas con *P. stratiotes*.

Tabla 5.

Valores obtenidos de los parámetros físicoquímicos (CE, pH y OD) de las muestras de agua tratadas con *P. stratiotes*.

Parámetro	Tratamientos				
	Control	T1	T2	T3	T4
CE (mS/cm)	2,50	1,60	1,0	1,00	1,00
	2,40	1,80	1,20	1,05	1,10
	2,20	1,60	1,50	1,12	0,90
Promedio±DS	2,36±0,15	1,80±0,20	1,23±0,25	1,05±0,06	1,0±0,1
Remoción	23,8 %	41,93 %	60,32 %	66,12 %	67,74 %
pH	8,12	8,00	7,60	7,40	7,80
	8,05	7,80	7,40	7,80	7,00
	8,40	7,80	7,20	7,0	7,80
Promedio±DS	8,19±0,18	7,86±0,11	7,40±0,20	7,40±0,40	7,53±0,46
Remoción	0,36 %	4,50 %	9,97 %	9,97 %	8,39 %
OD (mg/L)	5,6	4,5	6,5	6,7	6,8
	4,8	5,5	6,8	6,78	6,5
	4,5	6,4	6,6	6,81	6,9
Promedio±DS	4,99±0,56	5,46±0,95	6,63±0,15	6,76±0,05	6,73±0,20
Remoción	10,89 %	2,5 %	-18,39 %	-20,71 %	-20,17 %

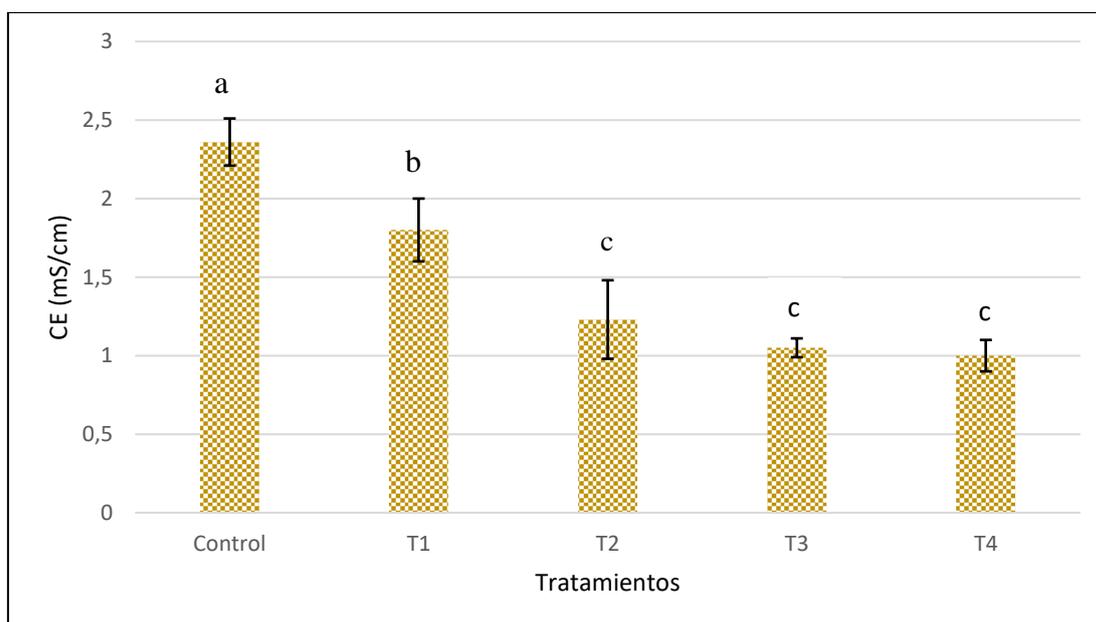
Nota: Los valores expresados en negativo significan incrementos.

a. Variación de los valores de la conductividad eléctrica después de los tratamientos con *P. stratiotes*

La Figura 9 muestra los valores del parámetro conductividad eléctrica en los diferentes tratamientos con *P. stratiotes*

Figura 9.

Valores obtenidos de la conductividad eléctrica de las aguas después de los tratamientos con la macrófita *P. stratiotes*.



Nota: Los valores medios que presentan la misma letra no son significativamente diferentes al nivel de probabilidad del 5 % según Tukey.

La conductividad eléctrica mostró valores decrecientes a medida que se incrementó la concentración de la biomasa de la microalga *P. stratiotes*, siendo el control y T1 los que presentaron los valores promedio máximos con $2,36 \pm 0,15$ y $1,80 \pm 0,20$ mS/cm, respectivamente (ver Apéndice 2). Por otro lado, T2, T3 y T4 presentaron los valores promedio de $1,23 \pm 0,25$; $1,05 \pm 0,06$ y $1,0 \pm 0,1$ mS/cm respectivamente (Tabla 5). Los valores obtenidos están por debajo del límite máximo establecidos por los ECA para agua (MINAM, 2017).

El análisis de varianza (ANOVA) realizado entre los tratamientos y la conductividad eléctrica mostró diferencias significativas ($p < 0,05$) (Tabla 6). El análisis post hoc de

comparaciones múltiples (prueba de rango múltiple de Tukey) mostró tres subconjuntos donde T1 y el control mostraron diferencias significativas al 5 % entre sí (Figura 9) (ver Apéndice 3).

Tabla 6.

Análisis de la varianza entre los tratamientos y la conductividad eléctrica.

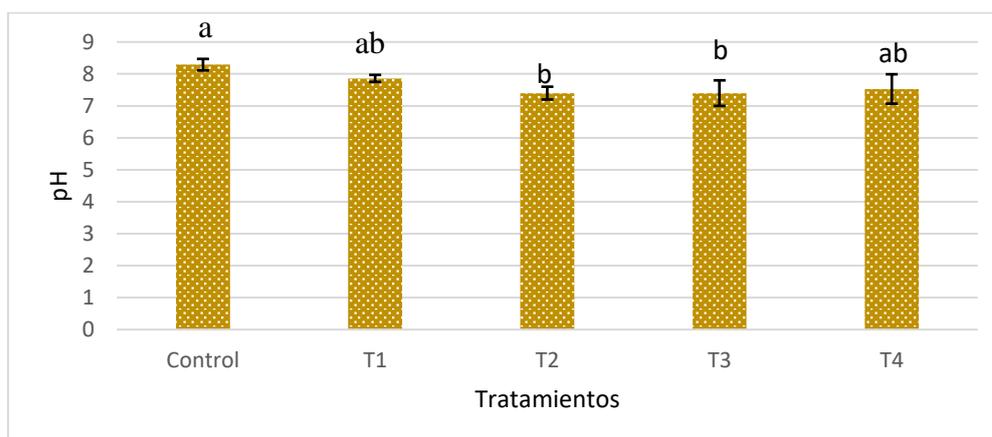
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	4,075	4	1,019	36,308	0,000
Dentro de grupos	0,281	10	0,028		
Total	4,356	14			

b. Variación de los valores de pH después de los tratamientos con *P. stratiotes*

El Apéndice 4 muestra los valores descriptivos del pH de las muestras de agua tratadas con *P. stratiotes*. La Figura 10 muestra los valores del parámetro pH en los diferentes tratamientos con *P. stratiotes*. En ella se observa el mínimo valor para T2 con $7,40 \pm 0,20$; seguido de T3 con $7,40 \pm 0,40$; mientras que el valor máximo fue para T1 con $7,86 \pm 0,11$ y el control con $8,29 \pm 0,18$. Los cuatro tratamientos cumplen con los estándares de calidad ambiental (ECA) para agua (MINAM, 2017).

Figura 10.

*Valores del parámetro pH en los diferentes tratamientos con la *P. stratiotes*.*



Nota: Los valores medios que presentan la misma letra no son significativamente diferentes al nivel de probabilidad del 5 % según Tukey.

El análisis de varianza (ANOVA) realizado entre los tratamientos y el pH mostró diferencias significativas ($p < 0,05$) o al menos un tratamiento es diferente al resto (Tabla 7). El análisis post hoc de comparaciones múltiples (prueba de rango múltiple de Tukey) mostró dos subconjuntos donde sólo el control mostro diferencias significativas al 5 % entre sí (Figura 10) (ver Apéndice 5).

Tabla 7.

Análisis de la varianza entre los tratamientos y el Ph.

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	1,751	4	0,438	4,748	0,021
Dentro de grupos	0,922	10	0,092		
Total	2,673	14			

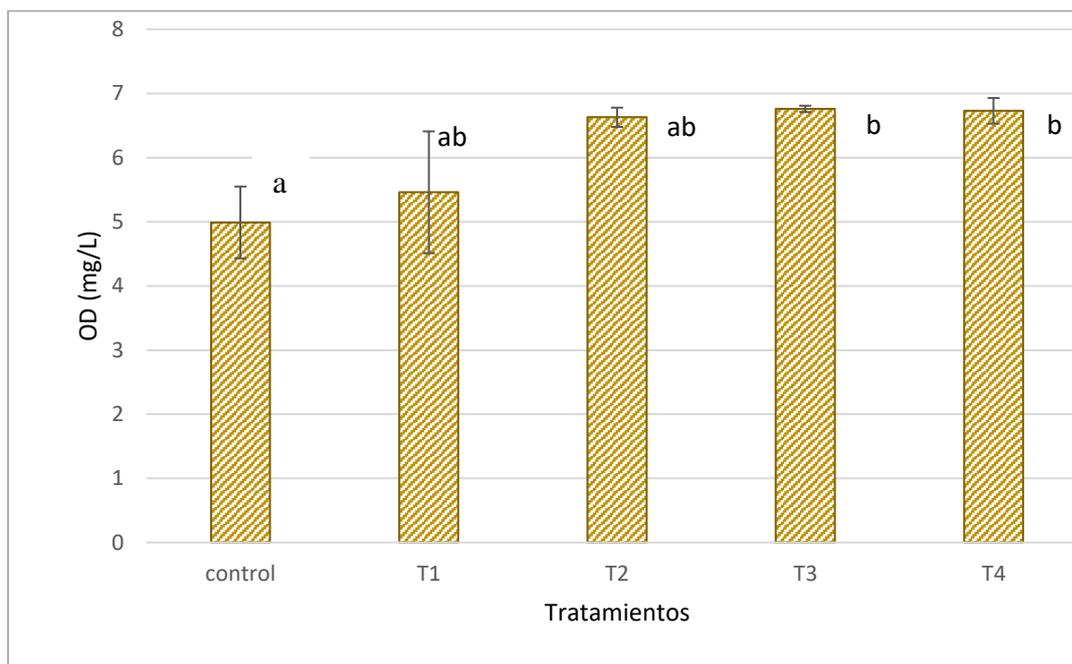
c. Variación de los valores de oxígeno disuelto después de los tratamientos con *P. stratiotes*

La Figura 11 muestra los valores del parámetro OD en los diferentes tratamientos con *P. stratiotes*. En ella se observa el mínimo valor para T2 con $7,40 \pm 0,20$ seguido de T3 con $7,40 \pm 0,40$, mientras que el valor máximo fue para T1 con $7,86 \pm 0,11$ y el control con $8,29 \pm 0,18$. Los cuatro tratamientos cumplen con los estándares de calidad ambiental (ECA) para agua (MINAM, 2017). Así mismo, los valores descriptivos de los datos se reflejan en el Apéndice 6.

El análisis de varianza (ANOVA) realizado entre los tratamientos y el OD mostró diferencias significativas ($p < 0,05$) o al menos un tratamiento es diferente al resto (Tabla 8). El análisis post hoc de comparaciones múltiples (prueba de rango múltiple de Tukey) expuso dos subconjuntos donde sólo el control registró diferencias significativas al 5 % entre sí (Figura 11) (ver Apéndice 7).

Figura 11.

Valores del parámetro OD en los diferentes tratamientos con *P. stratiotes*.



Nota: Elaboración propia. Los valores medios que presentan la misma letra no son significativamente diferentes al nivel de probabilidad del 5 % según Tukey.

Tabla 8.

Análisis de la varianza entre los tratamientos y el OD.

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	8,431	4	2,108	8,128	0,003
Dentro de grupos	2,593	10	0,259		
Total	11,024	14			

3.2. Eficiencia de *P. stratiotes* en la remoción de los nutrientes fósforo total y nitrógeno total

3.2.1. Eficiencia de remoción de FT

La Tabla 9 muestra los valores del parámetro fósforo total en los diferentes tratamientos con la *P. stratiotes*. El Apéndice 8 muestra los valores descriptivos del FT en los diferentes tratamientos. El FT mostró valores decrecientes a medida que se incrementó la concentración de la biomasa de la microalga *P. stratiotes*, siendo el control y T1 los que presentaron los valores promedio máximos con $0,10\pm 0,01$ y $0,09\pm 0,02$ mg/L, respectivamente. Por otro

lado, T2, T3 y T4 presentaron los valores promedio de $0,086\pm 0,023$; $0,07\pm 0,026$ y $0,04\pm 0,026$ mg/L respectivamente. Los valores obtenidos están por encima del límite máximo establecidos por los ECA para agua ($0,035$ mg/L) (MINAM, 2017).

El valor de remoción de FT máximo fue para T4 con 68,75 %, seguido de T3 y T2 con 45,31 y 32,81 %, respectivamente. El valor de remoción mínimo fue para T1 con 29,68 %, mientras que el control presentó una remoción de 21,125 %.

Tabla 9.

Valores promedio obtenidos de FT de las muestras de agua tratadas con P. stratiotes

Parámetro	Tratamientos				
	control	T1	T2	T3	T4
FT (mg/L)	0,11	0,12	0,10	0,09	0,02
	0,10	0,09	0,06	0,08	0,03
	0,09	0,08	0,09	0,04	0,07
Promedio \pm DS	0,10 \pm 0,01	0,09 \pm 0,02	0,086 \pm 0,023	0,07 \pm 0,026	0,04 \pm 0,026
Remoción	21,125 %	29,68 %	32,81 %	45,31 %	68,75 %

El análisis de varianza (ANOVA) mostro diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los tratamientos y los valores del fósforo total o al menos un tratamiento es diferente al resto (Tabla 10). El análisis post hoc de comparaciones múltiples (prueba de rango múltiple de Tukey) mostró que el segundo subconjunto formado por el control (T0) presentaron diferencias significativas al 5 % entre sí (ver Apéndice 9) (Figura 12).

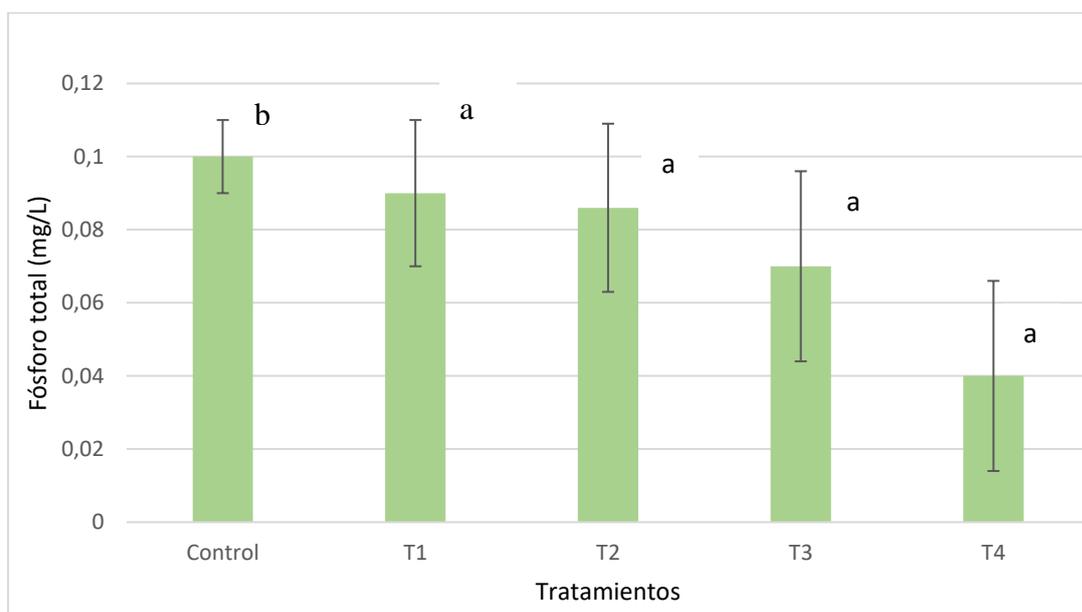
Tabla 10.

Análisis de la varianza entre los tratamientos y el fósforo total.

	Suma de		Media		
	cuadrados	gl	cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	0,007	4	0,002	3,669	0,043
Dentro de grupos	0,005	10	0,000		
Total	0,012	14			

Figura 12.

Valores del parámetro fósforo total en los diferentes tratamientos con la *P. stratiotes*.



Nota: Los valores medios que presentan la misma letra no son significativamente diferentes al nivel de probabilidad del 5 % según Tukey.

3.2.2. Variación de los valores del nitrógeno total (NT)

La Tabla 11 muestra los valores del parámetro nitrógeno total en los diferentes tratamientos con la *P. stratiotes*. El NT mostró valores decrecientes a medida que se incrementó la concentración de la biomasa de la microalga *P. stratiotes*, siendo el control y T2 los que presentaron los valores promedio máximos con $4,10 \pm 0,65$ y $2,3 \pm 0,75$ mg/L, respectivamente. Por otro lado, T1, T3 y T4 presentaron los valores promedio de $2,3 \pm 0,75$; $1,8 \pm 0,43$ y $1,03 \pm 0,05$ mg/L respectivamente. Los valores obtenidos para T1, T2, T3 y T4 están por encima del límite máximo establecidos por los ECA para agua (0,315 mg/L) (MINAM, 2017).

El valor de remoción de NT máximo fue para T4 con 78,89 %, seguido de T3 y T1 con 63,88 y 52,86 %, respectivamente. El valor de remoción mínimo fue para T2 con 48,77 %, mientras que el control presentó una remoción de 15,98 %.

Tabla 11.

Valores del parámetro nitrógeno total en los diferentes tratamientos con la P. stratiotes.

Parámetro	Tratamientos				
	control	T1	T2	T3	T4
	4,80	3,20	3,00	2,00	1,00
NT (mg/L)	4,0	2,0	2,50	2,10	1,00
	3,5	1,80	2,00	1,30	1,09
Promedio±DS	4,10±0,65	2,3±0,75	2,5±0,50	1,8±0,43	1,03±0,05
Remoción	15,98 %	52,86 %	48,77 %	63,88 %	78,89 %

El análisis de varianza (ANOVA) mostró diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los tratamientos y los valores del NT o al menos un tratamiento es diferente al resto (Tabla 12). El análisis post hoc de comparaciones múltiples (prueba de rango múltiple de Tukey) mostró que el primer subconjunto formado por el control (T0), el segundo subconjunto formado por T2 y el tercer subconjunto formado por T4 registraron diferencias significativas al 5 % entre sí (ver Apéndice 11) (Figura 13).

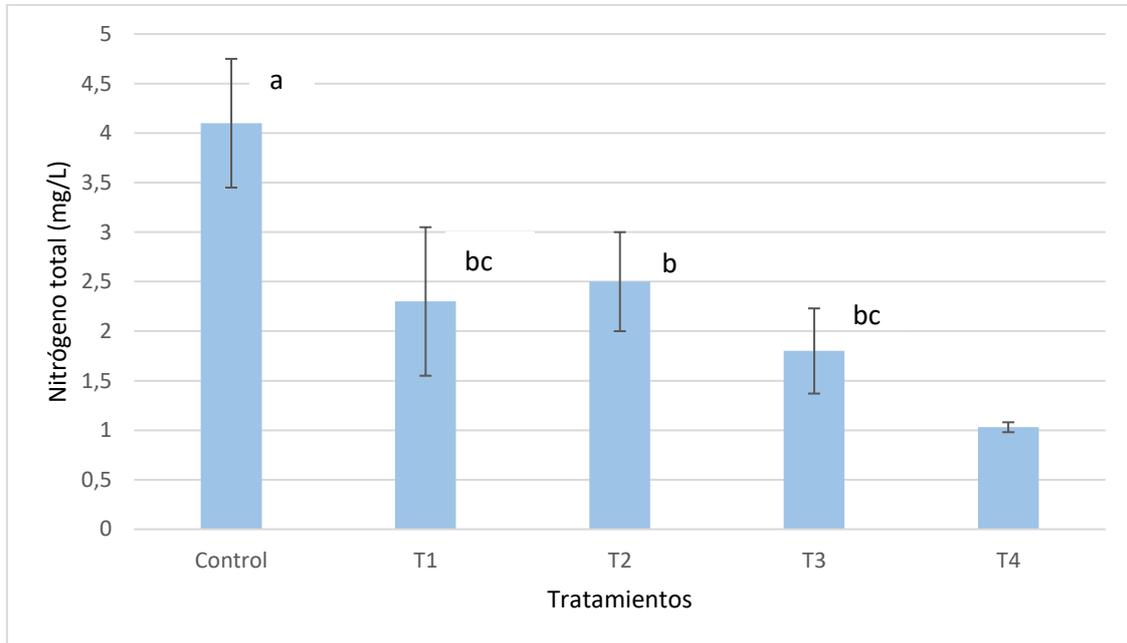
Tabla 12.

Análisis de la varianza entre los tratamientos y el nitrógeno total.

	Suma de	Media			
	cuadrados	gl	cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	15,390	4	3,848	13,304	0,001
Dentro de grupos	2,892	10	0,289		
Total	18,282	14			

Figura 13.

Valores obtenidos del nitrógeno total de las aguas superficiales del humedal después de los tratamientos con *P. striatus*.



Nota: Los valores medios que presentan la misma letra no son significativamente diferentes al nivel de probabilidad del 5 % según Tukey.

3.3. Evaluación de la tasa de crecimiento relativo de *P. stratiotes* expuestas a las aguas superficiales del humedal Albuferas de Medio Mundo

La Tabla 13 muestra la tasa de crecimiento relativo de *P. stratiotes* expuestas a las aguas superficiales del humedal Albuferas de Medio Mundo.

Tabla 13.

Tasa de crecimiento relativo de *P. stratiotes* expuestas a las aguas superficiales del humedal Albuferas de Medio Mundo.

	Tratamientos			
	T1	T2	T3	T4
Peso seco inicial	2,5	5,6	10,2	13,6
	3,2	7,20	11,0	14,0
	2,4	6,1	13,0	13,5
promedio±DS	2,7±0,43	6,3±0,81	11,4±1,44	13,5±0,5
	3,59	10,44	22,1	24,8

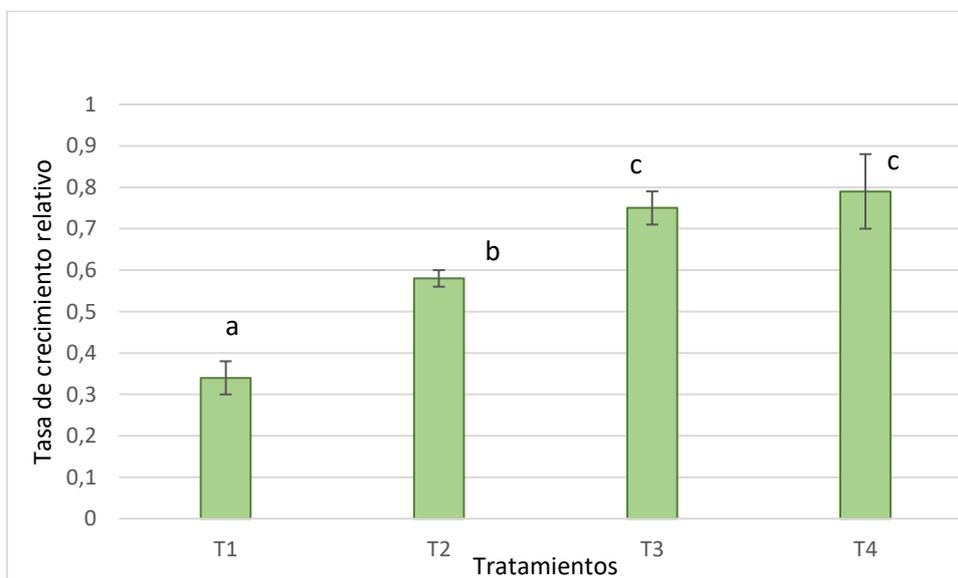
Peso seco final	4,0	13,0	20,5	24,0
	3,5	7,02	19,0	25,2
promedio±DS	3,69±0,26	10,15±3,0	20,53±1,5	24,66±0,61
Tasa de crecimiento relativo	0,34±0,04	0,58±0,02	0,75±0,04	0,79±0,09

La tasa de crecimiento relativo muestra un incremento con respecto a los tratamientos con la siguiente secuencia T4>T3>T2>T1. La tasa mínima de crecimiento relativo fue para T1 con 0,34±0,04 y la máxima fue para T4 con 0,79±0,09 seguido de T3 con 0,75±0,04.

La Figura 14 muestra los diferentes valores de la tasa de crecimiento. La prueba de Tukey refleja que las tasas de crecimiento en los diferentes tratamientos estuvieron en un sólo subconjunto sin presentar diferencias significativas (ver Apéndice 13).

Figura 14.

Valores de las tasas de crecimiento de P. stratiotes en los diferentes tratamientos.



Nota: Los valores medios que presentan la misma letra no son significativamente diferentes al nivel de probabilidad del 5 % según Tukey

CAPÍTULO IV. DISCUSIÓN

4.1. Parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua superficial del humedal Albufera de Medio Mundo tratadas con *P. stratiotes*

Con respecto a la conductividad eléctrica, el cual es un parámetro indicador de la concentración de iones, la muestra de agua presentó el valor inicial de 3,1 mS/cm y que luego del tratamiento con *P. stratiotes* este parámetro presentó una remoción significativa ($p < 0,05$) máxima de 67,74 % a 30 días de exposición con esta macrófita, siendo el control el que presentó la mínima remoción con 23,8 %. Estos resultados obtenidos son muy similares a los presentados por Limache y Tirado (2022), con una remoción 63,62 % de la CE de aguas residuales procedentes de lagunas de estabilización y expuestas a la actividad biorremediadora con *P. stratiotes*. De la misma manera Kodituwakku y Yatawara (2020), evidenciaron la reducción significativa ($p < 0,05$) de la CE en un 65,6 % en aguas residuales expuestas a *P. stratiotes* por un periodo de 28 días. Tal como lo refiere Abinaya *et al.* (2018), los valores de CE proporcionan una indicación de concentración y movilidad de iones y sales en las unidades experimentales. En esta investigación la disminución de la CE podría estar relacionado con el crecimiento de *P. stratiotes* que absorbe iones del medio a través de la raíz, tal como lo refiere Ugya *et al.* (2015) al analizar la absorción sales y minerales en aguas residuales por *P. stratiotes*. Por lo tanto, la macrófita *P. stratiotes* es eficiente en la reducción de la conductividad eléctrica de las aguas del humedal.

Sobre el pH, en esta investigación la muestra inicial presentó un valor de 8,22. Posteriormente, luego de 30 días de exposición con *P. stratiotes*, esta presentó una disminución significativa ($p < 0,05$) en todos los tratamientos, incluida el control. Estos valores obtenidos se encuentran dentro del rango aceptable (6,50 a 8,5) para ecosistemas lagunares según la Norma (MINAM, 2017). Esta disminución del pH es similar a lo reportados por Rodríguez (2004) quienes reportaron variaciones del pH de 6,90 a 6,5 en

aguas residuales sometidas a la influencia de macrófitas flotantes. De igual manera Lu *et al.* (2008) reportaron una disminución en los valores de pH (de 7,58 a 6,87) al tratar aguas residuales con *P. stratiotes*. Así mismo, Galal *et al.* (2017) obtuvieron la variación del pH (7,9 a 7,2) de aguas de humedales tratadas con *P. stratiotes* en 30 días de retención hidráulica. Estas leves variaciones en los valores de pH podrían estar ocasionados por el incremento de CO₂ disuelto, este aumento de CO₂ en el agua se debe a la alta actividad respiratoria de las macrófitas y de los microorganismos que presentan su hábitat en las raíces y que permiten incorporar sustancias metabólicas lo que hace que el pH presente una disminución, tal como lo refiere Reitsema *et al.* (2018).

Con respecto al oxígeno disuelto (OD) los valores se incrementaron en T2 (6,63 mg/L), T3 (6,76 mg/L) y T4 (6,73 mg/L) con respecto al valor inicial (5,6 mg/L). Mendoza *et al.* (2018) reportaron incrementos del OD (1,19 a 1,79 mg/L) en afluentes municipales tratados con *P. stratiotes*. Similar comportamiento en el aumento en el OD (8,62 a 9,84) fue comunicado por Živković *et al.* (2019), en el tratamiento de agua residuales por la macrófita *P. stratiotes*. Ghobrial *et al.* (2015) refieren que el incremento en la oxigenación es como consecuencia del aumento de la tasa de fotosíntesis que se produce por la proliferación algas.

4.2. Eficiencia de *P. stratiotes* en la remoción de los nutrientes fósforo total (FT) y nitrógeno total (NT)

Con respecto al fósforo total (FT), Lu *et al.* (2018) comunicaron altas remociones de FT (88,0 %) en aguas contaminadas expuestas a 20 días con la macrófita *P. stratiotes*. De la misma manera, Mendoza *et al.* (2018) reportaron remociones de FT del 47,0 % en agua residual municipal tratada con *P. stratiotes*. En la presente investigación este parámetro disminuyó notablemente de 0,128 a 0,04 mg/L, logrando una remoción máxima para el T4 con 68,75 % en un periodo de exposición de 30 días. El control que no fue expuesto a *P. stratiotes* mostró una remoción de FT de 21,12 %; además, todas las aguas tratadas presentaron una coloración verde amarilla, propia de la presencia de microorganismos como microalgas que se observan en la fotografía 1 (ver Apéndice 6). Los resultados presentados en esta investigación muestran el potencial de reducción de FT por la macrófita *Pistia* sobre las aguas eutrofizadas del humedal Albuferas de Medio Mundo. Esta alta remoción de fósforo por parte de la *P. stratiotes* puede ser explicada por una alta absorción que realizan

las macrófitas de este nutriente, esencial para la formación de biomasa, tal como lo refiere Ansari *et al.* (2010). Además, existen otros procesos bioquímicos (mineralización bioquímica y biológica) que pueden posibilitar el consumo del fósforo al igual que las macrófitas en este sistema acuático; estos procesos son los que permitieron remover fósforo en el control, tal como lo refiere Lu *et al.* (2010).

Sobre el nitrógeno total (NT) en la presente investigación las concentraciones del NT disminuyeron de 4,88 a 2,3 (T1); 2,50 (T2); 1,8 (T3); 1,03 (T4) y 4,10 mg/L (control) a 30 días de exposición con *P. stratiotes*. Así mismo, presentaron remociones de 52,86; 48,77; 63,88; 78,89 y 15,98 % para T1, T2, T3, T4 y control, respectivamente. Sooknah y Wilkie (2004) reportaron remociones de 87,6 % en aguas residuales tratadas a 31 días con *P. stratiotes*. Similar resultado en la remoción de NT (77,0 %) fue reportado por Lu *et al.* (2018) en el tratamiento de aguas residuales usando *P. stratiotes* expuestas a 20 días. Se ha demostrado que la absorción de la planta; así como, la nitrificación/desnitrificación y la volatilización son los principales mecanismos de eliminación de nitrógeno (Bednarek *et al.*, 2014). La volatilización fue insignificante en este estudio, porque el pH del agua que era ligeramente alcalino se mantuvo en todo el experimento. La tendencia en la variación de NT en el control estuvo relacionada posiblemente con el crecimiento de algas, observándose una constante turbidez del agua (ver Apéndice 6). En el caso de los tratamientos que presentaban macrófitos, estos pueden haber proporcionado una superficie para la colonización bacteriana, así como una fuente de carbono para los microorganismos colonizadores y microbios que podrían utilizar los nutrientes del agua y realizar reacciones de nitrificación, tal como lo refiere Hu *et al.* (2008). Por lo tanto, la variación de la concentración de nitrógeno pudo estar relacionada con la biomasa de la planta presente en cada tratamiento. Es decir, una mayor cantidad de *P. stratiotes* ocasionó un mayor consumo de nitrógeno, que al igual que el fósforo son nutrientes esenciales para el desarrollo de las macrófitas.

4.3. Efecto de la tasa de crecimiento relativo de *P. stratiotes* expuestas a las aguas superficiales del humedal Albuferas de Medio Mundo

La tasa de crecimiento relativo fue calculada como la diferencia de los pesos secos final e inicial sobre peso inicial (Gao *et al.*, 2009), lo que una tasa de crecimiento relativo (TCR) más alto indica que la planta estaba creciendo rápidamente. En esta investigación las TCR

de *P. stratiotes* mostraron valores crecientes; así T1 presentó la menor TCR con 0,36, seguido de T2 con 0,58 y T3 con 0,75 y la mayor TCR fue para T4 con 0,79 para 30 días de incubación. Con respecto al peso seco final obtenido en los diferentes tratamientos (T4>T3>T2>T1) estos reflejaron una relación directa con las tasas de crecimiento relativo. Esto muestra que *P. stratiotes* se adaptó al medio acuático y creció en el tiempo de experimentación, favorecida por nutrientes como nitrógeno y fósforo que fueron absorbidos por sus raíces. Estos resultados son altos si lo comparamos con lo obtenido por Sudiarto *et al.* (2019) quienes reportaron 0,09 como máxima tasa de crecimiento relativo para *P. stratiotes* que fue expuesta a 21 días a aguas residuales que contenían altas concentraciones de nutrientes. Esto resultados obtenidos podría indicar que *P. stratiotes* puede ser la macrófita más adecuada para mantener la sostenibilidad de un sistema de eliminación de nutrientes, dado que presenta una alta tasa de crecimiento relativo y cuya biomasa se podría utilizar para otros fines, como sustrato de digestión anaeróbica, alimento para animales o materia prima o para la producción de bioetanol

CAPÍTULO V. CONCLUSIONES

1. La exposición de *P. stratiotes* a las aguas eutrofizadas del humedal Albuferas de Medio Mundo permitió la reducción máxima de los parámetros fisicoquímicos como la conductividad eléctrica en un 67,74 % y el pH con 9,97 %. Además, se logró el incremento del oxígeno disuelto en 20,71 %.
2. El fósforo total disminuyó notablemente de 0,128 a 0,04 mg/L, logrando una remoción máxima para el T4 con 68,75 % en un periodo de exposición de 30 días; mientras que para el nitrógeno total disminuyó de 4,88 a 1,03 mg/L logrando la remoción máxima de 78,89 %. Tanto el NT y el FT fueron absorbidos por *P. stratiotes* por ser nutrientes esenciales para el desarrollo de esta macrófita.
3. Se logró una máxima tasa de crecimiento relativo de *P. stratiotes* en T4 con 0,79 a 30 días de incubación en aguas procedentes del humedal Albuferas de Medio Mundo. Las tasas de crecimiento registradas mostraron un incremento significativo ($p < 0,05$). Por lo que, *P. stratiotes* puede realizar altas remociones de nutrientes dependiendo de las cantidades de planta en el cuerpo de agua.
4. Los resultados obtenidos demuestran la alta eficiencia de la macrófita *P. stratiotes* en la fitorremediación de NT y FT presentes en aguas del humedal Albufera de Medio Mundo y cuya aplicación en aguas eutrofizadas controladas mantendría la sostenibilidad de un sistema de eliminación de nutrientes, dado que presenta una alta tasa de crecimiento relativo

CAPÍTULO VI. RECOMENDACIONES

- Realizar la determinación y cuantificación de las poblaciones microalgales en las unidades experimentales para poder establecer la presencia y la influencia en la captura de nutrientes y otros compuestos.
- Ampliar los periodos de exposición de las macrofitas *P. stratiotes* a las aguas contaminadas con nutrientes para su posterior evaluación.
- Necesitar estudios más profundos para demostrar no sólo cómo se metaboliza el nitrógeno y el fósforo en las macrofitas, *P. stratiotes* sino también cómo se transfiere estos contaminantes en la red alimentaria acuática bajo diversas condiciones ambientales.
- Estudiar el contenido de celulosa y lignina de la biomasa de *P. stratiotes* producida a partir de las aguas eutrofizadas del humedal Albuferas de Medio Mundo, ya que esta biomasa podría usarse no sólo para beneficio ambiental si no para la producción de bioenergía.
- Recomendar que esta investigación realizada en el laboratorio sea aplicada a campo con el propósito de recuperar las aguas contaminadas del humedal Albuferas de Medio Mundo, atendiendo que la tecnología es de bajo costo y amigable con el ambiente siendo, además, su pronta recuperación de interés local y regional.

REFERENCIAS

- Abinaya, S., Saraswathi, R., Rajamohan, S. y Mohammed, S. (2018). Phyto-remediation of total dissolved solids (TDS) by *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* and *Chrysopogon zizanioides* from second stage RO-Brine solution [Fitoremediación de sólidos disueltos totales (TDS) por *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Chrysopogon zizanioides* a partir de la segunda etapa de la solución de RO-Salmuera]. *Research Journal of Chemistry Environment*, 22(5), 36-41.
- Abdel-Shafy, H. I. y Mansour, M. S. (2018). Phytoremediation for the elimination of metals, pesticides, PAHs, and other pollutants from wastewater and soil [Fitorremediación para la eliminación de metales, pesticidas, HAP y otros contaminantes de las aguas residuales y el suelo]. *Phytobiont and ecosystem restitution*, 101-136. https://doi.org/10.1007/978-981-13-1187-1_5.
- Agencia de Protección Ambiental [USEPA] (2017). Environmental Protection Agency [EPA]. (2017). Water Quality Standards Handbook: Chapter 3: Water Quality criteria. Washington DC.
- Akhtar, N., Syakir Ishak, M. I., Bhawani, S. A., y Umar, K. (2021). Various Natural and Anthropogenic Factors Responsible for Water Quality Degradation: A Review [Diversos factores naturales y antropogénicos responsables de la degradación de la calidad del agua: una revisión]. *Water*, 13(19), 2660. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/w13192660>.
- Almaroai, Y.A, Usman, A.R, Ahmad, M, Kim, K.R., Vithanage, M. y Ok, Y.S. (2013). Role of chelating agents on release kinetics of metals and their uptake by maize from chromated copper arsenate-contaminated soil [Papel de los agentes quelantes en la cinética de liberación de metales y su absorción por el maíz de suelos contaminados con arseniato de cobre cromado]. *Environ Technol.*;34(5-8):747-55. doi: 10.1080/09593330.2012.715757. PMID: 23837326.
- Ansari, A. A., Singh, G. S., Lanza, G. R., y Rast, W. (2010). Eutrophication: causes, consequences and control (Vol. 1). Springer Science & Business Media.
- Aranda, G. y Pinchi, X. (2020). *Eficiencia de las macrófitas Jacinto de agua (Eichhornia crassipes) y repollo de agua (Pistia stratiotes) en la remoción de nutrientes en las aguas contaminadas de la laguna Ricuricocha por los efluentes de la ganadería del Águila. – Morales- San Martín, 2019.* [Tesis de grado, Universidad Peruana Unión]. Repositorio de tesis. <http://hdl.handle.net/20.500.12840/3120>.

- Autoridad Nacional del Agua [ANA]. (2016). Protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales. Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos.
- Bahadori, A. y Smith, S. T. (2016). Dictionary of environmental engineering and wastewater treatment. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-26261-1_1.
- Bednarek, A., Szklarek, S. y Zalewski, M. (2014). Nitrogen pollution removal from areas of intensive farming—comparison of various denitrification biotechnologies [Eliminación de la contaminación por nitrógeno de las zonas de agricultura intensiva: comparación de diversas biotecnologías de desnitrificación]. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 14, 132–141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecohyd.2014.01.005>.
- Bennett, E.M., Carpenter, R. y Caraco, F. (2001). Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: a global perspective [Impacto humano en el fósforo erosionable y la eutrofización: una perspectiva global]. *BioScience* 51:227–234. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0227:HIOEPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0227:HIOEPA]2.0.CO;2).
- Bonilla-Barbosa, J. R., y Santamaría, B. (2014). Plantas acuáticas exóticas y trasladadas invasoras, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), Especies acuáticas invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 223-247.
- Campos, J. (2020). *Biotratamiento del agua proveniente del humedal Albufera de Medio Mundo (Huaura, Lima) con Moringa oleífera Lam para fines agrícolas*. [Tesis de grado, Universidad Católica Sedes Sapientae]. Repositorio institucional digital UCSS. <https://repositorio.ucss.edu.pe/handle/20.500.14095/879>.
- Carpenter, S.R. (2005) Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. *PNAS* 102:10002–10005. <https://doi.org/10.1073/pnas.0503959102>.
- Carrasco, S. (2019). Metodología de la investigación científica. Editorial San Marcos. Perú.
- Castro, G. (2013). Dependencia de la dosis en los mecanismos de toxicidad y la evaluación de riesgo en toxicología. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana*, 47(3)
- Cedergreen, N. y Madsen, T. (2004). Light regulation of root and leaf NO₃-uptake and reduction in the floating macrophyte [Lemna minor Regulación lumínica de la absorción de NO₃ radicular y foliar y reducción en el macrófito flotante Lemna minor]. *New Phytol* 161:449–457. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00936.x>

- Ciurli, A., Zuccarini, P. y Alpi, A. (2009). Growth and nutrient absorption of two submerged aquatic macrophytes in mesocosms, for reinsertion in a eutrophicated shallow lake [Crecimiento y absorción de nutrientes de dos macrófitos acuáticos sumergidos en mesocosmos, para su reinsertión en un lago poco profundo eutrofizado]. *Wetlands Ecol Manage* 17, 107–115. <https://doi.org/10.1007/s11273-008-9091-9>.
- De Souza, M. P., Chu, D., Zhao, M., Zayed, A. M., Ruzin, S. E., Schichnes, D. y Terry, N. (1999). Rhizosphere bacteria enhance selenium accumulation and volatilization by Indian mustard [Las bacterias de la rizosfera mejoran la acumulación y volatilización de selenio por la mostaza india]. *Plant Physiol.* 119: 565–573.
- De Vries, W., Römkens, M., Kros, J., Voogd, J.C, y Schulte-Uebbing, L.F. (2022). Impacts of nutrients and heavy metals in European agriculture. Current and critical inputs in relation to air, soil and water quality, ETC-DI, 72 pages.
- Dror I, Yaron B. y Berkowitz B. (2017). Microchemical contaminants as forming agents of anthropogenic soils [Contaminantes microquímicos como agentes formadoras de suelos antropogénicos]. *Ambio.* 46(1):109-120. doi: 10.1007/s13280-016-0804-7.. PMID: 27344323; PMCID: PMC5226898.
- Dubey, D., Kumar, S. y Dutta, V. (2022). In-situ anatomical and elemental response of aquatic macrophytes against nutrient enrichment in freshwater tropical lakes [Respuesta anatómica y elemental in situ de macrófitos acuáticos frente al enriquecimiento de nutrientes en lagos tropicales de agua dulce]. *Applied Water Science.* 12:163. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01681-9>.
- Fan, T. W. M., Lane, A. N., Shenker, M., Bartley, J. P., Crowley, D. y Higashi, R. M. (2001). Comprehensive chemical profiling of gramineous plant root exudates using high-resolution NMR and MS [Perfil químico completo de exudados de raíces de plantas gramíneas mediante NMR y MS de alta resolución]. *Phytochem.* 57: 209–221.
- Galal, T., Alhmad, A. y Al-Yasi, M. (2021). Nutrient sequestration potential of water primrose *Ludwigia stolinefera* (Guill. & Perr.) P.H. Raven: A strategy for restoring wetland eutrophication [Potencial de secuestro de nutrientes de la onagra *Ludwigia stolinefera* (Guill. & Perr.) P.H. Raven: Una estrategia para restaurar la eutrofización de los humedales]. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28 (4): 2438-2446, <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.01.042>.
- Gamez, G., Gardea-Torresdey, J. L., Tiemann, K. J., Parsons, J., Dokken, K. y Yacaman, J. (2003). Recovery of gold (III) from multi-elemental solutions by alfalfa biomass. *Adv* [Recuperación de oro (III) a partir de soluciones multielementales mediante biomasa de alfalfa. *Adv*]. *Environ. Res.* 7: 563–571.

- Gao, J., Xiong, Z., Zhang, J., Zhang, W., y Mba, F. O. (2009). Phosphorus removal from water of eutrophic Lake Donghu by five submerged macrophytes [Eliminación de fósforo del agua del lago eutrófico Donghu por cinco macrófitos sumergidos]. *Desalination*, 242(1-3), 193-204. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.04.006>
- García, K. y Pareja, B. (2021). *Eficiencia de las macrofitas flotantes, y Eichhornia crassipes, en las propiedades físico-químicas y microbiológicas de la PTAR del distrito de Huachac, Chupaca, 2021*. [Tesis de grado, Universidad Continental]. Repositorio Continental. <https://hdl.handle.net/20.500.12394/10662>
- Gardea-Torresdey, J. L., Gonzalez, J. H., Tiemann, K. J., Rodriguez, O. y Gamez, G. (1998). Fitofiltración de iones peligrosos de cadmio, cromo, plomo y zinc por biomasa de *Medicago sativa* (alfalfa). *J. Haz. Mat.* 57: 29–39.
- Ghobrial, M. G., Nassr, H. S. y Kamil, A. W. (2015). Bioactivity effect of two macrophyte extracts on growth performance of two bloom-forming cyanophytes [Efecto de la bioactividad de dos extractos de macrófitos sobre el rendimiento del crecimiento de dos cianófitas formadoras de flores]. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 41(1), 69-81. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2015.01.001>
- Grill, E., Winnacker, E.-L. y Zenk, M. H. (1985). Phytochelatin: The principal heavy-metal complexing peptides of higher plants [Fitoquelatinas: Las principales péptidas complejantes de metales pesados de las plantas superiores]. *Science* 230: 674– 676.
- Hernández-Sampieri, R. y Mendoza, C (2018). Metodología de la investigación. Las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta, Ciudad de México, México: Editorial Mc Graw Hill Education, Año de edición: 2018, ISBN: 978-1-4562-6096-5, 714 p.
- Hu, M.H., Ao, Y.S., Yang, X.E. y Li, T.Q. (2008). Treating eutrophic water for nutrient reduction using an aquatic macrophyte (*Ipomoea aquatica* Forsskal) in a deep flow technique system. *Agric* [Tratamiento de agua eutrófica para la reducción de nutrientes utilizando una macrófita acuática (*Ipomoea aquatica* Forsskal) en un sistema de técnica de flujo profundo. *Agric*]. *Water Manag.* 95, 607–615.
- Jiang, C., Cui, G. y Fan, X. (2004). Capacidad de depuración de humedales de zanjas a contaminantes agrícolas no puntuales. *Huan Jiang Ke Xue* 25:125–128. PMID: 15202249.
- Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A. y Aryal, N. (2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and

synthetic agents [Fitorremediación: Mecanismos, selección de plantas y mejora por agentes naturales y sintéticas]. *Environmental Advances*, 100203.

- Khan, F. y Ansari, A. (2005). Eutrophication: an ecological vision. *Bot Rev.*71:449–482.
- Khan, M. y Mohammad, F. (2014). Eutrophication: Challenges and solution. A. A. Ansari, S. S. Gill (eds.), *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. Springer Science+Business Media Dordrecht. <http://dx.doi.org/10.13140/2.1.3673.8884>.
- Khan, I. U., Qi, S. S., Gul, F., Manan, S., Rono, J. K., Naz, M. y Du, D. L. (2023). A Green Approach Used for Heavy Metals ‘Phytoremediation’ Via Invasive Plant Species to Mitigate Environmental Pollution: A Review [Un enfoque ecológico utilizado para la "fitorremediación" de metales pesados a través de especies de plantas invasoras para mitigar la contaminación ambiental: una revisión]. *Plants*, 12(4), 725. <https://doi.org/10.3390/plants12040725>.
- Kiani, M., Tammeorg, P., Niemistö, J., Simojoki, A., y Tammeorg, O. (2020). [Carga interna de fósforo en un pequeño lago poco profundo: Respuesta después de la eliminación de sedimentos]. *Science of The Total Environment*. 725. <http://dx.doi.org/138279>. 10.1016/j.scitotenv.2020.138279.
- Kiani, M., Raave, H., Simojoki, A., Tammeorg, O. y Tammeorg, P. (2021). Recycling lake sediment to agriculture: effects on plant growth, nutrient availability, and leaching [Reciclaje de sedimentos lacustres para la agricultura: efectos sobre el crecimiento de las plantas, la disponibilidad de nutrientes y la lixiviación]. *Sci. Tot. Environ.* 753. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141984>.
- King, K. W., Williams, M. R., Macrae, M. L., Fausey, N. R., Frankenberger, J., Smith, D. R. y Brown, L. C. (2015). Phosphorus transport in agricultural subsurface drainage: A review [Transporte de fósforo en el drenaje subterráneo agrícola: una revisión]. *Journal of environmental quality*, 44(2), 467-485. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.04.0163>
- Knox, A. S., Seaman, J., Adriano, D. C. y Perzynski, G. (2000). Chemophytostabilization of metals in contaminated soil [Quimiofitoestabilización de metales en suelos contaminados]. *Environ. Sci. Poll. Con. Series 22*: 811–836.
- Kodituwakku, K. y Yatawara, M. (2020). Phytoremediation of Industrial Sewage Sludge with *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta* and *Pistia stratiotes* in Batch Fed Free Water Flow Constructed Wetlands [Fitorremediación de lodos de depuradora industrial con *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta* y *Pistia stratiotes* en humedales construidos de flujo libre de agua alimentados por lotes]. *Bulletin of Environmental*

Contamination and Toxicology, 104(5), 627-633. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02805-0>.

- Kumar, P. B. A. N., Dushenkov, V., Motto, H. y Raskin, I. (1995). Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils [Fitoextracción: El uso de plantas para eliminar metales pesados de los suelos]. *Environ. Sci. Technol.* 29: 1232–1238.
- Kurchania, A. K. (2012). *Biomass energy*. In Biomass conversion: the interface of biotechnology, chemistry and materials science (pp. 91-122). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Hernández-Sampieri, R. y Mendoza, C. (2018). Metodología de la investigación. Las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta, Ciudad de México, México: Editorial Mc Graw Hill Education, ISBN: 978-1-4562-6096-5, 714 p.
- Hu, S., Niu, Z., y Chen, Y. (2017). Global wetland datasets: a review [Conjuntos de datos mundiales sobre humedales: una revisión]. *Wetlands*, 37, 807-817.
- Huang, W., Liu, J., Shi, Q. y Xing, W. (2017). Characteristics of the elemental stoichiometry of submerged macrophytes and their relationships with environments in Honghu Lake (China) [Características de la estequiometría elemental de macrófitos sumergidos y sus relaciones con ambientes en el lago Honghu (China)]. *Fundam Appl Limnol* 190(4):299–308. <http://dx.doi.org/10.1127/fal/2017/1034>.
- Lee, A.J. y Lee G. (2005). Eutrophication (excessive fertilization). Wiley, New Jersey, pp 107–114.
- Lee, J. H. (2013). An overview of phytoremediation as a potentially promising technology for environmental pollution control [Una visión general de la fitorremediación como una tecnología potencialmente prometedora para el control de la contaminación ambiental]. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 18(3), 431-439.
- Leguizamo, M.A., Gómez, D.F. y Sarmiento, M.C.G. (2017). Native herbaceous plant species with potential use in phytoremediation of heavy metals, spotlight on wetlands—a review [Especies de plantas herbáceas nativas con uso potencial en la fitorremediación de metales pesados, foco en los humedales: una revisión]. *Chemosphere*, 168, 1230-1247. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.075>
- Li, X., Yiyong Z., Guanglong L., Hongjun, L. y Zhu, D. (2017). Mechanisms of the photochemical release of phosphate from resuspended sediments under solar irradiation [Mecanismos de liberación fotoquímica de fosfato a partir de sedimentos

resuspendidos bajo irradiación solar]. *Science of The Total Environment*, 595,779-786, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.039>.

- Li, C., Zhou, K., Qin, W., Tian, C., Qi, M., Yan, X., y Han, W. (2019). A review on heavy metals contamination in soil: effects, sources, and remediation techniques [Una revisión sobre la contaminación por metales pesados en el suelo: efectos, fuentes y técnicas de remediación]. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 28(4), 380-394., DOI: 10.1080/15320383.2019.1592108.
- Li, Y.-M., Chaney, R. L., Angle, J. S., and Baker, A. J. M. (2000). Phytoremediation of heavy metal contaminated soils [Fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados]. *Environ. Sci. Poll. Con. Series 22*: 837– 857
- Limache, F. D. y Tirado, M. (2022). Acción de dos macrófitas para el tratamiento del agua residual de las lagunas de estabilización de Magollo, Tacna – Perú. *CYD*, 21: 29-39.
- Liu, T., Xia, X., Liu, S., Mou, X., y Qiu, Y. (2013). Acceleration of denitrification in turbid rivers due to denitrification occurring on suspended sediment in oxic waters [Aceleración de la desnitrificación en ríos turbios debido a la desnitrificación que se produce en sedimentos suspendidos en aguas óxicas]. *Environmental science & technology*, 47(9), 4053-4061. <https://doi.org/10.1021/es304504m>
- López-Martínez, S., Gallegos-Martínez, M. E., Pérez Flores, L. J., y Gutiérrez-Rojas, M. (2005). Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con moléculas orgánicas xenobióticas [Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con moléculas orgánicas xenobióticas]. *Rev. Int. Contam. Ambient*, 91-100.
- Lu, Q., He, Z.L., Graetz, D., Stoffella, P.J. y Yang, X. (2010). Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) [Fitorremediación para eliminar nutrientes y mejorar las aguas pluviales eutróficas utilizando lechuga de agua (*Pistia stratiotes* L.)]. *Environ Sci Pollut Res Int*.17(1):84-96. doi: 10.1007/s11356-008-0094-0. Epub 2008 Dec 23. PMID: 19104863.
- Lu, B., Xu, Z., Li, J. y Chai, X. (2018). Removal of water nutrients by different aquatic plant species: An alternative way to remediate polluted rural rivers [Eliminación de nutrientes del agua por diferentes especies de plantas acuáticas: una forma alternativa de remediar los ríos rurales contaminados]. *Ecological Engineering* 110: 18–26. ISSN: 0925-8574.
- Lu, D., Yao, Z., Yang, X., Xiong, C. y Nie, Q. (2023). Research Progress and Trend of Agricultural Non-Point Source Pollution from Non-Irrigated Farming Based on Bibliometrics [Avances de la investigación y tendencia de la contaminación agrícola

de fuentes no puntuales procedentes de la agricultura de secano basada en la bibliometría]. *Water*, 15(8), 1610. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/w15081610>.

Mendoza, Y., Pérez, J. y Galindo, A. (2018). Evaluación del Aporte de las Plantas Acuáticas Pistia stratiotes y Eichhornia crassipes en el Tratamiento de Aguas Residuales Municipales. *Información Tecnológica*. 29(2), 205-214. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642018000200205>.

Ministerio del Ambiente [MINAM] (2014). Guía para el muestreo de suelos. Dirección General de Calidad Ambiental. 64p.

Ministerio del Ambiente [MINAM]. (2017). Aprueban los Estándares de Calidad (ECA) Ambiental para agua y Establecen Disposiciones Complementarias. Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 06 de junio de 2017. pp 1. <https://www.minam.gob.pe/wpcontent/uploads/2017/06/DS-004-2017-MINAM.pdf>.

Mishima S (2001). Recent trend of nitrogen flow associated with agricultural production in Japan [Tendencia reciente del flujo de nitrógeno asociado a la producción agrícola en Japón]. *Soil Sci Plant Nutr* 47:157–166. <https://doi.org/10.1080/00380768.2001.10408378>.

Mosier, A. (2001). Exchange of gaseous nitrogen compounds between agricultural systems and the atmosphere [Intercambio de compuestos de nitrógeno gaseoso entre los sistemas agrícolas y la atmósfera]. *Plant Soil*, 228:17–27. <https://doi.org/10.1023/A:1004821205442>.

Nahar, K. y Hoque, S. (2021). Phytoremediation to improve eutrophic ecosystem by the floating aquatic macrophyte, water lettuce (Pistia stratiotes L.) at lab scale [Fitorremediación para mejorar el ecosistema eutrófico de la macrófita acuática flotante, lechuga de agua (Pistia stratiotes L.) a escala de laboratorio]. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 47 (2): 231-237 ISSN 1687-4285, <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2021.05.003>.

Newman, J. R., Anderson, N. J., Bennion, H., Bowes, M. J., Carvalho, L., Dawson, F. H. y Winder, J. (2005). Eutrophication in rivers: an ecological perspective. Lancaster: Centre for Ecology and Hydrology.

Ngatia, L., y Taylor, R. (2019). Phosphorus Eutrophication and Mitigation Strategies [Estrategias de eutrofización y mitigación del fósforo]. *IntechOpen*. doi: 10.5772/intechopen.79173.

- Njagi, D. M., Routh, J., Odhiambo, M., Luo, C., Basapuram, L. G., Olago, D. y Stager, C. (2022). A century of human-induced environmental changes and the combined roles of nutrients and land use in Lake Victoria catchment on eutrophication [Un siglo de cambios ambientales inducidos por el hombre y el papel combinado de los nutrientes y el uso de la tierra en la cuenca del lago Victoria en la eutrofización]. *Science of the Total Environment*, 835, 155425. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155425>
- Nurchi, V. M., Cappai, R., Crisponi, G., Sanna, G., Alberti, G., Biesuz, R., y Gama, S. (2020). Chelating agents in soil remediation: A new method for a pragmatic choice of the right chelator [Agentes quelantes en la remediación de suelos: un nuevo método para una elección pragmática del quelante adecuado]. *Frontiers in chemistry*, 8, 597400. <https://doi.org/10.3389/fchem.2020.597400>
- Olguín, D.A., García-López, R.E., González-Portela, G. y Sánchez-Galván, G. (2017). Year-round phytofiltration lagoon assessment using *Pistia stratiotes* within a pilot-plant scale biorefinery [Evaluación de lagunas de fitofiltración durante todo el año utilizando *Pistia stratiotes* dentro de una biorrefinería a escala de planta piloto]. *Science of the Total Environment*, 592, pp. 326-333. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.067>.
- Organización mundial de la Salud [OMS]. (2002) Guidelines for drinking – water quality, Geneva WHO/SDE/WSH/03.04/39).
- Patel, H. y Sahoo, S. (2020). A Review of Water Quality Improvement with the Help of Aquatic Macrophytesm [Una revisión de la mejora de la calidad del agua con la ayuda de macrófitos acuáticos]. *Curr World Environ.*, 15 (3). <http://dx.doi.org/10.12944/CWE.15.3.04>.
- Petrucio, M. y Esteves, F. (2000). Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Sylvania auriculata* [Tasas de absorción de nitrógeno y fósforo en el agua por *Eichhornia crassipes* y *Sylvania auriculata*]. *Rev. Bras. Biol.* 60: 229–236. <https://doi.org/10.1590/s0034-71082000000200006>
- Pilon-Smits, E. A. H., De Souza, M. P., Hong, G., Amini, A., Bravo, R. C., Payabyab, S. T. y Terry, N. 1999. Wetlands and aquatic processes: Selenium volatilization and accumulation by twenty aquatic plant species [Humedales y procesos acuáticos: volatilización y acumulación de selenio por veinte especies de plantas acuáticas]. *J. Environ. Qual.* 28: 1011–1018.
- Prabakaran, K., Li, J., Anandkumar, A. Leng, Z., Zou, C. y Du, D. (2019). Managing environmental contamination through phytoremediation by invasive plants: A review [Gestión de la contaminación ambiental a través de la fitorremediación por plantas invasoras: una revisión]. *Ecological Engineering*, 138: 28-37. ISSN: 0925-8574.

- Qin, H., Zhang, Z., Liu, M., Liu, H., Wang, Y., Wen, X., Zhang, Y. y Yan, S. (2016). Site test of phytoremediation of an open pond contaminated with domestic sewage using water hyacinth and water lettuce [Ensayo in situ de fitorremediación de un estanque abierto contaminado con aguas residuales domésticas utilizando jacinto de agua y lechuga de agua]. *Ecological Engineering*, 95: 753-762. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.022>.
- Quiroz, R. (2018). *Evaluación de los estados tróficos de la laguna principal del Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo, Huaura - Lima*. [Tesis de grado, Universidad Católica Sedes Sapientiae]. Repositorio UCSS <http://repositorio.ucss.edu.pe/handle/UCSS/>
- Ramírez, K. y Paredes, M. (2019). *Evaluación de dos especies macrófitas Pistia stratiotes y Eichhornia crassipes en la remoción de contaminantes microbiológicos y químicos a través de un sistema de biofiltro en aguas residuales domésticas, Tarapoto – 2018*. [Tesis de pregrado, Universidad Cesar Vallejo]. Repositorio UCV. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/39476>.
- Reitsema, R.E., Meire, P. y Schoelynck, J. (2018). The Future of Freshwater Macrophytes in a Changing World: Dissolved Organic Carbon Quantity and Quality and Its Interactions With Macrophytes [El futuro de los macrófitos de agua dulce en un mundo cambiante: cantidad y calidad del carbono orgánico disuelto y sus interacciones con los macrófitos]. *Front Plant Sci*; 9:629. doi: 10.3389/fpls.2018.00629.
- Rezania, S., Ponraj, M., Talaiekhosani, A., Mohamad, E., Din, M., Taib, S. Sabbagh, F. y Sairan, M. (2015). Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater [Perspectivas de la fitorremediación utilizando jacinto de agua para la eliminación de metales pesados, contaminantes orgánicos e inorgánicos en aguas residuales]. *Journal of Environmental Management*, 163: 125-133. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.018>.
- Rodríguez, D. (2004). *Utilización de macrófitas acuáticas para la remoción de nutrientes y metales en aguas destinadas al consumo humano-Caso planta de tratamiento de Tibitoc*. [Tesis de posgrado, Universidad de los Andes]. Repositorio Institucional UNIANDES. <http://hdl.handle.net/1992/10149>.
- Ruenglerpanyakul, W., Attasat, S. y Wanichpongpan, P. (2004). Nutrient removal from shrimp farm effluent by aquatic plants [Eliminación de nutrientes de efluentes camaróneros por plantas acuáticas]. *Water Sci Technol* 50:321–33. PMID: 15537021.

- Sabine, K., Vermaat, J. y Veenstra, S. (2003). The capacity of duckweed to treat wastewater: ecological considerations for a sound design [La capacidad de la lenteja de agua para tratar aguas residuales: consideraciones ecológicas para un diseño sólido]. *J Environ Qual*, 32:1583–1590. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.1583>.
- Sekhar, K.C., Kamala, C.T., Chary, N.S., Sastry, R.K., Rao, T. N. y Vairamani, M. (2004). Removal of lead from aqueous solutions using an immobilized biomaterial derived from a plant biomass [Eliminación de plomo de soluciones acuosas utilizando un biomaterial inmovilizado derivado de una biomasa vegetal]. *J. Haz. Mat.* 108: 111–117.
- Sharpley, A.N., Kleinman, P. y Wright R.J. (2001). The national phosphorus project: addressing the interface of agriculture and environmental phosphorus management in the USA (section 2.3. Indicators for environmental performance). In: Steenvoorden J, Claessen F, Willems J (eds) [El proyecto nacional sobre el fósforo: abordar la interfaz entre la agricultura y la gestión ambiental del fósforo en los Estados Unidos (sección 2.3. Indicadores de desempeño ambiental). En: Steenvoorden J, Claessen F, Willems J (eds)]. *Agricultural effects on ground and surface waters: research at the edge of science and society (publication no. 273)*. IAHS Press, Wallingford.
- Scheffer, M., y Nes, E. H. V. (2007). Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. In *Shallow lakes in a changing world* (pp. 455-466). Springer, Dordrecht. DOI 10.1007/s10750-007-0616-7.
- Schultz, A., Jonas, U., Hammer, E. y Schauer, F. (2001). Dehalogenation of chlorinated hydroxybiphenyls by fungal laccase [Deshalogenación de hidroxibifenilos clorados por lacasa fúngica]. *Appl. Environ. Microbiol.* 67: 4377–4381.
- Skuza, L., Szućko-Kociuba, I., Filip, E. y Bożek, I. (2022). Natural molecular mechanisms of plant hyperaccumulation and hypertolerance towards heavy metals [Mecanismos moleculares naturales de la hiperacumulación vegetal y la hipertolerancia a los metales pesados]. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(16), 9335.
- Sivakumar, P., Mohamed, R. R., John, G. y Vijayaraman, K. (2002). Phytoremediation: I. Removal and recovery of lead and zinc from dyeing wastes by alfalfa biomass. *Asian J. Microbiol* [Fitorremediación: I. Eliminación y recuperación de plomo y zinc de los residuos de tinte por biomasa de alfalfa. *J. Microbiol asiático*]. *Biotechnol. Environ. Sci.* 4: 113–118.

- Smil, V. (2001). *Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the transformation of world food*. The MIT Press, Cambridge.
- Sooknah, R.D, y Wilkie, A.C. 2004. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater [Eliminación de nutrientes mediante macrófitos acuáticos flotantes cultivados en aguas residuales de estiércol lácteo lavado digeridas anaeróbicamente]. *Ecological Engineering*. 22: 27-42. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.01.004>
- Sparks, D. L. (1995). *Environmental Soil Chemistry*. Academic Press, San Diego, CA.
- Sudiarto, S. I. A., Renggaman, A. y Choi, H. L. (2019). Floating aquatic plants for total nitrogen and phosphorus removal from treated swine wastewater and their biomass characteristics [Plantas acuáticas flotantes para la eliminación total de nitrógeno y fósforo de las aguas residuales porcinas tratadas y sus características de biomasa]. *Journal of Environmental Management*, 231, 763–769. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.10.070
- Tripathi, P., Kumar, R., Sharma, A. K., Mishra, A. y Gupta, R. (2010). Pistia stratiotes (Jalkumbhi). *Pharmacognosy reviews*, 4(8), 153–160. <https://doi.org/10.4103/0973-7847.70909>.
- Ugya, A., Tahir, S. y Imam, T.S. (2015). The efficiency of Pistia stratiotes in the phytoremediation of Romi stream: a case study of Kaduna refinery and petrochemical company polluted stream [La eficiencia de Pistia stratiotes en la fitorremediación del arroyo Romi: un estudio de caso de la fábrica de Kaduna y el arroyo contaminado por una empresa petroquímica]. *Int J Health Sci Res* 5(2):492–497.
- Vidal, M. (2017). *Modelamiento Dinámico del Área de Conservación Regional Albufera De Medio Mundo para identificar las actividades antrópicas en el periodo 2007- 2017 Distrito de Vegueta, Provincia de Huaura 2017*. [Tesis de grado, Universidad Cesar Vallejo]. Repositorio institucional UCV. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/12612>
- Vindbaek, M. T. y Nina, C. (2002). Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream [Fuentes de nutrientes para macrófitos sumergidos enraizados que crecen en un arroyo rico en nutrientes]. *Freshwater Biology*, 47(2), 283-291.
- Vitousek, P, Aber, J. y Howarth, R. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: Causes and consequences [Alteración humana del ciclo global del nitrógeno: causas y consecuencias]. *Ecological Applications*.7:737–750. <https://doi.org/10.1890/1051-0761>.

Živković, M., Anđelković, A., Cvijanović, L., Novković, M., Vukov, D., Šipoš, Š., Ilić, M., Pankov, N., Miljanović, B., Marisavljević, D., Pavlović, D. y Radulović, S. (2019). The beginnings of *Pistia stratiotes* L. invasion in the lower Danube delta: the first record for the Province of Vojvodina (Serbia) [Los inicios de la invasión de *Pistia stratiotes* L. en el delta del bajo Danubio: el primer registro para la provincia de Voivodina (Serbia)]. *BioInvasions Records* 8(2): 218–229, <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.2.03>.

Wu, N., Liu, S., Zhang, G. y Zhang, H. (2021). Anthropogenic impacts on nutrient variability in the lower Yellow River [Impactos antropogénicos en la variabilidad de nutrientes en la parte baja del río Amarillo]. *Sci. Tot. Environ.* 755, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142488>

TERMINOLOGÍA

Absorción. Proceso de incorporación o asimilación por el cual una sustancia es absorbida físicamente e incluido con otra sustancia; por ejemplo, bacterias que asimilan los nutrientes de los efluentes (Bahadori y Smith, 2016).

Adaptación. Medidas tomadas por organismos para adecuarse a los impactos adversos reales o esperados sobre el medio ambiente, especialmente como resultado del cambio climático (MINAM, 2014).

Agente quelante. Un quelante es una sustancia química orgánica que se une a los iones metálicos libres de las soluciones y los elimina (Nurchi *et al.*, 2020)

Bacterias. Organismos vivos microscópicos unicelulares que carecen de clorofila, que digieren muchas sustancias orgánicas e inorgánicas (Bahadori y Smith, 2016).

Biomasa. Esta referida a la cantidad de materia viva en un área determinada o volumen. La masa total de materia viva en un cuerpo de agua dado. Es la masa biológica o material contenido en un sistema (Kurchania, 2012).

Contaminante: Cualquier sustancia química que está exenta del suelo o cuya concentración es superior a la del nivel de fondo (MINAM, 2014).

Desnitrificación biológica. Corresponde a la transformación del nitrógeno nítrico en nitrógeno inerte o gas de nitrógeno por microorganismos en un ambiente anóxico o un ambiente en presencia de un donador de electrones para impulsar la reacción (Bahadori y Smith, 2016).

Humedales. Son áreas que presentan una alta presencia de agua generada por aportes de aguas subterráneas o superficiales, además, suelen presentar un predominio de plantas típicamente adaptados para desarrollarse bajo condiciones de suelo saturado de agua (Hu *et al.*, 2017).

Macrófitas. Son plantas que tienen estructuras que suelen ser más complejas, interdependientes y físicamente sustanciales que las algas bentónicas. Suelen prosperar en condiciones sumergidas y de flujo (García y Pareja, 2021)

Nutrientes. Cualquier sustancia que es asimilada (ingresada) por un organismo y promueve el crecimiento. Nitrógeno y el fósforo son nutrientes que favorecen el crecimiento de algas. Hay otros oligoelementos esenciales que también se consideran nutrientes (Bahadori y Smith, 2016).

Rizosfera. zona del suelo comprendida entre las raíces de las plantas en donde se desarrolla la vida microbiana. Está compuesta por suelo, raíces, microorganismos con diversas funciones, nutrientes, sustancias orgánicas y agua (Almaroai *et al.*, 2013).

Sitio de monitoreo. Es un área de tierra que tiene límites definidos dentro de los cambios a largo plazo en las condiciones ambientales, tales como suelos, vegetación y/o uso de la tierra. (MINAM, 2014).

Toxicidad. Esta referida al grado en el cual una sustancia es perjudicial o puede causar una lesión. La toxicidad depende de la dosis, duración y ruta de exposición (Castro, 2013).

Translocar. Corresponde al traslado de uno o más elementos o iones de una zona a otra (Akhtar *et al.*, 2021).

APÉNDICES

Apéndice 1.

Resultado de los valores de peso fresco (g) de P. stratiotes.

	Tratamientos			
	T1	T2	T3	T4
Peso fresco inicial	10,0	20,3	40,1	50,6
(g)	10,2	20,4	40,1	50,1
	10,4	20,6	40,3	50,3
Peso fresco final	14,0	24,5	44,0	55,6
(g)	13,0	23,2	43,5	54,0
	13,5	23,1	43,8	54,2

Apéndice 2.

Valores descriptivos de los valores de conductividad eléctrica (CE) de las muestras de agua tratadas con P. stratiotes.

Descriptivos								
conductividad								
	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	95% del intervalo de confianza para la media		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
control	3	2,3667	0,15275	0,08819	1,9872	2,7461	2,20	2,50
tratamiento 1	3	1,8000	0,20000	0,11547	1,3032	2,2968	1,60	2,00
tratamiento 2	3	1,2333	0,25166	0,14530	0,6082	1,8585	1,00	1,50
tratamiento 3	3	1,0567	0,06028	0,03480	0,9069	1,2064	1,00	1,12
tratamiento 4	3	1,0000	0,10000	0,05774	0,7516	1,2484	0,90	1,10
Total	15	1,4913	0,55779	0,14402	1,1824	1,8002	0,90	2,50

Apéndice 3.

Resultado del análisis de subconjuntos de medias homogéneas para la conductividad eléctrica.

Conductividad				
HSD Tukey ^a				
Subconjunto para alfa = 0.05				
Tratamientos	N	1	2	3
tratamiento 4	3	1,0000		
tratamiento 3	3	1,0567		
tratamiento 2	3	1,2333		
tratamiento 1	3		1,8000	
control	3			2,3667
Sig.		0,472	1,000	1,000

Apéndice 4.

Valores descriptivos del pH de las muestras de agua tratadas con P. stratiotes.

Descriptivos								
pH								
	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	95% del intervalo de confianza para la media		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
control	3	8,2900	0,18520	0,10693	7,8299	8,7501	8,15	8,50
tratamiento 1	3	7,8667	0,11547	0,06667	7,5798	8,1535	7,80	8,00
tratamiento 2	3	7,4000	0,20000	0,11547	6,9032	7,8968	7,20	7,60
tratamiento 3	3	7,4000	0,40000	0,23094	6,4063	8,3937	7,00	7,80
tratamiento 4	3	7,5333	0,46188	0,26667	6,3860	8,6807	7,00	7,80
Total	15	7,6980	0,43694	0,11282	7,4560	7,9400	7,00	8,50

Apéndice 5.

Resultado del análisis de subconjuntos de medias homogéneas para el pH.

pH			
HSD Tukey ^a			
Subconjunto para alfa = 0.05			
Tratamientos	N	1	2
tratamiento 2	3	7,4000	
tratamiento 3	3	7,4000	
tratamiento 4	3	7,5333	7,5333
tratamiento 1	3	7,8667	7,8667
control	3		8,2900
Sig.		0,384	0,072

Apéndice 6.

Valores descriptivos del OD de las aguas tratadas con *P. stratiotes*.

Descriptivos								
Oxígeno								
95% del intervalo de confianza para la media								
	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	Límite inferior	Límite superior	Mínimo	Máximo
control	3	4,9667	0,56862	0,32830	3,5541	6,3792	4,50	5,60
tratamiento 1	3	5,4667	0,95044	0,54874	3,1056	7,8277	4,50	6,40
tratamiento 2	3	6,6333	0,15275	0,08819	6,2539	7,0128	6,50	6,80
tratamiento 3	3	6,7633	0,05686	0,03283	6,6221	6,9046	6,70	6,81
tratamiento 4	3	6,7333	0,20817	0,12019	6,2162	7,2504	6,50	6,90
Total	15	6,1127	0,88738	0,22912	5,6213	6,6041	4,50	6,90

Apéndice 7.

Resultado del análisis de subconjuntos de medias homogéneas para el OD.

Oxígeno			
HSD Tukey ^a			
Subconjunto para alfa = 0.05			
Tratamientos	N	1	2
control	3	4,9667	
tratamiento 1	3	5,4667	5,4667
tratamiento 2	3		6,6333
tratamiento 4	3		6,7333
tratamiento 3	3		6,7633
Sig.		0,750	0,065

Apéndice 8.

Valores descriptivos del FT de las muestras de agua tratadas con *P. stratiotes*.

Descriptivos								
fósforo								
95% del intervalo de confianza para la media								
	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	Límite inferior	Límite superior	Mínimo	Máximo
control	3	,1000	,01000	,00577	,0752	,1248	,09	,11
tratamiento 1	3	,0967	,02082	,01202	,0450	,1484	,08	,12
tratamiento 2	3	,0867	,02309	,01333	,0293	,1440	,06	,10
tratamiento 3	3	,0700	,02646	,01528	,0043	,1357	,04	,09
tratamiento 4	3	,0400	,02646	,01528	-,0257	,1057	,02	,07
Total	15	,0787	,02949	,00761	,0623	,0950	,02	,12

Apéndice 9.

Resultado del análisis de subconjuntos de medias homogéneas para el FT.

fósforo			
HSD Tukey ^a			
Subconjunto para alfa = 0.05			
Tratamientos	N	1	2
tratamiento 4	3	0,0400	
tratamiento 3	3	0,0700	
tratamiento 2	3	0,0867	
tratamiento 1	3	0,0967	
control	3		1,0760
Sig.		0,872	1,000

Apéndice 10.

Valores descriptivos del NT de las muestras de agua tratadas con *P. stratiotes*.

Descriptivos								
Nitrógeno								
					95% del intervalo de confianza para la media			
	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	Límite inferior	Límite superior	Mínimo	Máximo
control	3	4,1000	0,65574	0,37859	2,4710	5,7290	3,50	4,80
tratamiento 1	3	2,3333	0,75719	0,43716	0,4524	4,2143	1,80	3,20
tratamiento 2	3	2,5000	0,50000	0,28868	1,2579	3,7421	2,00	3,00
tratamiento 3	3	1,8000	0,43589	0,25166	0,7172	2,8828	1,30	2,10
tratamiento 4	3	1,0300	0,05196	0,03000	0,9009	1,1591	1,00	1,09
Total	15	2,3527	1,14276	0,29506	1,7198	2,9855	1,00	4,80

Apéndice 11.

Resultado del análisis de subconjuntos de medias homogéneas para el NT.

Nitrógeno				
HSD Tukey ^a				
Tratamientos	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
tratamiento 4	3	1,0300		
tratamiento 3	3	1,8000	1,8000	
tratamiento 1	3	2,3333	2,3333	
tratamiento 2	3		2,5000	
control	3			5,1000
Sig.		,082	,532	1,000

Apéndice 12.

Valores descriptivos de la tasa de crecimiento relativo de *P. stratiotes*

Descriptivos								
peso_seco								
	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	95% del intervalo de confianza para la media		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
control	3	,0000	,00000	,00000	,0000	,0000	,00	,00
tratamiento 1	3	3,6967	,26652	,15388	3,0346	4,3587	3,50	4,00
tratamiento 2	3	10,1533	3,00029	1,73222	2,7002	17,6065	7,02	13,00
tratamiento 3	3	20,5333	1,55027	,89505	16,6823	24,3844	19,00	22,10
tratamiento 4	3	24,6667	,61101	,35277	23,1488	26,1845	24,00	25,20
Total	15	11,8100	9,89953	2,55605	6,3278	17,2922	,00	25,20

Apéndice 13.

Resultado del análisis de subconjuntos de medias homogéneas para las tasas de crecimiento relativo de *P. stratiotes*.

peso_seco_				
HSD Tukey ^a				
Subconjunto para alfa = 0.05				
Tratamientos	N	1	2	3
control	3	,0000		
tratamiento 1	3	3,6967		
tratamiento 2	3		10,1533	
tratamiento 3	3			20,5333
tratamiento 4	3			24,6667
Sig.		,086	1,000	,050

Apéndice 14.

Pruebas de normalidad para los valores de CE, pH y OD.

Pruebas de normalidad							
	TRATAMIENT OS	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Conductividad	T0	0,253	3	.	0,964	3	0,637
	T1	0,385	3	.	0,750	3	0,050
	T2	0,219	3	.	0,987	3	0,780
	T3	0,211	3	.	0,991	3	0,817
	T4	0,175	3	.	1,000	3	1,000
pH	T0	0,314	3	.	0,893	3	0,363
	T1	0,385	3	.	0,750	3	0,050
	T2	0,175	3	.	1,000	3	1,000
	T3	0,175	3	.	1,000	3	1,000
	T4	0,385	3	.	0,750	3	0,050
Oxigeno_disuelto	T0	0,282	3	.	0,936	3	0,510
	T1	0,181	3	.	0,999	3	0,942
	T2	0,253	3	.	0,964	3	0,637
	T3	0,282	3	.	0,936	3	0,510
	T4	0,292	3	.	0,923	3	0,463

a. Corrección de significación de Lilliefors

Apéndice 15.*Pruebas de homogeneidad de varianza de Levene.***Prueba de homogeneidad de varianzas**

	Estadístico de Levene	df1	df2	Sig.
Conductividad	1,515	4	10	0,270
pH	1,899	4	10	0,187
Oxígeno_disuelto	2,726	4	10	0,090

Apéndice 16.*Pruebas de normalidad para FT y NT.***Pruebas de normalidad**

TRATAMIENTOS		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Fósforo	T0	0,175	3	.	1,000	3	1,000
	T1	0,292	3	.	,923	3	0,463
	T2	0,292	3	.	,923	3	0,463
	T3	0,314	3	.	,893	3	0,363
	T4	0,314	3	.	,893	3	0,363
Nitrógeno	T0	0,227	3	.	,983	3	0,747
	T1	0,337	3	.	,855	3	0,253
	T2	0,175	3	.	1,000	3	1,000
	T3	0,343	3	.	,842	3	0,220
	T4	0,385	3	.	,750	3	0,060

a. Corrección de significación de Lilliefors

Prueba de homogeneidad de varianza para FT y NT

Apéndice 17.*Prueba de homogeneidad de varianzas*

	Estadístico de Levene	df1	df2	Sig.
Fósforo	1,188	4	10	0,374
Nitrógeno	2,149	4	10	0,149

Apéndice 18.*Pruebas de normalidad para la Tasa de Crecimiento relativo.***Pruebas de normalidad^a**

		Kolmogorov-Smirnov ^b			Shapiro-Wilk		
TRATAMIENTOS		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
tasa_	T1	,219	3	.	0,987	3	0,780
crecimiento	T2	,175	3	.	1,000	3	1,000
	T3	,175	3	.	1,000	3	1,000
	T4	,253	3	.	0,964	3	0,637

a. No hay casos válidos para tasa crecimiento cuando TRATAMIENTOS = ,000. Los estadísticos no se pueden calcular para este nivel.

b. Corrección de significación de Lilliefors

Apéndice 19*Prueba de homogeneidad de varianzas.*

Tasa_crecimiento

Estadístico de Levene	df1	df2	Sig.
1,208	3	8	0,368

Apéndice 20.

Procedimiento para la determinación de fósforo total de la muestra

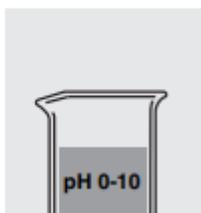
Fosfato: P orto

No. del programa **51**

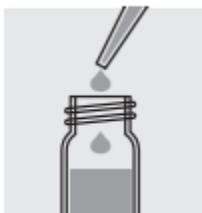


a xylem brand

WTW Modelo No.:	14543
Categoría:	KT (ensayo de reactivos con cubeta)
Cubeta:	16 mm
Rango de medición:	0,05 - 3,00 mg/l PO ₄ -P
	0,15 - 9,20 mg/l PO ₄
	Indicación posible en mmol/l



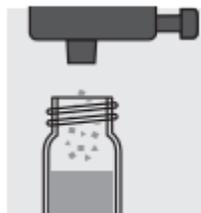
Verificar el valor pH de la muestra.
Rango nominal: pH 0-10.
En caso necesario, corregir con lejía de sosa diluida o con ácido sulfúrico diluido.



Llenar con una pipeta 5,0 ml de la muestra en una cubeta de reacción y mezclar.



Añadir 5 gotas de P-2K y cerrar la cubeta con el tapón roscado y mezclar.



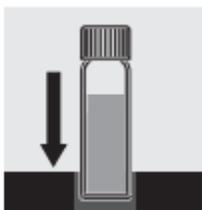
Añadir 1 dosis P-3K con el dosificador azul y cerrar la cubeta con el tapón roscado.



Sacudir enérgicamente la cubeta para diluir las sustancias sólidas.



Dejar en reposo durante 5 minutos.



Colocar la cubeta en el compartimiento del fotómetro e iniciar la medición.

Apéndice 21.

Procedimiento para la determinación de Nitrógeno total de la muestra.

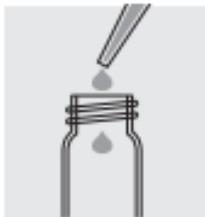
Nitrógeno (total)

No. del programa **35**



WTW Modelo No.:	14537
Categoría:	KT (ensayo de reactivos con cubeta)
Cubeta:	16 mm
Rango de medición:	0,50 - 15,00 mg/l N

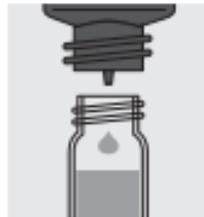
Observación: Antes de ejecutar por primera vez, determinar el valor en blanco del reactivo.



Agregar 10,0 ml de muestra en una cubeta vacía.



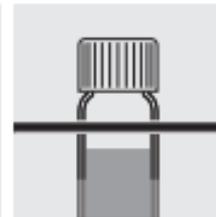
Agregar 1 cuchara micrométrica azul rasa de N-1K.



Añadir 6 gotas de N-2K y cerrar la cubeta con el tapón roscado y mezclar.



Calentar la cubeta en la unidad térmica durante 1 hora a 120 °C.



Colocar la cubeta nuevamente en el soporte y dejar que se enfríe a temperatura ambiente (=muestra preparada).



Añadir 1 cuchara micrométrica azul rasa de N-3K en una cubeta de reacción y cerrar la cubeta con el tapón roscado.



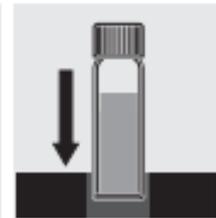
Sacudir la cubeta enérgicamente durante 1 minuto para **disolver el material sólido**.



Agregar muy lentamente 1,5 ml de la muestra preparada con la pipeta, cerrar la cubeta con el tapón roscado y mezclar enérgicamente.
Cuidado, la cubeta se calienta mucho!



Dejar en reposo durante 10 minutos.



Colocar la cubeta en el compartimiento del fotómetro e iniciar la medición.

Apéndice 22.

Registro fotográfico de la investigación.



Fotografía 1. Análisis fisicoquímico de las muestras del control después de 30 días.



Fotografía 2. Unidad experimental de la presente investigación



Fotografía 3. Pesaje de cada macrofita de *P. stratiotes*

T 1 – 10 gr



T 2 – 20 gr



T 3 – 40 gr



T 4 – 50 gr



Fotografía 4. Pesaje de lechugas de agua usadas en cada unidad experimental.