

UNIVERSIDAD NACIONAL JORGE BASADRE GROHMANN

Escuela de Posgrado

**MAESTRÍA EN CIENCIAS CON MENCIÓN EN GESTIÓN
AMBIENTAL Y DESARROLLO SOSTENIBLE**

**EVALUACIÓN DE LA DISMINUCIÓN DE FIJACIÓN DE
CARBONO EN MACROALGAS POR LA PRESENCIA
DE RESIDUOS DE CLORTETRACICLINA Y
TETRACICLINA EN AGUAS RESIDUALES**

TESIS

PRESENTADA POR:

ELVIS JACK COLQUE AYMA

Para optar el Grado Académico de:

**MAESTRO EN CIENCIAS (*MAGISTER SCIENTIAE*) CON MENCIÓN EN
GESTIÓN AMBIENTAL Y DESARROLLO SOSTENIBLE**

TACNA – PERÚ


2024


UNIVERSIDAD NACIONAL JORGE BASADRE GROHMANN
ESCUELA DE POSGRADO


MAESTRÍA EN CIENCIAS CON MENCIÓN EN GESTIÓN AMBIENTAL Y
DESARROLLO SOSTENIBLE


EVALUACIÓN DE LA DISMINUCIÓN DE FIJACIÓN DE CARBONO EN
MACROALGAS POR LA PRESENCIA DE RESIDUOS DE
CLORTETRACICLINA Y TETRACICLINA EN
AGUAS RESIDUALES

Tesis sustentada y aprobada el 09 de agosto del 2024; estando el jurado calificador integrado por:

PRESIDENTE : 
Dr. Edilberto Pablo Mamani López

SECRETARIO : 
Dr. Carlos Francisco Tito Vargas

MIEMBRO : 
Dr. Franz Zirena Vilca

ASESOR : 
Dr. Franz Zirena Vilca

CERTIFICADO DE SIMILITUD

Yo, Dr. Franz Zirena Vilca, en mi condición de asesor acreditado con Resolución de Escuela de Posgrado N° 12757-2023-ESPG/UNJBG del 14 de Julio del 2023, del trabajo de tesis titulado: "EVALUACIÓN DE LA DISMINUCIÓN DE FIJACIÓN DE CARBONO EN MACROALGAS POR LA PRESENCIA DE RESIDUOS DE CLORTETRACICLINA Y TETRACICLINA EN AGUAS RESIDUALES", presentado por el Sr. Elvis Jack Colque Ayma, para optar el Grado Académico de Maestro en Ciencias (*Magister Scientiae*) con mención en Gestión Ambiental y Desarrollo Sostenible.

Habiendo cumplido con lo establecido en el reglamento de originalidad y de similitud de trabajo de investigación y producción intelectual, considerando que según la revisión, evaluación y análisis realizado a través del software de similitud textual TURNITIN, cuenta con el nivel de similitud permitido cuyo porcentaje es 6%.

Por lo que CERTIFICO LA SIMILARIDAD de la tesis y está de acuerdo al nivel PERMITIDO, para continuar con los trámites correspondientes y para su publicación en el repositorio institucional.

Se emite el presente certificado a solicitud del interesado con fines de continuar con los trámites respectivos para la obtención del Grado Académico de Maestro en Ciencias (*Magister Scientiae*) con mención en Gestión Ambiental y Desarrollo Sostenible.

Tacna, 30 de JUNIO 2024



FIRMA ASESOR
Nombres y apellidos

.....
Dr. Franz Zirena Vilca
DNI N° 01341834



FIRMA TESISTA
Nombres y apellidos

.....
Sr. Elvis Jack Colque Ayma
DNI N° 48541123



DEDICATORIA

A mis padres Hilda Ayma Flores y Mario Narciso colque, por su invaluable apoyo y sacrificio durante mi formación universitaria y profesional.

AGRADECIMIENTO

A mi asesor Dr. Franz Zirena Vilca, por toda la orientación en el desarrollo del presente trabajo de investigación.

Al laboratorio del GICOA de la Universidad nacional de Moquegua, por permitirme realizar todo el proceso de investigación, especialmente al proyecto “Presencia de residuos de antibiótico en el río Osmore, en agua potable de las ciudades de Ilo y Moquegua y su relación con la salud de la población”, aprobado con R.C.O. N° 310-2020-UNAM y por la subvención otorgada para el tesista por parte del proyecto “Evaluación de la contaminación y riesgo ambiental por contaminantes emergentes en las Cuencas Hidrográficas de Lima, Arequipa y Lago Titicaca”, con código de proyecto N°: Proyecto N° PE501078888-2022-PROCIENCIA/Concytec.

A la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, especialmente a la Escuela de Posgrado, por ser pieza fundamental en nuestra formación académica.

A los docentes miembros del jurado, el Dr. Edilberto Pablo Mamani López y al Dr. Carlos Francisco Tito Vargas, por las recomendaciones y aportes, que contribuyeron con el presente trabajo de investigación.

ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA	iii
AGRADECIMIENTO	v
RESUMEN	xvii
ABSTRACT.....	xix
INTRODUCCIÓN.....	1
CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DE PROBLEMA	4
1.1. FORMULACIÓN DE PROBLEMAS.....	4
1.1.1. Problema general	4
1.1.2. Problemas específicos.....	4
1.2. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA DE LA INVESTIGACIÓN	4
1.3. OBJETIVOS	6
1.3.1. Objetivo General.....	6
1.3.2. Objetivos específicos	6
1.4. HIPÓTESIS	6
1.4.1. Hipótesis General.....	6
1.4.2. Hipótesis Específicas	7
CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO	8
2.1. ANTECEDENTES DEL PRESENTE ESTUDIO.....	8
2.1.1. Nacionales.....	8
2.1.2. Internacionales	9
2.2. TEORÍAS PARA LA INVESTIGACIÓN	10
2.2.1. Antibióticos.....	10
2.2.2. Contaminantes emergentes	11
2.2.3. Presencia de antibióticos en plantas de tratamiento de aguas residuales PTAR	15
2.2.4. Compuestos fenólicos	18
2.2.5. Cromatografía	20
2.3. MARCO CONCEPTUAL	23
2.3.1. Definición de los términos.....	23
2.3.2. Contaminantes Emergentes (CE).....	23

2.3.3.	Aguas residuales	23
2.3.4.	Resistencia a los antibióticos	24
CAPÍTULO III: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN		25
3.1.	CARACTERIZACIÓN O TIPO DEL DISEÑO DE INVESTIGACIÓN	25
3.2.	POBLACIÓN O MUESTRA DE ESTUDIO	25
3.3.	ÁMBITO DE ESTUDIO	25
3.4.	ACCIONES Y ACTIVIDADES PARA LA EJECUCIÓN DEL PROYECTO .	29
3.4.1.	Técnicas y/o instrumentos	32
3.4.2.	Desarrollo y validación del método de análisis cromatográfico para determinar Clortetraciclina y Tetraciclina en aguas de Lago.....	35
3.5.	MATERIALES Y/O INSTRUMENTOS	38
3.5.1.	Materiales, reactivos, equipos e indumentaria de protección para el muestreo de aguas residual.....	38
3.6.	TRATAMIENTO DE DATOS (ANÁLISIS ESTADÍSTICOS).....	40
CAPÍTULO IV: RESULTADOS DE LA INVESTIGACIÓN.....		41
4.1.	PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DE MUESTRAS DE COLECTA DE AGUA	41
4.2.	PRESENCIA DE ANTIBIÓTICO EN PUNTOS DE MUESTREO.....	42
4.3.	PRESENCIA DE ANTIBIÓTICO EN MACROALGA	46
4.4.	PRESENCIA DE CLOROFILA EN MACROALGA.....	47
4.5.	CONCENTRACIÓN DE PORCENTAJE DE CARBONO TOTAL EN MACROALGA.....	50
4.6.	CAPACIDAD DE LOS COMPUESTOS FENÓLICOS TOTALES (CFT) EN MACROALGAS	52
4.7.	CAPACIDAD ANTIOXIDANTE EN MACROALGAS.....	54
DISCUSIONES		57
CONCLUSIONES		64
RECOMENDACIONES.....		66
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS		67
ANEXOS		77

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 <i>Descripción química de la Clortetraciclina</i>	13
Tabla 2 <i>Descripción química del antibiótico de Tetraciclina</i>	14
Tabla 3 <i>Coordenadas geográficas de ubicación, bahía del lago</i>	26
Tabla 4 <i>Valores promedio de los análisis de parámetros físicos y químicos de muestra colectada en los puntos de muestreo</i>	42
Tabla 5 <i>Concentración de TC en los puntos de colecta en la bahía en época de estiaje y avenida ($\mu\text{g/L}$)</i>	42
Tabla 6 <i>Concentración de CTC en puntos de colecta en la bahía en época de estiaje y avenida ($\mu\text{g/L}$)</i>	43
Tabla 7 <i>Concentración de TC en Zannichellia palustris en estación de estiaje y avenida ($\mu\text{g/g}$)</i>	46
Tabla 8 <i>Concentración de CTC en Zannichellia palustris en estación de estiaje y avenida ($\mu\text{g/g}$)</i>	46
Tabla 9 <i>Concentración de TC en Schoenoplectus Tatora en estación de estiaje y avenida ($\mu\text{g/g}$)</i>	47
Tabla 10 <i>Concentración de CTC en Schoenoplectus Tatora en estación de estiaje y avenida ($\mu\text{g/g}$)</i>	47
Tabla 11 <i>Concentración de clorofila en Zannichellia palustris en época de avenida y estiaje</i>	48
Tabla 12 <i>Concentración de clorofila en Schoenoplectus Tatora en época de avenida y estiaje</i>	49
Tabla 13 <i>Concentración de % de carbono total en Zannichellia palustris en época de avenida y estiaje</i>	51
Tabla 14 <i>Concentración de clorofila en Schoenoplectus Tatora en época de avenida y estiaje</i>	52
Tabla 15 <i>Concentración de Polifenoles totales en Zannichellia palustris en época de avenida y estiaje</i>	53
Tabla 16 <i>Concentración de Polifenoles totales en Schoenoplectus Tatora en época de avenida y estiaje</i>	54

Tabla 17	<i>Concentración de capacidad antioxidante DPPH en Zannichellia palustris en época de avenida y estiaje</i>	55
Tabla 18	<i>Concentración de Capacidad antioxidante DPPH en Schoenoplectus Tatora en época de avenida y estiaje</i>	55
Tabla 19	<i>Concentración de capacidad antioxidante ORAC en Zannichellia palustris en época de avenida y estiaje</i>	56
Tabla 20	<i>Concentración de Capacidad antioxidante ORAC en Schoenoplectus Tatora en época de avenida y estiaje</i>	56
Tabla 21	<i>Tabla de prueba de normalidad de clorofila en zannichellia con estaciones</i>	78
Tabla 22	<i>Tabla de prueba para Homogeneidad de varianza de clorofila en Zannichellia con estaciones</i>	78
Tabla 23	<i>Tabla de prueba T Student de clorofila de Zannichellia Palustris con estaciones</i>	78
Tabla 24	<i>Tabla de prueba de normalidad para clorofila de Schoenoplectus Tatora con estaciones</i>	78
Tabla 25	<i>Tabla de prueba de homogeneidad de varianza en clorofila de Schoenoplectus Tatora con estaciones</i>	79
Tabla 26	<i>Tabla de prueba U de mann Whitney de clorofila en clorofila de Schoenoplectus Tatora con estaciones</i>	79
Tabla 27	<i>Tabla de prueba de normalidad de porcentaje de carbono total de Zannichellia Palustris con estaciones</i>	79
Tabla 28	<i>Tabla de prueba de homogeneidad de varianza de porcentaje de carbono total en Zannichellia con estaciones</i>	80
Tabla 29	<i>Tabla de prueba de T Student de Porcentaje de carbono total en Zannichellia palustris con estaciones</i>	80
Tabla 30	<i>Tabla de prueba de normalidad de porcentaje de carbono total en Schoenoplectus Tatora con estaciones</i>	80
Tabla 31	<i>Tabla de prueba para homogeneidad de varianza de porcentaje total de carbono total en Schoenoplectus Tatora con estaciones</i>	81
Tabla 32	<i>Tabla de Prueba de T Student de porcentaje de carbono total para Schoenoplectus Tatora con estaciones</i>	81

Tabla 33	<i>Tabla de Prueba de normalidad de Polifenoles totales para Zannichellia palustris con estaciones</i>	81
Tabla 34	<i>Tabla de prueba para homogeneidad de varianza de Polifenoles totales de Zannichellia palustris con estaciones</i>	82
Tabla 35	<i>Tabla de prueba de U de mann Whitney de polifenoles totales de Zannichellia palustris con estaciones</i>	82
Tabla 36	<i>Tabla de prueba de normalidad de Polifenoles totales de Schoenoplectus Tatora en estaciones</i>	82
Tabla 37	<i>Tabla de prueba para homogeneidad de varianza de Polifenoles totales de Schoenoplectus Tatora en estaciones</i>	83
Tabla 38	<i>Tabla de prueba de T Student de polifenoles totales de Schoenoplectus Tatora en estaciones</i>	83
Tabla 39	<i>Tabla de prueba de T Student de polifenoles totales de Schoenoplectus Tatora en estaciones</i>	83
Tabla 40	<i>Tabla de prueba de normalidad de capacidad antioxidante ORAC de Zannichellia palustris en estaciones</i>	84
Tabla 41	<i>Tabla de prueba de homogeneidad de varianza de ORAC de Zannichellia palustris en estaciones</i>	84
Tabla 42	<i>Tabla de prueba de U de mann Whitney para ORAC de Zannichellia palustris en estaciones</i>	84
Tabla 43	<i>Tabla de Prueba de normalidad de ORAC de Schoenoplectus Tatora en estaciones</i>	85
Tabla 44	<i>Tabla de prueba para homogeneidad de varianza para ORAC de Schoenoplectus Tatora en estaciones</i>	85
Tabla 45	<i>Tabla de prueba U de mann Whitney de ORAC para Schoenoplectus Tatora en estaciones</i>	85
Tabla 46	<i>Tabla de prueba de normalidad de capacidad antioxidante DPPH de Zannichellia palustris en estaciones</i>	86
Tabla 47	<i>Tabla de prueba de homogeneidad de varianza de DPPH de Zannichellia palustris en estaciones</i>	86
Tabla 48	<i>Tabla de prueba U de mann Whitney de DPPH de Zannichellia palustris en estaciones</i>	86

Tabla 49	<i>Tabla de prueba de normalidad de DPPH de Schoenoplectus Tatora en estaciones.....</i>	87
Tabla 50	<i>Tabla de prueba para homogeneidad de varianza de DPPH de Schoenoplectus Tatora en estaciones</i>	87
Tabla 51	<i>Tabla de prueba U de mann Whitney de DPPH para Schoenoplectus Tatora en estaciones</i>	87
Tabla 52	<i>Tabla de prueba de normalidad de Tetraciclina presentes en lago con estaciones.....</i>	87
Tabla 53	<i>Tabla de prueba para homogeneidad de varianzas para Tetraciclina presentes en lago con estaciones</i>	88
Tabla 54	<i>Tabla de prueba T Student de Tetraciclina presentes en lago con estaciones</i>	88
Tabla 55	<i>Tabla de prueba de normalidad de Clortetraciclina presentes en lago con estaciones.....</i>	88
Tabla 56	<i>Tabla de prueba de homogeneidad de varianzas de Clortetraciclina presentes en lago con estaciones</i>	88
Tabla 57	<i>Tabla de prueba de U de mann Whitney de Clortetraciclina presentes en lago con estaciones</i>	89
Tabla 58	<i>Prueba de normalidad de TC presentes en Zannichellia palustris con estaciones.....</i>	89
Tabla 59	<i>Prueba de homogeneidad de varianzas para TC presentes en Zannichellia palustris con estaciones</i>	89
Tabla 60	<i>Prueba de U de mann Whitney de TC presentes en Zannichellia palustris con estaciones.....</i>	90
Tabla 61	<i>Prueba de normalidad de CTC presentes en Zannichellia palustris con estaciones.....</i>	90
Tabla 62	<i>Prueba de homogeneidad de varianzas para CTC presentes en Zannichellia palustris con estaciones</i>	90
Tabla 63	<i>Prueba de U de mann Whitney de CTC presentes en Zannichellia palustris con estaciones</i>	90
Tabla 64	<i>Prueba de normalidad de TC presentes en Schoenoplectus Tatora con estaciones.....</i>	91

Tabla 65 <i>Prueba de homogeneidad de varianzas de TC presentes en Schoenoplectus Tatora con estaciones</i>	91
Tabla 66 <i>Prueba T Student de TC presentes en Schoenoplectus Tatora con estaciones</i>	91
Tabla 67 <i>Prueba de normalidad de CTC presentes en Schoenoplectus Tatora con estaciones</i>	91
Tabla 68 <i>Prueba de homogeneidad de varianzas de CTC presentes en Schoenoplectus Tatora con estaciones</i>	92
Tabla 69 <i>Prueba T Student de CTC presentes en Schoenoplectus Tatora con estaciones</i>	92
Tabla 70 <i>Prueba de normalidad de TC en Zannichellia palustris y % de carbono total en época de avenida</i>	92
Tabla 71 <i>Prueba de normalidad de CTC en Zannichellia palustris y % de carbono total en época de avenida</i>	93
Tabla 72 <i>Prueba de normalidad de TC en Schoenoplectus Tatora y % de carbono total en época de avenida</i>	93
Tabla 73 <i>Prueba de normalidad de TC en Schoenoplectus Tatora y % de carbono total en época de avenida</i>	93
Tabla 74 <i>Coefficiente de correlación entre la TC y CTC en el % de carbono total de macroalgas en época de avenida</i>	94
Tabla 75 <i>Prueba de normalidad de TC en Zannichellia palustris y % de carbono total en época de estiaje</i>	94
Tabla 76 <i>Prueba de normalidad de TC en Zannichellia palustris y % de carbono total en época de estiaje</i>	94
Tabla 77 <i>Prueba de normalidad de TC en Schoenoplectus Tatora y % de carbono total en época de estiaje</i>	95
Tabla 78 <i>Prueba de normalidad de TC en Schoenoplectus Tatora y % de carbono total en época de estiaje</i>	95
Tabla 79 <i>Coefficiente de correlación entre la TC y CTC en el % de carbono total de macroalgas en época de estiaje</i>	95
Tabla 80 <i>Prueba de normalidad de TC en Zannichellia palustris y Clorofila en época de avenida</i>	96

Tabla 81 <i>Prueba de normalidad de CTC en Zannichellia palustris y Clorofila en época de avenida</i>	96
Tabla 82 <i>Prueba de normalidad de TC en Schoenoplectus Tatora y Clorofila en época de avenida</i>	96
Tabla 83 <i>Prueba de normalidad de CTC en Schoenoplectus Tatora y Clorofila en época de avenida</i>	97
Tabla 84 <i>Coefficiente de correlación entre la TC y CTC en clorofila de macroalgas en época de avenida</i>	97
Tabla 85 <i>Prueba de normalidad de TC en Zannichellia palustris y Clorofila en época de estiaje</i>	97
Tabla 86 <i>Prueba de normalidad de CTC en Zannichellia palustris y Clorofila en época de estiaje</i>	98
Tabla 87 <i>Prueba de normalidad de TC en Schoenoplectus Tatora y Clorofila en época de estiaje</i>	98
Tabla 88 <i>Prueba de normalidad de CTC en Schoenoplectus Tatora y Clorofila en época de estiaje</i>	98
Tabla 89 <i>Coefficiente de correlación entre la TC y CTC en clorofila de macroalgas en época de estiaje</i>	98
Tabla 90 <i>Ajuste en el equipo para el método analítico por UHPLC DAD de Tetraciclina y Clortetraciclina en agua y macroalga</i>	106
Tabla 91 <i>Programación de fase móvil en el equipo UHPLC DAD</i>	106
Tabla 92 <i>Porcentaje de recuperación de antibióticos en muestra de lago</i>	107
Tabla 93 <i>Porcentaje de recuperación de antibióticos en macroalga del lago</i>	107
Tabla 94 <i>Coefficiente de correlación obtenido de curva de calibración</i>	107
Tabla 95 <i>Resultados del proceso de validación para muestra de agua de lago por UHPLC DAD</i>	108
Tabla 96 <i>Resultado de la repetibilidad del proceso de validación para muestra de agua de lago por UHPLC DAD</i>	109
Tabla 97 <i>Resultado del proceso de validación para muestra de macroalga por UHPLC DAD</i>	110
Tabla 98 <i>Resultado de la repetibilidad del proceso de validación para muestra de macroalga por UHPLC DAD</i>	111

Tabla 99 <i>Resultado de concentraciones de antibióticos en macroalgas en época de estiaje</i>	112
Tabla 100 <i>Resultade de concentraciones de antibióticos en macroalgas en época de avenida</i>	113
Tabla 101 <i>Resultado de concentraciones de polifenoles totales en macroalga de puntos de monitoreo (Estiaje – Avenida)</i>	114
Tabla 102 <i>Resultado de concentraciones de capacidad ORAC en macroalgas en puntos de monitoreo (Estiaje - Avenida)</i>	115
Tabla 103 <i>Resultado de concentraciones de Clorofila total en macroalgas (Estiaje - Avenida)</i>	116

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 <i>Modulación de las especies reactivas del oxígeno</i>	16
Figura 2 <i>Ingreso de Antibióticos en la fisiología de la Lemna minor</i>	17
Figura 3 <i>Producción de ROS inducida por el estrés abiótico y muerte celular</i>	18
Figura 4 <i>Clases de compuestos polifenólicos</i>	20
Figura 5 <i>Ubicación para los puntos de recolecta de muestras</i>	28
Figura 6 <i>Proceso para la cuantificación de TC y CTC en muestra de agua de lago</i>	31
Figura 7 <i>Dendrograma identificando tres grupos diferenciados por colores a las concentraciones de TC y CTC en los puntos de colecta de muestra</i>	44
Figura 8 <i>Distribución espacial de concentraciones de TC y CTC en puntos de muestreo en estaciones de avenida y estiaje</i>	45
Figura 9 <i>Dispersión del coeficiente de correlación para TC y CTC en Zannichellia Palustris</i>	48
Figura 10 <i>Dispersión del coeficiente de correlación de TC y CTC en especie de Schoenoplectus Tatora</i>	50
Figura 11 <i>Equipo espectrofotómetro UV visible</i>	99
Figura 12 <i>Equipo de centrifuga refrigerada</i>	99
Figura 13 <i>Equipo agitador de tamices</i>	100
Figura 14 <i>Lector híbrido multimodal de microplacas</i>	100
Figura 15 <i>Equipo multiparámetro</i>	101
Figura 16 <i>Equipo cromatográfico de ultra alta resolución UHPLC</i>	101
Figura 17 <i>Proceso de lavado de muestras de macroalgas extraídas en los puntos de monitoreo</i>	102
Figura 18 <i>Recolección de muestra de Agua y macroalga de la bahía del lago Titicaca</i>	102
Figura 19 <i>Recolección de punto cercano al vertimiento de la planta de tratamiento de agua residual de El espinar de puno</i>	103
Figura 20 <i>Equipo de sistemas de filtración al vacío (matraz kitasato, embudo Büchner y filtros Whatman)</i>	103
Figura 21 <i>Proceso de extracción en fase solida</i>	104
Figura 22 <i>Proceso de extracción de clorofila</i>	104

Figura 23 <i>Reporte de análisis elemental por el laboratorio de energías renovables de</i> <i>Universidad Nacional Agraria la Molina.....</i>	105
---	-----

RESUMEN

El aumento poblacional impulsa el uso masivo de antibióticos, cuya eliminación lenta a través de aguas residuales subraya la necesidad de tecnología avanzada en plantas de tratamiento. Estos residuos, procedentes de diversas fuentes, incluidas las Tetraciclinas, alteran la capacidad de las plantas acuáticas para captar carbono, representando un riesgo ecológico. La presencia de estos residuos afecta el crecimiento y los procesos de absorción de carbono de especies de macroalgas, lo que genera estrés oxidativo y especies reactivas de oxígeno. Lo que conlleva alterar su capacidad antioxidante y mecanismos de defensa. Dicho ello, el propósito del presente estudio fue evaluar la disminución de fijación de carbono por las macroalgas frente a la presencia de Tetraciclina (TC) y Clortetraciclina (CTC) en la bahía del lago Titicaca. De este modo se monitoreó un total de 14 puntos, extrayendo muestra de agua y macroalga en 9 puntos de la bahía, tanto en época de estiaje y avenida. Seguidamente, se realizó una validación para la detección de TC y CTC tanto para agua y macroalga, utilizando método de extracción en fase sólida (SPE) para agua y QuEChERS para macroalga, también se realizó los análisis de clorofila, capacidad antioxidante (ORAC y DPPH), polifenoles totales y porcentaje de carbono totales presentes en *Zannichellia palustris* y *Schoenoplectus Tatora*. Por otro lado, los resultados mostraron encontrar concentraciones de TC y CTC de hasta 0,58 y 30,23 $\mu\text{g/g}$ en *Zannichellia* respectivamente y concentraciones máximas en *Schoenoplectus Tatora* de hasta 0,81 $\mu\text{g/g}$ de CTC. Asimismo, las concentraciones de clorofila encontradas para *zannichellia* presentaron promedios de 7,2 $\mu\text{g/mL}$ para estiaje y 3,01 $\mu\text{g/mL}$ para avenida respectivamente, y clorofila en *Tatora* con promedio de entre 11,54 $\mu\text{g/mL}$ para estiaje y hasta 2,53 $\mu\text{g/mL}$ para avenida. La capacidad antioxidante promedio presentada por *zannichellia* 14,96 $\mu\text{mol ET/gss}$ para estiaje y 11,76 $\mu\text{mol ET/gss}$ para avenida, y para *Schoenoplectus Tatora* de entre 5,33 $\mu\text{mol ET/gss}$ en estiaje y hasta 7,28 $\mu\text{mol ET/gss}$ en avenida respectivamente. Por otro lado, los porcentajes promedio de carbono orgánico total para *zannichellia* de hasta 37,47 % para estiaje y 42,57 % para avenida respectivamente y para *Tatora* de entre 44,63 % para estiaje y 46,28 % para avenida. De modo que, la presencia de estos contaminantes presentes en la bahía del lago Titicaca, se puede atribuir al impacto que estas macroalgas reciben con ciertas concentraciones puedan verse involucrada en la interferencia con los procesos metabólicos y fotoquímicos

de las macroalgas, reduciendo su eficiencia en la captura y conversión de dióxido de carbono en biomasa orgánica. Así como también provocar cambios en la composición y estructura de los ecosistemas acuáticos, así como en la biodiversidad y la salud general del hábitat acuático.

Palabras clave: UHPLC, Capacidad antioxidante, ORAC, Tetraciclina, Clortetraciclina y polifenoles totales.

ABSTRACT

Population growth drives the massive use of antibiotics, the slow disposal of which through wastewater underscores the need for advanced treatment plant technology. These residues, from a variety of sources, including tetracyclines, alter the ability of aquatic plants to sequester carbon, representing an ecological risk. The presence of these residues affects the growth and carbon uptake processes of macroalgae species, which generates oxidative stress and reactive oxygen species. This leads to alter their antioxidant capacity and defense mechanisms. The purpose of this study was to evaluate the decrease in carbon fixation by macroalgae in the presence of Tetracycline (TC) and Chlortetracycline (CTC) in the bay of Lake Titicaca. A total of 14 points were monitored, extracting water and macroalgae samples at 9 points in the bay, both during the low water and flood seasons. A validation was then performed for the detection of TC and CTC for both water and macroalgae, using the solid phase extraction method (SPE) for water and QuEChERS for macroalgae, as well as the analysis of chlorophyll, antioxidant capacity (ORAC and DPPH), total polyphenols and percentage of total carbon present in *Zannichellia palustris* and *Schoenoplectus Tatora*. On the other hand, the results showed TC and CTC concentrations of up to 0,58 and 30,23 $\mu\text{g/g}$ in *Zannichellia* respectively and maximum concentrations in *Schoenoplectus Tatora* of up to 0,81 $\mu\text{g/g}$ of CTC. Likewise, chlorophyll concentrations found for *zannichellia* presented averages of 7,2 $\mu\text{g/mL}$ for drought and 3,01 $\mu\text{g/mL}$ for flooding respectively, and chlorophyll in *Tatora* with average between 11,54 $\mu\text{g/mL}$ for drought and up to 2,53 $\mu\text{g/mL}$ for flooding. The average antioxidant capacity presented by *zannichellia* 14,96 $\mu\text{mol ET/gss}$ for drought and 11,76 $\mu\text{mol ET/gss}$ for flood, and for *Schoenoplectus Tatora* between 5,33 $\mu\text{mol ET/gss}$ in drought and up to 7,28 $\mu\text{mol ET/gss}$ in flood, respectively. On the other hand, the average percentages of total organic carbon for *Zannichellia* of up to 37,47 % for drought and 42,57 % for flood respectively and for *Tatora* of between 44,63 % for drought and 46,28 % for flood. Thus, the presence of these pollutants in the bay of Lake Titicaca, can be attributed to the impact that these macroalgae receive with certain concentrations may be involved in interfering with the metabolic and photochemical processes of macroalgae, reducing their efficiency in the capture and conversion of carbon dioxide into organic

biomass. As well as causing changes in the composition and structure of aquatic ecosystems, as well as in the biodiversity and general health of the aquatic habitat.

Keywords: UHPLC, Antioxidant capacity, ORAC, Tetracycline, Chlortetracycline and total polyphenols.

INTRODUCCIÓN

A lo largo de los años, la población ha venido aumentando y con ello, una serie de enfermedades que afectan a su salud han ido surgiendo y para hacer frente a estas enfermedades, variedades de antibióticos son suministrados (Benavides et al., 2021; J. Gao et al., 2022). Por otro lado, estos fármacos son metabolizados lentamente por el organismo de los seres humanos, y son depositados en el ambiente mediante heces y orinas, las cuales son transportadas a través de las aguas residuales, que en el mejor de los casos son derivadas a plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR); convirtiéndolas en fuentes principales de vertimiento de contaminantes emergentes debido a la carencia de tecnología aplicada a su tratamiento (Arun et al., 2022; Nieto-Juárez et al., 2021).

Por otro lado, otro consumidor importante de antibióticos, es la actividad de producción de animales y la producción de especies de truchas en el Perú, debido al incremento de la tasa acuícola del 13,4 % promedio anual (PRODUCE, 2022), lo que han ocasionado un incremento en la demanda de antibióticos para poder maximizar la producción de truchas; lo que conlleva la deposición de concentraciones de antibióticos en agua y sedimento en las zonas de producción acuícola, tal es el caso del Lago Titicaca en el Perú (Vilca et al., 2021). De modo que, estos acontecimientos ocasionan que muchas especies de macroalgas y microalgas estén expuestas a estos residuos y se vean afectadas por la presencia de fármacos, afectando por consiguiente el ecosistema acuático (Maldonado et al., 2022).

No obstante, los residuos de fármacos empleados en la industria farmacéutica, de uso urbano, agrícola y de la acuicultura, se encuentran presentes en sus efluentes; los cuales ingresan fácilmente y de manera continua a las PTAR presentes en las ciudades (Sun et al., 2022; Vilca et al., 2021). Asimismo, debido a las diferentes estaciones del año que caracterizan a determinados lugares (avenida y estiaje), influyen en los procesos de degradación biológica (Dong et al., 2016). Seguido a ello, la influencia directa de los sistemas de tratamientos convencionales, donde algunos, como los lodos activos y lagunas de estabilización, presentan degradación incompleta durante su proceso de

eliminación de restos de antibióticos (Li et al., 2019; Nieto et al., 2021). De modo que, estos son vertidos constantemente a cuerpos de aguas superficiales y aguas lénticas (lagos), y son estas últimas que, debido a su circulación lenta y bioacumulativa ocasionan una mayor concentración y acumulación en sus sedimentos, es así que, investigaciones realizadas en el norte de países asiáticos como China, donde evidencian la presencia de fármacos como la Eritromicina, Tetraciclina, Ciprofloxacino y Norfloxacino en agua; y presencia de antibióticos de familias de las Tetraciclinas y Quinolonas en sedimentos respectivamente, teniendo a las Tetraciclinas y Quinolonas dominantes en agua y sedimento (Zhang et al., 2023). Esta presencia en las aguas de cuerpos receptores como los ríos, las cuales en algunos casos son empleadas para fines de riego en cultivos agrícolas y ha permitido evidenciar que la presencia de estos fármacos altere de manera gradual la fijación de carbono en tallos y hojas de las plantas (Vilca et al., 2022), ocasionando riesgos ecológicos para el ecosistema (Nieto et al., 2021).

Del mismo modo, dicha presencia de residuos de concentraciones de fármacos en el ecosistema acuático, genera una serie de riesgos ecológicos y que afectan en gran medida a las plantas acuáticas (Lü et al., 2022). De manera que, la presencia de antibióticos como el Ciprofloxacino (CPF) y Amoxicilina (AMX), en el medio acuático, evitan el desarrollo y crecimiento de algas como la *Chorella D.*; al mismo tiempo causan daños estructurales y funcionales (Gomaa et al., 2021), perturbando las capacidades fotoquímicas y la asimilación de carbono (Sendra et al., 2018); además de producir efectos que perjudican la tasa fotosintética y respiratoria en las algas, debido al estrés oxidativo producido a causa de su presencia, el cual es alterado y ocasiona la generación de especies reactivas (ROS) (Rocha et al., 2021). Es así que la capacidad antioxidante generada por las algas tienden a ser removidas a causa de la sobreproducción de ROS ocasionando el incremento de los niveles de carotenoides en *S. obliquos* debido a concentraciones considerables de Sulfametazina y Sulfametoxazol, lo suficiente para obstaculizar la degradación de ROS y que estas a su vez afecten sus mecanismos de defensa (Wan et al., 2021).

Por otro lado, Moro et al. (2020) reportan que la aparición y presencia continua de oxitetraciclina (OTC) tiende a afectar el contenido de pigmentos fotosintéticos y la

estructura celular en especies de *Isochrysis galbana*. No obstante, la presencia de Florfenicol (FF) y Tiamfenicol (TAP) incrementa el contenido de clorofila; pero como producto del estrés oxidativo, ocasiona cambios significativos en niveles de malondialdehído (MDA) y actividad de catalasa (CAT); lo que aumenta de manera directa su capacidad fotoprotectora (Wang et al., 2017). Al mismo tiempo, la presencia de fármacos de familia de las quinolonas ocasionan una disminución notable en las intensidades de fluorescencia, lo que afecta directamente el contenido de carotenoides y de la clorofila respectivamente (Wan et al., 2021). De hecho, esta presencia influye en las floraciones nocivas de cianobacterias los que son encargadas en producir toxinas como *M. aeruginosa*; Influyendo de tal forma en la fijación de carbono y en modificaciones de la estructura en comunidades de fitoplancton (Yisa et al., 2021). Así como también de influir en los contenidos de pigmentos fotosintéticos y que estos a su vez disminuyan la capacidad de captura de luz óptima. Todo ello resalta el papel importante que cumplen las plantas acuáticas y que son estas las que forman parte del primer nivel de la cadena trófica (Du et al., 2018; López et al., 2021). Es por ello, que fue evaluada la disminución de la fijación de carbono en macroalgas, debido a presencia de residuos de Clortetraciclina y Tetraciclina en aguas residuales, estudio que fue desarrollado en zonas próximas al área de vertimiento de aguas residuales tratadas.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DE PROBLEMA

1.1. FORMULACIÓN DE PROBLEMAS

1.1.1. Problema general

¿La presencia de residuo de Clortetraciclina y Tetraciclina en las zonas próximas al vertimiento de agua residual, reduce la capacidad de fijación de carbono en macroalgas?

1.1.2. Problemas específicos

- a) ¿La presencia de residuos de Clortetraciclina y Tetraciclina en las aguas próximas a las zonas de vertimiento de agua residual, reduce el contenido de clorofila en macroalgas?
- b) ¿La presencia de residuos de Clortetraciclina y Tetraciclina en las aguas próximas a las zonas de vertimiento de agua residual, reduce el contenido de carbono total en macroalgas?
- c) ¿La presencia de residuo de Clortetraciclina y Tetraciclina en los tejidos vegetales de macroalgas colectadas en las zonas de vertimiento de agua residual, tiene una relación directa con el incremento de compuestos fenólicos en macroalgas?
- d) ¿La presencia de residuo de Clortetraciclina y Tetraciclina en los tejidos vegetales de macroalgas colectadas en las zonas de vertimiento de agua residual, tiene una relación directa con el incremento de la capacidad antioxidante de los compuestos fenólicos en macroalgas?

1.2. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA DE LA INVESTIGACIÓN

Existe escasa información disponible sobre trabajos direccionados a la existencia de antibióticos en cuerpos de agua (lagos, ríos y mares) en nuestro país, debido al poco interés de las personas y de las autoridades en cuanto a los contaminantes emergentes. Asimismo, es evidente la falta notable de la tecnología (ejemplo: procesos avanzados de

oxidación) en PTARs, que en su mayoría son de tipo convencional y poco eficiente. Y como consecuencia lo lleve a generar el ingreso directo de antibióticos a dichas matrices de aguas en concentraciones de ppb (partes por billón) (Phoon et al., 2020), generando directamente riesgo ecológico y que más adelante esto repercutiría en la salud para las personas y afectaría en gran magnitud a las especies de plantas presentes en los medios acuáticos, ya que estas se vendrían acumulando de manera constante (Maldonado et al., 2022).

Es preciso mencionar que, el Lago Titicaca posee grandes extensiones de plantas acuáticas, macrófitos como la *Lemna* y la *Azolla* los cuales están presentes en varias partes del lago, así como también macrófitos de la familia de las *Characeae* (Heredia 2022), no obstante, debido a resultados de investigaciones realizadas en el lago y algunos ríos como afluentes que ingresan al Lago Titicaca, evidencian concentraciones de acetaminofén cuya presencia en aguas residuales eran superiores a los 100 µg/L (Nieto et al., 2021), para que estas luego sean vertidas a dichos cuerpos loticos. Por otro lado, se analizaron 9 antibióticos en muestras de aguas superficiales en dos estaciones (lluvioso-seco), donde cuyas concentraciones de ciprofloxacino oscilaban de entre 188,1 y 222,2 ng/L respectivamente (Vilca et al., 2021). De este modo, se hace notar la deficiencia de las PTARs en la remoción de contaminantes emergentes, como los diferentes tipos de antibióticos (Nieto et al., 2021).

En ese sentido, dichas concentraciones encontradas en el Lago Titicaca, influyen por sobremanera y por consiguiente estos estarían ocasionando efectos significativos en la fijación de carbono, así como también influir en las modificaciones de comunidades y en la estructura de organismos fotosintéticos (Yisa et al., 2021), esto debido a la influencia en los pigmentos, los cuales influyen en la captura de luz necesaria (López et al., 2021b). En perspectiva, es necesario realizar más investigaciones con el fin de evaluar la influencia directa de los antibióticos en plantas acuáticas y cómo estas se ven afectadas.

1.3. OBJETIVOS

1.3.1. Objetivo General

Evaluar si la presencia de residuo de Clortetraciclina y Tetraciclina en las zonas próximas al vertimiento de agua residual reduce la capacidad de fijación de carbono en macroalgas.

1.3.2. Objetivos específicos

- a) Determinar si la presencia de residuo de Clortetraciclina y Tetraciclina en las aguas próximas a las zonas de vertimiento de agua residual, reduce el contenido de clorofila en macroalgas.
- b) Evidenciar si la presencia de residuo de Clortetraciclina y Tetraciclina en las aguas próximas a las zonas de vertimiento de agua residual, reduce el contenido de carbono total en macroalgas.
- c) Analizar si la presencia de residuo de Clortetraciclina y Tetraciclina en los tejidos vegetales de macroalgas colectadas en las zonas de vertimiento de agua residual, tiene una relación directa con el incremento de compuestos fenólicos en macroalgas.
- d) Analizar si la presencia de residuo de Clortetraciclina y Tetraciclina en los tejidos vegetales de macroalgas colectadas en las zonas de vertimiento de agua residual, tiene una relación directa con el incremento de la capacidad antioxidante de los compuestos fenólicos en macroalgas.

1.4. HIPÓTESIS

1.4.1. Hipótesis General

La presencia de residuo de Clortetraciclina y Tetraciclina en las zonas próximas al vertimiento de agua residual, reduce la capacidad de fijación de carbono en macroalgas.

1.4.2. Hipótesis Específicas

- a) La presencia de residuo de Clortetraciclina y Tetraciclina en las aguas próximas a las zonas de vertimiento de agua residual, reduce el contenido de clorofila en macroalgas
- b) La presencia de residuo de Clortetraciclina y Tetraciclina en las aguas próximas a las zonas de vertimiento de agua residual, reduce el contenido de carbono total en macroalgas
- c) La presencia de residuo de Clortetraciclina y Tetraciclina en los tejidos vegetales de macroalgas colectadas en las zonas de vertimiento de agua residual, tiene una relación directa con el incremento de compuestos fenólicos en macroalgas
- d) La presencia de residuo de Clortetraciclina y Tetraciclina en los tejidos vegetales de macroalgas colectadas en las zonas de vertimiento de agua residual, tiene una relación directa con el incremento de la capacidad antioxidante de los compuestos fenólicos en macroalgas.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. ANTECEDENTES DEL PRESENTE ESTUDIO

2.1.1. Nacionales

Zirena et al., (2021) Realizaron monitoreos de nueve antibióticos de las familias de: Tetraciclinas, Sulfonamidas y Fluoroquinolonas en el Lago Titicaca. En donde las muestras fueron recolectadas y analizadas a través de cromatografía líquida acoplada a espectrómetro de masas, utilizando un sistema conocido como extracción en fase sólida (SPE). No obstante, se evidenció que algunas muestras de contenido de sedimentos y muestras con colecta de agua superficial, contienen altas concentraciones de antibióticos. Todos los sedimentos contienen Fluoroquinolonas mayores a 3,7 mg/kg y Tetraciclinas de hasta poco más de 3,0 mg/kg y el agua superficial contenía concentraciones de Fluoroquinolona que oscilan desde 400 y hasta los 650 ng/L aproximadamente, tanto en las estaciones seca como lluviosa. Asimismo, los resultados en las colectas de agua potable pertenecientes a la ciudad de Puno y en los puntos de muestreo del Lago Titicaca como fuente de captación de agua potable, dieron un promedio de 188,1 y 222,2 ng/L de ciprofloxacino en ambas estaciones. La existencia de estos antibióticos en aguas de lago se atribuye a las actividades acuícolas, además de escurrimientos y aguas residuales, y donde su presencia conlleva traer efectos perjudiciales sobre el ecosistema acuático.

Nieto et al., (2021) realizaron un estudio que involucra la remoción de fármacos en las diferentes plantas de tratamiento de aguas residuales del Perú, donde evaluaron un total de 38 compuestos farmacéuticos objetivo, los cuales fueron determinados mediante cromatografía líquida (CL) acoplada a espectrometría de masas (MS/MS). Donde sus resultados muestran que alrededor del 60 % y el 75 % de los compuestos farmacéuticos tienden a ser cuantificables tanto en aguas superficiales como residuales, respectivamente. No obstante, hace mención que el acetaminofén fue el fármaco cuya concentración alcanzaron valores que superan los 100 µg/L en Puno. Asimismo, las sustancias de antibióticos como la Claritromicina, Ciprofloxacina, Trimetoprima, Sulfametoxazol y el

macrólido de la Azitromicina con concentraciones que van desde 1,86 a 4,47 $\mu\text{g/L}$ en Lima y con un riesgo ambiental alto por Tetraciclina, en Puno y en la ciudad de Juliaca. Por otro lado, en cuestión a la remoción de fármacos, mostraron que el proceso biológico aeróbico mediante filtros percoladores sintéticos como tratamiento secundario encontrados en la PTAR del departamento de Cusco presentaron mayor porcentaje de remoción que la PTAR presente en el departamento de Lima. De modo que, algunos antibióticos como la Claritromicina, Ciprofloxacino, Clindamicina, el analgésico Acetaminofén y Diclofenaco presentaron un alto riesgo ambiental ($\text{RQ} \geq 1$) en el ambiente acuático. Por otro lado, en aguas de río, tanto la presencia de antibióticos y analgésico-antiinflamatorio como el diclofenaco presentó un alto riesgo ambiental ($\text{RQ} \geq 1$). Por ende, dichos datos reportados de esta investigación en el Perú, se puede inferir que los métodos de tratamiento utilizados en ciudades significativas del Perú carecen de eficacia para eliminar por completo los medicamentos presentes en las aguas residuales.

2.1.2. Internacionales

Zhang et al., (2023), recogieron y analizaron muestras dentro del área del lago Baiyangdian. En donde, sus resultados evidencian que las concentraciones totales de antibióticos oscilaron entre 85,33 y 1631,47 ng/L presentes en el agua y entre 66,90 y 177,03 ng/g presentes en sedimentos. Es así que, las concentraciones de antibióticos introducidas por la actividad de plantación en el agua superficial, el agua suprayacente y los sedimentos, presentaron niveles más altos y los niveles de antibióticos totales en el agua intersticial pasaron a ser afectados por el ingreso del río. No obstante, quinolonas (QN) y Tetraciclinas (TC) fueron antibióticos dominantes en casi las cinco subáreas. Al mismo tiempo, el factor de bioacumulación (BAF) de los antibióticos varió según los efectos del ingreso del río y las actividades agrícolas que se dan en esas zonas por años. El riesgo ecológico (RQ) que presentan los antibióticos en las actividades agrícolas fue mucho mayor que el de los ríos. Por otro lado, la norfloxacino (NOR) en el agua intersticial presentó un alto coeficiente de riesgo, lo que posiblemente contribuyó a una gran proporción, los riesgos ecológicos combinados. Por ende, el norfloxacino debe usarse como índice de control de riesgo ecológico para el manejo de la contaminación por antibióticos. Este estudio realizado en el lago del norte de China, puede servir como

punto de iniciativa para que los gobiernos formulen estrategias de gestión destinadas a proteger la salud ambiental de los lagos.

Mao et al. (2021), Investigaron cómo los antibióticos macrólidos afectan a la microalga *Chlorella pyrenoidosa* y donde cuyos resultados revelaron que altas concentraciones (5-100 $\mu\text{g/L}$) de antibióticos inhibieron el crecimiento de dichas especies, con una concentración media máxima efectiva en 96 horas de 41,6 $\mu\text{g/L}$. Lo que podría debilitar las actividades fotosintéticas de las algas, inhibiendo la absorción y el atrapamiento de la energía luminosa, perjudicando el centro de reacción y bloqueando la transferencia de electrones afectando directamente el transporte durante el proceso fotosintético. Además, dichos antibióticos redujeron los reabastecimientos energéticos (proteínas, carbohidratos y lípidos) y deterioró la estructura celular. De modo que se evidenciaría que la presencia de antibióticos podría ser planteada como eventuales riesgos ecológicos considerables en entornos reales en el ambiente.

Wan et al., (2021) experimentaron con cianobacteria *Microcystis aeruginosa*, las cuales tienden a florecer en el agua. Asimismo, estas fueron expuestas a Eritromicina. Sin embargo, la inhibición del crecimiento se acrecentó en la medida que aumentaba la dosis de Eritromicina (1-150 $\mu\text{g/L}$) en la primera exposición. De modo que, la tasa de inhibición máxima (76,06 %) que se produjo fue con 150 $\mu\text{g/L}$ de Eritromicina. Asimismo, la concentración efectiva del 50 % (EC50) puesta durante 96 horas fue de 22,97 $\mu\text{g/L}$, lo que indica que el crecimiento de *M. aeruginosa* fue afectado por la Eritromicina en concentraciones ambientales comunes. La fotosíntesis se vio afectada por las limitaciones de la clorofila y carotenoides. Los contenidos de malondialdehído, especies reactivas de oxígeno y superóxido dismutasa aumentaron a raíz del estrés oxidativo surgido, bajo ciertas concentraciones de Eritromicina.

2.2. TEORÍAS PARA LA INVESTIGACIÓN

2.2.1. Antibióticos

Los antibióticos pueden funcionar como bacteriostáticos, deteniendo el crecimiento y reproducción bacteriana, o como bactericidas, causando la muerte celular

mediante lisis; en un principio, este término hacía referencia a las sustancias biológicas, siendo estas las ya conocidas como la penicilina; sin embargo, en la actualidad, todo ello alude también a sustancias semisintéticas así como sintéticas las cuales son fabricadas de manera in vitro; los antibióticos se clasifican en diferentes grupos como: nitroimidazol, aminoglucósidos, quinolonas, betalactámicos, anfenicoles, lincosamidas, oxazolidinona, gluco péptidos, sulfonamidas, tetraciclinas y macrólidos (Wilson & Francisco, 2019).

2.2.2. Contaminantes emergentes

Estos contaminantes son sustancias químicas que pueden encontrarse en concentraciones bajas en diversas matrices acuáticas como lagos, ríos y mares, y pueden ser detectados mediante técnicas analíticas. Esta situación genera preocupación por los posibles efectos adversos cuando están presentes a largo plazo en el medio ambiente y en la salud de las personas, dado que aún se desconocen completamente. No obstante, estos residuos evidencian su presencia en suelos, aguas residuales, superficiales, subterráneas, potables y en sedimento, lo que plantea riesgos ecológicos para los ecosistemas acuáticos (Okoye et al., 2022).

Por otro lado, se desarrollaron definiciones de los contaminantes emergentes por las organizaciones internacionales, así como agencias nacionales, mostrando aspectos que conlleven un entendimiento en la temática ambiental y poder comprender la dimensión, en el que abarca el problema y las posibles consecuencias que estas pueden llegar ocasionar (Okoye et al., 2022). Además, desde 2009, la red NORMAN ha estado llevando a cabo monitoreos de compuestos emergentes en el medio ambiente. Sin embargo, se ha observado que estas sustancias presentan una diversidad de características y comportamientos, con efectos ecotoxicológicos en su mayoría desconocidos para el público en general (García, 2017).

2.2.2.1. Clortetraciclina

La Clortetraciclina es un antibiótico ampliamente utilizado por las personas como medicamento exclusivo para animales, con el fin de ser utilizados en tratamientos como la conjuntivitis y en la lucha de infecciones respiratorias, así como también de poseer una

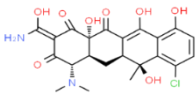
vida media prolongada el cual le permite generar complejos con algunos metales, siendo considerados de tal forma tóxicos para el ambiente (Pulicharla et al., 2017). Por otra parte, esto está estrechamente relacionado con la continua entrada de diversos tipos de fármacos en las PTARs, las cuales mayoritariamente utilizan tecnologías convencionales que no son lo suficientemente efectivas. Esto resulta en su inevitable liberación en matrices de acuáticas como lagos, ríos y mares, lo que conlleva la aparición de una serie de riesgos ecológicos y al desarrollo de resistencia bacteriana hacia los antibióticos, como la Clortetraciclina mencionada anteriormente (Gao et al., 2012).

2.2.2.2. Mecanismos de acción de Clortetraciclina en plantas

Sobre ello se ha evidenciado que especies de fitoplancton presentes en agua dulce, como *Microcystis aeruginosa* y *Scenedesmus obliquus*, los cuales han sido empleados como prueba, y donde cuyos estudios resaltaron los efectos tóxicos de la Clortetraciclina, que comúnmente se utiliza en la medicina humana y el sector veterinario. No obstante, dichos resultados de toxicidad realizados en los antibióticos y antibióticos degradados, evidenciaron que, la Clortetraciclina presenta efecto tóxico en crecimiento y cierta repercusión en la acumulación de clorofila en los fitopláctones. Al mismo tiempo de, evidenciar una interrupción en la fotosíntesis. Todo ello ha conllevado que, la Clortetraciclina y sus productos degradados tengan un efecto adverso sobre el fitoplancton presente en agua dulce (Guo & Chen, 2012).

Es preciso mencionar que, los antibióticos pueden ser absorbidos por especies de plantas, lo que llevaría a interferir en los procesos fisiológicos y así como también en los efectos ecotoxicológicos. No obstante, para la determinación del rango del daño ocasionado en plantas, aún se están realizando varias pruebas de toxicidad tanto aguda como crónica, lo que a su vez tiendan a indicar más adelante los efectos de los antibióticos en las mitocondrias (respuesta mediante el estrés oxidativo) y también en repercusión de la fotosíntesis mediante proliferación celular (Wang et al., 2015).

Tabla 1*Descripción química de la Clortetraciclina*

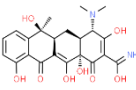
Antibiótico	ID	Estructura	Peso molecular (g/mol)	Solubilidad (mg/L)	pKa	Log Kow	Toxicidad
Clortetraciclina C22H23ClN2O8	CTC		478,88	4,2	3,33 7,55 9,33	-0,62	CTC fue de 1×10^{-5} mol/L inhibición del crecimiento de <i>C.</i> <i>reinhardtii</i> *

Nota. Recopilado de ChemSpider,
(http://www.chemspider.com/ChemicalStructure.16736314.html?rid=8239a7bd-d299-4cf0-bc47-9762ceb490c4&page_num=0), (Zhao et al., 2020)*

2.2.2.3. Tetraciclina

Las Tetraciclinas forman parte de las familias de manera natural como: Clortetraciclina, Oxitetraciclina, Tetraciclina y Demeclociclina; asimismo, como las sintéticas: Limeciclina, Doxíciclina, Metaciclina, Minociclina y PTK 7906. Los cuales son derivados por especies de *Streptomyces spp.* Donde, estas actúan inhibiendo las de síntesis proteicas bacterianas dentro de los ribosomas 30S de las bacterias. Asimismo, la actividad que realizan frente a una gran variedad de microorganismos, convirtiéndose así en antibióticos de administración tanto para personas y animales (Vicente & Pérez, 2010).

Tabla 2*Descripción química del antibiótico de Tetraciclina*

Antibiótico	ID	Estructura	Peso molecular (g/mol)	Solubilidad (mg/L)	pKa	Log Kow	Toxicidad
Tetraciclina C ₂₂ H ₂₄ N ₂ O ₈	TC		444,44	231	3,3 7,68 9,69	-1,25	LD50 mg/Kg en ratones **

Nota. (Leston et al., 2016)**

2.2.2.4. Mecanismo de acción y efectos de Tetraciclinas en plantas

La emisión de tetraciclina en cantidades mayores y la posible persistencia de la tetraciclina hacia la degradación, han causado daños irrevertibles al ambiente. De modo que, los efectos tóxicos de la tetraciclina sobre el crecimiento y los índices genéticos de algunas plantas como el trigo, demostraron que 0,5–10 mg/L de tetraciclina pueden estimular la germinación de semillas, la división mitótica celular y el crecimiento de plántulas. Concentraciones con dosis de 5 mg/L de tetraciclina y superiores otorgó como resultado una frecuencia de aberraciones cromosómicas y un contenido de malondialdehído (Xie et al., 2011). Esta acumulación ha generado que concentraciones pequeñas también se puedan dirigir y ser concentradas en las hojas y en las raíces. Esto a raíz de los efectos de la tetraciclina sobre el crecimiento, además de la respuesta oxidativa en donde a su vez presentan una disminución en las concentraciones de carotenoides y clorofila (Balakrishnan et al., 2023).

2.2.2.5. Normatividad

Las normativas y supervisión se enfocan en los contaminantes convencionales, con múltiples organizaciones y entidades gubernamentales a nivel global, estableciendo reglas y directrices para preservar la calidad ambiental, especialmente del agua, asegurando su utilidad para consumo humano. Además, en la actualidad, debido a la presencia de bloques económicos como el Mercado Común del Sur (MERCOSUR), se establecen normativas relacionadas principalmente con los medicamentos que deben estar

en vigor en los países. Sin embargo, el uso inadecuado de estos medicamentos presentan impactos negativos al ambiente (Ríos et al., 2018). En ese sentido, es evidente armonizar los métodos analíticos, así como los de muestreo, buscando priorizar un monitoreo continuo a la contaminación ambiental (Khan et al., 2021).

2.2.3. Presencia de antibióticos en plantas de tratamiento de aguas residuales PTAR

Una amplia variedad de antibióticos está siendo utilizados para poder controlar y poder tratar una serie de enfermedades, las que normalmente son causadas por infecciones bacterianas, así como también utilizados como estimulantes del crecimiento bacteriano. De modo que, estos son utilizados tanto para el uso de animales y personas. No obstante, durante el proceso de degradación y metabolización, estos no son degradados por completo, y por consiguiente estos son depositados de manera continua a plantas de tratamiento mediante heces y orina; En donde cuyas concentraciones de antibióticos aún muestran su presencia. Debido al proceso de eliminación en estas instalaciones de tratamiento, que en su mayoría son de tipo tradicional; la tecnología utilizada muestra una remoción ineficiente. Esto provoca que los antibióticos sigan acumulándose en los sedimentos y lodos. Es así que, todo ello provoca efectos negativos ambientales, tales como los efectos ocasionados a los microorganismos presentes como medio de tratamiento en algunas tecnologías; como los lodos activados presentes en la PTAR, y que en muchas instancias este llegue a generar resistencia bacteriana y que más adelante altere de manera negativa al ambiente (Soni et al., 2022).

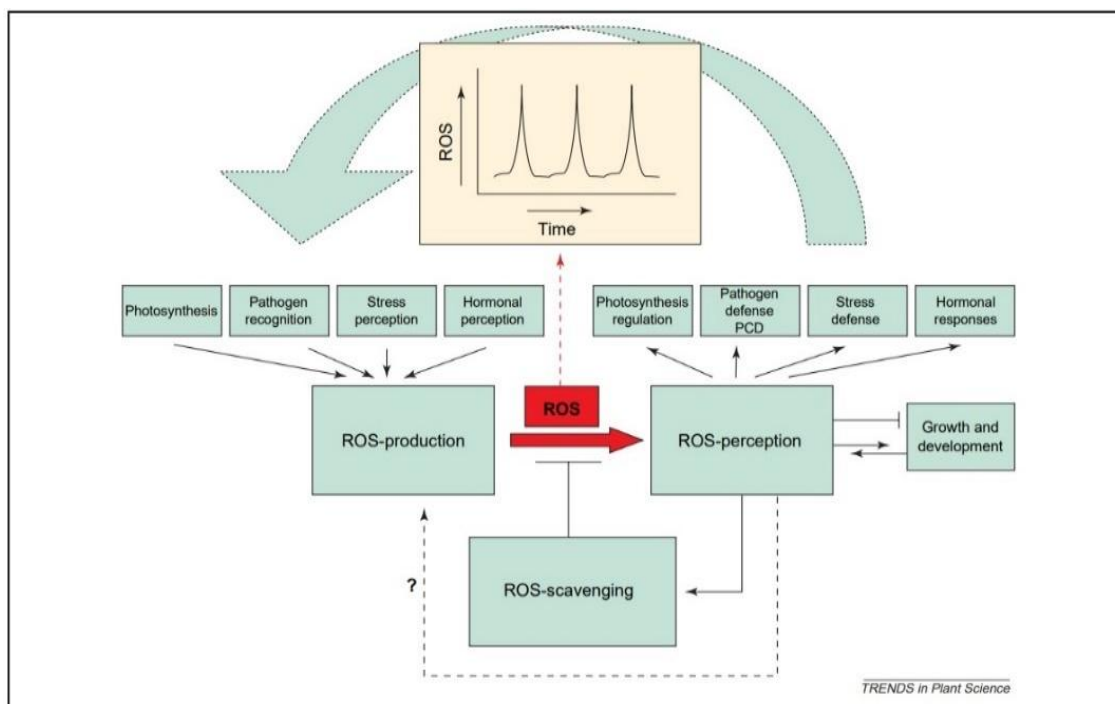
2.2.3.1. Presencia de antibióticos y respuesta en las plantas

La influencia de electrones con los pasos fotoquímicos que se dan en la fotosíntesis permite que la continuidad de los eventos de oxidación y reducción necesarios para la producción de energía y potencia reductora. Es así que, cualquier estrés biótico o abiótico que interfiera con cualquiera de los pasos en esos procesos ocasionará la disminución de las tasas de fotosíntesis y, por lo tanto, todo ello afectará su desarrollo (Rocha et al., 2021). Además, el estrés ambiental, la disfunción en la transferencia de electrones y la incapacidad para direccionarlos correctamente, resultan en producción en

exceso de ROS, generando así que este pueda alterar la función celular y promover un daño irreversible, carbohidratos, a proteínas lípidos y al ADN; es preciso mencionar que, las plantas tienden a poseer enzimas muy eficiente como: Superóxido dismutasa (SOD), Ascorbato peroxidasa (APX), Catalasa (CAT), y el glutatión (reductasa y peroxidasa) entre otros. Además, de su influencia en el sistema de defensa antioxidante no enzimáticos como: Glutatión, los fenólicos, alcaloides, ácido ascórbico, aminoácidos (no proteicos) e incluidos los α -tocoferoles. Estos últimos trabajan en conjunto y buscan proteger las células vegetales del daño oxidativo, este generado mediante la degradación de especies reactivas (Gill & Tuteja, 2010; Mittler et al., 2004).

Figura 1

Modulación de las especies reactivas del oxígeno



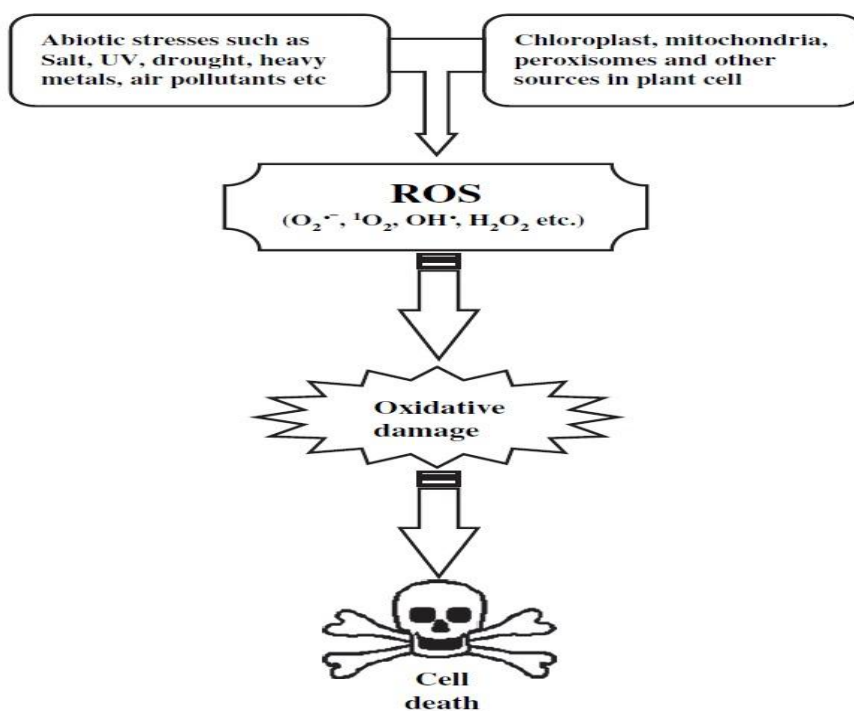
Nota. (Gill & Tuteja, 2010).

Por otro lado, se demostraron que los efectos del antibiótico en algunas especies de plantas como las *lemna minor* conocidas como las lentejas de agua, donde dichos resultados a raíz de la presencia de la oxitetraciclina impulsó a una posible acumulación de peróxido de hidrógeno (H_2O_2), no obstante, este mismo pudo afectar negativamente a la fotosíntesis a raíz del daño sufrido a las membranas de tilacoides, asimismo, esto

generó a su vez que el ensamblaje y la reparación de la proteína como la D1, se muestre bastante sensible debido a la alteración sufrida. En ese entender, los efectos ocasionados por la Oxitetraciclina a la proteína asociada al fotosistema II, dieron resultados en la asimilación del carbono y que ocasionó a su vez la disminución en su crecimiento (Gomes et al., 2020).

Figura 2

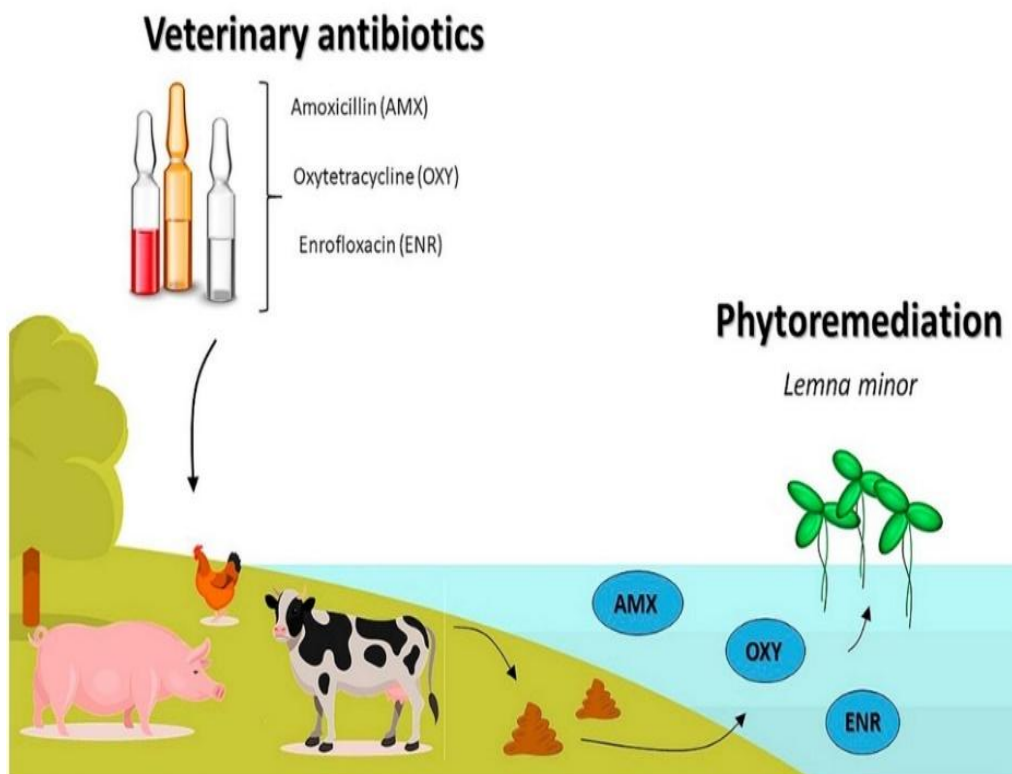
Ingreso de Antibióticos en la fisiología de la Lemna minor



Nota. (Gomes et al., 2020).

Figura 3

Producción de ROS inducida por el estrés abiótico y muerte celular



Nota. (Gill & Tuteja, 2010).

2.2.4. Compuestos fenólicos

En general, el contenido de grupos hidroxilo y su unión a un anillo aromático, son características propias de los compuestos fenólicos. Además, son reconocidos como antioxidantes significativos en la dieta, y se hallan presentes en una diversidad de alimentos como tubérculos, frutas, raíces y granos, junto con las vitaminas. Sin embargo, los compuestos fenólicos cumplen distintas funciones metabólicas dentro de las plantas, como el crecimiento, la reproducción y la defensa contra agentes patógenos externos, así como la mitigación del estrés inducido por factores como la radiación UV y en modo de defensa frente a depredadores (Peñarrieta et al., 2017). Por otro lado, en la actualidad debido a la tendencia expansiva de la industrialización, se ha tomado gran importancia en relación con su presencia de residuos en cuerpos de agua, pues debido a su acumulación y prevalencia de estos compuestos fenólicos en el ambiente, ha traído a generar efectos

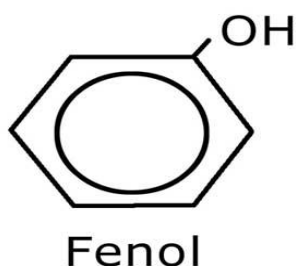
negativos y tóxicos tanto como para las personas y animales, representando así una amenaza para el equilibrio ecológico (Chen et al., 2022).

2.2.4.1. Clasificación de los compuestos fenólicos

La estructura química de sustancias fenólicas da comienzo a poder presentar a la molécula básica (fenol), el cual está compuesto por un anillo aromático (fenil) el cual está junto a un hidroxilo, en ese sentido formando un papel sumamente importante para los antioxidantes y sus propiedades.



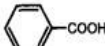
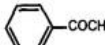
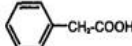
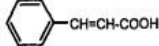
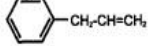
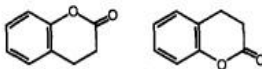
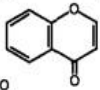
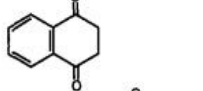
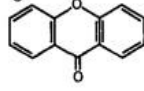
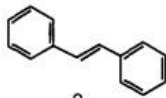
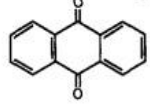
Ilustración 1

Estructura química del fenol



Estos compuestos abarcan una amplia variedad de sustancias, y se encuentran abundantemente distribuidas en el reino vegetal, con aproximadamente 8000 estructuras fenólicas identificadas. Además, estos componentes son el resultado de plantas gracias a su metabolismo; estos surgen de forma biogénicamente a partir de vías como shikimico y acetato. Los diferentes polifenoles pueden dividirse en 10 clases diferentes según su estructura química como (Bravo, 1998):

Figura 4*Clases de compuestos polifenólicos*

Class	Basic Skeleton	Basic Structure
Simple phenols	C ₆	
Benzoquinones	C ₆ ⁿ	
Phenolic acids	C ₆ -C ₁	
Acetophenones	C ₆ -C ₂	
Phenylacetic acids	C ₆ -C ₂	
Hydroxycinnamic acids	C ₆ -C ₃	
Phenylpropenes	C ₆ -C ₃	
Coumarins, isocoumarins	C ₆ -C ₃	
Chromones	C ₆ -C ₃	
Naftoquinones	C ₆ -C ₄	
Xanthones	C ₆ -C ₁ -C ₆	
Stilbenes	C ₆ -C ₂ -C ₆	
Anthraquinones	C ₆ -C ₂ -C ₆	
Flavonoids	C ₆ -C ₃ -C ₆	
Lignans, neolignans	(C ₆ -C ₃) ₂	
Lignins	(C ₆ -C ₃) _n	

Nota. (Bravo, 1998).

2.2.5. Cromatografía

Es un procedimiento que permite separar los elementos presentes en muestra en función al tiempo de retención, posibilitando su identificación y posterior medición mediante equipos especializados. Las ecuaciones posteriores explican de manera conceptual la cromatografía y cómo se es su aplicación práctica (Vaz, 2018).

Donde, la resolución (R) indica qué tan bien están separados los picos A y B en un cromatograma. Lo que significa que una mayor resolución en los picos demuestra que están bien separados, lo que facilita la identificación y cuantificación. No obstante, los $TR_{(A)}$ y $TR_{(B)}$ representan el tiempo que tarda cada analito en eluir de la columna cromatográfica y ser posteriormente detectado, resultando en una característica importante para identificar compuestos específicos en una muestra. Asimismo, W_A y W_B comprende que, la amplitud de los picos en su base refleja el grado de dispersión de los analitos dentro del sistema cromatográfico. Es decir, puntos más amplios pueden sugerir una menor eficiencia en la separación, caso contrario picos más estrechos se relacionan con una separación y resolución más efectiva.

$$R = \frac{(t_{R(B)} - t_{R(A)})}{0,5(W_B + W_A)} \quad (I)$$

Donde:

$TR_{(A)}$ y $TR_{(B)}$ son tiempos de retención de analitos A y B.

W_A y W_B son las anchuras en la base de los picos de los analitos A y B

Dicha separación de picos cromatográficos (A-B) está determinada por el coeficiente de partición (K_D), el cual evalúa como se distribuye el analito entre su concentración presente en fase móvil (S_m) y en la fase estacionaria (S_e) en situación de equilibrio:

$$K_D = \frac{[S_m]}{[S_e]} \quad (II)$$

De modo que, cuando el resultado para K_D sea mayor, el tiempo de retención (t_R) del analito será menor. Por ende, la eficiencia otorgada por la columna cromatográfica para análisis pudiera evaluarse con la cantidad de platos teóricos que posea:

$$N = 16 \left(\frac{t_R}{W} \right)^2 \quad (III)$$

Finalmente, el incremento en números de platos teóricos (N) refleja la eficiencia de la columna, lo que resulta en una mayor resolución de los picos cromatográficos, esto a raíz de la separación de analitos de manera más efectiva.

2.2.5.1. Cromatografía líquida de ultra alto rendimiento (UHPLC siglas en inglés)

Cuando se emplean partículas menores de 2 μm y presiones en el rango de hasta una presión de 1000 bar, se denomina a este tipo de sistema como cromatografía líquida de ultra alto rendimiento (UHPLC). Esta técnica permite lograr una resolución mejorada mediante el tiempo de retención reducido. Además, dichas fases estacionarias utilizadas generalmente consisten en materiales como sílice o polímeros, con grupos funcionales específicos unidos a una superficie, que pueden ser de fase normal (polar) o inversa (no polar).

La selección en la aplicación de fase (fase móvil diluyente) es crucial en cromatografía (intercambio iónico, adsorción y partición). Al elegir los solventes para formar fase, se consideran propiedades características como la longitud de onda y desviación de haz de luz, especialmente en el empleo de detectores. Además, el índice de polaridad (P') y también la fuerza de elución (ϵ_0) pasan a ser indicadores importantes para distinguir la polaridad y seleccionar la fase adecuada en la cromatografía de partición. Por otro lado, en la cromatografía de gases, la elección del detector depende del tipo de sustancia y de la cantidad de pruebas requeridas. Además, dichos detectores tienden a presentar sensibilidad en cuanto a su concentración a analizar, y donde su concentración tiende a ser proporcional en cuanto a su señal analítica, el cual es proporcionada por el analito en el flujo de salida, o presenta sensibilidad frente a la masa, cuando esta presenta proporcionalidad al flujo de masa (Vaz, 2018).

2.2.5.2. Validación de procedimientos analíticos

Estos parámetros son fundamentales en química analítica al implementar un método específico. Los principales incluyen a: exactitud, selectividad, linealidad, precisión, límite de detección (LD), límite de cuantificación (LQ), robustez y sensibilidad (Analíticos, 2020). Antes de validar el método analítico, es crucial establecer estos

criterios, así como los rangos dentro de los cuales los resultados pueden considerarse aceptables.

2.3. MARCO CONCEPTUAL

2.3.1. Definición de los términos

El término "antibiótico" deriva de las palabras "anti", que denota "contra", y "bio", que hace referencia a "vida", y describe una sustancia que combate la vida bacteriana. Asimismo, estos fármacos son compuestos orgánicos que se producen naturalmente a través del metabolismo de microorganismos, así como también de ser sintetizados artificial o semi-sintéticamente. Desde el descubrimiento de la penicilina en el siglo XIX por el científico Alexander Fleming, se ha observado una marcada reducción en las muertes causadas por infecciones de bacterias (bacterianas). Desde entonces, el uso de antibióticos ha experimentado un aumento considerable a nivel mundial, con un incremento superior al 60 % a comienzos del siglo XX (Klein et al., 2018).

2.3.2. Contaminantes Emergentes (CE)

Consideran contaminantes emergentes a las sustancias químicas y subproductos secundarios de la industria, así como también los productos utilizados para el cuidado personal y en el uso farmacéuticos (antibióticos, antidepresivos, hormonas entre otros) que se agrupan bajo una expresión de contaminantes emergentes. Los mismos que en la actualidad hacen referencia a la producción y aumento en todo el mundo, lo que ocasiona su liberación al medio ambiente, y al hecho que, la mayoría de ellas, no eran consideradas una amenaza en un principio. Su importante crecimiento en la industria química no nace a raíz del descubrimiento de nuevos principios activos en el área farmacéutica, sino que también por la mejora y actualización de la tecnología (Kuster et al., 2006).

2.3.3. Aguas residuales

Se denominan aguas residuales a aquellas que han sido alteradas en sus características naturales debido a la influencia de actividades humanas, lo que resulta que, debido a su calidad, estas requieran tratamientos para ser restauradas antes de ser

reaprovechadas o descargadas a cuerpos de aguas naturales (ríos, lago y mar) o sistemas de saneamiento. Además, estas se dividen en: aguas residuales provenientes de industrias, domicilios y municipales (OEFA, 2014).

2.3.4. Resistencia a los antibióticos

Las bacterias adaptan y crecen en presencia de los antibióticos, dicha aparición va vinculada a la frecuencia constante de antibióticos, debido a que muchos de ellos pertenecen a la misma clase, llegando a generar la resistencia en toda una clase conexas. Asimismo, esta puede manifestarse en un organismo y enseguida poder propagarse de manera impredecible, llegando a generarse mediante el proceso de un intercambio genético, los cuales son presenciados en varias bacterias (OMS, 2015).

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

3.1. CARACTERIZACIÓN O TIPO DEL DISEÑO DE INVESTIGACIÓN

El presente diseño de investigación es de tipo no experimental descriptivo.

3.2. POBLACIÓN O MUESTRA DE ESTUDIO

Población

La población objeto de estudio lo conforma los puntos de muestreo de la bahía del Lago Titicaca, donde cuyas aguas reciben vertimientos de las lagunas de oxidación de la PTAR “El Espinar”. Asimismo, estos puntos de muestreo comprenden la presencia de macroalgas presentes en la zona.

Tipo de muestra

El presente estudio presenta un tipo de muestra “no probabilístico”.

Tamaño de muestra

Se realizó la toma de muestras puntuales por épocas (lluvioso y seco), al mismo tiempo de la recolección de muestras de macroalgas en los mismos puntos.

3.3. ÁMBITO DE ESTUDIO

Para el presente estudio, el área de investigación se sitúa dentro del sector peruano del Lago Titicaca y a un costado de la ciudad de Puno. En donde, las actividades humanas en la región, incluyen principalmente la liberación de aguas residuales y tienen un impacto significativo en el ecosistema, lo que resulta en la acumulación de compuestos orgánicos en sedimentos en el lecho del lago. Además, la cercanía de una laguna de oxidación (PTAR El Espinar) en la costa contribuye a la presencia de sustancias peligrosas en las inmediaciones (Vilca et al., 2021). Se llevó a cabo un muestreo

utilizando un método no probabilístico, seleccionando 14 puntos para recolectar muestras de aguas superficiales (LTitc 1 al 14) y 9 puntos para recolectar muestras de macroalgas, de las cuales se extrajeron dos especies diferentes: *Zannichellia palustris* (LTitc 1 al 6), especie incluida en la lista de macroalgas establecida por el Instituto de Mar Peruano (Imarpe, 2023) y *Schoenoplectus Tatora* (LTitc 10, 13 y 14), especie considerada una macrófita en el Lago Titicaca (Maldonado & Aparicio, 2021); de modo que, son estas dos especies que presentan predominancia dentro de la Bahía del Lago. Todos estos sitios fueron georreferenciados tal como se aprecia en la Figura 5. Asimismo, se tomaron muestras en dos periodos: durante la estación seca en septiembre de 2023 e inicio de temporada de lluvia en diciembre de 2023, lo que permitió comparar estaciones y cumplir con los objetivos del estudio.

Coordenadas geográficas de puntos de colecta de agua y macroalga en la bahía del Lago Titicaca

Tabla 3

Coordenadas geográficas de ubicación, bahía del lago

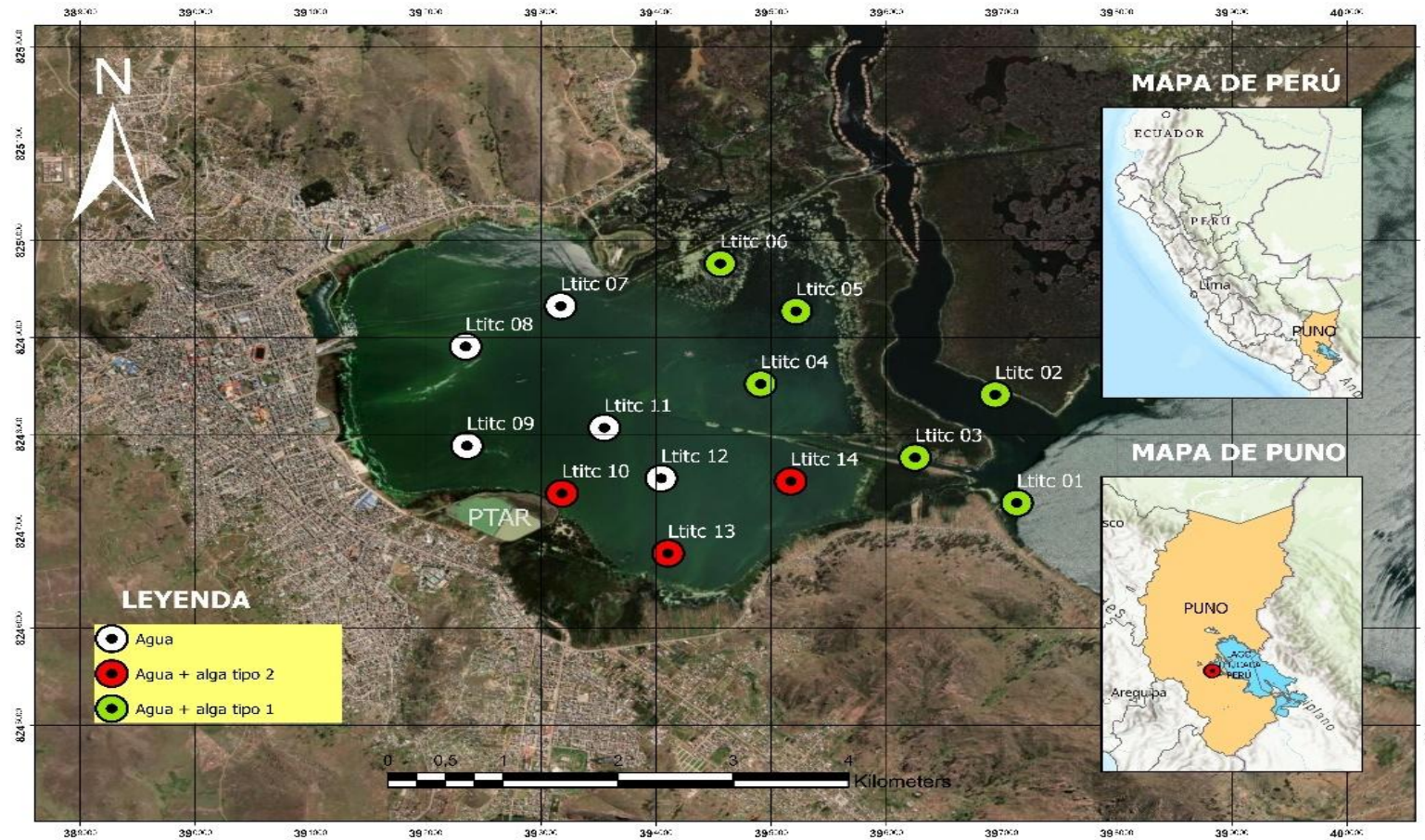
<i>Punto de muestreo</i>	<i>Colecta de muestra</i>	<i>Coordenadas UTM</i>		<i>ZONA</i>
		<i>N</i>	<i>E</i>	
<i>L Titc 01</i>	Agua + Alga 01	8247292,3	397132,6	19
<i>L Titc 02</i>	Agua + Alga 01	8248409,9	396945,4	19
<i>L Titc 03</i>	Agua + Alga 01	8247761,9	396248,4	19
<i>L Titc 04</i>	Agua + Alga 01	8248521,4	394907,8	19
<i>L Titc 05</i>	Agua + Alga 01	8249271,4	395216,1	19
<i>L Titc 06</i>	Agua + Alga 01	8249762,0	394558,8	19
<i>L Titc 07</i>	Agua	8249324,6	393172,2	19
<i>L Titc 08</i>	Agua	8248906,5	392347,1	19
<i>L Titc 09</i>	Agua	8247882,5	392358,2	19
<i>L Titc 10</i>	Agua + Alga 02	8247390,9	393183,8	19
<i>L Titc 11</i>	Agua	8248068,6	393551,2	19

<i>L Titc 12</i>	Agua	8247546,6	394044,7	19
<i>L Titc 13</i>	Agua + Alga 02	8246773,1	394104,1	19
<i>L Titc 14</i>	Agua + Alga 02	8247516,8	395169,1	19
<i>B-01</i>	Agua	8283532	461537	19
<i>B-Z</i>	Alga 01	8283532	461537	19
<i>B-T</i>	Alga 02	8300591	443121	19

Nota. LTitc = Puntos de muestreo, B-01 = Blanco de muestra de agua, B-Z = Blanco de alga 01 (*Zannichellia palustris*), B-T= Blanco de alga 02 (*Schoenoplectus Tatora*).

Figura 5

Ubicación para los puntos de recolecta de muestras



Nota. Elaboración propia.

3.4. ACCIONES Y ACTIVIDADES PARA LA EJECUCIÓN DEL PROYECTO

El experimento se dividió en estudios en condiciones de campo (extracción de muestras) y laboratorio. Los estudios en campo se realizaron en los puntos de vertimientos de aguas residuales al lago Titicaca, en donde se identificaron los puntos de muestreo desde la salida de vertimientos de aguas residuales de cada una de las zonas a estudiar con una distancia de 1 km entre cada punto y previa identificación con la ayuda de un GPS, en cada punto de muestreo se determinó los parámetros de campo (OD, pH, T° y CE). Se recolectaron muestras de agua en base a las directrices descritas (Autoridad Nacional del Agua, 2016), necesarias para poder determinar la presencia de antibióticos. Dicho ello, una vez colectadas las muestras, pasaron a ser almacenadas en Cooler y agregando ice pack para mantenerlos a una temperatura promedio de 4 °C aproximadamente, y posterior a ello fueron llevados hasta el laboratorio de la UNAM – sede Ilo, lugar donde se realizaron los análisis respectivos.

Por otro lado, las muestras de macroalgas se trasladaron en bolsas de aluminio y fueron colocadas en un Cooler con sus respectivos ice Pack, siendo más adelante transportados al mismo laboratorio donde se llevaron las muestras de agua. Una vez llegados al laboratorio, fueron almacenadas a una temperatura de -20 °C. por otro lado, las macroalgas que fueron recolectadas en distintos puntos de su área de evaluación, correspondió a puntos ubicados a 1 kilómetro de distancia de punto a punto y a 400 metros de lado a lado, recolectando de tal forma las siguientes especies: Tatora (*Schoenoplectus Tatora*) en los puntos (10, 13 y 14) y especies de Caña caña (*Zannichellia Palustris*) en los puntos (1, 2, 3, 4, 5 y 6). No obstante, no se pudieron extraer muestras en los demás puntos, debido a su profundidad y no existencia en su momento de las macroalgas, descartando así la extracción de muestra de macroalga en los puntos (7, 8, 9, 11 y 12).

Es preciso mencionar que, antes de la realización de análisis de muestras, se realizó la validación de método: por cromatografía UHPLC DAD de TC y CTC en agua mediante método de extracción SPE y método de validación para detección y cuantificación de TC y CTC en macroalga mediante el método QuEChERS.

Posteriormente, se prosiguió con los análisis para evaluar la concentración de carbono, clorofila, polifenol total y capacidad antioxidante.

Figura 6

Proceso para la cuantificación de TC y CTC en muestra de agua de lago



Nota. El proceso para la cuantificación es mediante la metodología extracción en fase solida SPE.

3.4.1. Técnicas y/o instrumentos

3.4.1.1. Determinación de clorofila

Los contenidos de clorofila se determinó utilizando el método modificado definido por Riccardi et al. (2014), el cual consistió en la extracción de 0,1 g de macroalgas frescas, previamente molidas, posteriormente, se añadió 10 ml de etanol al 95 %, para luego ser colocado en un lugar oscuro y a temperatura ambiente durante un periodo de 24 horas. Una vez cumplidas las horas establecidas se pasó a centrifugar a 3000 rpm durante 10 min en un centrifuga refrigerada de marca EPPENDORF 5910 Ri, una vez terminado de centrifugar se extrajo el sobrenadante y se pasó a lectura en un espectrofotómetro ultravioleta, estableciendo primeramente las longitudes de onda correspondiente a 665 y 649 nm de absorbancia y más adelante se procedió a realizar los cálculos utilizando las siguientes ecuaciones establecidas por Jeffrey y Humphrey (1975):

$$\text{Chlorophyll } a \text{ (mg/L)} = 13,95A_{665} - 6,88 A_{649}$$

$$\text{Chlorophyll } b \text{ (mg/L)} = 24,96A_{649} - 7,32 A_{665}$$

$$\text{Total Chlorophyll contents (mg/L)} = \text{Chlorophyll } a + \text{Chlorophyll } b$$

3.4.1.2. Determinación de carbono total en Macroalgas

Se recolectó muestras de algas en los puntos establecidos, posterior a ello fueron transportados al laboratorio; en donde fueron sometidos ha secado en estufa con una temperatura de 65 °C durante 24 horas. Luego se trituró en un mortero hasta la obtención de un polvo fino, seguidamente se almacenó en bolsas ziploc de aluminio y se mantuvo a refrigeración a 4 °C hasta su posterior envío a los laboratorios de energía renovables de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Una vez ya en dicho laboratorio, se dio comienzo al análisis mediante un proceso de combustión, donde el carbono fue convertido a un estado gaseoso. Luego, fue extraído y transportado a través de cobre altamente puro, lo que eliminó el oxígeno y permitió su separación mediante una columna. (Hernández et al., 2019). Finalmente, las muestras se introdujeron en una columna (material estaño) y se llevaron a un espectrómetro de masas de relación isotópica ThermoQuest-Finnigan Delta Plus (Finnigan-MAT; CA, EE.UU.), acoplado a un

analizador elemental. De modo que, el método analizó las moléculas gaseosas de CO₂, N₂, CO, SO₂ y H₂, que se introdujeron al espectrómetro arrastrados por fluido lento de helio y catalizados; y finalmente se convirtieron en especies de referencia (Drexler et al., 2021; Martinelli et al., 1999).

3.4.1.3. Determinación de antibiótico en macroalgas

Para la determinación de los antibióticos en las macroalgas se utilizó el método QuEChERS modificado, basado en estudios previos (Zhang et al., 2021). Para ello las muestras de macroalgas recolectadas fueron trituradas en un mortero, y posterior a ello se utilizó 5 g de muestra que, más adelante pasaron a ser depositados en tubos para centrifuga de aproximadamente 50 mL, seguidamente se añadieron 10 mL acetonitrilo – metanol (85/15 v/v) previamente homogeneizados, seguido a ello se añadió 1 g de ácido cítrico y 0,5 g de citrato de sodio y agitándolos vigorosamente por 10 minutos en un equipo Vortex. Más adelante, las muestras se colocaron a refrigeración en lugar oscuro a –20 °C durante 15 minutos. Después de ello, se agregó a los tubos 4 g de Sulfato de magnesio (MgSO₄), más un gramo de Cloruro de sodio (NaCl), agitándolos inmediatamente durante 2 minutos, seguido de paso por ultrasonido durante 10 minutos y se centrifugaron a 5000 rpm con una temperatura programada de 4 °C durante 5 minutos. Más adelante, se transfirieron 2 mL del sobrenadante a tubos de polipropileno que contenían 70 mg de PSA (Amina primaria secundaria), se mezclaron durante un minuto y se centrifugaron en un equipo de microcentrífuga refrigerada ajustada a 6000 rpm con temperatura de 4 °C durante un periodo de dos minutos. Finalmente, el sobrenadante se transfirió a tubos de vidrio (color ámbar) previamente por paso de una jeringa de 3 mL acoplada con un filtro con porosidad de hasta 0,22 µm x 13 mm y ser colocados a un equipo UHPLC-DAD (Zhang et al., 2021).

3.4.1.4. Determinación para análisis de polifenoles totales

Para la determinación de contenido de polifenol total (CPT), El método denominado Folin-Ciocalteu fue crucial para la evaluación del CPT en las muestras analizadas (Hasperué et al., 2016). En donde se hizo una aplicación de 3,75 mL de agua previamente destilada, seguidamente añadiendo 0,5 mL de extracto de muestra y/o

purificado y añadido a ello la cantidad de 0,25 mL de un reactivo Folin-Ciocalteu (1N), después de 5 minutos y tras surgir reacción, se realizaron una mezcla con 0,5 mL de carbonato de sodio (10 % peso/volumen). Posterior a ello, la absorbancia utilizada fue de 765 nm perteneciente a la longitud de onda, ajustada en el equipo de Espectrómetro (UV 1240, Shimadzu, Kioto, Japón); pasado un tiempo de reacción de aproximadamente 1 hora y con una temperatura modo ambiente, se obtuvo resultados y definieron como mg de EAG (equivalente de ácido gálico) por gramo en base seca. No obstante, para contenido total de polifenoles se definió mediante curva de calibración preparada usando ácido gálico a diferentes concentraciones (altas y bajas) con una oscilación de entre 10 y 90 mg/L, teniendo un coeficiente de determinación (R^2) > 0,99 y su fórmula de la ecuación lineal fue de $y = 10,015x + 0,0096$.

Fórmula para la aplicación de CPT :

$$P.TOTALES \left(\frac{\text{mg ácido gálico}}{\text{Litro}} \right) = \left(\frac{\text{Abs muestra} - B}{A} \right) \times FD$$

Donde: A: pendiente, B: intercepto, FD: factor de dilución y Abs: absorbancia

3.4.1.5. Determinación de Capacidad antioxidante por DPPH

La capacidad antioxidante de las muestras se determinaron utilizando una metodología para poder inhibir radical 2,2-difenil-1-picrylhydrazyl (DPPH) formulado por (Brand-Williams et al., 1995). Para comenzar, se inició mezclando 0,1 mL de extracto de muestra y una cantidad de 3,9 mL de solución de DPPH (0,1 mmol). Seguidamente, esta solución pasó a ser incubada a oscuridad y con temperatura modo ambiente durante un periodo de 30 minutos aproximadamente. Después, esta reducción del radical DPPH, pasó a ser medida a 517 nm de longitud de onda en el espectrómetro (espectrómetro UV 1240, Shimadzu, Kioto, Japón). Es preciso mencionar que se utilizó metanol como un control positivo y como negativo se consideró la solución de DPPH. No obstante, todo ello se expresó a través del factor CI50 (mg/L), el cual se define como la concentración de extracto que se requiere para poder inhibir 50 % de actividad de radical DPPH.

3.4.1.6. Determinación mediante capacidad antioxidante ORAC

Los análisis mediante capacidad antioxidante ORAC para las muestras se realizaron por medio de un equipo lector de microplacas Multimodal (Biotek HTX), previamente modificado a la metodología definida por Chirinos et al., (2008). Para empezar, se realizó la preparación de solución buffer fosfato (PSB) a 75 mmol colocadas en agua destilada o tipo I, con previo ajuste en su pH de hasta 7,4 aproximadamente. Seguido a ello, se utilizó el buffer y se prosiguió con la dilución de fluoresceína a 55 nmol, dilución de diclorhidrato de 2,2' – azobis (2-amidinopropano) definido como (AAPH) a 153 mmol, además de Trolox como estándar (8 a 40 μ mol). Seguidamente, en cada una de la microplaca con contenido de 96 pocillos, se pasó a agregar una concentración de 25 μ L cada muestra, el Trolox y también el blanco de buffer (PBS); posteriormente fueron llevados al equipo detector para microplaca. Una vez estando en el equipo, se realizó la inyección de manera automática 250 μ L de fluoresceína para cada uno de los pocillos, seguidamente la mezcla pasó a ser incubada a una temperatura de 37 °C con una duración de 10 min. Más adelante, se inyectó 25 μ L de AAPH. No obstante, para la medida de la fluoresceína se utilizó longitudes de onda: 485 nm (λ : excitación) y con longitud de onda: 520 nm (λ : emisión), por minuto durante un tiempo de 50 min. Finalmente, valores de capacidad antioxidante ORAC se determinaron usando el cálculo del área en la curva de la ecuación y para finalizar, expresando los cálculos como micromoles de equivalentes de Trolox por cada gramo de muestra en peso seco.

3.4.2. Desarrollo y validación del método de análisis cromatográfico para determinar Clortetraciclina y Tetraciclina en aguas de Lago

Se desarrolló y validó el método analítico por un sistema de cromatografía (UHPLC) conectado a un detector DAD; y posteriormente la detección y cuantificación de Clortetraciclina y Tetraciclina, se utilizó la metodología o experimento basado en la siguiente directriz (Analíticos, 2020) los cuales corresponden a:

3.4.2.1. Selectividad

Para ello se comprobó la verificación de la presencia de picos que posiblemente puedan salir en lo tiempo determinados para los analitos a identificar, de modo que se colocó muestra de un punto blanco del lago Titicaca como blanco, esto con el fin de evitar la aparición de picos impuros; de ello se puede apreciar más adelante la separación de los picos representativos a la TC y CTC en diferentes tiempos de retención y sin presencia de otros picos impuros que afecten.

3.4.2.1. Linealidad

Esta parte de la validación consta de la selección de concentraciones de la muestra patrón (TC y CTC), los mismos que con la lectura del equipo UHPLC, el cual los picos lo interpretan mediante tamaño de área, el cual es proporcional a la concentración de los cinco niveles escogidos para cada patrón analítico. Y para lo cual se realizó la siguiente secuencia:

- Se utilizó un rango de cada muestra patrón (TC y CTC).
- Se realizó el mix del patrón y se preparó 5 concentraciones diferentes de menor a mayor (0,1, 0,5, 1, 2 y 4 $\mu\text{g/mL}$).
- La interpretación del equipo se dio mediante unidad en área representando al eje “Y” y las concentraciones del mix representando al eje “X”.
- Se verificó que puedan aparecer picos impuros que puedan afectar la regresión de la curva.
- Realización de una regresión lineal y determinación de un coeficiente de determinación otorgado por el equipo UHPLC.

3.4.2.3. Determinación de límite de detección (LD)

Dicha determinación de LD del método, se definió como una concentración mínima de detección de una sustancia, en este caso agua de lago. Además, para la realización de la medición de poder encontrar la concentración que pueda ser detectable por el equipo, se usó la fórmula de cálculo de LD:

- Relación señal / ruido.

El cual se trató de encontrar la mínima concentración de curva de calibración y expresada en señal-ruido, el mismo que es otorgado por el software del equipo UHPLC, y posterior a ello multiplicado por 3.

$$LD = \frac{Conc. \text{ min} * 1 * 3}{S/R}$$

De modo que, se estableció un límite de concentración detectada por encima del triple de señal ruido (S/R) otorgado por el equipo cromatográfico.

3.4.2.4. Determinación para el límite de cuantificación (LQ)

Para dicha determinación de LQ, se estableció como una concentración mínima del analito que podría ser determinada con precisión aceptable, siendo al menos 10 veces mayor que la señal de ruido. Se alcanzó este valor multiplicando la concentración del límite de detección (LD) por 3,3, como indica la siguiente fórmula:

$$LD = \frac{Conc. \text{ min} * 1 * 3}{Señal \text{ Ruido}}$$

$$LQ = LD * 3,3$$

De este modo se tendría una relación de 10 veces para el LD con relación de señal ruido otorgado por el equipo UHPLC.

3.4.2.5. Prueba de recuperación

Esta sección del método evaluó las muestras fortificadas con concentraciones previamente conocidas del analito (pico cromatográfico), utilizando pruebas de concentraciones (bajas, intermedias y altas) en un alcance de aplicación para el método. Es importante tener en cuenta que este procedimiento tiene una limitación: el analito agregado puede no estar en forma similar que la muestra original. No obstante, la adición de los analitos con una facilidad de detección conduce a recuperaciones elevadamente

positivas. Además, se determinó eficazmente el proceso SPE (extracción en fase sólida); cuyo resultado de recuperación oscilaron entre el 60 % y 120 %.

Este proceso de recuperación se realizó el cálculo mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Recuperación (\%)} = \left(\frac{C_1 - C_2}{C_3} \right) \times 100$$

De modo que:

C₁: Representa la concentración inicial del analito

C₂: Concentración del analito al final del análisis en una muestra no fortificada (muestra de matriz + muestra estándar)

C₃: Indica la concentración del analito que se agrega a la muestra

3.5. MATERIALES Y/O INSTRUMENTOS

3.5.1. Materiales, reactivos, equipos e indumentaria de protección para el muestreo de aguas residual

4.5.1.1. Materiales de campo e indumentaria

Los materiales que se utilizaron para el presente trabajo fueron: fichas de registro, papel tisú, cinta adhesiva, plumón para pizarra acrílica, frascos etiquetados con tapa rosca, cajas térmicas, ice pack (hielo congelante), material para embalaje, pisetas de 100 y 500 mL, agua osmotizada y destilada, solución amortiguadora de pH, preservante (EDTA), pizarra acrílica, pipetas, cronometro, soga resistente, casco, chaleco, mameluco, botines de seguridad, gafas, guantes de látex, arnés y mascarillas.

3.5.1.2. Equipos

Para los análisis en laboratorio se utilizó equipos como el UHPLC, de marca Agilent acoplado con detectores arreglo de diodos (DAD), balanza semi micro de marca Toledo, campana extractora, sistema de filtración al vacío, bomba peristáltica, concentrador de gas nitrógeno, centrifuga refrigerada de marca eppendorf 5910 Ri,

microcentrífuga refrigerada de marca eppendorf 5425 R, vortex, micro pipeteadores, equipo de ultrasonido, Rotavaporador marca Buchi R300, Purificador de agua Simplicity UV, sistema ultrasonido marca Ultrasonic cleaner, Lector de microplacas (Multi - Modal - Synergy HTX - BioTek) y Espectrofotómetro UV/visible (Genesys 150, Thermo Scientific).

3.5.1.3. Reactivos y otros

Para la realización de la validación y los demás análisis se realizó basado en las indicaciones de las metodologías de artículos científicos, de modo que se utilizó patrones de fármacos como la tetraciclina (TC) y Clortetraciclina (CTC) con una pureza de > 95 % respectivamente, mix de polifenoles con una pureza al 99 %, todos ellos de la marca Sigma Aldrich; no obstante, para los procesos de polifenoles y capacidad antioxidante se utilizó: se utilizó reactivos Folin Ciocalteu al 97 %, Ácido gálico al 99 %, 2,2-difenil-1-picrilhidracilo (DPPH al 90 %), Ácido 6-hidroxi-2,5,7,8-tetrametilcroman-2-carboxílico al 97 % (Trolox), 2,2'-azobis(2-amidino-propano) dihidrocloruro (AAPH al 97 %), Fluoresceína sódica, Fosfato disódico (Na_2HPO_4), Potasio dihidrógeno fosfato (KH_2PO_4), Alcohol etílico absoluto al 99 %, solventes como el metanol, acetonitrilo, isopropanol y ácido fórmico todos ellos en grado HPLC de marca Baker, citrato de sodio dihidratado, ácido cítrico monohidratado (CHEM CRUZ) y Agua Milli-Q (Synergy Ultrapure Water System, Millipore, Francia).

3.5.1.4. Materiales de laboratorio

Para el proceso de las metodologías propuestas se utilizó materiales de vidriería como las botellas de polietileno de 1 litro, probetas (50, 250, 500 y 1000 mL), Fiolas (5, 10, 25, 50, 100, 200, 250 y 500 mL), pipetas (1, 2, 5 y 10 mL), vaso de precipitación (100, 250 y 500 mL), filtros de membrana de 0,22 μm de material de nylon, cartuchos de extracción de marca Oasis, cartuchos de extracción C18, mangueras de venoclisis, viales de color ámbar de 2 mL, matraces volumétricos con tapón, Tips punteras (20, 200 y 1000 μL), papel filtro marca Whatman y filtro jeringa con un tamaño de poro de 0,22 μm .

3.6. TRATAMIENTO DE DATOS (ANÁLISIS ESTADÍSTICOS)

El proceso de recolección de datos se realizó mediante tablas consolidadas en Excel, diseñadas específicamente para análisis estadístico y el procesamiento de información. Además, se procesaron los datos de la validación en paquetes estadísticos como el Past 4.11.

Se empleó medidas con tendencia central, como el promedio, dispersión, desviación estándar y el coeficiente de variabilidad, para describir las variables de respuesta. Además, las diferencias de concentraciones de TC y CTC en agua y plantas acuáticas en diversos puntos de muestreo se analizaron utilizando T de Student comparativo con nivel de significancia (95 %). Así como también, se realizó una correlación de Pearson; todo ello fue realizado en el entorno de programación RStudio utilizando R versión 3.3.1.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS DE LA INVESTIGACIÓN

4.1. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DE MUESTRAS DE COLECTA DE AGUA

Se evaluaron los parámetros fisicoquímicos en el presente estudio correspondiente a (pH, OD, CE y T°), previamente se realizó una comparación con los estándares de calidad ambiental (ECA) como parte del análisis (MINAM, 2017), comparando con su respectiva categoría (conservación del ambiente acuático – Cat. 4). Seguidamente, los resultados evidencian que en promedio del pH en época de estiaje y avenida se encuentran por encima a un pH 9 tal como indica (Tabla 4), y concentraciones altas de hasta 10,13 pH para en el punto LTitc 06 en tiempo de estiaje y un pH de 10,6 en el mismo punto en tiempo de avenida respectivamente. El promedio del parámetro de oxígeno disuelto osciló de entre $10,5 \pm 2,8$ en época de estiaje y un incremento en el promedio de $13,9 \pm 4,2$ mg/L para la época de avenida, respectivamente; por lo tanto, los resultados de este parámetro se sitúan dentro de los límites que establece el ECA (> 5 mg/L). Por otro lado, los promedios para ambas épocas oscilaron entre $1\ 896,9 \pm 149$ uS/cm para Estiaje y $1\ 934,2 \pm 203,1$ uS/cm para la época de avenida, respectivamente; de modo que, en ambos casos, estarían por encima a lo establecido por el ECA (1000 uS/cm). Finalmente, los resultados registrados en la (tabla) evidencian que el promedio registrado en el periodo de estiaje (setiembre) de $17,6 \pm 1,1$ °C y presentando un incremento promedio de 3 grados, y este se ve reflejado a lo registrado en época de avenida (diciembre) con un promedio de $20,2 \pm 2,5$ °C, cumpliendo de tal forma a la diferencia establecida por el ECA ($\Delta 3$ °C).

Tabla 4

Valores promedio de los análisis de parámetros físicos y químicos de muestra colectada en los puntos de muestreo

Parámetro	Seco			Lluvioso			Total		P-valor	
pH	9,6	±	0,4	9,0	±	0,5	9,3	±	0,5	P < 0,05
OD (mg/L)	10,5	±	2,8	13,9	±	4,2	12,2	±	3,9	P < 0,05
CE (uS/L)	1 896,9	±	149,0	1 934,2	±	203,1	1 915,5	±	175,8	P > 0,05
Temp (°C)	17,6	±	1,1	20,2	±	2,5	18,9	±	2,3	P < 0,05

Nota. Temperatura (Temp), Potencial de hidrógeno (pH), Conductividad eléctrica (CE) y Oxígeno disuelto (OD),

4.2. PRESENCIA DE ANTIBIÓTICO EN PUNTOS DE MUESTREO

Se realizó la cuantificación de antibióticos en la bahía del lago Titicaca, los cuales fueron monitoreados tanto en tiempo de estiaje (Setiembre) y avenida (diciembre) correspondiente al año 2023, dicho ello las concentraciones para la temporada de estiaje alcanzaron los 0,2 µg/L para Tetraciclina (TC) y 3,59 µg/L para Clortetraciclina (CTC) respectivamente; y concentraciones para el tiempo de avenida que oscilaban de entre 0,08 a 0,49 µg/L para TC y concentraciones de entre 0,19 a 2,47 µg/L para CTC respectivamente. Por otro lado, se reportan las concentraciones más elevadas tanto para la presencia de TC Y CTC en el punto 10, el cual corresponde a un punto cercano a la fuente de vertimiento de las lagunas de la PTAR “El Espinar”. Asimismo, se pudo detectar y cuantificar concentraciones de TC y CTC en el punto 1, el cual se encuentra cercano a la bocatoma Chimú, y donde dichas concentraciones para TC tanto en tiempo seco y lluvioso oscilaban entre 0,016 a 0,077 µg/L y concentraciones de entre 0,227 µg/L (seco) a 2,47 µg/L (lluvioso) para CTC respectivamente.

Tabla 5

Concentración de TC en los puntos de colecta en la bahía en época de estiaje y avenida (µg/L)

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	14	0,07	0,06	0,02	0,2	0,04	0,02	0,14	P < 0,05
Avenida	14	0,19	0,1	0,08	0,49	0,18	0,12	0,21	

Nota. Desviación estándar (DE) y promedio (\bar{x}).

Tabla 6

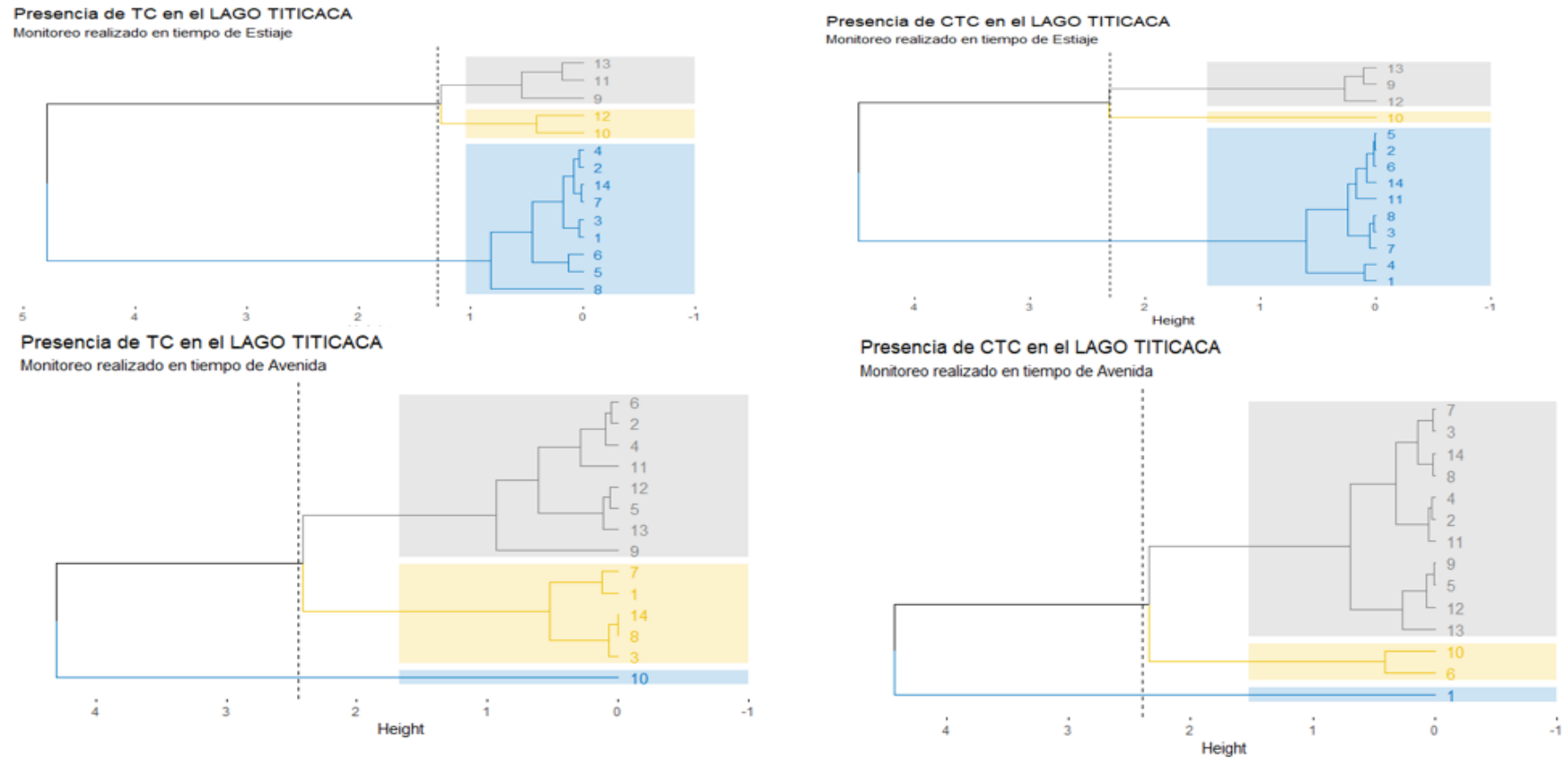
Concentración de CTC en puntos de colecta en la bahía en época de estiaje y avenida ($\mu\text{g/L}$)

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	14	1,02	0,93	0,23	3,59	0,59	0,5	1,68	P < 0,05
Avenida	14	0,6	0,62	0,19	2,47	0,38	0,26	0,56	

Nota. Desviación estándar (DE) y promedio (\bar{x}).

Figura 7

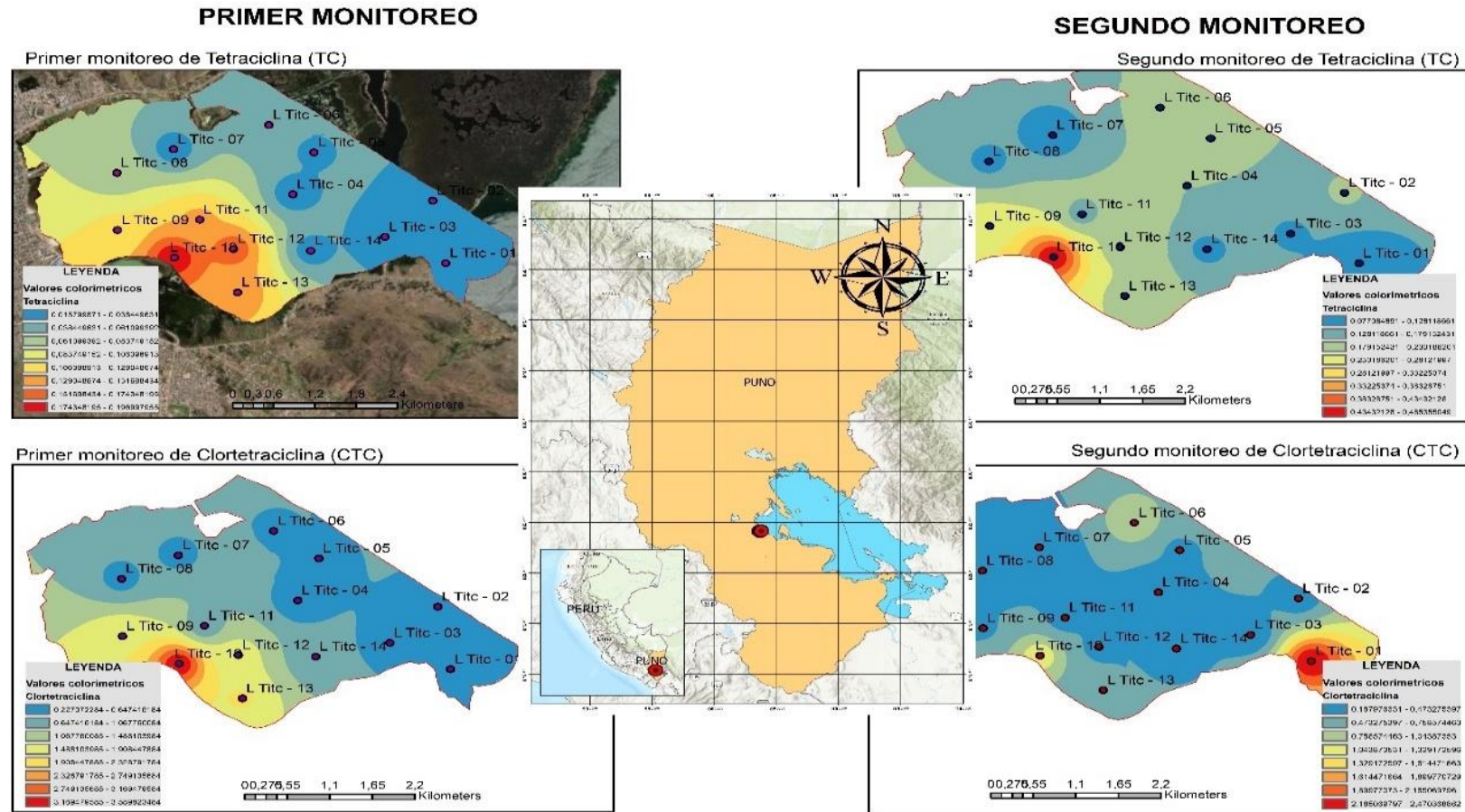
Dendrograma identificando tres grupos diferenciados por colores a las concentraciones de TC y CTC en los puntos de colecta de muestra



Nota. Elaboración propia.

Figura 8

Distribución espacial de concentraciones de TC y CTC en puntos de muestreo en estaciones de avenida y estiaje



Nota. Elaboración propia.

4.3. PRESENCIA DE ANTIBIÓTICO EN MACROALGA

Se realizó el monitoreo en los 14 puntos establecidos para la toma de agua y muestra de alga, y de los cuales solo se encontraron la presencia de la especie de Caña caña (*Zannichellia palustris*) en los puntos (1, 2, 3, 4, 5 y 6) y la especie de Totora en los puntos (10, 13 y 14); no obstante, los demás puntos de monitoreo (7, 8, 9, 11 y 12) no mostraron presencia de ninguna de las especies de macroalgas. Seguido a ello se registró concentraciones de antibióticos en dos especies de algas de la bahía del lago Titicaca, las algas encontradas corresponde a las especies conocidas como Caña caña y Totora (*Schoenoplectus Tatora*), dicho ello, las concentraciones máximas de TC encontradas en la especie de Caña caña fue de 0,58 $\mu\text{g/g}$ (temporada seca) y 0,06 $\mu\text{g/g}$ de TC para la especie de Totora (temporada seca); asimismo, se encontró concentraciones máximas de CTC de hasta 30,23 en la especie de Caña caña (temporada seca) y hasta concentraciones de 0,81 $\mu\text{g/g}$ en Totora (temporada seca). No obstante, los valores obtenidos sobre la TC presente en Caña caña respecto a las dos épocas (avenida y estiaje), presenta diferencia estadísticamente significativa ($P < 0,05$), mientras tanto los demás valores respecto a CTC en Caña caña, TC y CTC en Totora no presentan diferencia significativa ($P > 0,05$) en ambas épocas.

Tabla 7

Concentración de TC en Zannichellia palustris en estación de estiaje y avenida ($\mu\text{g/g}$)

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	6	0,21	0,23	0,04	0,58	0,09	0,05	0,42	$P < 0,05$
Avenida	6	0,02	0,02	0,0028	0,06	0,02	0,01	0,02	

Nota. La concentración se encuentra en $\mu\text{g/g}$.

Tabla 8

Concentración de CTC en Zannichellia palustris en estación de estiaje y avenida ($\mu\text{g/g}$)

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	6	8,17	11,65	0,04	30,23	4,62	0,1	9,38	$P > 0,05$
Avenida	6	1,4	1,79	0,2	4,94	0,86	0,29	1,25	

Nota. La concentración se encuentra en $\mu\text{g/g}$.

Tabla 9

Concentración de TC en Schoenoplectus Tatora en estación de estiaje y avenida (µg/g)

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	3	0,02	0,03	0	0,06	0,01	0	0,06	P > 0,05
Avenida	3	0,02	0,02	0,003	0,04	0,01	0,003	0,04	

Nota. La concentración se encuentra en µg/g.

Tabla 10

Concentración de CTC en Schoenoplectus Tatora en estación de estiaje y avenida

(µg/g)

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	3	0,28	0,46	0	0,81	0,04	0	0,81	P > 0,05
Avenida	3	0,01	0,06	0,03	0,16	0,11	0,03	0,16	

Nota. La concentración se encuentra en µg/g.

4.4. PRESENCIA DE CLOROFILA EN MACROALGA

Los pigmentos que intervienen en este proceso de fotosíntesis (clorofila a y b) cumplen un rol muy importante durante la absorción y transformación de energía luminosa a química. En este estudio se pudo encontrar un cambio en las concentraciones respecto a las temporadas (seco y lluvioso) en la especie *Zannichellia palustris*, dicho ello las concentraciones máximas encontradas para esta especie fueron de hasta 13,41 µg/mL (estiaje) y un mínimo de 2,9 µg/mL (estiaje), asimismo, concentraciones en época de avenida fluctuaban hasta un máximo de 5,67 µg/mL y menor de 1,05 µg/mL respectivamente. No obstante, la comparación en cuanto a la presencia de clorofila en *Zannichellia palustris* en ambas épocas presenta estadísticamente diferencia significativa ($P < 0,05$), es decir que una de las temporadas presenta un nivel de clorofila mayor. Asimismo, los resultados de correlación realizados en ambas especies de macroalgas con respecto a su clorofila en época de avenida se observa un incremento para la especie de Tatora, pues se evidencia un incremento de clorofila cuando la concentración de Clortetraciclina comienza a incrementarse; mostrando así una correlación de ($r = 0,99$), de modo que el resultado muestra ser significativo en cuanto al punto de vista estadístico

($P < 0,05$). Mientras tanto, las demás correlaciones (TC-Totora, TC-Caña caña y CTC-Caña caña) en cuanto a este periodo de avenida resultaron no ser significativas ($P > 0,05$).

Tabla 11

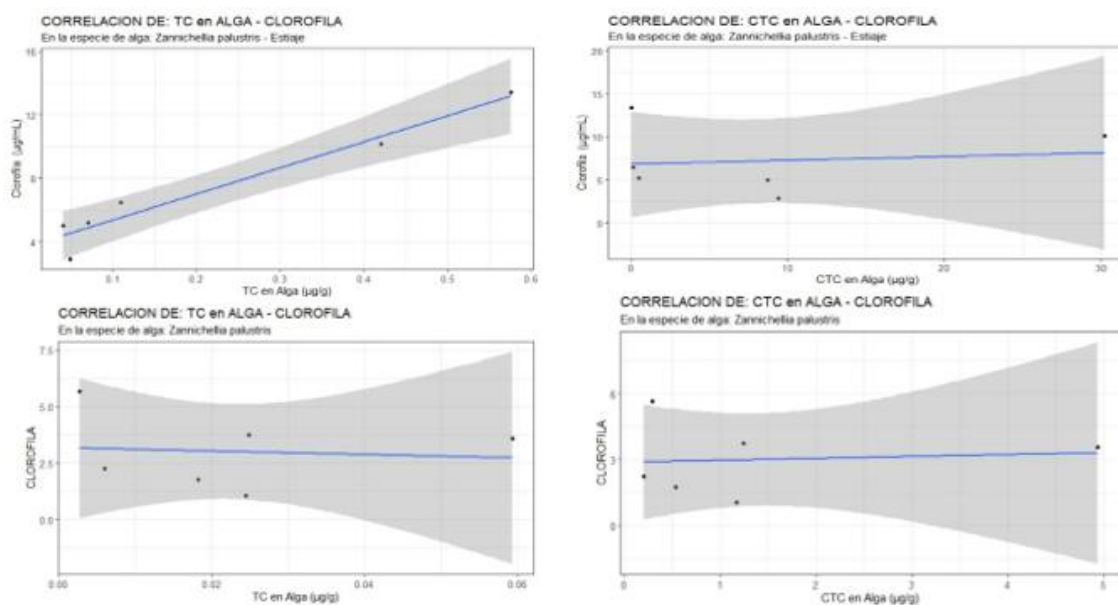
Concentración de clorofila en Zannichellia palustris en época de avenida y estiaje

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	6	7,2	3,88	2,9	13,41	5,85	5,01	10,2	$P < 0,05$
Avenida	6	3,01	1,67	1,05	5,67	2,92	1,75	3,75	

Nota. Desviación estándar (DE) y promedio (\bar{x}).

Figura 9

Dispersión del coeficiente de correlación para TC y CTC en Zannichellia Palustris



Las concentraciones de clorofila encontradas en la especie *Schoenoplectus Tatora* presenciaron concentraciones de hasta 16,27 $\mu\text{g/mL}$ y un mínimo de 3,67 $\mu\text{g/mL}$, ambos en época seca. Por otro lado, las concentraciones para la época lluviosa, las concentraciones máximas encontradas fueron de hasta 2,64 $\mu\text{g/mL}$ y un mínimo de 2,41 $\mu\text{g/mL}$ respectivamente. De modo que se estaría reflejando un porcentaje de descenso en la clorofila de hasta 40 % para la especie de *Zannichellia palustris* y un porcentaje de descenso de hasta un 20 % para la especie de *Schoenoplectus Tatora*, reflejando de tal

forma la disminución de clorofila cuando comienza la temporada lluviosa. Por otro lado, los resultados comparando la clorofila y la especie de Totorá en ambas épocas evidencian, mediante la prueba T Student, no haber diferencia significativa ($P > 0,05$) de clorofila en la especie de Totorá. En contraste, se realizó la correlación con la prueba de Pearson para la época de estiaje para ambas especies y se tuvo como resultado que la especie de Caña caña y la concentración de TC presentan una correlación de $r = 0,94$ evidenciando un incremento de clorofila en cuanto la concentración de TC se incrementa, y evidenciando a su vez que es significativo estadísticamente ($P < 0,05$); además que la concentración de CTC sobre la clorofila presenta no ser significativo ($P > 0,05$). Por otro lado, los resultados evidenciaron que existe significancia ($P < 0,05$) con relación a clorofila con los fármacos (TC y CTC) para la especie de Totorá en época de estiaje y con una correlación negativa de $r = -0,99$, evidenciando de tal forma una disminución de clorofila en cuanto la concentración de ambos fármacos se tiende a incrementar.

Tabla 12

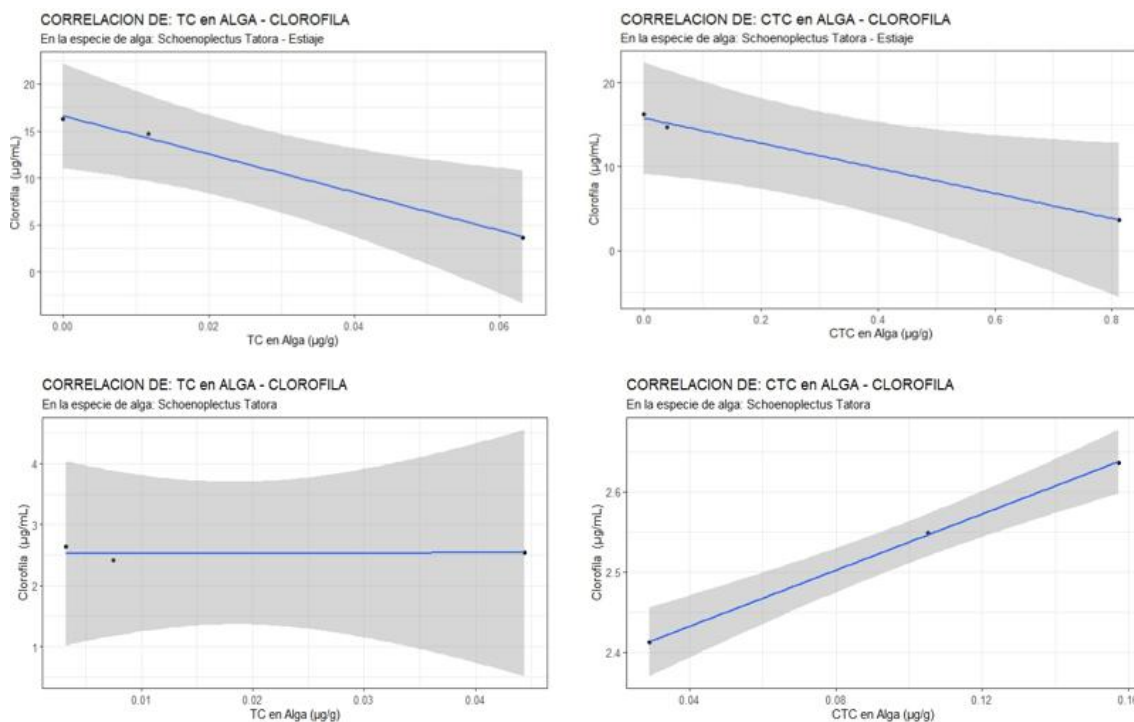
Concentración de clorofila en Schoenoplectus Totorá en época de avenida y estiaje

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	3	11,54	6,86	3,67	16,27	14,68	3,67	16,3	$P > 0,05$
Avenida	3	2,53	0,11	2,41	2,64	2,55	2,41	2,65	

Nota. Desviación estándar (DE) y promedio (\bar{x}).

Figura 10

Dispersión del coeficiente de correlación de TC y CTC en especie de Schoenoplectus Tatora



4.5. CONCENTRACIÓN DE PORCENTAJE DE CARBONO TOTAL EN MACROALGA

La concentración del porcentaje de carbono en la especie *Zannichellia palustris* presentó un mayor porcentaje de hasta 40,92 % de carbono total (seco) y un mínimo de 34,22 % de carbono total respectivamente (seco). Además, la concentración registrada en época de avenida registró un máximo de 44,86 % y un mínimo de 39,01 % de carbono total, respectivamente. Asimismo, se evidenció que en todos los puntos (1, 2, 3, 4, 5 y 6) en época de avenida, tienden a sufrir un incremento ligero en su porcentaje de carbono total. Por otro lado, el promedio de porcentaje de carbono total en época de estiaje es menor (37,47 %) al porcentaje del punto de blanco de muestra el cual tiene un 40,28 % de carbono total; Además, el promedio de porcentaje de carbono total en la época de avenida (42,57 %) estaría por encima del porcentaje de blanco de muestra que es de 40,28 %. Asimismo, se realizó una comparación entre el carbono total para la especie de

Caña caña en ambas épocas, resultando como prueba T Student ser significativo estadísticamente ($P < 0,05$), debido a la variación presentada en el periodo de muestreo. No obstante los resultados correlacionales para esta misma especie respecto a la TC y TC muestran no ser significativos estadísticamente ($P > 0,05$), mostrando una asociación respecto al incremento del porcentaje de carbono total con el incremento de la concentración del fármaco (correlación de $r = 0,3$ para TC y $r = 0,4$ para CTC) ambos en tiempo de avenida y lo mismo sucede en tiempo de estiaje, donde no presenta ser significativo, sin embargo, presentan una correlación positiva de $r = 0,5$ para TC y $r = 0,14$ para CTC respectivamente.

Tabla 13

Concentración de % de carbono total en Zannichellia palustris en época de avenida y estiaje

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	6	37,47	2,41	34,22	40,92	37,84	35,3	38,7	p < 0,05
Avenida	6	42,57	2,1	39,01	44,86	42,62	41,9	44,43	

Nota. Desviación estándar (DE) y promedio (\bar{x}).

Los porcentajes de carbono total registrados en la especie *Schoenoplectus Tatora* registraron un valor máximo de hasta 46,56 % y un mínimo de 45,87 % de carbono total registrado en época de avenida. Al mismo tiempo, los porcentajes máximos de carbono en época de estiaje registraron un máximo de 46,17 % y un mínimo de 43,3 % respectivamente. No obstante, en ambas estaciones los porcentajes de carbono total estarían siendo menores a los porcentajes del punto blanco de muestra, el cual tiene un porcentaje de carbono mayor (46,82 %), muestra que fue extraída de una zona con una escasa presencia de contaminantes, es decir sin presencia alguna de fuentes de vertimientos de agua residual, este punto se encuentra ubicado en la provincia de moho, específicamente en el muelle de zarpe al lago. Por otro lado, se realizó la prueba comparativa de T Student, dando resultado de no haber diferencia significativa estadísticamente ($P > 0,05$) con porcentaje de carbono total en las estaciones de avenida y estiaje para la especie de Tatora. No obstante, se realizó una correlación respecto al porcentaje de carbono con la concentración de TC y CTC tanto en avenida como estiaje,

resultando no mostrar ser significativo en ninguno de los casos. Sin embargo, se presenta una asociación entre las variables, es decir, que para la correlación de carbono total con la TC muestra una correlación mediana ligeramente positiva ($r = 0,4$) en época de avenida y una correlación negativa ($r = -0,9$) para CTC. Sin embargo, para la estación de estiajes muestra una correlación negativa tanto para TC y CTC ($r = -0,7$ y $r = -0,8$ respectivamente), evidenciando que el incremento de fármaco disminuyó el porcentaje de carbono total para Totorá. De modo que se evidencia una fuerte asociación tanto positiva como negativa importante entre las variables, pero no se concluye que estos resultados sean estadísticamente significativos ($P > 0,05$).

Tabla 14

Concentración de clorofila en Schoenoplectus Totorá en época de avenida y estiaje

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	3	44,63	1,45	43,3	46,17	44,17	43,3	46,17	$P > 0,05$
Avenida	3	46,28	0,36	45,87	46,56	46,41	45,87	46,56	

Nota. Desviación estándar (DE) y promedio (\bar{x}).

4.6. CAPACIDAD DE LOS COMPUESTOS FENÓLICOS TOTALES (CFT) EN MACROALGAS

Las concentraciones de CFT que se realizaron a las 2 especies de macroalgas en el lago, presentaron una disminución en cuanto a su concentración para la especie *Zannichellia palustris* (Caña caña) el cual tiene un promedio de 2,03 mg EAG/gss para la época de estiaje y 0,67 mg EAG/gss para la época de avenida respectivamente. Adicionalmente, se notó una disminución aproximada del 30 %, lo cual se reflejaría en los resultados exhibidos durante la temporada de avenida. Durante este periodo, se observa un descenso en concentración total de polifenoles en los puntos de recolecta de muestra 1, 2, 3, 4, 5 y 6. No obstante, se realizó una prueba comparativa de T Student y como resultado, no hay diferencia significativa ($P > 0,05$) en cuanto a las estaciones para la especie de Caña caña. Asimismo, los resultados de correlación realizados a esta misma especie evidenciaron no ser significativos estadísticamente ($P > 0,05$) para TC y CTC tanto en época de avenida y estiaje, pero mostraron una correlación positiva alta en cuanto

a su asociación de variables $r = 0,8$ para TC y $r = 0,7$ para CTC respectivamente en tiempo de avenida; así como también relación baja de $r = 0,1$ para TC y correlación mediana $r = 0,5$ para CTC para la época de estiaje respectivamente. Aunque las correlaciones poseen una asociación importante entre las variables, no se puede concluir que sean estadísticamente significativos ($P > 0,05$).

Tabla 15

Concentración de Polifenoles totales en Zannichellia palustris en época de avenida y estiaje

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	6	2,03	3,68	0,17	9,48	0,38	0,2	1,6	$P > 0,05$
Avenida	6	0,67	0,73	0,1	1,8	0,33	0,1	1,38	

Nota. Desviación estándar (DE) y promedio (\bar{x}).

Por otro lado, las concentraciones presentadas para la especie *Schoenoplectus Tatora* y su comportamiento en cuanto a su concentración de polifenoles totales mostraban una concentración mínima de 0,19 mg EAG/gss (estiaje), 0,14 mg EAG/gss (avenida) y concentraciones máximas de hasta 0,33 mg EAG/gss (estiaje) y 0,21 mg EAG/gss (avenida) respectivamente. Sin embargo, esta variedad de macrófita también experimentó una reducción en su concentración de hasta un 75 %, situación que podría verse reflejada en los resultados mostrados durante la temporada de avenida, y posiblemente evidenciada en los puntos 10, 13 y 14 respectivamente. Asimismo, al llevar a cabo una prueba de comparación de T de Student, no se observó diferencia significativa ($P > 0,05$) entre los grupos analizados en relación a la cantidad de polifenoles totales con las estaciones (avenida y estiaje). No obstante, mediante una prueba de correlación realizados para esta especie de Tatora se evidenció no ser significativos para TC y CTC tanto en época de estiaje como avenida; sin embargo, se presentó una asociación positiva ($r = 0,34$) para TC y una correlación negativa ($r = -0,94$) para CTC en época de avenida. Por otro lado, para la época de estiaje en la especie de Tatora presento una correlación negativa para TC y CTC ($r = -0,22$ y $r = -0,24$), es decir, que la concentración de polifenoles tendía a disminuir cuando la concentración se incrementaba. Sin embargo, en

todos los casos de correlación no se puede concluir que esta asociación sea estadísticamente significativa ($P > 0,05$).

Tabla 16

Concentración de Polifenoles totales en Schoenoplectus Tatora en época de avenida y estiaje

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	3	0,24	0,07	0,19	0,33	0,21	0,19	0,33	$P > 0,05$
Avenida	3	0,18	0,04	0,14	0,21	0,19	0,14	0,21	

Nota. Desviación estándar (DE) y promedio (\bar{x}).

4.7. CAPACIDAD ANTIOXIDANTE EN MACROALGAS

Capacidad antioxidante DPPH (IC₅₀)

Este procedimiento examina la habilidad que tiene el polifenol (un antioxidante) para poder contrarrestar el radical DPPH. De modo que los valores IC₅₀, dan a conocer la concentración de polifenoles que es requerida para reducir en un 50 % el radical DPPH que se encuentra presente en muestra de solución, en este caso pertenecientes a las muestras de macroalga y macrófita respectivas. Asimismo, estos extractos se obtuvieron a partir de las muestras previamente molidas y agregadas con solvente. Y donde los resultados en la especie *Zannichellia palustris* comparando las estaciones (estiaje y avenida) nos otorgó valores que van desde 0,74 mg/mL hasta un máximo de 34,38 mg/mL respectivamente. Sin embargo, se realizó una prueba comparativa de T Student en la especie de Caña caña, la cual arrojó un resultado indicando que hay una diferencia significativa ($P < 0,05$) en cuanto a capacidad antioxidante DPPH, el cual se puede diferenciar en las comparaciones de los promedios de DPPH respecto a la estación de avenida (mayor) con la estación de estiaje (menor). Por otro lado, se realizó una correlación entre la capacidad DPPH con TC y CTC en ambas estaciones, dando como resultado no ser significativos ($P > 0,05$) para esta especie de Caña caña; y con asociación negativa para CTC ($r = -0,8$) y positiva para TC ($r = 0,2$) en época de estiaje respectivamente. Además de presentar una asociación negativa con correlación alta entre las variables tanto para TC y CTC ($r = -0,6$ y $-0,7$ respectivamente) en época de avenida,

lo que significaría una disminución de la capacidad antioxidante DPPH conforme se incrementa la concentración de los fármacos para esta especie de Caña caña.

Tabla 17

Concentración de capacidad antioxidante DPPH en Zannichellia palustris en época de avenida y estiaje

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	6	2,77	1,48	0,74	4,41	3,44	1,11	3,49	P < 0,05
Avenida	6	21,54	13,44	2,8	34,38	23,02	12,83	33,21	

Nota. Desviación estándar (DE) y promedio (\bar{x}).

Los resultados de DPPH de la especie de *Schoenoplectus Tatora* en cuanto a las estaciones (estiaje y avenida), presentaron valores IC₅₀ mínimas de 3,24 mg/mL y un máximo de 87,59 mg/mL respectivamente. El resultado de la prueba T para la especie de Tatora nos dio como resultado, la no existencia de diferencia significativa (P > 0,05) con relación a las estaciones de avenida y estiaje. Además, se realizó una correlación para esta especie de Tatora, resultando ser significativo para TC en época de avenida (P < 0,05) y con una correlación negativa alta de (r = -0,9) evidenciando una disminución de la capacidad DPPH en cuanto la concentración de TC se incrementa; no obstante, no presentó una diferencia significativa para CTC (P > 0,05) con correlación baja (r = -0,1). Asimismo, no presento ser significativo (P > 0,05) para la especie de Tatora tanto para TC y CTC en época de estiaje, pero mostraron una asociación positiva (r = 0,6 y r = 0,7) respectivamente.

Tabla 18

Concentración de Capacidad antioxidante DPPH en Schoenoplectus Tatora en época de avenida y estiaje

Estació n	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	3	3,84	0,55	3,24	4,3	4	3,24	4,3	P > 0,05
Avenida	3	58,86	42,22	10,38	87,59	78,6	10,38	87,59	

Nota. Desviación estándar (DE) y promedio (\bar{x}).

Capacidad antioxidante ORAC

Las evaluaciones a la capacidad ORAC en la especie *Zannichellia palustris* en épocas de estiaje y avenida, muestran concentraciones mínimas de 2,43 $\mu\text{mol ET/gss}$ el cual fue registrado en el punto 4, y una concentración máxima de hasta 58,11 $\mu\text{mol ET/gss}$ correspondiendo al punto 2 respectivamente.

Tabla 19

Concentración de capacidad antioxidante ORAC en Zannichellia palustris en época de avenida y estiaje

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	6	14,96	21,52	3,54	58,11	5,1	3,69	14,2	P > 0,05
Avenida	6	11,76	12,95	2,43	36	6,16	3,31	16,48	

Nota. Desviación estándar (DE) y promedio (\bar{x}).

Por otra parte, la capacidad antioxidante realizadas a la especie *Schoenoplectus Tatora* en ambas estaciones, muestran concentraciones mínimas de 3,61 $\mu\text{mol ET/gss}$ y máximas de hasta 14,42 $\mu\text{mol ET/gss}$ respectivamente. Sin embargo, los resultados obtenidos fueron inferiores a las concentraciones exhibidas por la muestra de referencia, ya que esta demostró una capacidad antioxidante más alta de hasta 30,69 $\mu\text{mol ET/gss}$.

Tabla 20

Concentración de Capacidad antioxidante ORAC en Schoenoplectus Tatora en época de avenida y estiaje

Estación	n	\bar{x}	DE	Mínimo	Máximo	Mediana	Q-1	Q-3	P-valor
Estiaje	3	5,33	0,65	4,7	5,99	5,29	4,7	5,99	P > 0,05
Avenida	3	7,28	6,18	3,61	14,42	3,81	3,61	14,42	

Nota. Desviación estándar (DE) y promedio (\bar{x}).

DISCUSIONES

Los vertidos continuos de aguas residuales, así como la recepción constante de efluentes por parte de las PTAR junto con el uso excesivo de fármacos veterinarios en la acuicultura (Vilca et al., 2021), han ocasionado dificultades en remoción de estos compuestos de antibióticos. Sin embargo, un aumento significativo y continuo de estos vertidos podría hacer que la tecnología convencional se vuelva obsoleta (Sandoval et al., 2024). Más aún con antimicrobianos como las tetraciclinas, las cuales se encuentran entre los fármacos más ampliamente producidos a nivel global (Mosaleheh & Sarvi, 2020), lo que hace inevitable su presencia en matrices de cuerpos lénticos, como lagos. De este modo, el ingreso de contaminantes puede resultar en la absorción de estos antibióticos por parte de las macroalgas debido a procesos que las caracterizan (biodegradación, bioacumulación y bioadsorción) y también debido a las características específicas como la morfología de las macroalgas. Además, actualmente se ha evidenciado que especies nativas del lago Titicaca, poseen la capacidad de absorber dichos contaminantes (Maldonado et al., 2023; Nieto et al., 2021; Vilca et al., 2021); corroborando de tal forma con nuestros análisis de TC y CTC encontrados en las macroalgas (Caña caña y Totorá) de la bahía del lago Titicaca y cómo estos fármacos se estarían ocasionando alteraciones en la clorofila, polifenoles totales, capacidad antioxidante (Ramos et al., 2023) y en porcentaje de carbono total acumulado en su estructura (Vilca et al., 2022).

La presencia de TC y CTC, y como estos se encontrarían ingresando a la macroalga evidenciada en el presente estudio, descartaría que los fármacos solo tiendan a fotodegradarse o eliminarse mediante factores como la hidrólisis. Si no que también se da importancia a que estas especies de macroalgas presentes en la bahía, posean la suficiente capacidad (bioadsorción, bioacumulativa y biodegradación) que las caracteriza unas con otras; y que de esta manera estas se encuentren ingresando unidas a proteínas intracelulares de manera acumulativa (Long et al., 2024; Xiong et al., 2021) y el ingreso a las células de manera pasiva o con la intervención dependiente de la energía presente en la macroalga. De modo que, las concentraciones de TC máximos para Caña caña (0,58 $\mu\text{g/L}$) y concentraciones de CTC para Totorá (3,23 $\mu\text{g/L}$) en el presente estudio, pueden explicarse por sus propiedades (bajo peso molecular), lo que les permite tener mayor

facilidad de ingresar a la membrana celular ya sea en altas o bajas concentraciones, debido a la hidrofobicidad que presenta la membrana (Xiong et al., 2018). Además, un aspecto clave, durante la difusión pasiva dentro de la membrana celular se da con la presencia de proteínas transportadoras, y en la difusión metabólica donde las moléculas se mueven dentro de la membrana, pero en dirección gradiente de concentración (de una región menor a otra mayor), generando consumo de energía celular (en forma de ATP) por la macroalga (Xiong et al., 2021).

Por otro lado, muchas de estas especies de macroalgas a lo largo del tiempo han otorgado resultados favorables en cuanto a la remoción de contaminantes emergentes en medios acuáticos (Maldonado et al., 2022). Sin embargo, una vez ingresado dentro de su estructura han ocasionado problemas en su desarrollo (Maldonado et al., 2022; Ramos et al., 2023). De hecho, las diferencias en las concentraciones encontradas en el presente estudio en cada estación (avenida y estiaje), presentan algunas alteraciones en cuanto a la respuesta de las macroalgas, y como estas se encontrarían actuando en cuanto a su capacidad de fijación de carbono; cuando el incremento progresivo de concentraciones de fármacos (TC y CTC) para Totorá en época de estiaje estaría disminuyendo su capacidad para fijar carbono.

Las algas cumplen un rol sumamente importante en el ecosistema acuático, y más aún con la presencia de contaminantes orgánicos presentes en el medio, pues estos tienen la capacidad de bioadsorber en su interior cantidades de dichos contaminantes y de manera prolongada (Fu et al., 2017; Vilca et al., 2021; Maldonado et al., 2023). Por tanto, niveles cuantificados durante el monitoreo en la bahía del Lago Titicaca revelan la presencia de hasta 0,2 µg/L (en época de estiaje) y 0,49 µg/L (en época de avenida) de tetraciclina (TC) en agua. De modo que, estos resultados coinciden con los hallazgos previamente observados en los monitoreos realizados en los ríos de Juliaca, donde se evidencia un impacto tóxico significativo en las especies de algas (Nieto-Juárez et al., 2021). Asimismo, durante la estación de estiaje, la presencia de Tetraciclinas (TC) y Clortetraciclinas (CTC) en la especie de *Schoenoplectus Tatorá* presenta una correlación negativa con respecto a los niveles de clorofila. Es decir, a medida que aumenta la concentración de TC y CTC, se observa una disminución en los niveles de clorofila en

esta especie, lo que sugiere la ocurrencia de dificultades en las reacciones fotoinducidas y la interrupción del proceso de transferencia de electrones cuando el compuesto está expuesto a la luz solar; provocando efecto en la producción de especies reactivas, conllevando afectar la fotosíntesis de manera parcial y teniendo un impacto negativo (Zhao et al., 2020). Seguidamente, la pérdida del pigmento en las células de macroalga, generaría repercusión en la actividad de la ribulosa-1.5-bifosfato carboxilasa (RuBPCasa); evidenciando que dicha exposición del fármaco altera las respuestas bioquímicas relacionadas con la tasa de fotosíntesis (Wang et al., 2021) y generan problemas en la estructura celular y fijación de carbono (Vilca et al., 2022). Además, la influencia parcial del pH puede explicar en parte el efecto en la fotosíntesis y, consecuentemente, en la concentración de pigmentos como la clorofila a y b. Esto sugiere que la incorporación de CO₂ por las macroalgas durante la fotosíntesis contribuye al incremento del pH en el medio acuático. De manera que, esta situación se observa en la mayoría de los puntos de monitoreo del presente estudio, los cuales registran un pH por encima del neutro (pH > 7), lo que indica que las macroalgas están absorbiendo CO₂. Sin embargo, surge la posibilidad de una saturación debido a la presencia de CTC, ya que las correlaciones de clorofila para este fármaco tanto en tiempo de avenida y estiaje, presentan una asociación negativa ($r = -0,9$ para avenida y $r = -0,8$ para estiaje) lo que explica que, al incrementarse la concentración del fármaco se estaría disminuyendo la concentración de clorofila en Totora. Este escenario podría resultar en una inhibición parcial del proceso de fotosíntesis en etapas posteriores, lo que afectaría los pigmentos y, en última instancia, la fijación de carbono (De Beer & Larkum, 2001; Zhao et al., 2020).

La existencia de ambos fármacos (TC y CTC) en el medio acuático y, posteriormente, en el tejido de las macroalgas estudiadas en el presente estudio, evidencian su presencia bioacumulativa en la especie de *Zannichellia palustris*, encontrando concentraciones de TC de hasta 0,58 µg/g (Tabla 07) y concentraciones de CTC de hasta 30,23 µg/g (Tabla 08) respectivamente y en Totora de hasta 0,8 µg/g de CTC; demostrando así, que estos tipos de macroalgas que crecen dentro de la bahía del lago posean capacidad para absorber compuestos químicos. Asimismo, estudios ya realizados con especies nativas del Lago Titicaca como la *lemna* y la *azolla* en muestras de agua residual, evidencian su gran capacidad para poder absorber antibióticos de hasta

poco más del 90 % como la Tetraciclina y el Cloranfenicol (Maldonado et al., 2023). Considerando así, qué estudios han revelado la capacidad que tienen las algas para poder soportar la inducción al estrés oxidativo por presencia de estos contaminantes y a su vez poder acumularlo dentro de su estructura (Gomes et al., 2020). De manera que, la presencia del antibiótico en el medio, generaría influencia en la fijación de carbono por parte de la Totorá, pues este registra un porcentaje de carbono total máximo de hasta 46,56 %, evidenciando una menor tasa a comparación de lo registrado con la misma especie (Totorá) de hasta un 55 % registrado por Maldonado-Jiménez & Aparicio-Saavedra, (2021). No obstante, nuestros resultados no se sitúan cerca del promedio (50 %) en biomasa seca, según el informe del cambio climático (IPCC) y demás estudios realizados (IPCC, 2005). En todos los casos, los resultados muestran valores inferiores al 50 %, lo que sugiere que las especies estudiadas podrían estar adaptándose a la presencia de tetraciclina (TC) y Clortetraciclina (CTC) en el ambiente. Por ende, estas sustancias están directamente expuestas en el agua, y las plantas parecen estar desarrollando una capacidad de absorción a través de sus raíces (Maldonado et al., 2022); de modo que, se evidencia que la CTC y su alta toxicidad parece estar mostrando efectos negativos y por consecuente repercutiendo en el crecimiento de dichas especies. Esto ocurre debido al incremento y acumulación de peroxidación (H_2O_2), lo cual induce modificaciones en las proteínas D1 del Fotosistema II (PSII). Por tanto, estos deterioros provocados por los fármacos en el PSII podrían resultar en consecuencias negativas para la absorción de carbono durante la fotosíntesis (Gomes & Juneau, 2016; Kojima et al., 2007). En efecto, las modificaciones en la clorofila podrían ocasionar anomalías en el proceso de descomposición del CTC y, como consecuencia, repercutir en la transferencia de electrones. Esto significa que niveles elevados de CTC, en conjunto con la degradación realizada por la macroalga, podrían aumentar la producción de ROS, lo que resultaría en daño oxidativo (Zhao et al., 2020) y consecuente la alteración en el secuestro de carbono (Vilca et al., 2022).

Si bien es cierto el uso continuo de fármacos y su innegable ingreso a lagos pueden desencadenar daños potencialmente tóxicos a las algas presente en la bahía de lago Titicaca, pues en base a nuestros resultados se evidencia la presencia de concentraciones de TC y CTC encontradas en estiaje (0,2 $\mu\text{g/L}$ de TC y 3,6 $\mu\text{g/L}$ de CTC) y avenida (0,49

$\mu\text{g/L}$ para TC y hasta $2,47 \mu\text{g/L}$ para CTC) pueden desencadenar algunos efectos en el interior de las macroalgas. Esto se debe a que las concentraciones moderadas y elevadas de estos antibióticos originarían problemas en las características morfológicas e impactando en los contenidos de polifenoles. Pues estos fármacos se encuentran actuando como promotores en la actividad enzimática para el incremento de antioxidantes y así poder contrarrestar los daños oxidativos producidos por las concentraciones de antibióticos que actuarían como generadores de radicales libres (Ramos et al., 2023). Esto sugiere que, aunque la radiación solar, la presencia de metales contaminantes y patógenos sean factores que promuevan la sobreproducción de ROS en las algas, las concentraciones de contaminantes emergentes como los antibióticos podrían desempeñar un papel similar en la generación de ROS, pero esta vez a nivel intracelular, especialmente en el cloroplasto (Tiwari, 2017). De modo que, si las concentraciones de TC y CTC tiendan a llegar a no ser normales, puedan causar la afectación de la homeostasis en la célula y, en el peor de los casos, acabar en la muerte celular (Huang et al., 2019). No obstante, se evidencia que la mayor producción de polifenoles se da cuando las concentraciones presentes son de hasta microgramo (Ramos et al., 2023). Esto sugiere que la concentración juega un papel significativo en el aumento de polifenoles como una respuesta defensiva. Sin embargo, si las concentraciones alcanzan niveles de miligramos, podrían disminuir la capacidad de generar una respuesta antioxidante (Gomes et al., 2017). De modo que corrobora con nuestros resultados encontrados en época de avenida; pues es el tiempo donde las concentraciones de TC dentro de las macroalgas son menores (de hasta $0,059 \mu\text{g/g}$ de TC para Caña caña y $0,044 \mu\text{g/g}$ de TC para Totorá) que a las concentraciones mayores en época de estiaje (de hasta $0,58 \mu\text{g/g}$ de TC para Caña caña y $0,063 \mu\text{g/g}$ de TC para Totorá) y (de hasta $1,25 \mu\text{g/g}$ de CTC para Caña caña y $0,16 \mu\text{g/g}$ de CTC para Totorá) que a las concentraciones mayores de época de estiaje (de hasta $30,23 \mu\text{g/g}$ de CTC para Caña caña y $0,81 \mu\text{g/g}$ de CTC para Totorá), resultando que la concentración bajas de TC y CTC presentan una asociación regular positiva con el incremento de los antibióticos y el incremento de polifenoles totales de hasta un máximo de $9,48 \text{ mg EAG/gss}$ para *Zannichellia*, evidenciando de tal forma un previo caso de hormesis en la macroalga. Sin embargo, un comportamiento opuesto es lo presentado por la especie de *Schoenoplectus Totorá*, pues este registra una asociación negativa en relación a los polifenoles en TC y CTC en época de estiaje y llegando a registrar una

correlación de hasta -0,94 con la presencia de CTC en época de avenida. De ello se explica que las concentraciones elevadas en tiempo de estiaje inducen a los problemas en las señales externas de las células, lo que provoca a su vez la no adaptación al entorno contaminado por antibióticos (Huang et al., 2019) y por ende el agotamiento de los antioxidantes celulares y su progresiva eliminación celular de la especie (Tiwari, 2017).

La presencia de antibiótico y su respectiva concentración en cada punto de monitoreo se refleja mediante su capacidad antioxidante, la cual sería la relación en cuanto a su concentración (TC y CTC) y su respuesta mediante su capacidad antioxidante ORAC. Por ejemplo, vemos que la especie de *Zannichellia palustris* presenta una correlación débil en época de estiaje, demostrando un ligero incremento conforme se aumenta la concentración; lo mismo sucede para la misma especie en tiempo de avenida. Corroborando de tal forma a trabajos reportados por Ramos et al., (2023), donde hace mención que la concentración de fármacos impulsaría a un incremento progresivo de la capacidad antioxidante, esto a raíz de la amenaza que sufre las células de las macroalgas frente al estrés oxidativos, lo que provoca la activación e incremento de polifenoles para poder neutralizar la presencia de radicales de peróxido (Huang et al., 2019). Por otra parte, se observa que la especie de *Schoenoplectus Tatora* no presenta correlación alguna en época de estiaje, y ya en avenida presenta una correlación negativa sobre su capacidad antioxidante. De ello hace referencia a estudios realizados por Gomes et al., (2020), donde las altas concentraciones ocasionan perturbación en las señales celulares, afectando a su vez la capacidad antioxidante de las macroalgas para neutralizar los radicales que se acumulan. En otras palabras, enzimas como la catalasa (CAT) y el ascorbato peroxidasa (APX), responsables de regular los peróxidos, mostrarían una reducción en la habilidad de las algas para gestionar el exceso de H_2O_2 , resultando en incremento ROS y en daños oxidativos en su estructura.

En contraste, se evidencia una situación opuesta al analizar la capacidad antioxidante mediante el método DPPH, ya que se observa una disminución en el valor de IC_{50} . Esto sugiere que un valor en aumento requiere una cantidad más significativa de extracto para contrarrestar la solución del radical DPPH. Nuestros hallazgos indican que la *Zannichellia palustris* exhibe una correlación negativa con respecto a su valor de IC_{50} ,

lo que sugiere que la reducción en el IC_{50} refleja una mayor eficacia para neutralizar los radicales generados por el aumento de los antibióticos. Por lo tanto, en conjunto, estos resultados podrían indicar que el aumento en la concentración de polifenoles está relacionado positivamente con una mejor capacidad para neutralizar los radicales libres, como se observa en el ensayo DPPH. Esta interpretación es coherente con la comprensión general de que los polifenoles son compuestos con propiedades antioxidantes y que su aumento en la muestra puede estar asociado con una mayor protección contra el estrés oxidativo (Ramos et al., 2023).

CONCLUSIONES

1. La existencia de restos de Clortetraciclina y Tetraciclina en aguas próximas a las zonas de vertido de aguas residuales, reduce el contenido de clorofila en *Schoenoplectus Tatora*. Presentando así dificultades en sus reacciones fotoinducidas y como resultado interrupción en el proceso de transferencia de electrones y repercusión en la actividad de RuBPCasa, lo que llevaría a las alteraciones en las respuestas bioquímicas y tasa fotosintética.
2. La presencia de residuos de Clortetraciclina y Tetraciclina en especies de Macroalgas y macrófita presentes en aguas próximas a las zonas de vertimiento de agua residual reduce el contenido de porcentaje de carbono total. Esto se debe a que la especie de *Schoenoplectus Tatora*, presenta un porcentaje promedio de carbono de hasta 46,28 % en estación de avenida y de 44,63 % en estación de estiaje, evidenciando de tal forma fijar más carbono en época de avenida; periodo donde se presenta menos concentraciones de fármacos (TC y CTC) en esta especie cuantificados en los puntos de colecta de muestra. Caso similar estaría evidenciándose en la especie de *Zannichellia palustris* donde en época de avenida se presenta un promedio de 42,57 % y una disminución para avenida de hasta 37,47 % de carbono total registrado en la macroalga.
3. La presencia de residuos de TC y CTC presentes en las macroalgas colectadas en zonas de vertimiento de agua residual, presentan relación directa con el incremento de fenólicos totales. Esto debido a que los resultados reportados en las especies *Zannichellia palustris*, y *Schoenoplectus Tatora*, evidencian un incremento de polifenoles en cuanto al incremento de concentración de fármacos dentro de las macroalgas, de ello se evidencia las concentraciones de polifenoles registrados en tiempo de estiaje (mayores concentraciones) a comparación de los de avenida donde se registra menores concentraciones de polifenoles y como estos estarían induciendo a problemas en las señales externas de las células e inducir a la no adaptación frente a concentraciones elevadas y agotamiento de antioxidantes celulares.

4. La presencia de residuo de TC y CTC presentes en los tejidos de las macroalgas no muestran efecto estadísticamente significativo en ambas especies; sin embargo, la presencia de TC en la especie de *Totora* con relación a la capacidad DPPH muestra una correlación negativa de -0,99 y un P-valor de 0,0043, evidenciando una fuerte relación entre la concentración de TC en *Totora* y la IC₅₀ de DPPH. Sin embargo, la capacidad antioxidante ORAC no muestra un incremento en su capacidad, más aún presenta una correlación negativa, de modo que no se corrobora la influencia de este fármaco en dicha especie. Por otro lado, no se presenta efecto significativo en la especie de *Zannichellia palustris*, pero posee cierta asociación positiva en cuanto a su incremento de concentración de antibiótico pues este estaría relacionado con el incremento de su capacidad antioxidante. Evidenciando de tal forma que la presencia de fármaco estaría activando el incremento de polifenoles y capacidad antioxidante como defensa, aun así, estadísticamente no podemos afirmar que la relación sea significativa desde un punto estadístico.

RECOMENDACIONES

1. Considerar la realización de monitoreos a largo plazo para evaluar el efecto acumulativo de los antibióticos en la fijación de carbono de las macroalgas. Esto proporcionaría una visión más completa de los impactos a largo plazo y cómo podrían cambiar con el tiempo.
2. En colaboración con el Laboratorio de Contaminantes Orgánicos y Ambiente, se llevarán a cabo muestreos de agua y macroalgas en ríos y en el mar. El objetivo es evaluar cómo se ven afectados diversos entornos acuáticos y comprender mejor los impactos de la contaminación y los cambios ambientales en estos organismos. Estos estudios proporcionarán información crucial para una gestión y planificación de la conservación de los recursos acuáticos, así como para la mitigación del cambio climático.
3. Identificar áreas adicionales de investigación que puedan surgir a partir de los hallazgos actuales y que podrían ser exploradas en estudios futuros para continuar mejorando nuestra comprensión de este tema crítico. Por ejemplo, el estudio in situ de especies nativas de las zonas afectadas.
4. Fomentar una utilización responsable y restringir la exposición innecesaria a fármacos en áreas como la cría de animales, la acuicultura y la ganadería, además de desalentar la automedicación en los individuos. Con el objetivo de preservar la salud y el desempeño de las macroalgas para que puedan seguir contribuyendo a la mitigación del cambio climático.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Analíticos, M. (2020). *Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. Orientação sobre validação de métodos analíticos - DOQ-CGCRE-008. Brasil.* http://www.inmetro.gov.br/Sidoq/pesquisa_link.asp?seq_tipo_documento=5&cod_uo_numeracao=00774&num_documento=008
- Arun, S., Xin, L., Gaonkar, O., Neppolian, B., Zhang, G., & Chakraborty, P. (2022). Antibiotics in sewage treatment plants, receiving water bodies and groundwater of Chennai city and the suburb, South India: Occurrence, removal efficiencies, and risk assessment. *Science of the Total Environment*, 851(May), 158195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158195>
- Autoridad Nacional del Agua. (2016). Protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales. In *Ministerio de Agricultura y Riego* (p. 92). <http://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/209>
- Balakrishnan, A., Chinthala, M., Polagani, R. K., & Vo, D. V. N. (2023). Removal of tetracycline from wastewater using g-C₃N₄ based photocatalysts: A review. *Environmental Research*, 216(P3), 114660. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114660>
- Benavides, J. A., Streicker, D. G., Gonzales, M. S., Rojas-Paniagua, E., & Shiva, C. (2021). Knowledge and use of antibiotics among low-income small-scale farmers of Peru. *Preventive Veterinary Medicine*, 189(January), 105287. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2021.105287>
- Brand-Williams, W., Cuvelier, M. E., & Berset, C. (1995). Use of a free radical method to evaluate antioxidant activity. *LWT - Food Science and Technology*, 28(1), 25–30. [https://doi.org/10.1016/S0023-6438\(95\)80008-5](https://doi.org/10.1016/S0023-6438(95)80008-5)
- Bravo, L. (1998). Polyphenols: Chemistry, dietary sources, metabolism, and nutritional significance. *Nutrition Reviews*, 56(11), 317–333. <https://doi.org/10.1111/j.1753-4887.1998.tb01670.x>
- Chen, Z., Oh, W. Da, & Yap, P. S. (2022). Recent advances in the utilization of immobilized laccase for the degradation of phenolic compounds in aqueous solutions: A review. *Chemosphere*, 307(P3), 135824. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135824>
- Chirinos, R., Campos, D., Warnier, M., Pedreschi, R., Rees, J. F., & Larondelle, Y. (2008). Antioxidant properties of mashua (*Tropaeolum tuberosum*) phenolic extracts against oxidative damage using biological in vitro assays. *Food Chemistry*, 111(1), 98–105. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2008.03.038>

- De Beer, D., & Larkum, A. W. D. (2001). Photosynthesis and calcification in the calcifying algae *Halimeda discoidea* studied with microsensors. *Plant, Cell and Environment*, 24(11), 1209–1217. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.2001.00772.x>
- Dong, H., Yuan, X., Wang, W., & Qiang, Z. (2016). Occurrence and removal of antibiotics in ecological and conventional wastewater treatment processes: A field study. *Journal of Environmental Management*, 178, 11–19. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.037>
- Drexler, J. Z., Khanna, S., & Lacy, J. R. (2021). Carbon storage and sediment trapping by *Egeria densa* Planch., a globally invasive, freshwater macrophyte. *Science of the Total Environment*, 755, 142602. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142602>
- Du, Y., Wang, J., Li, H., Mao, S., Wang, D., Xiang, Z., Guo, R., & Chen, J. (2018). The dual function of the algal treatment: Antibiotic elimination combined with CO₂ fixation. *Chemosphere*, 211, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.163>
- Fu, L., Huang, T., Wang, S., Wang, X., Su, L., Li, C., & Zhao, Y. (2017). Toxicity of 13 different antibiotics towards freshwater green algae *Pseudokirchneriella subcapitata* and their modes of action. *Chemosphere*, 168, 217–222. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.043>
- Gao, J., Li, L., Duan, L., Yang, M., Zhou, X., Zheng, Q., Ou, Y., Li, Z., & Lai, F. Y. (2022). Exploring antibiotic consumption between urban and sub-urban catchments using both parent drugs and related metabolites in wastewater-based epidemiology. *Science of the Total Environment*, 827, 154171. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154171>
- Gao, P., Mao, D., Luo, Y., Wang, L., Xu, B., & Xu, L. (2012). Occurrence of sulfonamide and tetracycline-resistant bacteria and resistance genes in aquaculture environment. *Water Research*, 46(7), 2355–2364. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.004>
- García, M. Á. S. (2017). *Contaminantes Emergentes Y Cadena Alimentaria. Productos Farmacéuticos, De Cuidado Personal Y Drogas De Abuso*. 48.
- Gill, S. S., & Tuteja, N. (2010). Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. *Plant Physiology and Biochemistry*, 48(12), 909–930. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2010.08.016>
- Gomaa, M., Zien-Elabdeen, A., Hifney, A. F., & Adam, M. S. (2021). Phycotoxicity of antibiotics and non-steroidal anti-inflammatory drugs to green algae *Chlorella* sp. and *Desmodesmus spinosus*: Assessment of combined toxicity by Box–Behnken

- experimental design. *Environmental Technology and Innovation*, 23, 101586. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101586>
- Gomes, M. P., Gonçalves, C. A., de Brito, J. C. M., Souza, A. M., da Silva Cruz, F. V., Bicalho, E. M., Figueredo, C. C., & Garcia, Q. S. (2017). Ciprofloxacin induces oxidative stress in duckweed (*Lemna minor* L.): Implications for energy metabolism and antibiotic-uptake ability. *Journal of Hazardous Materials*, 328(17), 140–149. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.01.005>
- Gomes, M. P., & Juneau, P. (2016). Oxidative stress in duckweed (*Lemna minor* L.) induced by glyphosate: Is the mitochondrial electron transport chain a target of this herbicide? *Environmental Pollution*, 218, 402–409. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.019>
- Gomes, M. P., Moreira Brito, J. C., Cristina Rocha, D., Navarro-Silva, M. A., & Juneau, P. (2020). Individual and combined effects of amoxicillin, enrofloxacin, and oxytetracycline on *Lemna minor* physiology. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 203(July). <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111025>
- Gomes, M. P., Rocha, D. C., Moreira de Brito, J. C., Tavares, D. S., Marques, R. Z., Soffiatti, P., & Sant'Anna-Santos, B. F. (2020). Emerging contaminants in water used for maize irrigation: Economic and food safety losses associated with ciprofloxacin and glyphosate. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 196(March), 110549. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110549>
- Guo, R. X., & Chen, J. Q. (2012). Phytoplankton toxicity of the antibiotic chlortetracycline and its UV light degradation products. *Chemosphere*, 87(11), 1254–1259. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.01.031>
- Hasperué, J. H., Rodoni, L. M., Guardianelli, L. M., Chaves, A. R., & Martínez, G. A. (2016). Use of LED light for Brussels sprouts postharvest conservation. *Scientia Horticulturae*, 213(1974), 281–286. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2016.11.004>
- Hernández, F., Calisto-Ulloa, N., Gómez-Fuentes, C., Gómez, M., Ferrer, J., González-Rocha, G., Bello-Toledo, H., Botero-Coy, A. M., Boix, C., Ibáñez, M., & Montory, M. (2019). Occurrence of antibiotics and bacterial resistance in wastewater and sea water from the Antarctic. *Journal of Hazardous Materials*, 363(October 2018), 447–456. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.027>
- Huang, H., Ullah, F., Zhou, D. X., Yi, M., & Zhao, Y. (2019). Mechanisms of ROS regulation of plant development and stress responses. *Frontiers in Plant Science*, 10(June), 1–10. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00800>
- Imarpe, P. (2023). *Macroalgas del lago Titicaca sector peruano Distribución y ecología*.

- IPCC. (2005). 1. Panorama general. *IPCC*, 91–92. <https://doi.org/10.31819/9783954878697-009>
- Jeffrey, S. W., & Humphrey, G. F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie Und Physiologie Der Pflanzen*, 167(2), 191–194. [https://doi.org/10.1016/s0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/s0015-3796(17)30778-3)
- Khan, N. A., Vambol, V., Vambol, S., Bolibrukh, B., Sillanpaa, M., Changani, F., Esrafil, A., & Yousefi, M. (2021). Hospital effluent guidelines and legislation scenario around the globe: A critical review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(5), 105874. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105874>
- Klein, E. Y., Van Boeckel, T. P., Martínez, E. M., Pant, S., Gandra, S., Levin, S. A., Goossens, H., & Laxminarayan, R. (2018). Global increase and geographic convergence in antibiotic consumption between 2000 and 2015. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(15), E3463–E3470. <https://doi.org/10.1073/pnas.1717295115>
- Kojima, K., Oshita, M., Nanjo, Y., Kasai, K., Tozawa, Y., Hayashi, H., & Nishiyama, Y. (2007). Oxidation of elongation factor G inhibits the synthesis of the D1 protein of photosystem II. *Molecular Microbiology*, 65(4), 936–947. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2958.2007.05836.x>
- Kuster, M., López de Alda, M. J., & Barceló, D. (2006). Estrogens and Progestogens in Wastewater, Sludge, Sediments, and Soil. *Water Pollution*, 5, 1–24. <https://doi.org/10.1007/b98605>
- Leston, S., Freitas, A., Rosa, J., Barbosa, J., Lemos, M. F. L., Pardal, M. Â., & Ramos, F. (2016). A multiresidue approach for the simultaneous quantification of antibiotics in macroalgae by ultra-high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography B: Analytical Technologies in the Biomedical and Life Sciences*, 1033–1034, 361–367. <https://doi.org/10.1016/j.jchromb.2016.09.009>
- Li, L., Liu, D., Zhang, Q., Song, K., Zhou, X., Tang, Z., & Zhou, X. (2019). Occurrence and ecological risk assessment of selected antibiotics in the freshwater lakes along the middle and lower reaches of Yangtze River Basin. *Journal of Environmental Management*, 249(March). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109396>
- Long, S., Hamilton, P. B., Wang, C., Li, C., Xue, X., Zhao, Z., Wu, P., Gu, E., Uddin, M. M., Li, B., & Xu, F. (2024). Bioadsorption, bioaccumulation and biodegradation of antibiotics by algae and their association with algal physiological state and antibiotic physicochemical properties. *Journal of Hazardous Materials*, 468(February), 133787. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133787>

- López-Pacheco, I. Y., Rodas-Zuluaga, L. I., Fuentes-Tristan, S., Castillo-Zacarías, C., Sosa-Hernández, J. E., Barceló, D., Iqbal, H. M. N., & Parra-Saldívar, R. (2021a). Phycocapture of CO₂ as an option to reduce greenhouse gases in cities: Carbon sinks in urban spaces. *Journal of CO₂ Utilization*, 53(July). <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2021.101704>
- López-Pacheco, I. Y., Rodas-Zuluaga, L. I., Fuentes-Tristan, S., Castillo-Zacarías, C., Sosa-Hernández, J. E., Barceló, D., Iqbal, H. M. N., & Parra-Saldívar, R. (2021b). Phycocapture of CO₂ as an option to reduce greenhouse gases in cities: Carbon sinks in urban spaces. *Journal of CO₂ Utilization*, 53(September). <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2021.101704>
- Lü, D. yu, Yu, C., Zhuo, Z. jun, Meng, S. ran, & Liu, S. bo. (2022). The distribution and ecological risks of antibiotics in surface water in key cities along the lower reaches of the Yellow River: A case study of Kaifeng City, China. *China Geology*, 5(3), 411–420. <https://doi.org/10.31035/cg2022032>
- Maldonado-Jiménez, I., & Aparicio-Saavedra, M. E. (2021). Estimación del almacenamiento de carbono en la biomasa de macrófitas en la Bahía interior de Puno - lago Titicaca. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 8(2), 1–10. <https://doi.org/10.19136/era.a8n2.2848>
- Maldonado, I., Moreno Terrazas, E. G., Mamani, J. M., & Vilca, F. Z. (2023). Removal of tetracycline and chloramphenicol through constructed wetlands: Roles of plants, substrates, and microbial fuel cells. *Results in Engineering*, 17(November 2022), 100982. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2023.100982>
- Maldonado, I., Moreno Terrazas, E. G., & Vilca, F. Z. (2022). Application of duckweed (*Lemna* sp.) and water fern (*Azolla* sp.) in the removal of pharmaceutical residues in water: State of art focus on antibiotics. *Science of the Total Environment*, 838(June), 156565. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156565>
- Maldonado, I., Vega Quispe, A. P., Merma Chacca, D., & Zirena Vilca, F. (2022). Optimization of the elimination of antibiotics by *Lemna gibba* and *Azolla filiculoides* using response surface methodology (RSM). *Frontiers in Environmental Science*, 10, 1228. <https://doi.org/10.3389/FENVS.2022.940971/BIBTEX>
- Mao, Y., Yu, Y., Ma, Z., Li, H., Yu, W., Cao, L., & He, Q. (2021). Azithromycin induces dual effects on microalgae: Roles of photosynthetic damage and oxidative stress. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 222, 112496. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112496>
- Martinelli, L. A., Piccolo, M. C., Townsend, A. R., Cuevas, E., Robertson, G. P., & Treseder, K. (1999). Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: Tropical versus temperate forests. 45–65.

- MINAM. (2017). Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen disposiciones complementarias. *El Peruano*, 6–9. <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/DS-004-2017-MINAM.pdf>
- Mittler, R., Vanderauwera, S., Gollery, M., & Van Breusegem, F. (2004). Reactive oxygen gene network of plants. *Trends in Plant Science*, 9(10), 490–498. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2004.08.009>
- Moro, I., Trentin, R., Moschin, E., & Dalla Vecchia, F. (2020). Morpho-physiological responses by *Isochrysis galbana* Parke to different concentrations of oxytetracycline. *Environmental Pollution*, 262, 114273. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114273>
- Mosaleheh, N., & Sarvi, M. N. (2020). Minimizing the residual antimicrobial activity of tetracycline after adsorption into the montmorillonite: Effect of organic modification. *Environmental Research*, 182(January 2019), 114273. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109056>
- Nieto-Juárez, J. I., Torres-Palma, R. A., Botero-Coy, A. M., & Hernández, F. (2021). Pharmaceuticals and environmental risk assessment in municipal wastewater treatment plants and rivers from Peru. *Environment International*, 155(March). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106674>
- OEFA. (2014). Fiscalización ambiental en aguas residuales. *Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental*, 36. https://www.oefa.gob.pe/?wpfb_dl=7827
- Okoye, C. O., Nyaruaba, R., Ita, R. E., Okon, S. U., Addey, C. I., Ebido, C. C., Opabunmi, A. O., Okeke, E. S., & Chukwudozie, K. I. (2022). Antibiotic resistance in the aquatic environment: Analytical techniques and interactive impact of emerging contaminants. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 96(January), 103995. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2022.103995>
- OMS. (2015). *Plan De Acción Mundial Sobre La Resistencia a Los Antimicrobianos*. 30. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/255204/9789243509761-spa.pdf>
- Peñarrieta, J. M., Tejada, L., Mollinedo, P., Vila, J. L., & Bravo, J. A. (2017). [Compuestos fenólicos y su presencia en alimentos]. Phenolic Compounds in Food. *Revista Boliviana De Química*, 31, 68–81. <https://www.redalyc.org/pdf/4263/426339682006.pdf>
- Phoon, B. L., Ong, C. C., Mohamed Saheed, M. S., Show, P. L., Chang, J. S., Ling, T. C., Lam, S. S., & Juan, J. C. (2020). Conventional and emerging technologies for removal of antibiotics from wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 400(April),

122961. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122961>

PRODUCE. (2022). *PRODUCE y el Banco Interamericano de Desarrollo socializan importante documento para el desarrollo de una Acuicultura Sostenible en el Perú*. 1–10. https://rnia.produce.gob.pe/wp-content/uploads/2022/03/BOL_81_RNIA.pdf

Pulicharla, R., Brar, S. K., Rouissi, T., Auger, S., Drogui, P., Verma, M., & Surampalli, R. Y. (2017). Degradation of chlortetracycline in wastewater sludge by ultrasonication, Fenton oxidation, and ferro-sonication. *Ultrasonics Sonochemistry*, *34*, 332–342. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2016.05.042>

Ramos, A. Q., Ramos, Y. M., Camaticona, N. M. Q., Tejeda, J. L. R., Quiróz, C. N. C., Maldonado, I., Huamán-Castilla, N. L., & Vilca, F. Z. (2023). Deciphering Ciprofloxacin's Impact on Growth Attributes and Antioxidant Compounds in Pasankalla Quinoa. *Agronomy*, *13*(7), 1738. <https://doi.org/10.3390/agronomy13071738>

Riccardi, M., Mele, G., Pulvento, C., Lavini, A., D'Andria, R., & Jacobsen, S. E. (2014). Non-destructive evaluation of chlorophyll content in quinoa and amaranth leaves by simple and multiple regression analysis of RGB image components. *Photosynthesis Research*, *120*(3), 263–272. <https://doi.org/10.1007/s11120-014-9970-2>

Ríos, C., Bolis, M., & Salvatierra, R. (2018). Legislación sobre Antibióticos en América Latina. *Organización Panamericana de La Salud*, 50.

Rocha, D. C., da Silva Rocha, C., Tavares, D. S., de Morais Calado, S. L., & Gomes, M. P. (2021). Veterinary antibiotics and plant physiology: An overview. *Science of the Total Environment*, *767*, 144902. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144902>

Sandoval, M. A., Calzadilla, W., Vidal, J., Brillas, E., & Salazar-González, R. (2024). Contaminants of emerging concern: Occurrence, analytical techniques, and removal with electrochemical advanced oxidation processes with special emphasis in Latin America. *Environmental Pollution*, *345*(December 2023). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123397>

Sendra, M., Moreno-Garrido, I., Blasco, J., & Araújo, C. V. M. (2018). Effect of erythromycin and modulating effect of CeO₂ NPs on the toxicity exerted by the antibiotic on the microalgae *Chlamydomonas reinhardtii* and *Phaeodactylum tricornutum*. *Environmental Pollution*, *242*, 357–366. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.009>

Soni, K., Jyoti, K., Chandra, H., & Chandra, R. (2022). Bacterial antibiotic resistance in municipal wastewater treatment plant; mechanism and its impacts on human health and economy. *Bioresource Technology Reports*, *19*(January), 101080.

<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101080>

- Sun, C., Hu, E., Liu, S., Wen, L., Yang, F., & Li, M. (2022). Spatial distribution and risk assessment of certain antibiotics in 51 urban wastewater treatment plants in the transition zone between North and South China. *Journal of Hazardous Materials*, 437(March). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129307>
- Tiwari, S. (2017). Reactive oxygen species and antioxidants: A continuous scuffle within the cell. *Reactive Oxygen Species in Plants: Boon Or Bane - Revisiting the Role of ROS*, 187–203. <https://doi.org/10.1002/9781119324928.ch10>
- Vaz, S. (2018). Analytical chemistry applied to emerging pollutants. In *Analytical Chemistry Applied to Emerging Pollutants*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-74403-2>
- Vicente, D., & Pérez-Trallero, E. (2010). Tetraciclinas, sulfamidas y metronidazol. *Enfermedades Infecciosas y Microbiología Clínica*, 28(2), 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.eimc.2009.10.002>
- Vilca, F. Z., Galarza, N. C., Tejedo, J. R., Cuba, W. A. Z., Quiróz, C. N. C., & Tornisielo, V. L. (2021). Occurrence of residues of veterinary antibiotics in water, sediment and trout tissue (*Oncorhynchus mykiss*) in the southern area of Lake Titicaca, Peru. *Journal of Great Lakes Research*, 47(4), 1219–1227. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.04.012>
- Vilca, F. Z., Loayza, O. D. V., Ponce, T. E. L., Junqueira, L. V., Galarza, N. C., Torres, N. H., Ferreira, L. F. R., Pinheiro, J. H. P. A., & Tornisielo, V. L. (2022). Presence of enrofloxacin residues in soil and its effect on carbon fixation, number of nodules, and root length of alfalfa (*Medicago sativa*). *Journal of Hazardous Materials Advances*, 7(May), 100100. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100100>
- Wan, L., Wu, Y., Zhang, B., Yang, W., Ding, H., & Zhang, W. (2021). Effects of moxifloxacin and gatifloxacin stress on growth, photosynthesis, antioxidant responses, and microcystin release in *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Hazardous Materials*, 409(July 2020), 124518. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124518>
- Wang, M., Zhang, Y., & Guo, P. (2017). Effect of florfenicol and thiamphenicol exposure on the photosynthesis and antioxidant system of *Microcystis flos-aquae*. *Aquatic Toxicology*, 186, 67–76. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.02.022>
- Wang, X., Dou, X., Wu, J., & Meng, F. (2021). Attenuation pathways of erythromycin and biochemical responses related to algal growth and lipid synthesis in a microalga-effluent system. *Environmental Research*, 195(February), 110873. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110873>

- Wang, X., Ryu, D., Houtkooper, R. H., & Auwerx, J. (2015). Antibiotic use and abuse: A threat to mitochondria and chloroplasts with impact on research, health, and environment. *BioEssays*, 37(10), 1045–1053. <https://doi.org/10.1002/bies.201500071>
- Wilson, M. E., & Francisco, S. (2019). *Antibiotics: What everyone needs to know*. July, 11–12. <https://doi.org/10.1093/wentk/9780190663414.001.0001>
- Xie, X., Zhou, Q., Lin, D., Guo, J., & Bao, Y. (2011). Toxic effect of tetracycline exposure on growth, antioxidative and genetic indices of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Environmental Science and Pollution Research*, 18(4), 566–575. <https://doi.org/10.1007/s11356-010-0398-8>
- Xiong, J. Q., Kurade, M. B., & Jeon, B. H. (2018). Can Microalgae Remove Pharmaceutical Contaminants from Water? *Trends in Biotechnology*, 36(1), 30–44. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2017.09.003>
- Xiong, Q., Hu, L. X., Liu, Y. S., Zhao, J. L., He, L. Y., & Ying, G. G. (2021). Microalgae-based technology for antibiotics removal: From mechanisms to application of innovational hybrid systems. *Environment International*, 155, 106594. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106594>
- Yisa, A. G., Chia, M. A., Sha'aba, R. I., Gauji, B., Gadzama, I. M. K., & Oniye, S. J. (2021). The antibiotic ciprofloxacin alters the growth, biochemical composition, and antioxidant response of toxin-producing and non-toxin-producing strains of *Microcystis*. *Journal of Applied Phycology*, 33(4), 2145–2155. <https://doi.org/10.1007/s10811-021-02485-1>
- Zhang, L., Bai, J., Zhang, K., Wang, Y., Xiao, R., Campos, M., Acuña, J., & Jorquera, M. A. (2023). Occurrence, bioaccumulation and ecological risks of antibiotics in the water-plant-sediment systems in different functional areas of the largest shallow lake in North China: Impacts of river input and historical agricultural activities. *Science of the Total Environment*, 857(July 2022). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159260>
- Zhang, L., Zhang, C., Lian, K., Ke, D., Xie, T., & Liu, C. (2021a). River restoration changes distributions of antibiotics, antibiotic resistance genes, and microbial community. *Science of the Total Environment*, 788, 147873. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147873>
- Zhang, L., Zhang, C., Lian, K., Ke, D., Xie, T., & Liu, C. (2021b). River restoration changes distributions of antibiotics, antibiotic resistance genes, and microbial community. *Science of the Total Environment*, 788, 147873. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147873>

- Zhao, F., Zhang, D., Xu, C., Liu, J., & Shen, C. (2020). The enhanced degradation and detoxification of chlortetracycline by *Chlamydomonas reinhardtii*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 196(April), 110552. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110552>
- Zirena, F., Cahui, N., Tejedó, J. R., Alejandro, W., Nely, C., Quiróz, C., & Luiz, V. (2021). Occurrence of residues of veterinary antibiotics in water, sediment and trout tissue (*Oncorhynchus mykiss*) in the southern area of Lake Titicaca, Peru. *Journal of Great Lakes Research*, xxxx. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.04.012>

ANEXOS

A. Estadístico para Clorofila

Tabla 21

Tabla de prueba de normalidad de clorofila en zannichellia con estaciones

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Clorofila - Z	0,88	0,097

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 22

Tabla de prueba para Homogeneidad de varianza de clorofila en Zannichellia con estaciones

Data: Clorofila - Estación (<i>Zannichellia</i>)			
Estadístico de levene	gl1	gl2	P-valor
1,6294	1	10	0,2306

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianza.

Tabla 23

Tabla de prueba T Student de clorofila de Zannichellia Palustris con estaciones

Data: Clorofila - Estación (<i>Zannichellia</i>)				
t	gl	95 % intervalo de confianza para la diferencia		P-valor
2,4325	10	0,35	8,032	0,035

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces al menos un punto en las estaciones es diferente.

Tabla 24

Tabla de prueba de normalidad para clorofila de Schoenoplectus Tatora con estaciones

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Clorofila - T	0,73	0,013

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no siguen una distribución normal.

Tabla 25

Tabla de prueba de homogeneidad de varianza en clorofila de Schoenoplectus Tatora con estaciones

Data: Clorofila - Estación (<i>Tatora</i>)			
F Test	num gl	den gl	P-valor
1080	2	2	0,00185

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianza.

Tabla 26

Tabla de prueba U de mann Whitney de clorofila en clorofila de Schoenoplectus Tatora con estaciones

Data: Clorofila - Estación (<i>Tatora</i>)	
Wilcoxon	p-valor
9	0,1

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces no existe diferencia significativa

B. Estadístico para Porcentaje de carbono total

Tabla 27

Tabla de prueba de normalidad de porcentaje de carbono total de Zannichellia Palustris con estaciones

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Carbono - Z	0,96	0,78

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no siguen una distribución normal.

Tabla 28

Tabla de prueba de homogeneidad de varianza de porcentaje de carbono total en Zannichellia con estaciones

Data: Carbono - Estación (<i>Zannichellia</i>)			
Estadístico de Levene	gl1	gl2	P-valor
0,1319	1	10	0,724

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianza.

Tabla 29

Tabla de prueba de T Student de Porcentaje de carbono total en Zannichellia palustris con estaciones

Data: Carbono - Estación (<i>Zannichellia</i>)				
t	gl	95 % intervalo de confianza para diferencia		P-valor
-3,9098	10	-8,0168	-2,1866	0,003

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces al menos un punto en las estaciones es diferente.

Tabla 30

Tabla de prueba de normalidad de porcentaje de carbono total en Schoenoplectus Tatora con estaciones

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Carbono - T	0,8423	0,1362

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no siguen una distribución normal.

Tabla 31

Tabla de prueba para homogeneidad de varianza de porcentaje total de carbono total en Schoenoplectus Tatora con estaciones

Data: Carbono - Estación (<i>Zannichellia</i>)			
Estadístico de Levene	gl1	gl2	P-valor
0,1319	1	10	0,724

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianza.

Tabla 32

Tabla de Prueba de T Student de porcentaje de carbono total para Schoenoplectus Tatora con estaciones

Data: Carbono - Estación (<i>Zannichellia</i>)				
t	gl	95 % intervalo de confianza para diferencia		P-valor
-3,9098	10	-8,0168	-2,1866	0,003

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces al menos un punto en las estaciones es diferente.

C. Estadístico para Polifenoles Totales

Tabla 33

Tabla de Prueba de normalidad de Polifenoles totales para Zannichellia palustris con estaciones

Shapiro Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Polifenoles T - Z	0,7187	0,0013

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no siguen una distribución normal.

Tabla 34

Tabla de prueba para homogeneidad de varianza de Polifenoles totales de Zannichellia palustris con estaciones

Data: Polifenoles T - Estación (<i>Zannichellia</i>)			
F Test	gl1	gl2	P-valor
5,4536	5	5	0,0862

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianza.

Tabla 35

Tabla de prueba de U de mann Whitney de polifenoles totales de Zannichellia palustris con estaciones

WILCOXON		
Data	(W)	P-valor
Polifenoles T - Z	22	0,5887

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces no existe diferencia significativa.

Tabla 36

Tabla de prueba de normalidad de Polifenoles totales de Schoenoplectus Tatora en estaciones

Shapiro Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Polifenoles T - T	0,8333	0,1147

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 37

Tabla de prueba para homogeneidad de varianza de Polifenoles totales de Schoenoplectus Tatora en estaciones

Data: Polifenoles T - Estación (<i>Tatora</i>)			
Estadístico de levene	gl1	gl2	P-valor
0,3374	1	4	0,5925

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianza.

Tabla 38

Tabla de prueba de T Student de polifenoles totales de Schoenoplectus Tatora en estaciones

Data: Polifenoles T - Estación (<i>Tatora</i>)				
t	gl	95 % intervalo de confianza para diferencia		P-valor
1,3092	4	-0,0695	0,1936	0,2606

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianza.

Tabla 39

Tabla de prueba de T Student de polifenoles totales de Schoenoplectus Tatora en estaciones

Data: Polifenoles T - Estación (<i>Tatora</i>)				
t	gl	95 % intervalo de confianza para la diferencia		P-valor
1,3092	4	-0,0695	0,1936	0,2606

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces no existe diferencia significativa.

D. Estadístico para Capacidad antioxidante ORAC

Tabla 40

Tabla de prueba de normalidad de capacidad antioxidante ORAC de Zannichellia palustris en estaciones

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
ORAC - Z	0,7893	0,0071

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianza.

Tabla 41

Tabla de prueba de homogeneidad de varianza de ORAC de Zannichellia palustris en estaciones

Data: ORAC - Estación (Zannichellia)			
F Test	gl1	gl2	P-valor
1.7374	5	5	0,5591

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianza.

Tabla 42

Tabla de prueba de U de mann Whitney para ORAC de Zannichellia palustris en estaciones

WILCOXON		
Data	(W)	P-valor
ORAC - Z	19	0,9372

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces no existe diferencia significativa.

Tabla 43

Tabla de Prueba de normalidad de ORAC de Schoenoplectus Tatora en estaciones

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
ORAC - T	0,7621	0,0261

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 44

Tabla de prueba para homogeneidad de varianza para ORAC de Schoenoplectus Tatora en estaciones

Data: ORAC - Estación (Tatora)			
Estadístico de levene	gl1	gl2	P-valor
0,017	2	2	0,0334

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no cumplen con el supuesto de homogeneidad.

Tabla 45

Tabla de prueba U de mann Whitney de ORAC para Schoenoplectus Tatora en estaciones

WILCOXON		
Data	(W)	P-valor
ORAC - T	6	0,7

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces no existe diferencia significativa.

E. Estadístico para Capacidad antioxidante DPPH

Tabla 46

Tabla de prueba de normalidad de capacidad antioxidante DPPH de Zannichellia palustris en estaciones

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
DPPH - Z	0,8418	0,0291

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no siguen una distribución normal.

Tabla 47

Tabla de prueba de homogeneidad de varianza de DPPH de Zannichellia palustris en estaciones

Data: DPPH - Estación (Zannichellia)			
F test	gl1	gl2	P-valor
0,0916	5	5	0,0202

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no cumplen con el supuesto de homogeneidad.

Tabla 48

Tabla de prueba U de mann Whitney de DPPH de Zannichellia palustris en estaciones

WILCOXON		
Data	(W)	P-valor
DPPH - Z	4	0,026

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces al menos un punto en las estaciones es diferente.

Tabla 49

Tabla de prueba de normalidad de DPPH de Schoenoplectus Tatora en estaciones

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
DPPH - T	0,7449	0,0177

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no siguen una distribución normal.

Tabla 50

Tabla de prueba para homogeneidad de varianza de DPPH de Schoenoplectus Tatora en estaciones

Data: DPPH - Estación (<i>Tatora</i>)			
F Test	gl1	gl2	P-valor
0,0017	2	2	0,0034

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no cumplen con el supuesto de homogeneidad.

Tabla 51

Tabla de prueba U de mann Whitney de DPPH para Schoenoplectus Tatora en estaciones

WILCOXON		
Data	(W)	P-valor
DPPH - T	0	0,1

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces no existe diferencia significativa.

F. Estadístico para la concentración de TC y CTC en estaciones

Tabla 52

Tabla de prueba de normalidad de Tetraciclina presentes en lago con estaciones

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Tetraciclina	0,9404	0,113

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 53

Tabla de prueba para homogeneidad de varianzas para Tetraciclina presentes en lago con estaciones

Data: Concentración - estación (Tetraciclina)			
F Test	gl1	gl2	P-valor
1,204	13	13	0,7429

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianza.

Tabla 54

Tabla de prueba T Student de Tetraciclina presentes en lago con estaciones

Data: Concentración - estación (Tetraciclina)				
t	gl	95 % intervalo de confianza para diferencia		P-valor
-4,1388	26	-0,2593	-0,0872	0,0003

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces al menos un punto en las estaciones es diferente.

Tabla 55

Tabla de prueba de normalidad de Clortetraciclina presentes en lago con estaciones

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Clortetraciclina	0,8389	0,0006

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no siguen una distribución normal.

Tabla 56

Tabla de prueba de homogeneidad de varianzas de Clortetraciclina presentes en lago con estaciones

Data: Concentración - Estación (Clortetraciclina)			
F Test	gl1	gl2	P-valor
1,5882	13	13	0,4153

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianza.

Tabla 57

Tabla de prueba de U de Mann-Whitney de Clortetraciclina presentes en lago con estaciones

WILCOXON		
Data	(W)	P-valor
Clortetraciclina	145	0,031

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces al menos un punto en las estaciones es diferente.

G. Estadístico para la concentración de TC y CTC presentes en macroalgas en estaciones de avenida y estiaje

Tabla 58

Prueba de normalidad de TC presentes en Zannichellia palustris con estaciones

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Tetraciclina-Z	0,806	0,011

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no siguen una distribución normal.

Tabla 59

Prueba de homogeneidad de varianzas para TC presentes en Zannichellia palustris con estaciones

Data: TC - Estación (<i>Zannichellia palustris</i>)			
F Test	gl1	gl2	P-valor
12,456	5	5	0,0151

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no cumplen con el supuesto de homogeneidad.

Tabla 60

Prueba de U de mann Whitney de TC presentes en Zannichellia palustris con estaciones

WILCOXON		
Data	(W)	P-valor
Tetraciclina-Z	145	0,031

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces al menos un punto en las estaciones es diferente.

Tabla 61

Prueba de normalidad de CTC presentes en Zannichellia palustris con estaciones

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Clortetraciclina-Z	0,8039	0,0104

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no siguen una distribución normal.

Tabla 62

Prueba de homogeneidad de varianzas para CTC presentes en Zannichellia palustris con estaciones

Data: CTC - Estación (<i>Zannichellia palustris</i>)			
F Test	gl1	gl2	P-valor
10,41	5	5	0,0224

Nota. Si el P-valor es menor a alfa (0,05), entonces los datos no cumplen con el supuesto de homogeneidad.

Tabla 63

Prueba de U de mann Whitney de CTC presentes en Zannichellia palustris con estaciones

WILCOXON		
Data	(W)	P-valor
Clortetraciclina-Z	20	0,8182

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces no existe diferencia significativa.

Tabla 64*Prueba de normalidad de TC presentes en Schoenoplectus Tatora con estaciones*

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Tetraciclina-T	0,824	0,0956

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 65*Prueba de homogeneidad de varianzas de TC presentes en Schoenoplectus Tatora con estaciones*

Data: TC - Estación (<i>Schoenoplectus Tatora</i>)			
Estadístico de levene	gl1	gl2	P-valor
0,1418	1	4	0,7256

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianza.

Tabla 66*Prueba T Student de TC presentes en Schoenoplectus Tatora con estaciones*

Data: TC - Estación (<i>Schoenoplectus Tatora</i>)				
t	gl	95 % intervalo de confianza para la diferencia		P-valor
0,2812	4	-0,0584	0,07157	0,7925

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces no existe diferencia significativa.

Tabla 67*Prueba de normalidad de CTC presentes en Schoenoplectus Tatora con estaciones*

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Clortetraciclina-Z	0,8858	0,2966

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 68

Prueba de homogeneidad de varianzas de CTC presentes en Schoenoplectus Tatora con estaciones

Data: CTC - Estación (<i>Schoenoplectus Tatora</i>)			
Estadístico de levene	gl1	gl2	P-valor
1,0978	1	4	0,3539

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianzas.

Tabla 69

Prueba T Student de CTC presentes en Schoenoplectus Tatora con estaciones

Data: CTC - Estación (<i>Schoenoplectus Tatora</i>)				
t	gl	95 % intervalo de confianza para la diferencia		P-valor
0,2435	4	-0,7137	0,8509	0,8196

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces no existe diferencia significativa.

H. Correlación de porcentaje de carbono total de macroalgas con estaciones de avenida

Tabla 70

Prueba de normalidad de TC en Zannichellia palustris y % de carbono total en época de avenida

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Tetraciclina-Z	0,8701	0,229
% Carbono	0,9289	0,572

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 71

Prueba de normalidad de CTC en Zannichellia palustris y % de carbono total en época de avenida

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Clortetraciclina-Z	0,71	0,008
% de Carbono	0,9289	0,572

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 72

Prueba de normalidad de TC en Schoenoplectus Tatora y % de carbono total en época de avenida

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Tetraciclina-T	0,827	0,181
% de Carbono	0,904	0,398

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 73

Prueba de normalidad de TC en Schoenoplectus Tatora y % de carbono total en época de avenida

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Clortetraciclina-T	0,989	0,795
% de Carbono	0,904	0,398

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 74

Coefficiente de correlación entre la TC y CTC en el % de carbono total de macroalgas en época de avenida

	% Carbono Total	
	<i>Zannichellia</i>	<i>Tatora</i>
Tetraciclina	0,371	0,399
Clortetraciclina	0,314	-0,912

Nota. (*) correlación significativa a nivel de 0,05.

I. Correlación de porcentaje de carbono total de macroalgas en época de estiaje

Tabla 75

Prueba de normalidad de TC en Zannichellia palustris y % de carbono total en época de estiaje

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Tetraciclina-Z	0,778	0,037
% de Carbono	0,969	0,886

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 76

Prueba de normalidad de TC en Zannichellia palustris y % de carbono total en época de estiaje

Shapiro -Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Clortetraciclina-Z	0,762	0,026
% de Carbono	0,969	0,886

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 77

Prueba de normalidad de TC en Schoenoplectus Tatora y % de carbono total en época de estiaje

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Tetraciclina-T	0,883	0,332
% de Carbono	0,983	0,752

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 78

Prueba de normalidad de TC en Schoenoplectus Tatora y % de carbono total en época de estiaje

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Clortetraciclina-T	0,785	0,08
	0,983	0,752

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 79

Coficiente de correlación entre la TC y CTC en el % de carbono total de macroalgas en época de estiaje

Data	% Carbono Total	
	Zannichellia	Tatora
Tetraciclina	0,54*	0,14
Clortetraciclina	-0,68	-0,77

Nota. (*) correlación significativa a nivel de 0,05.

J. Correlación de clorofila en macroalgas en época de avenida

Tabla 80

Prueba de normalidad de TC en Zannichellia palustris y Clorofila en época de avenida

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Tetraciclina-Z	0,871	0,229
Clorofila	0,955	0,782

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 81

Prueba de normalidad de CTC en Zannichellia palustris y Clorofila en época de avenida

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Clortetraciclina-Z	0,71	0,008
Clorofila	0,955	0,782

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 82

Prueba de normalidad de TC en Schoenoplectus Tatora y Clorofila en época de avenida

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Tetraciclina-T	0,827	0,852
Clorofila	0,983	0,752

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 83

Prueba de normalidad de CTC en Schoenoplectus Tatora y Clorofila en época de avenida

Shapiro - Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Clortetraciclina-T	0,988	0,795
Clorofila	0,983	0,752

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 84

Coefficiente de correlación entre la TC y CTC en clorofila de macroalgas en época de avenida

	Clorofila	
	<i>Zannichellia</i>	<i>Tatora</i>
Tetraciclina	-0,092	0,035
Clortetraciclina	0,029	0,999*

Nota. (*) correlación significativa a nivel de 0,05.

K. Correlación de clorofila en macroalgas en época de estiaje

Tabla 85

Prueba de normalidad de TC en Zannichellia palustris y Clorofila en época de estiaje

Shapiro Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Tetraciclina	0,778	0,037
Clorofila	0,921	0,515

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 86*Prueba de normalidad de CTC en Zannichellia palustris y Clorofila en época de estiaje*

Shapiro Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Clortetraciclina	0,762	0,026
Clorofila	0,921	0,515

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 87*Prueba de normalidad de TC en Schoenoplectus Tatora y Clorofila en época de estiaje*

Shapiro Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Tetraciclina-T	0,883	0,332
Clorofila	0,843	0,222

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 88*Prueba de normalidad de CTC en Schoenoplectus Tatora y Clorofila en época de estiaje*

Shapiro Wilk normaly test		
Data	Estadístico (W)	P-valor
Clortetraciclina-T	0,785	0,308
Clorofila	0,843	0,222

Nota. Si el P-valor es mayor a alfa (0,05), entonces los datos siguen una distribución normal.

Tabla 89*Coefficiente de correlación entre la TC y CTC en clorofila de macroalgas en época de estiaje*

	Clorofila	
	Zannichellia	Tatora
Tetraciclina	0,943*	-0,998
Clortetraciclina	-0,429*	-0,997*

Equipos, materiales y otros utilizados en el presente proyecto

Figura 11

Equipo espectrofotómetro UV visible



Nota. Equipo de la marca Thermo Scientific.

Figura 12

Equipo de centrifuga refrigerada



Nota. Equipo de la marca Eppendorf Centrifuge 590 Ri.

Figura 13

Equipo agitador de tamices



Nota. Tamizador de muestras de macroalgas una vez secados y triturados.

Figura 14

Lector híbrido multimodal de microplacas



Nota. Equipo lector para multiplicar durante el proceso de polifenoles totales, equipo de la marca (Synergy/HTX, Biotek Instruments Inc, Winooski, VT, EE.UU.).

Figura 15

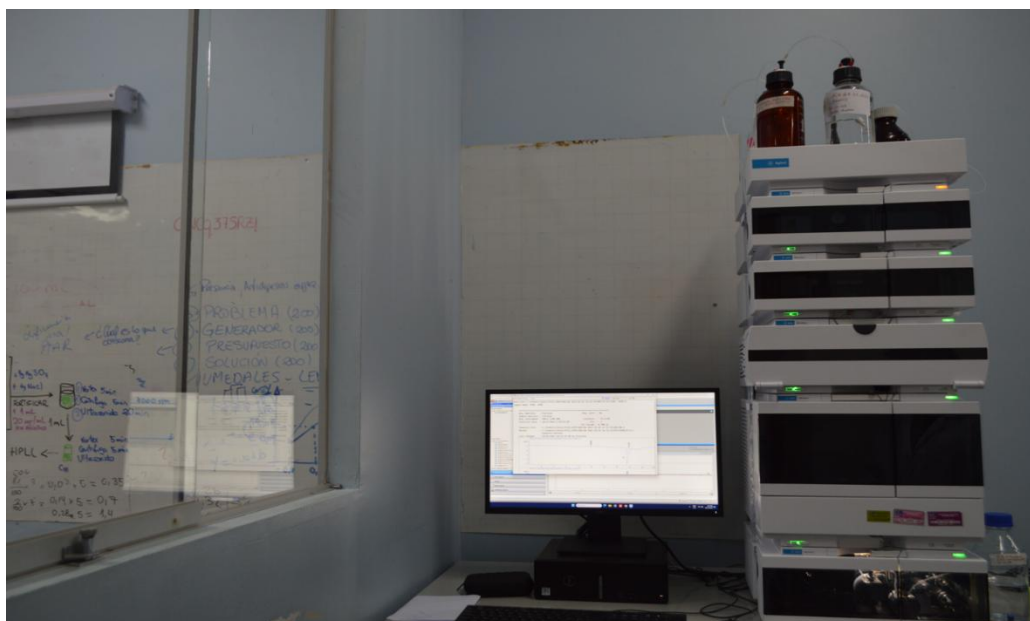
Equipo multiparámetro



Nota. Equipo multiparámetro utilizado en el monitoreo (avenida y estiaje) de la bahía del lago Titicaca.

Figura 16

Equipo cromatográfico de ultra alta resolución UHPLC



Nota. El equipo es de marca Agilent Technologies, equipado con un detector de arreglo de diodos DAD 1290.

Figura 17

Proceso de lavado de muestras de macroalgas extraídas en los puntos de monitoreo



Nota. Las especies de Macroalgas son pertenecientes a: *Zannichellia palustris* y *Schoenoplectus Tatora*.

Figura 18

Recolección de muestra de Agua y macroalga de la bahía del lago Titicaca



Nota. Ubicación del punto LTitc 01 correspondiente a la fuente de captación de agua potable Chimú.

Figura 19

Recolección de punto cercano al vertimiento de la planta de tratamiento de agua residual de El espinar de puno



Nota. Extracción de muestra de agua del punto LTite 10 en la bahía del lago Titicaca.

Figura 20

Equipo de sistema de filtración al vacío (matraz kitasato, embudo Büchner y filtros Whatman)



Nota. Filtrado de muestras antes de realizar el paso por metodología de extracción SPE.

Figura 21*Proceso de extracción en fase solida*

Nota. Proceso de SPE utilizando cartuchos oasis C18 y el apoyo con una bomba peristáltica para el paso de muestra de agua.

Figura 22*Proceso de extracción de clorofila*

Nota. Proceso de extracción de clorofila de las macroalgas recolectadas utilizando el método de Jeffrey & Humphrey. (1975).

Figura 23

Reporte de análisis elemental por el laboratorio de energías renovables de Universidad Nacional Agraria la Molina



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
LABORATORIO DE ENERGÍAS RENOVABLES
Unidad de Biomasa Energética

REPORTE DE ANÁLISIS ELEMENTAL (C, H, N, O y S) LER – BIOMASA 007 – 2024

Solicitante : Sr. Elvis Jack Colque Ayma
Atención : Sr. Elvis Jack Colque Ayma
Tipo de muestra : Residuos orgánicos
Procedencia : Lima
Fecha Recepción : 09/ 01/ 2024 - 23/ 01/ 2024
Fecha Reporte : 01/ 02/ 2024
Norma: : ASTM D5291

N. LABORATORIO	CÓDIGO DE CAMPO	C (%)	H (%)	N (%)	O (%)	S (%)
UBE-(01/2024)-0007	P-13	44.41	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0008	B-1	40.28	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0009	B-2	46.82	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0010	P-1	35.30	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0011	P-2	40.92	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0012	P-3	38.12	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0013	P-4	38.70	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0014	P-5	34.22	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0015	P-6	37.56	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0016	P-10	46.17	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0017	P-14	43.30	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0020	N°1	39.01	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0021	N°2	44.86	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0022	N°3	44.43	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0023	N°4	42.36	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0024	N°5	41.90	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0025	N°6	42.87	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0026	N°10	45.87	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0027	N°13	46.41	---	---	---	---
UBE-(01/2024)-0028	N°14	46.56	---	---	---	---

NOTA:

- Se realizó el análisis por triplicado de cada muestra, obteniéndose resultados aproximados y se determinó la desviación estándar (medida de la dispersión de los valores respecto a la media) de la muestra.




José Calle Maraví, Ph. D.
Jefe del Laboratorio de
Energías Renovables



Nota. Mediante el presente análisis se pudo obtener el porcentaje total de carbono de cada muestra de macroalga.

Validación de método de tetraciclina y Clortetraciclina en agua y macroalga

Tabla 90

Ajuste en el equipo para el método analítico por UHPLC DAD de Tetraciclina y Clortetraciclina en agua y macroalga

Ajustes en el equipo UHPLC-DAD	
Columna	Columna C18 (Octadecilsilano), Infinitylab poroshell
Presión Max	1300 bar
Flujo	0,6 mL/min
Temperatura	35 °C
Fases móviles	A (Acetonitrilo + acd 0,1 %) – B (Agua + acd 0,1 %)
Longitud de onda	270 nm
Tiempo de corrida	25 min + 1 min post time

Nota. La columna a utilizar es de calidad Infinity Poroshell con tamaño de partícula de 1,9 µm.

Tabla 91

Programación de fase móvil en el equipo UHPLC DAD

Programación de fases móviles		
Tiempo	% Canal A (ACN + acd 0,1 %)	% Canal B (H ₂ O + acd 0,1 %)
0	0	100
1	5	95
13	20	80
20	40	60
25	0	100

Nota. Para la acidificación se utilizó ácido fórmico y se añadió al acetonitrilo y al agua fue de 0,1 % a cada uno.

Tabla 92*Porcentaje de recuperación de antibióticos en muestra de lago*

Compuesto	Promedio de recuperación (%)	Promedio de recuperación (%) Repetibilidad
Tetraciclina (TC)	99,5	110,2
Clortetraciclina (CTC)	101,1	96,7

Nota. La segunda recuperación se realizó semanas después, lo que correspondería a la repetibilidad para muestra de agua de lago.

Tabla 93*Porcentaje de recuperación de antibióticos en macroalga del lago*

Compuesto	Promedio de recuperación (%)	Promedio de recuperación (%) Repetibilidad
Tetraciclina (TC)	75,8	77,7
Clortetraciclina (CTC)	61	65,2

Nota. La segunda recuperación se realizó semanas después, lo que correspondería a la repetibilidad para muestra de macroalga

Tabla 94*Coefficiente de correlación obtenido de curva de calibración*

Compuesto	Coefficiente de correlación (R)
Tetraciclina (TC)	0,99867
Clortetraciclina (CTC)	0,99976

Nota. Para dar cumplimiento al principio de linealidad, el coeficiente de correlación debe de ser mayor a 0,99.

Validación cromatográfica de agua y macroalga de lago

Tabla 95

Resultados del proceso de validación para muestra de agua de lago por UHPLC DAD

Compuesto	T.R	Concentración	Área	Ecuación de la recta	Cod. De muestra	Área de la recuperación	Recuperación de la fortificación	% de recuperación	Prom. % Rec	Media (de la recu d forti)	D.S (de la recu de la forti)	CV %
Tetraciclina	8,5	0,1	0,71		R1 - 1	9,9 10,72	1	99,5	99,5	1,2	0,09	7
		0,5	4,35	10,77 X –	R2 - 1	8,3 9,12	0,85	84,7				
		1	9,37	0,82	R3 - 1	10,3 11,12	1,03	103,3				
		2	19,43	R =	R4 - 1	10,3 11,12	1,03	103,3				
		4	43,08	0,99867	R5 - 1	10,7 11,52	1,07	107				
Clortetraciclina	13,4	0,1	0,38		R1 - 1	5 5,28	1,03	103,4	101,1	1,3	0,02	1,7
		0,5	2,46	5,11 X –	R2 - 1	5 5,28	1,03	103,4				
		1	5,86	0,28	R3 - 1	4,8 5,08	1	99,5				
		2	12,21	R =	R4 - 1	4,8 5,08	1	99,5				
		4	27,92	0,99976	R5 - 1	4,8 5,08	1	99,5				

Nota. Tiempo de retención (T.R), Porcentaje (%), Coeficiente de variabilidad (CV), Desviación estándar (D.S).

Tabla 96*Resultado de la repetibilidad del proceso de validación para muestra de agua de lago por UHPLC DAD*

Compuesto	T.R	Concentración	Área	Ecuación de la recta	Cod. De muestra	Área de la recuperación	Recuperación de la fortificación	% de recuperación	Prom. % Rec	Media (de la recu d forti)	D.S (de la recu de la forti)	CV	
Tetraciclina	8,5	0,1	0,73		R1 - 1	11,4	12,5	1,09	109,28	110,2	1,4	0,02	1,3
		0,5	4,56	11,43 X –	R2 - 1	11,2	12,3	1,08	107,53				
		1	9,42	1,09	R3 - 1	11,5	12,6	1,10	110,16				
		2	19,75	R =	R4 - 1	11,7	12,8	1,12	111,91				
		4	45,87	0,99734	R5 - 1	11,7	12,8	1,12	111,91				
Clortetraciclina	13,4	0,1	0,42		R1 - 1	5,5	6,1	0,98	98,34	96,7	1,2	0,02	1,9
		0,5	2,33	6,17 X –	R2 - 1	5,5	6,1	0,98	98,34				
		1	5,39	0,56	R3 - 1	5,3	5,9	0,95	95,10				
		2	10,57	R =	R4 - 1	5,5	6,1	0,98	98,34				
		4	24,77	0,99729	R5 - 1	5,2	5,8	0,93	93,48				

Nota. Tiempo de retención (T.R), Porcentaje (%), Coeficiente de variabilidad (CV), Desviación estándar (D.S).

Tabla 97*Resultado del proceso de validación para muestra de macroalga por UHPLC DAD*

Compuesto	T.R	Concentración	Área	Ecuación de la Recta	Cod. De muestra	Área de la recuperación	Recuperación de la Fortificación	% de la recuperación	Promedio MED % REC	Media (de la recu d forti)	D.S (de la recu de la forti)	CV
Tetraciclina	8,5	0,5	0,82	$(Y) = 7,603 X - 3,53$ $R = 0,99644$	R1 - 5	32,8 36,33	3,84	76,89	75,8	4,7	0,1	2,2
		1	5,66		R2 - 5	32,2 35,73	3,78	75,62				
		2	13,03		R3 - 5	31,1 34,63	3,66	73,30				
		4	31,44		R4 - 5	33,6 37,13	3,93	78,59				
		8	74,05		R5 - 5	31,7 35,23	3,73	74,57				
Clortetraciclina	13,4	0,5	1,08	$(Y) = 7,84 X - 2,31$ $R = 0,99819$	R1 - 5	21,7 24,01	3,06	61,26	61,0	3,8	0,1	3,4
		1	5,09		R2 - 5	21,3 23,61	3,01	60,24				
		2	12,52		R3 - 5	20,5 22,81	2,91	58,20				
		4	27,50		R4 - 5	23,2 25,51	3,25	65,09				
		8	61,47		R5 - 5	21,2 23,51	3,00	59,98				

Nota. Tiempo de retención (T.R), Porcentaje (%), Coeficiente de variabilidad (CV), Desviación estándar (D.S).

Tabla 98

Resultado de la repetibilidad del proceso de validación para muestra de macroalga por UHPLC DAD

Compuesto	T.R	Concentración	Área	Ecuación de la Recta	Cod. De muestra	Área de la recuperación	Recuperación de la Fortificación	% de la recuperación	Promedio MED % REC	Media (de la recu d forti)	D.S (de la recu de la forti)	CV	
Tetraciclina	8,5	0,5	1,99	$(Y) = 8,49 X - 1,12$ $R = 0,99951$	R1 - 5	30,1	31,2	3,7	77,7	4,9	0,5	10,8	
		1	7,11		R2 - 5	29,8	30,9	3,6					72,8
		2	15,61		R3 - 5	29,6	30,7	3,6					72,4
		4	33,56		R4 - 5	30	31,1	3,7					73,3
		8	66,61		R5 - 5	39,8	40,9	4,8					96,4
Clortetraciclina	13,4	0,5	1,08	$(Y) = 7,60 X - 0,203$ $R = 0,99966$	R1 - 5	25,3	25,1	3,3	65,2	4,1	0,1	1,8	
		1	5,09		R2 - 5	24,2	24,0	3,2					63,1
		2	12,52		R3 - 5	24,6	24,4	3,2					64,2
		4	27,50		R4 - 5	25,5	25,3	3,3					66,5
		8	61,47		R5 - 5	25,3	25,1	3,3					66,0

Nota. Tiempo de retención (T.R), Porcentaje (%), Coeficiente de variabilidad (CV), Desviación estándar (D.S).

Tabla 99*Resultado de concentraciones de antibióticos en macroalgas en época de estiaje*

Compuesto	Código	Macroalga	Conc (µg/g)	
Tetraciclina (TC)	L Titc - 01	<i>Zannichellia palustris</i>	0,049	
	L Titc - 02	<i>Zannichellia palustris</i>	0,421	
	L Titc - 03	<i>Zannichellia palustris</i>	0,041	
	L Titc - 04	<i>Zannichellia palustris</i>	0,576	
	L Titc - 05	<i>Zannichellia palustris</i>	0,071	
	L Titc - 06	<i>Zannichellia palustris</i>	0,110	
	L Titc - 10	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,012	
	L Titc - 13	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	nd.	
	L Titc - 14	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,063	
	B-1		0,003	
	B-2		0,000	
	Clortetraciclina (CTC)	L Titc - 01	<i>Zannichellia palustris</i>	9,384
		L Titc - 02	<i>Zannichellia palustris</i>	30,227
		L Titc - 03	<i>Zannichellia palustris</i>	8,741
L Titc - 04		<i>Zannichellia palustris</i>	0,042	
L Titc - 05		<i>Zannichellia palustris</i>	0,498	
L Titc - 06		<i>Zannichellia palustris</i>	0,104	
L Titc - 10		<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,038	
L Titc - 13		<i>Schoenoplectus Tatora</i>	nd.	
L Titc - 14		<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,813	
B-1			0,948	
B-2			0,022	

Nota. B-1: Blanco *zannichellia*, B-2: Blanco *Tatora*, nd.: (no detectado).

Tabla 100*Resultado de concentraciones de antibióticos en macroalgas en época de avenida*

Compuesto	Código	Macroalga	Conc (µg/g)	
Tetraciclina (TC)	L Tite - 01	<i>Zannichellia palustris</i>	0,025	
	L Tite - 02	<i>Zannichellia palustris</i>	0,024	
	L Tite - 03	<i>Zannichellia palustris</i>	0,059	
	L Tite - 04	<i>Zannichellia palustris</i>	0,003	
	L Tite - 05	<i>Zannichellia palustris</i>	0,006	
	L Tite - 06	<i>Zannichellia palustris</i>	0,018	
	L Tite - 10	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,003	
	L Tite - 13	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,044	
	L Tite - 14	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,007	
	B-1		0,003	
	B-2		0,000	
	Clortetraciclina (CTC)	L Tite - 01	<i>Zannichellia palustris</i>	1,246
		L Tite - 02	<i>Zannichellia palustris</i>	1,174
		L Tite - 03	<i>Zannichellia palustris</i>	4,939
L Tite - 04		<i>Zannichellia palustris</i>	0,289	
L Tite - 05		<i>Zannichellia palustris</i>	0,199	
L Tite - 06		<i>Zannichellia palustris</i>	0,538	
L Tite - 10		<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,157	
L Tite - 13		<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,105	
L Tite - 14		<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,029	
B-1			0,948	
B-2		0,022		

Nota. B-1: Blanco *zannichellia*, B-2: Blanco *tatora*.

Tabla 101

Resultado de concentraciones de polifenoles totales en macroalga de puntos de monitoreo (Estiaje – Avenida)

Estiaje

Código	Macroalga	DEV. S	COEF. V.	Promedio (mg EAG/gss)
L Títc - 01	<i>Zannichellia palustris</i>	0,005	1,769	0,305
L Títc - 02	<i>Zannichellia palustris</i>	0,178	1,880	9,477
L Títc - 03	<i>Zannichellia palustris</i>	0,011	0,669	1,595
L Títc - 04	<i>Zannichellia palustris</i>	0,013	2,732	0,459
L Títc - 05	<i>Zannichellia palustris</i>	0,004	2,261	0,199
L Títc - 06	<i>Zannichellia palustris</i>	0,006	3,555	0,172
L Títc - 10	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,010	2,941	0,327
L Títc - 13	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,002	1,141	0,190
L Títc - 14	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,008	3,832	0,209

Nota. El contenido de polifenoles totales esta expresado como miligramos equivalentes a ácido gálico por gramo de sólido seco (mg EAG/gss).

Avenida

Código	Macroalga	DEV. S	COEF. V.	Promedio (mg EAG/gss)
L Títc - 01	<i>Zannichellia palustris</i>	0,007	2,807	0,251
L Títc - 02	<i>Zannichellia palustris</i>	0,092	6,663	1,376
L Títc - 03	<i>Zannichellia palustris</i>	0,037	2,067	1,800
L Títc - 04	<i>Zannichellia palustris</i>	0,017	4,056	0,417
L Títc - 05	<i>Zannichellia palustris</i>	0,004	3,921	0,096
L Títc - 06	<i>Zannichellia palustris</i>	0,007	6,918	0,102
L Títc - 10	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,005	3,685	0,141
L Títc - 13	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,002	1,118	0,190
L Títc - 14	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,008	3,846	0,209
B-1	Blanco 01	0,087	5,730	1,514

B-2	Blanco 02	0,026	3,851	0,684
-----	-----------	-------	-------	-------

Nota. El contenido de polifenoles totales esta expresado como miligramos equivalentes a ácido gálico por gramo de sólido seco (mg EAG/gss).

Tabla 102

Resultado de concentraciones de capacidad ORAC en macroalgas en puntos de monitoreo (Estiaje - Avenida)

Estiaje

Código	Muestra	DEVST	CV	μmol ET/gss
L Tite - 01	<i>Zannichellia palustris</i>	0,054	1,516	3,543
L Tite - 02	<i>Zannichellia palustris</i>	2,250	3,873	58,106
L Tite - 03	<i>Zannichellia palustris</i>	0,096	0,677	14,203
L Tite - 04	<i>Zannichellia palustris</i>	0,183	2,962	6,181
L Tite - 05	<i>Zannichellia palustris</i>	0,074	2,020	3,686
L Tite - 06	<i>Zannichellia palustris</i>	0,046	1,151	4,014
L Tite - 10	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,057	0,955	5,994
L Tite - 13	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,167	3,553	4,695
L Tite - 14	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,029	0,552	5,294

Nota. Los valores finales de ORAC se expresaron como μmol equivalentes a trolox (ET) por gramo de sólido seco.

Avenida

Código	Muestra	DEVST	CV	μmol ET/gss
L Tite - 01	<i>Zannichellia palustris</i>	0,023	0,138	16,477
L Tite - 02	<i>Zannichellia palustris</i>	0,043	0,120	36,003
L Tite - 03	<i>Zannichellia palustris</i>	0,063	0,777	8,065
L Tite - 04	<i>Zannichellia palustris</i>	0,030	1,239	2,429
L Tite - 05	<i>Zannichellia palustris</i>	0,061	1,424	4,248
L Tite - 06	<i>Zannichellia palustris</i>	0,074	2,231	3,312
L Tite - 10	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,056	1,476	3,806
L Tite - 13	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,176	4,876	3,614
L Tite - 14	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	0,257	1,784	14,418

B-1	Blanco 01 (<i>Zannichellia</i>)	0,319	0,624	51,092
B-2	Blanco 02 (<i>Tatora</i>)	0,759	2,473	30,686

Nota. Los valores finales de ORAC se expresaron como μmol equivalentes a trolox (ET) por gramo de sólido seco

Tabla 103

Resultado de concentraciones de Clorofila total en macroalgas (Estiaje -Avenida)

Puntos	Especie	Polifenoles Totales	
		Estiaje	Avenida
L Tite - 1	<i>Zannichellia palustris</i>	2,90	3,75
L Tite - 2	<i>Zannichellia palustris</i>	10,18	1,05
L Tite - 3	<i>Zannichellia palustris</i>	5,01	3,58
L Tite - 4	<i>Zannichellia palustris</i>	13,41	5,67
L Tite - 5	<i>Zannichellia palustris</i>	5,21	2,25
L Tite - 6	<i>Zannichellia palustris</i>	6,50	1,75
L Tite - 10	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	14,68	2,64
L Tite - 13	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	16,27	2,55
L Tite - 14	<i>Schoenoplectus Tatora</i>	3,67	2,41
B-1	Blanco 1 (<i>Zannichellia</i>)	1,67	1,67
B-1	Blanco 2 (<i>Tatora</i>)	0,25	0,25

Nota. La concentración se expresa en $\mu\text{g/mL}$.