

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

PROGRAMA DE DOCTORADO

**DOCTORADO EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO
AMBIENTE**



TESIS

**TRATAMIENTO DE AGUAS EUTROFIZADAS CON EL USO DE DOS
MACROFITOS DE LA BAHÍA INTERIOR DE PUNO**

**PRESENTADA POR
LUIS ALBERTO JIMÉNEZ MONROY**

**PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:
DOCTORIS SCIENTIAE EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE**

PUNO, PERÚ

2016

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
ESCUELA DE POSGRADO
PROGRAMA DE DOCTORADO
DOCTORADO EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO
AMBIENTE

TESIS

**TRATAMIENTO DE AGUAS EUTROFIZADAS CON EL USO DE DOS MACROFITAS DE
LA BAHÍA INTERIOR DE PUNO**

PRESENTADA POR:

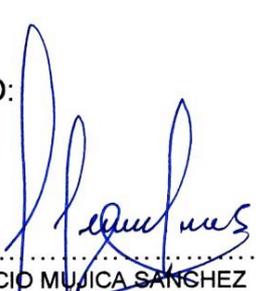
LUIS ALBERTO JIMÉNEZ MONROY

PARA OPTAR EL GRADO DE:

DOCTORIS SCIENTIAE EN CIENCIA, TECNOLOGIA Y MEDIO AMBIENTE

APROBADA POR EL SIGUIENTE JURADO:

PRESIDENTE


.....
DR. ÁNGEL MAURICIO MUJICA SANGHEZ

PRIMER MIEMBRO


.....
DR. MARCELINO JORGE ARANIBAR ARANIBAR

SEGUNDO MIEMBRO


.....
DR. JOSÉ JUSTINIANO VERA SANTA MARÍA

ASESOR DE TESIS


.....
DR. VLADIMIRO IBÁÑEZ QUISPE

Puno, 06 de junio del 2016

ÁREA: Medio ambiente.

TEMA: Aguas eutrofizadas de la bahía interior de puno.

DEDICATORIA

Está dedicada a Jesús mi señor
Y a mi madre quien paso al más allá Q.E.P.D.

AGRADECIMIENTOS

- A nuestra Alma Mater, la Universidad Nacional del Altiplano, en particular a los docentes de Post-grado, por haberme impartido sus valiosas enseñanzas y compartido experiencias durante mi formación profesional.
- Mi sincero agradecimiento al director de la presente tesis PhD Sabino Atencio, Limachi por sus consejos, aliento, sugerencias y directriz durante todo el desarrollo del proyecto.
- Al Dr. Vladimiro Ibáñez Quispe por su asesoría y orientación para el desarrollo del trabajo de investigación.
- A mis compañeros de estudios que compartieron las aulas Universitarias durante nuestra formación profesional, a aquellos que siempre alentaron y aquellos que con su crítica y/o silencio inspiraron a ser una mejor persona.
- Al personal administrativo de la Escuela Profesional de Ingeniería Agroindustrial por su apoyo durante la ejecución del proyecto. Y a todas las personas que intervinieron directa o indirectamente en el desarrollo del trabajo de investigación mi aprecio y mi gratitud.
- Mi agradecimiento a mi madre Fabiana por su cariño, comprensión, y el apoyo incondicional para concretar mis metas, Q.E.P.D...
- Finalmente un especial agradecimiento al Centro de idiomas y su plana docente, que mediante la enseñanza del idioma Inglés y Portugués, contribuye a formar ciudadanos con cultura globalizada. Particularmente permitiendo que la presente investigación sea basada en publicaciones recientes.

ABREVIATURAS

ANOVA	Análisis de varianza
ARD	Agua Residual Doméstica
NH ₄ +	Amonio
COT	Carbono orgánico total
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/l)
DQO	Demanda Química de Oxígeno (mg/l)
PT	Fósforo total (mg/l)
TR	Tiempo de retención (días)
NT	Nitrógeno total Kjeldal (mg/l)
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
OD	Oxígeno disuelto
NO ₂	Nitrito
NO ₃	Nitrato
PO ₄ ⁻³	Orto-Fosfato
SUNASS	Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento
SIE	Sector Isla Espinar
SBM	Sector Boca toma de Muelle
SH	Sector Huaje
SST	Sólidos Solubles Totales
COP	Carga Operacional EWS
PS	Peso Seco
PF	Peso Fresco
DIN	Instituto Alemán de Normalización
EPA	Environmental Protection Agency

ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS.....	ii
ÍNDICE GENERAL	iv
ÍNDICE DE CUADROS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	x
RESUMEN	xi
INTRODUCCIÓN	1

CAPÍTULO I

PROBLEMA DE LA INVESTIGACIÓN

1.1. Planteamiento del problema	4
1.2. Enunciado del problema	7
1.2.1. Problema general	7
1.2.2. Problemas específicos.....	7
1.3. Justificación de la investigación.....	7
1.4. Objetivos de la investigación	8
1.4.1. Objetivo general.....	8
1.4.2. Objetivos específicos	8
1.5. Hipótesis de la investigación	9
1.5.1. Hipótesis general	9
1.5.2. Hipótesis Específicas.....	9

CAPÍTULO II**MARCO TEÓRICO**

2.1	Antecedentes de la Investigación	9
2.1.1.	Contaminantes en la formación de aguas residuales de lagos.....	10
2.1.2.	FÍSICA	11
2.1.3.	Química	12
2.1.4.	Biológica.....	16
2.2	Eutrofización	17
2.2.1.	Nitrógeno Total.....	20
2.2.2.	Fósforo total.....	23
2.3	Macrófitas	28
2.3.1.	<i>Elodea</i>	30
2.3.2.	<i>Myriophyllum</i>	32
2.3.3.	Fito remediación	39

CAPÍTULO III**METODOLOGÍA**

3.1.	Diseño Metodológico	43
3.1.1.	Ámbito de estudio.....	43
3.2.	Determinación de ion nitrógeno y fósforo total, en aguas residuales de la bahía interior de lago Puno.....	44
3.2.1	Población y muestras de investigación.	44
3.2.2.	Metodología.....	46
3.2.3.	Equipos.....	48
3.2.4	Método estadístico	48
3.3.	Efecto de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) sobre las macrófitas en los sectores (SIE, SBM y SH) en acuarios.	49

3.3.1 Material vegetal	49
3.3.2. Tamaño de muestra	49
3.3.3. Método para determinación de nitrógeno total.	50
3.3.4. Método para determinación de fósforo total.	51
3.4. Método Estadístico	52

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Contenido de iones de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) en aguas residuales de la bahía interior de Puno	55
4.2. Variables intervinientes.....	57
4.2.1. pH.....	58
4.2.2. Conductividad: eléctrica	58
4.2.3. Sólidos totales disueltos	59
4.2.4. Turbidez:.....	60
4.2.5. Demanda bioquímica de oxígeno DBO ₅	61
4.3. Absorción de ion nitrógeno total por macrófitas del agua contaminada en acuarios de la bahía interior de Puno.	62
4.3.1. Absorción del ion nitrógeno total por macrófitas en mezclas 50 % control más 50% agua contaminada probadas en acuarios mega laboratorio UNA Puno Perú.....	62
4.3.2. Concentración de ion nitrógeno total (NT) en agua contaminada sin mezcla en estudio de la bahía interior de Puno.	67
4.4. Absorción de ion fósforo total en aguas contaminadas evaluadas en macrofitas en acuarios en mega laboratorio UNA Perú 2016.	70



4.4.1. Absorción de iones de fósforo total con mezcla, 50% de control más 50% agua contaminada, en acuarios en mega laboratorio Puno Perú 2016.....	70
4.4.2. Absorción de iones de fósforo total sin mezcla de agua contaminada en acuarios en mega laboratorio Puno Perú 2016.....	74
CONCLUSIONES	80
RECOMENDACIONES	81
BIBLIOGRAFÍA	82

ÍNDICE DE CUADROS

1.	Clasificación de los contaminantes presentes en el agua.....	11
2.	Resultados de los criterios de biológicos empleados para los sitios de estudio y ranking de eutrofización.....	29
3.	Influencia de parámetros en la contaminación de las aguas residuales de la bahía interior del lago Titicaca, Puno Perú. 2015	47
4.	Análisis de varianza (ANOVA) con dos factores	53
5.	Concentraciones de iones nitrógeno total (NT) y fósforo total (pt), en las aguas de la bahía interior del lago Titicaca Puno Perú. 2016..	56
6.	Parámetros en la contaminación de las aguas residuales de la bahía interior de Puno Perú. 2015	59
7.	Prueba de medias de tukey para macrofitos nt (50% de agua control y+ 50% agua contaminada de la bahia interior de Puno 2016	63
8.	Interacción, comparativo de promedios para macrofitas por dias, mezcla 50% + 50 para nitrógeno total NT	65
9.	Analisis de varianza (ANOVA) descompuesta en tendencias.....	65
10.	Prueba de medias de Tukey absorción de nitrógeno total por macrofitas sin mezcla agua contamina en acuarios en mega laboratorio PUNO PERU 2016.....	67
11.	Analisis de varianza (ANOVA) descompuesta en dencias.....	68
12.	Prueba de medias de Tukey, absorcion de fósforo total mezcla de agua contaminada, macrofitas en acuarios de la UNA Puno Peru 2016.....	71
13.	Prueba de medias de Tukey de fósforo total en dilucion 50% agua contamina, tratamiento en dias por macrofitas por dias de la bahia interior de Puno Peru 2016.....	71

14. Análisis de varianza descompuesta en tendencias mezcla 50% de patron mas 50% agua contaminada y ion fosforo total 72
15. Prueba de medias de Tukey, absorción de fósforo total sin dilucion por macrófitos, en agua contaminada en acuarios en mega laboratorio de la UNA Puno Peru 2016..... 75
16. Analisis de varianza (ANOVA) interaccion macrofitas por dias iones de fósforo en agua contaminada 75
17. Análisis de varianza (anova) en la determinación de concentración Nitrogeno Total (NT), Fósforo Total (PT) en las aguas de la bahía interior de Puno en tres sectores 2016 96
18. Análisis de varianza para absorción de macrófitos nitrógeno total mezcla (50%) de las aguas residuales de la bahía interior de Puno en acuarios, mega laboratorios de la UNA – Puno Perú 2016..... 96
19. Análisis de varianza absorción por macrofitas ion de nitrógeno total sin mezcla, en acuarios, mega laboratorios de la UNA – Puno Perú 2016 96
20. ANOVA influencia de ion fosforo total absorbido por macrófitas tratadas en aguas residuales con mezcla (50% +(50%) de la bahía interior de lago Puno 97
21. ANOVA absorción de fósforo total sin mezcla agua residual de la bahía interior del lago Puno 97

ÍNDICE DE FIGURAS

1. Características geográficas de la cuenca del lago titicaca, rosales (2005).....	9
2. Relaciones entre el ciclo del nitrógeno y los compartimentos orgánicos y minerales	21
3. Relaciones entre el ciclo del fósforo y los compartimentos orgánicos y minerales.....	27
4. Tallos y hojas elodea canadensis.....	31
5. Tallos y hojas de myriophyllum quitense	34
6. Ubicación geográfica de la bahía interior de lago Titicaca de Puno Perú, 2015.....	43
7. Macrofitas elodea canadensis sumergidas en agua, acuario de vidrio megalaboratorio UNA Puno 2016.....	44
8. Flujograma cuantitativo para determinación de nitrógeno total	50
9. Diagrama de flujo de la extracción de fosforo, según Tiessen y Moir, 1993	52
10. Ajuste de la funcion de respuesta cuadratica para la mezcla de agua contaminada, el valor optimo es 35 dias.	66
11. Ajuste de la funcion de respuesta cuadratica sin mezcla de agua contaminada, nitrogeno es absorbido hasta 37 dias como valor óptimo.	69
12. Ajuste de curva con respecto a días, el valor óptimo de 29 días.....	73
13. Ajuste de la funcion de respuesta cuadratica sin mezcla de agua contaminada el valor optimo es 37 dias	76

RESUMEN

El presente trabajo de Investigación “TRATAMIENTO DE AGUAS EUTROFIZADAS CON EL USO DE DOS MACROFITAS DE LA BAHÍA INTERIOR DE PUNO 2016”, tiene como objetivo determinar los iones de Nitrógeno Total (NT) y Fósforo Total (PT) de las aguas contaminadas del sector Isla Espinar, Boca toma de Muelle, y sector Huaje. Se evaluó la eficiencia de *Elodea canadensis* Michx (llacho) y *Myriophyllum quitensis* Kunth (hinojo) y para la remoción de nitrógeno Total y fósforo Total, en acuarios en laboratorio, con mezcla (agua patrón + aguas del sector) contaminada, desde 00 a 30 días y 30 a 60 días. Para determinar Nitrógeno Total, se utilizó el método kjeldahl y para la cuantificación de Fósforo Total fue experimentado por el método de ácido ascórbico, y sus indicadores de contaminantes, intervinientes son; pH, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Sólidos Solubles Totales (SST). Para lo cual se utilizó un diseño experimental con arreglo factorial. Los resultados nos llevan a que: Las aguas residuales de la bahía interior de Puno presenta en promedio 2.21 mg NT/L, y en Fósforo Total 1.36 mg PT/L, los intervinientes evaluados, presentan valores altos, por tanto, la bahía interior de Puno esta eutrofizado. Por otra parte; la eficiencia de macrófitos en acuarios en aguas diluidas, *Myriophyllum* es más eficientes en absorber Nitrógeno Total (NT) hasta 35 días como óptimo. Por otro lado se evaluó, *Elodea canadensis*, presenta más eficaz para remover iones de fósforo Total a los 29 días con dilución, y sin diluir hasta los 37 días. Este método es una alternativa para remediar aguas de la bahía interior de Puno.

PALABRAS CLAVES: *Myriophyllum* y *Elodea*, aguas Eutrofizadas, Fósforo Total, Nitrógeno Total.

ABSTRACT

This research work "WATER TREATMENT EUTROPHIC WITH THE USE OF TWO MACROPHYTES OF THE INTERIOR OF PUNO 2016 BAY" aims to determine ions Total Nitrogen (TN) and total phosphorus (PT) of the polluted waters of Isla industry Espinar, making Boca Dock, and Huaje sector. The efficiency of *Elodea canadensis* Michx (Ilacho) and *Myriophyllum quitensis* Kunth (fennel) for removal, total nitrogen and total phosphorus in aquariums in laboratory with mixture (water pattern + water sector) pure, was evaluated from 00 to 30 30 days and 60 days. To determine Total Nitrogen Kjeldahl was used for quantification and total phosphorus was experienced by the method of ascorbic acid, and indicators of pollutants are involved; pH, biochemical oxygen demand (BOD₅), Chemical Oxygen Demand (COD) and total soluble solids (TSS). For which it was used an experimental design with factorial arrangement. The results lead us to conclude: The wastewater from the inner bay of Puno, has on average 2.21 mg NT / l, and Total Phosphorus 1.36 mg PT / l, the participants evaluated on passing the permissible limits, have high values, thus, the lake of the inner bay of Puno this eutrophicated. On the other hand; the efficiency of macrophytes in aquariums in dilute water, *Myriophyllum* is more efficient at absorbing nitrogen Total (NT) to 35 days. On the other hand when Total Phosphorus (PT), *Elodea canadensis* ions was evaluated, it shows to be more effective to remove phosphorus ions Total 29 days, undiluted to 37 days. This method is an alternative to remedy waters of the bay.

KEYWORDS: Elodea and Myriophyllum, eutrophic waters, Total Phosphorus, Total Nitrogen.

INTRODUCCIÓN

El agua, es primordial para la sobrevivencia de las diferentes formas de vida, constituye más del 80 % del cuerpo de los organismos e interviene en los diferentes procesos metabólicos que se realiza en los seres vivos. El agua como activo ecosocial es importante para la supervivencia biológica, sino, es una condición necesaria para el desarrollo y sostenimiento de la economía de las sociedades humanas.

El uso de macrófitas como depurador, es una tecnología sustentable y se fundamenta en el uso de plantas para reducir *In situ* la concentración o peligrosidad de contaminantes orgánicos e inorgánicos de suelos, sedimentos, agua y aire, a partir, de procesos bioquímicos realizados por las plantas y microorganismos asociados a su sistema radicular. La fitorremediación contempla seis procesos básicos: (I) fitoextracción, (II) fitoestabilización, (III) fitoinmovilización, (IV) fitodegradación, (V) fitovolatilización y (VI) rizofiltración (Bernal *et al.*, 2007).

Durante muchas décadas, los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales (AR), estaban dirigidos exclusivamente a la remoción de materia orgánica (MO) y sólidos suspendidos; y no fue hasta finales de los años 80 y principios de los 90, que se dio importancia a los efectos negativos causados sobre los cauces por la presencia en aguas residuales (AR) con presencia de nitrógeno (N) y fósforo (P), empleando un sustrato sintético similar al agua residual doméstica de concentración media. Se utilizó un sistema tipo A₂O (anaerobio-anóxico-aerobio), que se desarrolló en dos etapas. La etapa preliminar duró 60 días, el ensayo de espuma de poliuretano, como material de soporte en la etapa

aerobia. La etapa secundaria duró 280 días más, en los que el sistema alcanzó una estabilidad, lográndose un aumento notable en las eficiencias promedio de remoción de 92.5 % en materia orgánica, 87.7 % en nitrógeno y 83.5 % en fósforo. Se realizó un seguimiento permanente a parámetros tales como el oxígeno disuelto (OD) y el potencial de óxido reducción (ORP), que variaron de acuerdo con el proceso correspondiente a cada unidad de tratamiento, y el pH, que permaneció en valores superiores a 7.2 unidades, garantizando la viabilidad del proceso de nitrificación des nitrificación.(Gonzales y Saldarriaga, 2008)

Por Fito depuración se entiende la reducción o eliminación de contaminantes de las aguas residuales, por medio de procesos biológicos y fisicoquímicos en los que participan las plantas del propio ecosistema acuático. La Fito depuración ocurre naturalmente en los ecosistemas que reciben aguas contaminadas y, junto a la denominada autodepuración de las aguas, ha sido el procedimiento clásico de recuperación de la calidad del agua. Este proceso ocurre en humedales naturales en humedales artificiales creados por el hombre. En este sentido, los sistemas con las plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales es una alternativa adecuada para el funcionamiento y para la asimilación de los compuestos orgánicos mediante la eliminación de Nitrógeno Total y Fósforo total por macrófitas sumergidas.

La bahía interior de Puno, es un ecosistema acuático natural y nicho ecológico de flora y fauna acuática propia de un clima semi-seco y frío del altiplano de la región Puno, la flora y fauna son cadenas y redes alimentarias de mucha importancia ecológica; sin embargo, la contaminación es latente por causas naturales y de la actividad humana.

CAPÍTULO I

PROBLEMA DE LA INVESTIGACIÓN

1.1 Planteamiento del Problema.

En la observación retrospectiva, de agua potable, de consumo, debe ser inodora, y poseer un sabor agradable, la temperatura óptima del agua debe ser de 5°C a 15°C, ya que demasiado fría puede ser perjudicial a la salud. En este obtuvieron las medias del agua potable: color 11.46 pt/ Co, turbidez 5.40 UTM (ISO 7027, 1999). En calidad de agua y turbidez, pH 7.62, dureza total de CaCO_3 con 223.05 mg/l, sulfatos 89.86 mg/l, nitratos como nitrógeno 0.39 mg/l, cloro libre residual 0.75 mg/l, cloruros 40.17 mg/l, y sólidos disueltos totales de 395.05 mg/l. La turbidez 5.40 fue mayor que la media nacional propuesta en la Norma Oficial Mexicana. (Borbolla-Sala *et al.*, 2003)

Lago Titicaca forma parte, del Sistema Hídrico de la cuenca del Lago Titicaca, con una extensión de 48 910.64 km² de los 149 589 km² (32.70%), 71 999 km² (67,93%) y 1 285 215.60 (3,8%) del Sistema, departamento y nacional respectivamente, tiene una disponibilidad hídrica de 9 877 hm³ de aguas superficiales. En la cuenca se estima una población de 1 273,014 habitantes, que

representa el 91.60% y 4.18% de la población regional y nacional respectivamente, la densidad poblacional de 26.03 hab/km², que hoy se está deteriorando, actualmente la constante descarga de desechos sólidos y líquidos de la bahía interior de Puno, ha ocasionado un problema en cuerpos de agua en el Lago Titikaka (Autoridad Nacional del Agua, 2012).

El problema, es la procedencia de biosólidos que arrastra el agua, fundamentalmente de origen residencial, ya que existe una carga orgánica importante proveniente de las aguas albañales (conducto que recoge las aguas residuales de las casas, del lavado y cocción de alimentos; dentro de ésta carga orgánica viene el nitrógeno y gran parte del fósforo, ambos elementos forman parte de las proteínas y otros compuestos orgánicos presentes en estos residuos. Los contenidos relativamente altos de Calcio y Fósforo, también pueden ser producto de los detergentes utilizados en las limpiezas de locales y residencias, además del procedente arrastre en masa que provocan las corrientes de aguas residuales (Utria *et al.*, 2006)

La bahía interior de Puno, es un ecosistema acuático natural y nicho ecológico de flora y fauna acuática propia de altiplano de la región Puno, la flora y fauna son cadenas y redes alimentarias de mucha importancia ecológica, sin embargo, la contaminación es latente por causas naturales y de la actividad humana. La contaminación de las aguas constituye actualmente un grave problema ambiental y dentro de los contaminantes de interés se encuentra la materia orgánica efluente (MOEF), la utilización de agentes biológicos para la eliminación de estos contaminantes, son obtenidas de la rizófera de plantas

hidrófitas de *Typhadominguensis*, para la remoción de materia orgánica, las seleccionadas se mostraron niveles de remoción de DQO por encima de 50 % frente a un efluente complejo en un tiempo de sólo 72 horas (Salgado-Bernal *et al.*,2012).

El uso de macrófitas como depurador, es una tecnología sustentable y se fundamenta en el uso de plantas para reducir *en situ* la concentración o peligrosidad de contaminantes orgánicos e inorgánicos de suelos, sedimentos, agua y aire; a partir, de procesos bioquímicos realizados por las plantas y microorganismos asociados a su sistema radicular. La fito remediación contempla seis procesos básicos: a) extracción, b) estabilización, c) inmovilización, d) degradación, e) volatilización y f) rizo filtración (Bernal *et al.*, 2007).

El tratamiento con *Myriophyllum Elatinoides* fue eficaz en las aguas residuales para eliminar nitrógeno (N) y fósforo (P). Sin embargo, poco se sabe acerca de la estructura de la abundancia y de la comunidad de microorganismos oxidantes de amoníaco asociados a los sistemas de purificación de *Myriophyllum elatinoides*. En este trabajo son los cinco aguas diferentes fueron tratados por *M. elatinoides* durante un mes. Los incluyen agua mineral (control), las aguas residuales porcina (SW), el 50% de las aguas residuales porcina diluido (50% SW), y dos aguas residuales sintéticas: 200 mg NH_4^+ (200 NH_4^+ -N) y 400 mg NH_4^+ (400 NH_4^+ -N). Los cambios más dramáticos estaban en las concentraciones Nitrógeno Totales (TN) NH_4^+ -N y, con tasas de remoción promedio de 84% y 90%, respectivamente, En los días 7, 14, y 28, el oxígeno disuelto (DO) se incrementó en 81.8%, 210.4% y 136.5%, respectivamente. En resumen, nuestros resultados experimentales sugieren que el *Myriophyllum*

elatinooides podría mejorar en purificar las aguas en la eliminación de cantidades significativas de N de las aguas residuales (Li *et al.*, 2015)

1.2 Enunciado del problema.

1.2.1. Problema general.

¿Cuánto tiempo se requiere para remover sólidos y líquidos de las aguas contaminadas los niveles de Nitrógeno Total y Fósforo Totales, utilizando macrófitas sumergidas en la Bahía interior de Puno?

1.2.2. Problemas específicos

¿Cuáles son los niveles de Nitrógeno Total y Fósforo Total que Eutrofizan la bahía interior de Puno,

¿Cuál es la eficiencia de los macrófitas sumergidas (*Elodea canadensis Michx*) Llacho y (*Myriophyllum quitense Kunth*) hinojo, en la absorción de los iones de nitrógeno y fósforo que las contaminan la bahía interior de Puno?

1.3 Justificación de la investigación

En la actualidad el deterioro de las aguas de la bahía interior de Puno, constituye una de las máximas preocupaciones, es un recurso de donde hoy se capta agua para el consumo humano, para la ciudad de Puno y también afecta a la fauna y flora que existía en las aguas de la bahía. Es por ello que, atendiendo a los valores potenciales de macrofitas la investigación, es un pilar para iniciar como una línea de investigación sobre macrófitas sumergidas.

- Conveniencia: permitirá conocer las macrófitas que se tiene como fito remediador y productora de oxígeno para mantener un ambiente sano para la salud de los pobladores de la bahía de Puno.
- En la parte Social: Una bahía limpia y sana donde se tiene la fauna y flora, son recursos utilizados como alimento para la fauna del lugar.

La investigación presentada tiene como consecuencia mantener un valor ético, el cual está sustentada sobre los principios y normas científicas de desarrollo, de la población que permitirá el análisis ambiental aplicativo.

1.4 Objetivos de la investigación

1.4.1 Objetivo general

Evaluar niveles de iones de nitrógeno Total y Fósforo Total de las aguas eutrofizadas y la eficiencia de macrófitas en absorber iones orgánicos (nitrógeno Total y Fósforo Total) de las aguas contaminadas de la bahía interior de Puno.

1.4.2 Objetivos específicos:

- Determinar los niveles de iones Nitrógeno Total y Fósforo Total de los sectores de Isla Espinar, Boca toma de Muelle e Isla Esteves de la bahía interior de Puno.

- Establecer la capacidad de absorción de los iones de Nitrógeno Total Y Fósforo Total en la zona foliar y zona radicular de *Elodea Myriophyllum*, a nivel de acuarios

1.5 Hipótesis de la investigación.

1.5.1 Hipótesis general

Los niveles de iones de Nitrógeno Total y Fósforo Total de las aguas contaminadas influirían en la eficiencia absorción de estos hacia sus órganos por *Elodea canadense* y *Myriophyllum quitense* de la bahía interior de Puno

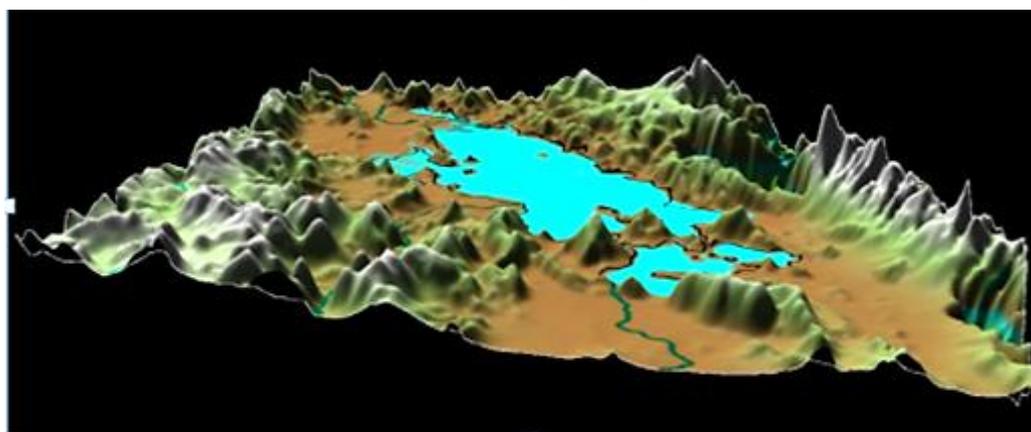
CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes de la Investigación

Los límites máximos permisibles de parámetros de calidad organolépticas para la calidad de agua para consumo humano se estableció: Olor Aceptable, sabor aceptable, Color UC Vescala Pt/Co 15, Turbiedad UNT 5, Valor de pH 6.5 a 8.51, Conductividad eléctrica a 25°C, 1,500 mhos/cm, sólidos totales disueltos 1000 mg/l., Cloruros 250 mg Cl⁻ /l, sulfatos 250 mg SO₄ = L-1 mg, Dureza Total 500 CaCO₃/l. 1 mg Amoniaco 1.5 ml/l (DIGESA, 2011)

FIGURA 1
CARACTERÍSTICAS GEOGRÁFICAS DE LA CUENCA DEL LAGO TITICACA,
ROSALES (2005)



Colombia también estableció un control de la calidad del agua para consumo humano, según el decreto 1575 de 2007. La clasificación del Índice de Categoría de Riesgo para la Calidad del agua (Ministerio de la Protección Social, Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Resolución 2115 de 2007), define una proporción de puntaje, así: de 80,1 a 100% es inviable sanitariamente; de 35,1 a 80% es riesgo alto; de 14,1 a 35% es riesgo medio; de 5,1 a 14% es riesgo bajo; y de 0 a 5 % sin riesgo (Briñez, 2012)

2.1.1. Contaminantes en la formación de aguas residuales de lagos

El agua residual es la combinación de los residuos líquidos o aguas portadoras de residuos, procedentes tanto de residencia como de instituciones públicas, establecimientos industriales comerciales a los que se puede agregar, eventualmente, aguas pluviales (Capra, 1988).

Las aguas residuales están formadas por un 99% de agua y un 1% de sólidos en suspensión y soluciones orgánicos e inorgánicos (Duncan, 1990).

La necesidad de preservar el ambiente libre de contaminación exige la depuración de las aguas residuales antes de ser vertidas a los cauces receptores. En este proceso de depuración se generan elevadas cantidades de residuos orgánicos llamados lodos de depuradoras, biosólidos o fangos (Miralles *et al.*, 2002).

Las diversas actividades generadas por el hombre han provocado una modificación de las características de los recursos hídricos, alcanzando niveles de

contaminación que hacen el agua no apta para consumo humano. Las fuentes de agua que abastecen a una población pueden proceder de la lluvia, de aguas superficiales o de aguas subterráneas también puede transportar sustancias nocivas al organismo, ocasionando daños en la salud de las personas. En la siguiente tabla se clasifican los contaminantes presentes en el agua (Chulluncuy, 2011).

CUADRO 1
Clasificación de los contaminantes presentes en el agua

Físicos	Químicos	Gaseosos	Biológicos
Color	Materia orgánica	Anidrido carbónico	Bacterias
Olor y sabor	Acidez/alcalinidad	Metano	Hongos
Grasas y aceites	pH	Ácido sulfídrico	Protozoos
Espumas	Nitrógeno		Algas
Radioactividad	Fosforo		Animales
Temperatura	Salinidad		Plantas
Sólidos disueltos	Metales pesados		Virus
Sólidos en suspensión	Detergentes		
	Compuestos tóxicos		
	Pesticidas		

Fuente: Chulluncuy (2011).

2.1.2. FÍSICA

Toda comunidad genera residuos tanto sólidos, como líquidos y gaseosos. La parte líquida de los mismos, es esencialmente el agua que deshecha la comunidad una vez ha sido contaminada por los diferentes usos para los cuales ha sido empleada, por lo que se denomina aguas residuales (Mefcalt y Eddy, 1995).

Determinaciones analíticas. Se realizaron mediciones, *in situ*, de conductividad eléctrica (CE), oxígeno disuelto (OD) y caudal (Q) mediante un milímetro modelo Hanna C 200. El pH, se midió en un pH metro digital, modelo CD70, WPA. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), la demanda química de

oxígeno (DQO), los sólidos totales (ST), los sedimentables (SS), los totales fijos (STF), los totales volátiles (STV), el nitrógeno total (NT) y el fósforo total (PT) se analizaron según las especificaciones establecidas en el (Standard Methods, 2000).

Los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, son el nivel de concentración o el grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos presentes en el agua para DBO₅ 5 mg/l, DQO 20 mg/l., Detergentes 0.5 mg/l, Dureza 500 mg/l., Fosforo Total 0.1-0.15 mg/l. P, nitratos 10 mg/l. N., nitritos 1 mg/.N., turbidez 100 UNT. (Ministerio del Ambiente, 2011).

2.1.3. Química

La composición típica de aguas residuales, estén o no diluidas con aguas de lluvia, contienen elementos contaminantes que al ser descargados al curso receptor pueden causar impacto ambiental y poner en riesgo la salud del hombre. Los principales contaminantes que contiene el agua residual y que pueden estar disueltos o suspendidos, se agrupan en: Materia orgánica con grado variable de biodegradable. Compuestos nitrogenados de origen orgánico y/o mineral. · Compuestos fosforados de origen mineral (Rojas, 2002).

Para caracterizar las aguas residuales se realizó un muestreo durante tres días, para comparar en el tiempo indicadores físicos y químicos. En estas condiciones se encontraron diferencias con respecto al tiempo en el oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales (ST) y sólidos sedimentables (SS). Las aguas

residuales generadas en el Instituto varían en su composición en los distintos horarios del día. Esto está condicionado por el desarrollo de las actividades agropecuarias, así como por las características del sistema que definen el flujo de contaminantes (Pérez, 2002).

Las aguas residuales de rastros municipales son una fuente potencial de problemas ambientales y de salud pública; además de violar la legislación en materia de protección ambiental. La carga orgánica de estos efluentes, medida como DBO_5 , es del orden 3000 -12000 mg/l, las características y volúmenes del efluente varían en función del tipo y grado de tecnificación del proceso, así como del grado de aprovechamiento de subproductos (Gutiérrez-Sarabia *et al.*, 2004).

La metodología propuesta para la Validación y Verificación permitieron terminar y Verificación de los ensayos DQO, Fósforo Total y Ortofosfato, Grasas y Aceites, Nitrógeno Amoniacal por electrodo selectivo, Nitrógeno amoniacal, Orgánico y Total por Kjeldahl, Sólidos suspendidos totales, fijos y volátiles en agua, sólidos sedimentables, Conductividad, pH, Acidez y Alcalinidad (Navarro *et al.*, 2005).

Las propiedades químicas de los biosólidos de aguas residuales urbanas procedentes de la estación depuradora de aguas residuales, los mayores contaminantes están representados por MO (materia orgánica) oxidable (42.5%), Ca^{++} (8.84%, Nitrógeno (2.6%) y Fósforo (1.35%), se encuentran relativamente altos, en tanto Mg^{++} (0.84%), K^+ (0.76%) se presentan en concentraciones bajas; pH de 7.12 (Utria *et al.*, 2006).

Para tratamiento de agua residual proveniente de un rastro municipal. El FA operó con Cargas Orgánicas en un intervalo $3.7-16.5 \text{ kg/m}^3 / \text{ día}$, las eficiencias de remoción de DQO oscilaron en un intervalo 50 - 81% y tuvieron una tendencia inversamente al valor de carga orgánica. Por su parte, la degradación de la materia orgánica vía aerobia mostró una cinética de primer orden con respecto a la concentración Materia Orgánica (MO); pues bastó sólo un Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) igual a 6 h para eliminar 85% de la MO remanente del FA y 3 h más para eliminar arriba del 95% de la materia orgánica como DQO total. Así, las mejores condiciones de tratamiento en el sistema An/Ar se dieron cuando el FA operaba a una carga orgánica $11.0 \text{ kg/m}^3\text{-d}$ y $\text{TRH} = 24\text{h}$ (López *et al.*, 2008).

La remoción de turbidez de agua procedente de tres fuentes; río Tamazula, residual de la Planta Degremont y de un estanque del Jardín Botánico. De acuerdo con los resultados obtenidos, es posible eliminar la turbidez del agua del río Tamazula mediante este proceso, logrando cumplir, bajo las condiciones estudiadas, con las normas sociales mexicanas en este rubro. La conclusión general es que el proceso de electro-coagulación presenta un potencial elevado de aplicación en el tratamiento de las tres fuentes de agua empleadas, para la eliminación de la turbidez (Perez-Sicairos *et al.*, 2011).

La determinación de los parámetros de temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, DQO, DBO_5 , concentración de especies de nitrógeno (nitratos y nitritos) y concentración de especies de fósforo (fósforo total, fósforo hidrolizable total, ortofosfato total y fósforo orgánico total). Estos análisis se realizaron siguiendo metodologías normalizadas para el análisis de aguas. En los resultados se observan comportamientos de poca variabilidad en los parámetros de

temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto; en cuanto al aporte de nitratos, respecto a las diferentes especies de fósforo evaluadas permiten establecer la escasa contribución de fósforo orgánico hacia el cuerpo de agua, además del aporte significativo de fósforo por detergentes vertidos en la corriente. Basándose en la caracterización efectuada, se puede establecer que la actividad agrícola aporta nutrientes que probablemente favorecen el desarrollo del proceso de eutrofización en el lago (Abella *et al.*, 2012).

El oxígeno disuelto (OD), está en cantidades inversas a la temperatura, es decir, entre más caliente el agua menos oxígeno tiene y viceversa, o sea, que el agua fría es la que más oxígeno disuelto, estos entran en Los alimentos de los peces contienen proteínas que al ser degradadas dentro del pez se convierten una parte en amonio (amonio o amoniaco) que es liberado al agua, el amonio en pequeñas cantidades es tóxico para los peces, el amonio no ionizada es la peligrosa, sus efectos que ocasionan en los peces son múltiples tales como, rompimiento de los glóbulos rojos. El efluente final registró una eficiencia media de remoción de la DBO₅ de 80.2%; los valores de sólidos sedimentables superaron el límite permisible de 1.0 ml/l. La mayor parte del tiempo y pese a las variaciones climáticas, la planta cumplió con la normatividad ambiental brasilera en términos de remoción de DBO₅ y sólidos sedimentables (Sánchez y Tsunao, 2012).

Las operaciones del matadero generan complejo, con alta concentración de materia orgánica, compuesto principalmente de proteínas y su degradación productos y grasas, considerados con alta contaminación potencial. Para caracterizar los efluentes de aguas residuales. se tomaron en 5 mataderos en Trujillo y las características físico-químicas y microbiológicas se realizó mediante

la medición de pH, temperatura, Sólidos totales disueltos, salinidad, demanda química de oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), sulfuros, el nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, fósforo total, se Concluye: DBO₅ / DQO relación (> 0.6) nos permite inferir que la materia orgánica es biodegradable (Becerra-Gutiérrez, 2014).

El agua es la sustancia más importante para los seres vivos, después del oxígeno. Ya que sería muy complicado medir cada una de las sustancias que arrojan al alcantarillado: detergentes, papel higiénico, residuos de comida, orina y materia fecal, pelos, residuos Industriales, y otros. El principal parámetro para medir la contaminación de las aguas es la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) es uno de los indicadores más importantes en la medición de la contaminación en aguas residuales, Un lago con alta DBO₅ tiene poco contenido de oxígeno (Raffo y Ruiz, 2014).

El agua tiene varias impurezas y partículas sólidas en suspensión que elevan su nivel de turbidez. A *Moringa oleifera* Lam. Es una planta de las semillas del cual se obtiene el agente coagulante para la remoción de la turbidez. Se utilizan aguas con 70, 250 e 400 UNT inicial. Los tiempos de sedimentación y las dosagens de la solución coagulante utilizadas fueron. Las semillas con cascara fueron más eficientes con 90% (Muniz *et al.*, 2015).

2.1.4. Biológica

La calidad del agua se ve afectada por la turbidez y sedimentación en la parte física, y por contaminación biológica con coliformes fecales. Los usuarios muestran poca aceptación al uso de tecnologías de desinfección propuestas

debido a la desinformación en cuanto a salud y poca preocupación por su nivel de vida. El análisis de riesgo practicado al acueducto principal muestra un riesgo medio en la mayoría de sus componentes, y las principales deficiencias del sistema de abastecimiento (Mejía, 2005).

Los contaminantes orgánicos emergentes conforman un grupo de sustancias muy heterogéneas, cuya característica en común es que causan efectos negativos sobre los organismos acuáticos, por lo que deben de ser eliminados del ambiente. Lamentablemente, los procesos convencionales con los que operan las plantas de tratamiento de aguas residuales, especialmente los de tipo biológico, son ineficientes en la remoción de estas sustancias. Por este motivo, se hace necesaria la evaluación y optimización de tratamientos más eficaces, entre los que se encuentran los procesos de oxidación avanzada y de filtración por membranas. Sin embargo, ambas técnicas presentan inconvenientes que pueden limitar la aplicación individual de las mismas, de modo que podría proponerse la combinación de dichas tecnologías con procesos biológicos como mejor solución para tratar las aguas residuales contaminadas con contaminantes orgánicos emergentes (Rubio *et al.*, 2013).

2.2 EUTROFIZACIÓN

Por eutrofización se entiende el enriquecimiento de nutrientes para el crecimiento de algas y bacterias, sobre todo de nitrógeno (N) y fósforo (P). Generalmente se considera la carga externa como la principal causa de la eutrofización de cuerpos de agua, enfocándose las estrategias de control de nutrientes a la limitación de éstas. Sin embargo, se ha observado que continúan

los florecimientos de algas y las condiciones de anoxia aún después de la reducción de carga externa, siendo la carga interna el principal mecanismo que aporta fósforo a las algas con bajas concentraciones de ortofosfato en el agua y altas concentraciones en sedimentos (Rasmussen y Ceballos, 2009) siendo el fósforo total entre 4 y 15 mg/L (Punmia y Kumar, 1998).

En cuanto al estado trófico de las mismas, se afirma que actualmente varían entre eutrófico e hipertrófico. Aquellas que presentan un mayor estado trófico son las que soportan una mayor intensidad de uso de la tierra en sus respectivas cuencas de drenaje. La intensidad de uso de la tierra también se ve reflejada en las características del ecosistema lagunar. Por el contrario, todas las lagunas con alta utilización humana de sus drenajes se ubican entre las turbias, que presentan las mayores concentraciones de nutrientes y alta abundancia de peces planctívoros (Quirós *et al.*, 2002).

Entre los problemas ambientales de lagos, la eutrofización es uno de los más frecuentes. Este fenómeno que se define como un proceso de deterioro de la calidad del recurso, se origina por el enriquecimiento de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, condicionando la utilización de los mismos y ejerciendo grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos a escala regional (Girão *et al.*, 2007).

Los nutrientes primarios nitrógeno y fósforo son constituyentes de los fertilizantes, detergentes y de las descargas de aguas residuales domésticas e industriales. El promedio de nitrógeno y fósforo totales de los ríos que drenan al lago fue 1.20 y 0.84 mg/l, respectivamente, contribuyendo significativamente con

el proceso de eutrofización. Así mismo, la expansión de las fronteras agrícolas ha provocado deforestación, erosión y contaminación, afectando el paisaje y la disponibilidad de agua, y produciendo un aumento de los nutrientes en el Lago (Rivas *et al.*, 2009).

El medio eutrófico, agotamiento del oxígeno, muerte de los vertebrados por sofoco. La Eutrofización, es el enriquecimiento en nutrientes de las aguas. Produce un crecimiento excesivo de algas, las cuales al morir se depositan en el fondo de los ríos o lagos, generando residuos orgánicos que, al descomponerse, consumen gran parte del oxígeno disuelto y de esta manera pueden afectar a la vida acuática y producir la muerte por asfixia de la fauna y flora, hasta el punto de matar el río o lago por completo (Romero, 2010).

Este cuerpo de agua puede considerarse como monomítico. El oxígeno disuelto y el bióxido de carbono presentaron valores que indican procesos de descomposición, de materia orgánica; se considera que el proceso continuo de eutrofización, provocado por diversas razones, permite observar claras diferencias entre la zona trofólítica y la tropogénica en este lago. El sedimento se caracterizó como rico en materia orgánica, con zonas en donde el pH tiende a la acidez y presenta cantidades variantes de nutrientes, correspondiendo al grado de descomposición del detritus. Las condiciones y dinámica del sedimento, se ven reflejadas en el resto de la columna de agua, considerándolo un sistema productivo con tendencia a la eutrofización (Díaz *et al.*, 2014).

2.2.1. Nitrógeno Total

El incremento de la urbanización junto con la descompensación del régimen hidrológico trajo como consecuencia, que los relictos del antiguo lago sufrieran un acelerado proceso de eutrofización. En condiciones de eutrofización y con valores de pH alcalinos; asimismo, es sorprendente el grado de bioacumulación de ciertos elementos como manganeso y hierro, los cuales rebasan hasta en dos órdenes de magnitud los niveles de bioacumulación reportados para lirio acuático utilizado en el tratamiento de aguas residuales. Finalmente, son de llamar la atención los contenidos encontrados de nitrógeno total, los que en promedio muestran un 3.27% (Quiroz *et al.*, 1991).

La determinación de la concentración de los nutrientes (amonio, nitritos, nitratos, silicatos y fosfatos) requiere la evaluación precisa de aquellas variables que pueden afectar a su medida. En este sentido, la salinidad es un parámetro que es necesario considerar, habida cuenta del amplio intervalo de variación que puede presentar en ecosistemas estuáricos, entre 0 y 36. Los resultados analizados ponen de manifiesto que este parámetro no afecta a la medida de nitritos y fosfatos, mientras que sí lo hace para el amonio y silicato. Se señalan también aplicaciones prácticas a la medida de nutrientes en muestras en un amplio intervalo de salinidad (Arjonilla y Blasco, 2003).

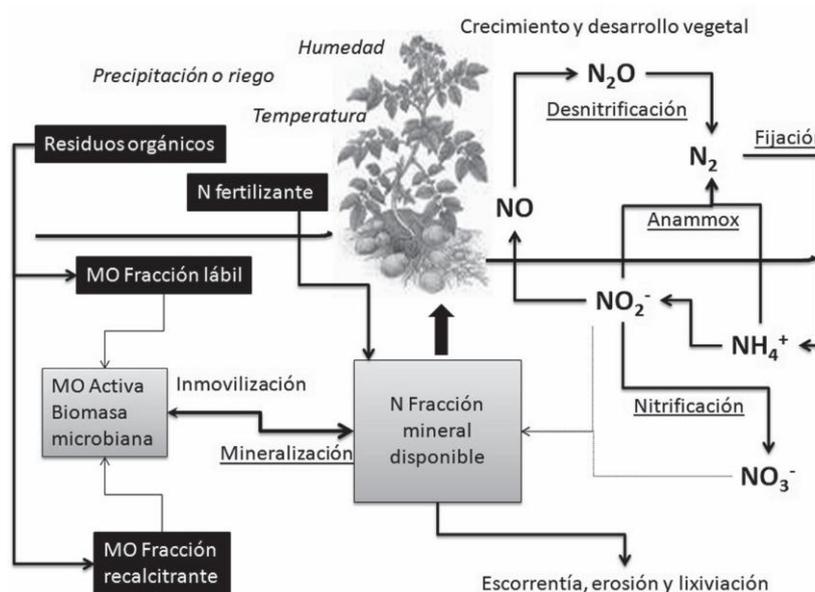
La eliminación de los parámetros ambientales más significativos, es decir, Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) y los Sólidos Suspendidos Totales (SST). Se evaluó mediante un balance de masa. Los resultados del análisis indican que para mantener la concentración del flujo de

salida del sistema de tratamiento conforme a la normativa nacional sobre descargas a cuerpos de agua, es decir reducir la DBO₅, DQO y SST con una eficiencia mayor que el 95%, deben procesar 1434 kg/día de lodos. (Márquez y Guevara, 2004).

El nitrógeno presente en el agua residual de rastro proviene, de manera general, del amonio de la orina y del excremento, la naturaleza del amonio (NH₄) dependerá del pH que presente el agua residual. La sangre es una de las fuentes más importantes y se expresa como nitrógeno total (Flores, 2007).

La dinámica de este elemento (Figura 2) la fijación de nitrógeno (N₂), la mineralización, la nitrificación, la desmitificación y la oxidación anaeróbica del amonio mediados principalmente por microorganismos presentes en el suelo (Klotz y Stain, 2008).

FIGURA 2
RELACIONES ENTRE EL CICLO DEL NITRÓGENO Y LOS COMPARTIMENTOS ORGÁNICOS Y MINERALES



Las concentraciones naturales de fósforo y nitrógeno limitaban la biomasa fitoplanctónica en el Lago. Se aplicaron tratamientos de enriquecimiento con nitrógeno, fósforo y nitrógeno + fósforo durante las dos etapas características de la hidrodinámica del lago: estratificación y mezcla. Se dio seguimiento al potencial de crecimiento algal mediante la evaluación fluorométrica in vivo de los cambios diarios de la concentración de clorofila a expresados como porcentaje de cambio relativo con respecto al testigo (T). Los resultados muestran que el nitrógeno es el nutrimento que principalmente podría limitar el crecimiento el nutriente limitante es el fósforo. La adición de un solo nutrimento produjo sólo un breve incremento en el crecimiento en tanto el otro nutrimento se agotó. Sin embargo, cuando ambos nutrientes fueron añadidos, el crecimiento fue sostenido y se produjo una respuesta importante y detectable. (Ramos *et al.*, 2008).

Se efectúa una estimación de la carga de fósforo y nitrógeno biodisponible en sus contenidos de nutrientes y un aporte de nitrógeno total alto dominado por la fracción orgánica (más del 90% del total), que osciló entre 149 y 4,350 mmol/s, carga de nitrógeno total se estima del orden de 8.500 toneladas anuales. La carga de fósforo total aportada por vía fluvial al fiordo Aysén se estima entre 300 y 500 toneladas anuales. La carga fluvial de nitrógeno asciende a su vez a una cifra gruesa estimada en 17,000 toneladas anuales. De esta cantidad, más del 96% ingresa en promedio como nitrógeno orgánico. El flujo de nitrógeno biodisponible aportado por la precipitación pluvial al espejo de aguas del fiordo Aysén fluctúa entre 8,3 y 12,2 mmol·/m²/a¹ dependiendo de la zona del fiordo, lo que representa una carga de 50 toneladas anuales incorporadas directamente a sus aguas superficiales (Prado y Salcedo, 2008).

El nitrógeno es un indicador relevante en los estudios medioambientales, debido a descargas de las aguas residuales al medio. El método kjeldahl es utilizado para la determinación de nitrógeno total y en las aguas residuales se encuentran: nitrógeno orgánico y amoniacal, nitritos, nitratos entre otras. En el presente trabajo se realiza una valoración de la problemática de la determinación de nitrógeno y nitrógeno amoniacal en aguas residuales, teniendo en cuenta los Límites Máximos Permisibles Promedios (LMPP) de la NC 27: 2012 y los límites de cuantificación (LC) de los métodos analíticos objeto de estudio se comprobó en las condiciones del laboratorio donde se desarrolló el trabajo el LC del nitrógeno determinado por el método Kjeldahl es superior(10 mg/L.) a lo que establece el método normalizado (5 mg/L), el que coincide con el LMPP de la norma de vertimiento cubana. Además, se demostró que en la determinación de nitrógeno amoniacal el método Kjeldahl encontraron superiores a 10 mg/l (Espinosa-Llorens *et al.*, 2013).

2.2.2. Fósforo total

Para evaluar el intercambio de fósforo en el sedimento-agua se hizo interfaz y el papel de las plantas en estos procesos fisiológicos. Fósforo disuelto en agua de pozo oscilaron entre 1 y 5 μg en concentraciones totales de sedimentos de fósforo y osciló entre 150 y 250 μg de fósforo, formas de fósforo ejercen una importante influencia sobre el fósforo de sedimentos la dinámica fue también evidente. La fracción lábil de fósforo de estos sedimentos fue, pequeña con la presencia de montmorillonita. Cualquiera que sea la relación del Fósforo total en comparación con el fósforo lábil, este último fracción parecen suficientes para cumplir con los requerimientos de fósforo de las plantas, y parece poco probable limitación de fósforo para crecimiento de las plantas (Montse, 1988).

En 1945, Bray y Kurtz proponen un método rápido para estimar las formas de fósforo disponible para las plantas. El método conocido como Bray 1 se trata de una extracción con una solución mezcla de NH_4F 0,03N y HCl 0,025N, que se basa en el efecto solubilizador del H^+ sobre el fósforo del suelo y la capacidad del ión F^- de bajar la actividad del Al^{+3} , evitando la readsorción de los fosfatos en el sistema de extracción. Ellos plantearon trabajar con 1 gramo de suelo y 7 ml de solución extractiva, agitando vigorosamente por un minuto, para luego determinar el fósforo en el extracto. En el suelo, los principales componentes de la materia orgánica son el Carbono, Nitrógeno, Fósforo y Azufre. El fósforo (P) es el nutriente que debe ser suministrado casi en su totalidad por el intemperismo del material parental, debido a que presenta un bajo retorno atmosférico (Boschetti *et al.*, 2003).

Las concentraciones de sólidos suspendidos totales, fósforo total, nitrógeno total y demanda bioquímica de oxígeno en efluentes de acuicultura en sistemas abiertos suelen ser del orden del 3% o menores que las presentadas por aguas residuales domésticas (True, 2004).

Determinaciones analíticas. Se realizaron mediciones, *in situ*, de conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y caudal (Q) mediante un milímetro modelo Hanna C 200. El pH se midió en un pH metro digital, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), la demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos totales (ST), los sedimentables (SS), los totales fijos (STF), los totales volátiles (STV), el nitrógeno total (NT) y el fósforo total (PT) se analizaron según las especificaciones establecidas en el Standard Methods (2005).

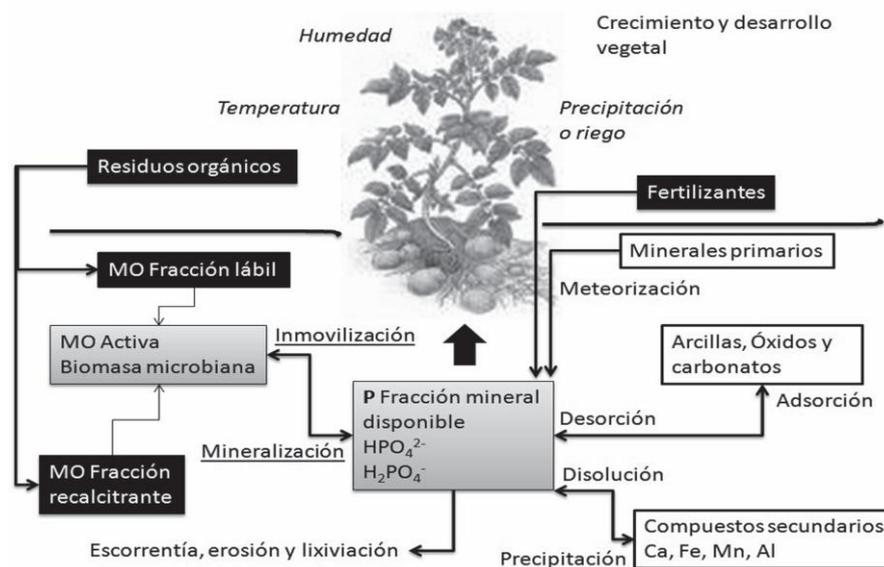
El fósforo (P) es un elemento esencial para la vida. Debido a la complejidad de la dinámica de este nutriente, aún existen varios procesos que no están claramente entendidos, principalmente en los ecosistemas oligotróficos. La forma química disponible del P es el ortofosfato, pero por su alta reactividad y demanda de la biota, esta forma es rápidamente disminuida de la solución del suelo. Las formas orgánicas representan la principal fuente de este nutriente mediante la mineralización bioquímica producto principalmente de la comunidad bacteriana del suelo. Entre los compuestos organofosforados, los ésteres de fosfatos son los más fáciles de mineralizar, siendo fundamental en el metabolismo de los organismos y del principal cofactor nucleótido (ATP), requerido para la transferencia de energía y catálisis celular (Wlute y Mecalf, 2007).

Se evaluó la calidad de las aguas del estero Limache en cinco estaciones de muestreo en el período de bajo caudal. En cada estación se colectaron macro invertebrados acuáticos, se midió *in situ* pH, conductividad, oxígeno disuelto, y sólidos disueltos totales. En el laboratorio se determinó la demanda biológica de oxígeno (DBO), fósforo total y nitrógeno total. También se determinó la toxicidad del agua mediante bioensayos con la micro alga. Se determinaron 33 familias de macro invertebrados, los taxa dominantes fueron Dugessidae, Oligochaeta y Chironomidae. Se encontró correlación significativa entre el índice biótico de familias (ChIBF), la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales ($r = 0,92$; $p < 0,05$). La menor diversidad de especies y tasa de crecimiento de *P. subcapitata* fue en las estaciones con mayor actividad antrópica y en la zona de descarga del efluente de una planta de tratamiento de aguas domésticas. (Córdova *et al.*, 2009).

La capacidad de remoción de fosfatos fue estudiada en condiciones de laboratorio. Se concluye que *Lemna minor* puede remover ortofosfato eficientemente si se cosecha frecuentemente. En tanto encontraron que la concentración inicial de 15 mg/L. fue reducido a 0.5mg/L. al final de un periodo de 8 días (Obek, y Hasar, 2002). En tanto el uso de la cascara de cocotero en un proceso de adsorción de metales pesados desde aguas acidas, encontrando que este biopolímero se satura a 2.26 y 3.38 mmol/l de plomo y cadmio respectivamente el tratamiento de aguas residuales domésticas, menciona al Jacinto de agua como la especie más eficiente en la remoción de lodos (91%, a diferencia de los otros tratamientos en un 75%) y esta remoción estuvo asociada a las mismas variables fisicoquímicas (90% en Jacinto de agua y 60% en los diferentes tratamientos) (Cupe, 2009).

El reciclaje de lodo de estaciones de tratamiento de agua en la remoción de fósforo ha sido considerada una importante alternativa de uso benéfico del lodo, permitiendo solucionar dos problemas ambientales: el lanzamiento de fósforo en áreas de manantiales protegidos y la disposición inadecuada del lodo generado durante el proceso de tratamiento del agua. En este trabajo se estudió el reciclaje de lodo 'in natura' de una estación de tratamiento de agua que emplea sales de aluminio como coagulante en la remoción de fósforo de efluentes de lagunas de estabilización. Los resultados en la remoción de fósforo soluble del efluente aplicando esta alternativa, fue >90% con una dosis de lodo de 131mg/l, así como remociones elevadas de turbidez (62%) y color aparente 56% (Soares *et al.*, 2011).

FIGURA 3
RELACIONES ENTRE EL CICLO DEL FÓSFORO Y LOS COMPARTIMENTOS
ORGÁNICOS Y MINERALES



La concentración de fósforo incrementa al disminuir el potencial redox, debido a la disolución de minerales de hierro bajo condiciones reducidas (E_h negativo) y la consecuente lixiviación de fósforo. La cantidad de fósforo lixiviado representa aproximadamente 1% del fósforo total en sedimentos. Las cargas acumuladas de nitrógeno y fósforo fueron de 1153.5 t/año y de 3.7 t/año, respectivamente. Estos resultados de carga interna fueron comparados con el balance anual de nutrientes para el cuerpo de agua, que arrojó una carga interna de fósforo de 13.7 t/año, que es 37.0% de la carga interna estimada, mientras que el balance de nitrógeno resulta en 914 t/año o 79% de la carga interna estimada con el procedimiento aquí propuesto (Hansen y Márquez-Pacheco, 2012).

El vertimiento de aguas residuales (AR) produce impactos sobre los cuerpos de agua receptores. Nutrientes como Fósforo generan implicaciones en los sistemas lénticos pues aceleran los procesos de eutrofización. Se han utilizado

diversas tecnologías para la remoción de fósforo de las aguas residuales, sistemas de tratamiento físico químico con importantes efectos por adición de productos coagulantes; procesos biológicos basados en alternancia de condiciones anaerobias y aerobias con importantes implicaciones de volumen necesario; sistemas como lagunas de estabilización e irrigación requieren de áreas muy considerables y procesos de pos tratamiento. Se evaluó la eficiencia de remoción de Fósforo reactivo y fósforo total en tres tipos de reacciones aerobios de lecho fluidizado con circulación interna, con diámetro externo de 250 mm y diferentes diámetros de tubo interno (DTI), con dos medios de soporte y diferentes concentraciones en dos de los reactores. Las eficiencias medias de remoción de Fósforo reactivo en aguas residuales domésticas para un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 3 horas en el reactor con DTI 125 mm variaron entre 25,6 y 38,4% y en el reactor con DTI 150 mm entre 27,5 y 32,5%; la remoción de fósforo total en el SRA para un TRH de 0,19 h y DTI 100 mm fue de 32,7%.(Teixeira *et al.*, 2013).

2.3 MACRÓFITAS

Si bien el proceso eutrófico en el lago Titikaka aún está localizado solamente en áreas próximas a asentamientos humanos importantes, si la contaminación persiste con los niveles actuales de emisión puede derivarse en una situación peligrosa para la salud de los pobladores por el metabolismo de tóxicos y toxinas (Ferreira *et al.*, 2002).

Según referencias de Pérez (2002) los siguientes parámetros: pH del agua, abundancia y diversidad de fitoplancton, vegetación sumergida, vegetación flotante, micro y meso fauna, las que fueron analizadas como indicadores de

eutrofización: 1) la presencia y cobertura de las macrófitas flotantes *Lemna* spp. y *Azolla* spp., 2) la diversidad y cobertura de la vegetación sumergida, 3) la cantidad y diversidad de fitoplancton, y 4) las propiedades organolépticas del agua (turbidez y olor).

Lagos eutróficos naturales con vegetación *Magnopotamiono Hydrocharion* (asociación *Utrricula rietumexoletto-australis*). Un análisis TWINSPLAN realizado a partir de 70 especies de macrófitos (hidrófitos y helófitos), puso de manifiesto que la distribución y crecimiento de la vegetación estaba grandemente influenciada por la profundidad del agua y su variabilidad estacional. La contaminación de las aguas a través de vertidos industriales o agrícolas, la destrucción de la vegetación por la quema de rastrojos, la aceleración del proceso de colmatación por aporte de sedimentos (Santiago, 2003).

CUADRO 2
RESULTADOS DE LOS CRITERIOS DE BIOLÓGICOS EMPLEADOS PARA LOS SITIOS DE ESTUDIO Y RANKING DE EUTROFIZACIÓN

Sitio	Macrófitas flotantes	Vegetación sumergida	Fitoplancton	Propiedades organolépticas	pH agua	Fauna	Ranking de eutrofización
1	Poca cantidad De <i>Azolla</i> sp y <i>Lemna</i> sp. (~10%)	Abundante <i>Myriophyllum quitense</i> , otras muy escasas	Abundante, diverso con predominancia de pirrófitas y diatomeas	Aguas ligeramente turbias, muy poco olor	7,85	Moluscos (Planorbidae) y anélidos (Tubificidae)	Ligera
2	35% superficie cubierta por <i>Lemna minor</i> y <i>Azolla</i> sp.	Muy pocas macrófitas de <i>Chara</i> y clorófitas	Medianamente abundante, poco diverso	Aguas turbias de muy mal olor	7,23	Pocos moluscos e insectos. Presencia de oligoquetos (Tubificidae)	Avanzada
3	Presencia de <i>Lemna</i> sp. (~20%)	5% de <i>S. californicus</i> ssp. totora, no hay otra vegetación sumergida	Muy abundante pero poco diverso, predominancia de diatomeas	Aguas claras con olor fétido	6,76	Ausente	Media
4	Poca cantidad De <i>Azolla</i> sp. Y <i>Lemna</i> sp. (<10%)	Abundante, 10% de cobertura de <i>Chara</i> sp. y <i>potamogeton pectinatus</i> ; musgos sumergidos	Escaso y poco diverso (predominan diatomeas)	Aguas claras y limpias, casi sin olor	7,61	Pequeños arácnidos y abundantes oligoquetos (Tubificidae)	Incipiente

Fuente: FontúrbelF. 2003. uso de los indicadores para la evaluación rápida de la eutrofización localizada a orillas del Lago Titikaka.

Se evaluaron diferentes grados de eutrofización. Se emplearon 4 indicadores de evaluación rápida: macrófitas flotantes y sumergidas, fitoplancton y propiedades organolépticas, complementándolos con análisis de pH y micro-meso fauna. Se encontraron diferentes grados de afectación por el proceso eutrófico en parte debido a la influencia humana y la contaminación de los sitios de estudio. Se analizó la relevancia de cada indicador en este caso particular (Fontúrbel, 2005)

2.3.1. Elodea

En América del Sur es muy fácil criarla. Su más alto potencial se da en aguas frías. Crecen con largos tallos con hojitas en forma de roseta, y que son alargadas, ovaladas y en verticilo, serradas y con terminación en punta. Las raíces pueden salir a cualquier altura y desde allí van al fondo a aferrarse. Habita en poco profundos lagos, estanques, piscinas, zanjas y arroyos en movimiento, hasta 3 m en casos excepcionales hasta 16 m de profundidad de agua. Requerimientos de hábitat Tolera valores de pH 6,0 a 7,5 y temperaturas de 1 a 25° C. (Bowmer, 1995).

Se trata de una planta herbácea acuática, dioica, enraizada en el fondo, con los tallos ramificados y muy foliosos. Florece de mayo a agosto. Se reproduce tanto por semilla como vegetativamente por medio de fragmentos de tallo que tienen capacidad para enraizar. En Europa, parece que sólo se encuentran ejemplares femeninos, por lo que su reproducción es obligatoriamente asexual. Vive principalmente en aguas estancadas. No soporta la contaminación, por lo que es un buen bioindicador de la calidad del agua. Prefiere aguas eutróficas, algo calcáreas, con pH entre 6,5 y 10 y temperatura entre 10 y 25°C. Especie de luz,

necesita exposiciones al sol, afectándole negativamente la sombra. Puede vivir a profundidades considerables a 14 m de profundidad (Sanz-Elorza *et al.*, 2004).

Elodea Habita en aguas limpias, sumergida en aguas corrientes o estancadas. Tolera la contaminación. Prefiere aguas calcáreas, con pH entre 6.5-10 y temperaturas no inferiores a los 25°C. Em esta área, la producción média de biomasa anual varia de 24 t/ de MS /Há/ ano-1, no em el período seco, hasta 42,6 t de MS/ Há/ año, en el período lluvioso (Oliveira, *et al.*, 2004).

Elodea potamogeton 2.00% en el sector Alaya, altitud y ubicación 68° 48' 52,68"W, 15° 56' 13,48"S 3825 de las áreas de estudio. Se tomaron muestras en cada una de las áreas de estudio para determinar turbidez, concentraciones de nitrógeno total (método EPA 351.1), fósforo soluble (método EPA 365.2) y DBO₅ (método EPA 405.1) (Fontúrbel, 2005).

FIGURA 4
TALLOS Y HOJAS ELODEA CANADENSIS



FUENTE FOTO DE MEGA LABORATORIO UNA PUNO 2015

Para evaluar el uso de la elodea (*Egeria densa*) en la alimentación de pollitas de estirpes, con aves de catorce días de nacidas, durante ocho semanas;

sustituyendo el alimento concentrado (grupo testigo-TE) por 20 (T20), 30 (T30) y 40% (T40) de elodea cosechada. La elodea al momento de su recolección presentó un 9% de materia seca con 16% de proteína cruda, 24% de fibra cruda y 44% de Fibra Detergente Neutro. Las cantidades de minerales en la planta (Ca: 1,01%; Mg: 1,18%; Na: 0,91%; K: 7,35%; Fe: 1.300 ppm; Cu: 27 ppm; Mn: 962 ppm; Zinc: 79 ppm; P: 0,49% en tallo y 0,26% en hoja; N: 2,64%) fueron características de plantas acuáticas familia *hydrocharitaceae* (Molina y González, 2012).

2.3.2. *Myriophyllum*

Macrófitos como bioindicadores de la eutrofización. La aparición de macrófitos en tres lagunas altoandinas de Ecuador, se registró en 5-9 transectos por lago. El primero de los lagos son eutróficos, la tercera es una caldera muy oligotrófica. El especie dominante en los lagos eutróficos son *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum quitense*, *illinoensis Potamogeton*, *P.striatus* y *Elodea matthewsii*. En el *Potamogeton .pectinatus* lago oligotrófico, s *P.illinoensi*, y la rusbyana, *Ch.globularis* y *Nitella acuminata* medicamentos. La profundidad máxima se puede utilizar como un indicador del estado trófico, que varía de 5 m en Mica a 35 m en Cuicocha. algunos de ellos no son específicos para el medio ambiente (Kiersch y Gunkel, 2004).

Debido a la habilidad que tienen las macrofitas acuáticas para asimilar hasta cierto punto, todos los constituyentes del agua considerados como contaminantes estas se han empleado en la detección y remoción de sustancias en efluentes de aguas residuales domesticas e industriales (Bolaños et al., 2008).

Originaria de Sudamérica, Planta acuática exótica, puede alcanzar los 6 m de longitud, tienen todas sus estructuras vegetativas (hojas, tallos y raíz) sumergidas en el agua hojas dispuestas de forma verticilada de 4, de 1-3 cm, finamente divididas, flores unisexuales flores de pétalos blancos muy vistosos que emergen normalmente del agua. Las superiores masculinas, solitarias u opuestas, y las inferiores femeninas generalmente verticiladas, flores tetrámeras, con sépalos y pétalos diminutos, frutos pequeños de 1,5-2 mm, con 4 partes su cilíndricas, con la superficie tuberculada, se multiplica activamente mediante fragmentación y a partir de semillas, ya que están surcados por espacios que contienen aire y tienen muy reducidos (o no tienen) xilema y tejidos de sostén.. Como bioindicadores, son organismos que se emplean para conocer las cualidades de los ecosistemas, Son sensibles a la presencia de diversos contaminantes y sustancias tóxicas. Acumulan sustancias tóxicas en sus órganos (García y Benzal , 2009).

Se estudió la abundancia, el origen, el espectro biológico y los hábitats de la flora de macrófitos acuáticos en Chile. Se encontraron 86 especies de macrófitos vasculares incluidos en 54 géneros y 33 familias. Sólo 8 especies son abundantes (*Myriophyllum quitense*, *Potamogeton stenostachys*, *Glyceria multiflora*, *Hippuris vulgaris*, *Marsippospermum grandiflorum*, *Tetroncion magellanicum*, *Scirpus californicus* y *Gunnera magellanica*) la mayoría de ellas ocupando los hábitats que ofrecen los abundantes pantanos ribereños. El espectro biológico está integrado por 54 hierbas perennes (hemicriptófitos) y 23 hierbas grandes con rizomas subacuáticos y culmos aéreos (criptófitos). Hierbas erguidas y subarbustos

(caméfitos) presentaron 6 especies y las hierbas anuales (terófitos concluyendo que la mayoría de las especies encontradas había sido prospectada con anterioridad. Sólo *Verónica anagallis-aquatica* y *Lycopus europaeus*, pueden considerarse neófitos de reciente introducción, la primera con carácter de invasora. Por último, se discuten los resultados comparándolos con los encontrados en ambientes acuáticos de otras regiones más septentrionales de Chile central. (San Martín *et al.*, 2011).

FIGURA 5
TALLOS Y HOJAS DE *MYRIOPHYLLUM QUITENSE*



Foto y/o imagen tomada en mega laboratorio de U.N.A. Puno, 2015

La fitorremediación aprovecha la capacidad de ciertas plantas para absorber, acumular, metabolizar, volatilizar o estabilizar contaminantes presentes en el, agua o sedimentos como, compuestos orgánicos (NT) Y (PT). Estas fitotecnologías ofrecen numerosas ventajas en relación con los métodos fisicoquímicos que se usan en la actualidad, por ejemplo, su amplia aplicabilidad y bajo costo. En esta revisión se presenta un panorama de las diversas técnicas fitocorrectivas empleadas para restaurar suelos y efluentes contaminados; así como del potencial que ofrece el uso de plantas transgénicas (Delgadillo-López *et al.*, 2011).

Durante 203 días se operó y evaluó el desempeño de un sistema de gránulos aerobios a escala laboratorio para la remoción de nitrógeno amoniacal y nitrato bajo diferentes cargas orgánicas. El experimento se llevó a cabo en cuatro etapas: 1) bajo condiciones aerobias para la formación de los gránulos (carga orgánica de 0.36 kg DQO/kg SST· d); 2) condiciones aerobias/anóxicas (0.43 kg DQO/kg SST·d); 3) condiciones aerobias/anóxicas (0.26 kg DQO/kg SST·d) y 4) condiciones aerobias (0.17 kg DQO/kg SST·d). Los resultados muestran que bajo cargas orgánicas altas y condiciones aerobias (etapa 1) se obtuvo una remoción de DQO de 88%. Bajo cargas orgánicas entre 0.15 y 0.2 kg DQO/kg SST (etapa 2) la remoción de DQO se encontró cercana al 80%. La remoción de nitrógeno amoniacal resultó inversamente proporcional a la carga de nitrógeno amoniacal. Con cargas de nitrógeno amoniacal cercanas a 0.01 kgN-NH₄/m³·d se obtuvo una remoción de nitrógeno amoniacal aproximada del 90% y con cargas cercanas a 0.01 kgN-NH₄/m³·d la remoción disminuyó al 10%. Bajo condiciones alternantes aerobias/anóxicas con cargas orgánicas entre 0.26 y 0.43 kg DQO/kg SST·d no se alcanzó una total desnitrificación sin la adición de una fuente de carbono externa (Cobos *et al.*, 2011).

Por otra parte los problemas que afectan al medio ambiente son las descargas de aguas residuales, sobre todo aquellas provenientes de los rastros municipales, ya que contienen altas concentraciones de materia orgánica, proteínas, grasas y nutrientes, entre otros. Debido a las concentraciones altas de contaminantes que presenta el agua residual de rastro, ésta debe ser tratada con reactores anaerobios, que se encargan de la degradación de materia orgánica, concentración de sólidos y grasas principalmente, pero los nutrientes no los

remueve totalmente, por eso surge la necesidad de utilizar un tratamiento terciario el cual remueva N y P de este efluente. Dado que las hidrófitas son capaces de absorber estos nutrientes se probaron *Eichhornia crassipes*, *Lemna gibba* y *Myriophyllum aquaticum*. Los resultados obtenidos demostraron que la mejor hidrófita para remover nutrientes del agua tratada fue *Myriophyllum aquaticum* sobre todo en ortofosfatos y nitratos mientras que *Lemna gibba* para nitratos, con respecto al amonio, las tres especies fueron eficientes en la absorción (Romero-Ortiz *et al.*, 2011).

Para evaluar el uso de la elodea (*Egeria densa*) en la alimentación de pollitas de estirpes UNESR, se llevó a cabo un experimento, con aves de catorce días de nacidas, durante ocho semanas; sustituyendo el alimento concentrado (grupo testigo-TE) por 20 (T20), 30 (T30) y 40% (T40) de elodea cosechada en la población de Cocorote, márgenes de la Represa de Canoabo, occidente del estado Carabobo, Venezuela, y secada en piso. La elodea al momento de su recolección presentó un 9% de materia seca con 16% de proteína cruda, 24% de fibra cruda y 44% de Fibra Detergente Neutro. Las cantidades de minerales en la planta (Ca^{++} : 1.01%; Mg: 1.18%; Sodio: 0.91%; Potasio: 7.35%; Hierro: 1300 ppm; Cobre: 27 ppm; Mn: 962 ppm; Zinc: 79 ppm; P: 0.49% en tallo y 0.26% en hoja; N: 2.64%) fueron características de plantas acuáticas (Molina y González, 2012).

En este trabajo se analiza el efecto de la urea exógeno en un aumento de gradiente de concentración (0, 100, 500 y 1.000 mg/l en pigmentos fotosintéticos (medido por espectrofotometría), la captación de bicarbonato (utilizando radioisótopos), y la actividad ureasa (mediante la medición de amoniaco con

reactivo de Nessler) en hojas de *Elodea densa Planch.* Hemos observado que la baja concentración de urea (100 mg/l) estimula la acumulación de pigmentos fotosintéticos y se intensifica la fotosíntesis en *E. densa*, mientras que una alta concentración (1000 mg/l) suprime estos procesos. Actividad de ureasa aumentó aproximadamente 2,7 y 8 veces cuando las concentraciones de urea exógenas eran 100 y 500 mg/l, respectivamente. Sin embargo, urea exógena en alta concentración (1000 mg/l) disminuyó la actividad ureasa por 1,5 veces en comparación con el control. La necesidad de mitigar la urea y otros compuestos que contienen nitrógeno (NH_3 a partir de urea) en cuerpos de agua se ha discutido con énfasis en el potencial de *Elodea densa* utilizada como fitorremediación para urea (Maleva *et al.*, 2013).

Dos macrofitas sumergidas fueron estudiadas como modelo. Los efectos de la concentración del nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) en simulación de proceso por lotes. Los resultados fueron que el efecto de eliminación de Nitrógeno Inorgánico disuelto en agua que recubre fue mejor que en el agua intersticial por macrófitas sumergidas. La eficiencia de remoción de la norma DIN en el agua suprayacente y el agua intersticial siguieron el orden de $\text{NO}_2^- > \text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^-$. La velocidad de eliminación de Nitrógeno Inorgánico disuelto por *C. demersum* fue mayor que la de *V. spiralis L.* en el agua que cubre, mientras que el resultado fue contrario en el agua intersticial. *C. demersum* y *V. spiralis L.* disminuyó el flujo de difusión de NH_4^+ -N y NO_2^- N, y aumentaron el flujo de difusión de NO_3^- -N significativamente. En consecuencia, NO_3^- -N reemplazado NH_4^+ -N y se convirtió en la principal forma de DIN, que difunde desde el agua intersticial al agua suprayacente. El impacto del flujo de difusión de NO_3^- -N entre *C.*

demersum y *V. spiralis* L. no mostró diferencias significativas, y el resultado fue el mismo para NH_4 (+) -N. *C. demersum* y *V. spiralis* L. aumentaron la anchura de la variación de las tres formas de nitrógeno a DIN total en el agua situada por encima y el agua intersticial, la influencia de la relación de DIN por *C. demersum* era mayor que la de *V. spiralis* L. en el agua suprayacente, mientras que el resultado fue opuesto en el agua intersticial. En general, *C. demersum* tenido más influencia en el agua suprayacente, mientras que *V. spiralis* L. tuvo más influencia en el agua intersticial, y la influencia del flujo de difusión DIN no fue significativa (Yang *et al.*, 2014).

Elatinoides Myriophyllum se utilizó para tratar eficazmente aguas residuales mediante la eliminación de nitrógeno (N) y fósforo (P). El objetivo de esta investigación fue caracterizar la estructura de la abundancia de microorganismos oxidantes de amoníaco en las aguas residuales porcinos y determinar las principales vías de eliminación de nitrógeno. En este estudio, cinco aguas diferentes fueron tratados por *M. elatinoides* en microcosmos durante un mes. Los cinco aguas incluyen el agua del grifo (Control), las aguas residuales porcina (SW), las aguas residuales porcina diluido 50% (50% SW), y dos aguas residuales sintéticos: 200 mg NH_4 + -N L⁻¹ (200 NH_4 + -N) y 400 mg NH_4 + L⁻¹ N (400 NH_4 + -N). Los cambios más dramáticos estaban en las concentraciones totales de N (TN) NH_4 + -N y, con tasas medias de eliminación de 84% y 90%, respectivamente, en los tratamientos de aguas residuales que contienen porcina (Zhang *et al.*, 2015).

Myriophyllum Elatinoides fue eficaz para eliminar nitrógeno (N) y fósforo (P). Sin embargo, poco se sabe acerca de la estructura de la abundancia y de la comunidad de microorganismos oxidantes de amoníaco asociados a los sistemas de purificación de *M. elatinoides*. En este estudio, cinco aguas diferentes fueron tratadas por *M. elatinoides* durante un mes. Los cinco aguas incluyen agua mineral (control), las aguas residuales porcina (SW), el 50% de las aguas residuales porcina diluido (50% SW), y dos aguas residuales sintéticas: 200 mg NH₄ + -NL (-1) (200 NH₄ + -N) y 400 mg NH₄ + -NL (-1) (400 NH₄ + -N). Los cambios más dramáticos estaban en las concentraciones totales de N (TN) NH₄ + -N y, con tasas de remoción promedio de 84% y 90%, respectivamente, En los días 7, 14, y 28, el oxígeno disuelto (DO) se incrementó en 81,8%, 210,4% y 136,5%, respectivamente. En resumen, nuestros resultados experimentales sugirieron que el *M. elatinoides* sistema de purificación podría mejorar la actividad de los microorganismos oxidantes de amoníaco y por lo tanto podría contribuir a la eliminación de cantidades significativas de N de las aguas residuales porcina (Li *et al.*, 2015).

2.3.3. Fito remediación

La fito remediación se utiliza las plantas para remover, reducir, transformar, mineralizar, degradar, volatilizar o estabilizar contaminantes (Kelley *et al.*, 2000)

El fósforo fracciones (P) y el efecto de la fitorremediación de eliminación de nitrógeno y fósforo del agua eutroficadas y liberar a partir de sedimentos fueron investigados en los recintos del experimento eco-remediación instalados en el

estanque Hua-jia-chi (la ciudad de Hangzhou, provincia de Zhejiang, China). La fracción P principal en el sedimento fue fósforo inorgánico (IP). Para los sedimentos mesotróficas, IP consistía principalmente en HCl-extraíble P (Ca-P). La concentración promedio anual de nitrógeno total (TN), fósforo total (PT) en agua y el contenido de TN, TP en diferente profundidad vertical de sedimentos en los recintos experimentar con hydrophyte siempre fueron mucho más bajos que los de la caja de control sin hydrophyte y los que están fuera de los recintos experimentales. Se sugiere que la fitorremediación era una tecnología eficaz para N y P de sacarlos del agua eutrófica y la liberación de sedimentos (Xian *et al.*, 2009).

Una serie de redes vegetal sumergida consecutivamente ajustables se construyeron en un río poco profundo contaminado con una longitud de unos 200 metros y cerca de la zona de protección de los recursos hídricos del lago Taihu en el este de China, formando una vegetación acuática consistía en especies de plantas sumergidas Cabomba caroliniana, natans Vallisneria , Elodea nuttallii, Hydrilla verticillata, y Potamogeton crispus. Los índices de calidad del agua, incluyendo el nitrógeno total (TN), el nitrógeno de amonio (NH_4^+ - N), nitrógeno nitrito (NO_2^- - N), el nitrógeno del nitrato (NO_3^- - N), fósforo total (PT), y fosfato (PO_4^{3-} - P) fueron controlados, y se evaluó el efecto de la biorremediación de las redes de vegetación. Después de configurar las redes de vegetación, la profundidad de Secchi (SD) del río cambió de 0,5 m de 1,7-1,8 m, y las concentraciones de TN y TP 15 y 20 días después de las redes construidas disminuyó en un 35,6% y un 66,3%, y 29,4 % y 63,2%, respectivamente. Después de cinco meses, las concentraciones de NH_4^+ - N, NO_2^- - N, NO_3^- - N, TN, TP, y PO_4^{3-} - P disminuyó en un 92,4%, 76,8%, 72,7% , 73,9%, 90,5% y

92,0%, respectivamente. Este estudio mostró que consecutivamente ajustable neta vegetación sumergida podría ser un posible enfoque para el tratamiento de aguas contaminadas de los ríos, en particular para la biorremediación de los cuerpos de agua superficiales contaminadas pequeño paisaje (Wu et al., 2012).

Se investigó la remediación dinámica del agua de río contaminado por las aguas residuales domésticas utilizando el sistema eco-tanque de unas plantas acuáticas basada en la cama. Durante un período de 18 días, la prueba demostró que las concentraciones de efluentes promedio de la demanda química de oxígeno (DQO), el nitrógeno de amonio ($\text{NH}_4^{(+)} - \text{N}$) y fósforo total (PT) fueron tan bajos como 17.28, 0.23 y 0.03 mg /l respectivamente, en el tiempo de retención hidráulico (HRT) de 8.7. Las eficiencias de remoción promedio en términos de DQO, $\text{NH}_4^{(+)} - \text{N}$ – nitrógeno y fósforo total podrían alcanzar los 71.95, 97.96 y 97.84%, respectivamente. La pérdida de tanto $\text{NH}_4^{(+)} - \text{N}$ y fósforo total TP se atribuye principalmente a la absorción por las plantas. *leucocephala Hydrocotyle* era eficaz en la promoción del nivel de oxígeno disuelto (DO), mientras que *Pistia stratiotes* con numerosas raíces fibrosas fue significativamente eficaz para la eliminación de compuestos orgánicos. La tasa de acumulación tasa de fotosíntesis neta, la conductancia estomática, tasa de transpiración y la biomasa de *Myriophyllum aquaticum* fueron los más altos entre todas las plantas ensayadas. Así, el sistema Eco-tanque podría ser considerado como un enfoque alternativo para la remediación in situ de agua de río contaminado, agua de río especialmente en nutrientes cargado (Xiao et al., 2013).

El presente estudio se evaluó la reducción de nutrientes y materia orgánica en las aguas contaminadas utilizando *Myriophyllum aquaticum*. Se establecieron

doce grupos experimentales y distribuidos en seis grupos de control (CG) y seis grupos tratados de plantas (PTG). Los siguientes análisis se realizaron en tres conjuntos de toma de muestras y se midió cada tres días: la demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), nitrógeno amoniacal (AN), nitrógeno orgánico (ON), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), y el fósforo total (TP). El oxígeno disuelto (DO), pH, conductividad eléctrica (EC), y la temperatura (TEMP). Los parámetros que mostraron variación entre los grupos experimentales se disolvieron oxígeno (0.1 a 5.0 mg/l, pH (7.5 a 8.5), conductividad eléctrica (550-750 microsiemens/ cm, y la temperatura (15 - 19 °C). Se observó el mayor nivel de extracción en el día 30 como el 75.4% de la DBO; 67,4% para la DQO; 88.3% para TKN; y 93.6% para el fósforo total TP. El uso de *Myriophyllum. aquaticum* demostró su potencial aplicación en la fitorremediación, mostrando reducciones de la DQO, DBO₅, y TP en el día 15, y en la AN y TKN en el día 30 (Sousa *et al.*, 2013).

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

3.1. Diseño Metodológico

3.1.1. Ámbito de estudio

El trabajo de investigación se realizó en el Mega Laboratorio de la Universidad Nacional del Altiplano, Puno Perú en el año 2015 - 2016. Se utilizó muestras de aguas residuales de la bahía interior de Puno. De los sectores de Isla Espinar, Boca Toma de muelle y Huaje, del Lago Titicaca de Puno.

FIGURA 6
UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE LA BAHÍA INTERIOR DE LAGO TITICACA DE PUNO PERÚ, 2015



El material vegetal fue tomado de la península de Chucuito del sector Parina. Las macrofitas (*Elodea* y *Myriophyllum*) para evaluar su eficiencia de absorber iones de Nitrógeno Total y Fosforo Total, que se encuentran en aguas residuales de la bahía.

3.2. Determinación de ion nitrógeno y fósforo total, en aguas residuales de la bahía interior de lago Puno.

El trabajo de investigación, se realizó en Mega Laboratorio de la Universidad Nacional del Altiplano, Puno Perú en el año 2015. Se utilizó muestras de aguas residuales de la bahía interior de Puno, y las macrofitas (*Elodea* y *Myriophyllum*) Estas pruebas se trabajaron en tres estanques lo que fueron construidos de vidrio.

FIGURA 7
MACROFITAS ELODEA CANADENSIS SUMERGIDAS EN AGUA, ACUARIO DE VIDRIO MEGALABORATORIO UNA PUNO 2016



Foto: *Elodea canadensis* en acuarios Mega laboratorio

3.2.1 Población y muestras de investigación.

La *Elodea* es una planta herbácea acuática, dioica, enraizada en el fondo, con los tallos ramificados y muy foliosos. Florece de mayo a agosto. Se reproduce tanto

por semilla como vegetativamente por medio de fragmentos de tallo que tienen capacidad para enraizar, su reproducción es obligatoriamente asexual. No soporta la contaminación, por lo que es un buen bioindicador de la calidad del agua, prefiere pH rangos de entre 6,5 a 10 y temperatura entre 10 a 25°C. Especie de luz, necesita exposiciones al sol, puede vivir a profundidades considerables a 14 m de profundidad (Sanz-Elorza, 2004), habita en aguas limpias, sumergida en aguas corrientes o estancadas y tolerante a la contaminación (Oliveira *et al.*, 2004).

Myriophyllum, originaria de Sudamérica, planta acuática exótica puede alcanzar los 6 m de longitud, tienen todas sus estructuras vegetativas (hojas, tallos y raíz) sumergidas en el agua hojas dispuestas de forma verticilada de 4, de 1-3 cm, finamente divididas, flores unisexuales flores de pétalos blancos muy vistosos que emergen normalmente del agua, las superiores masculinas, solitarias u opuestas, y las inferiores femeninas generalmente verticiladas, flores tetrámeras, con sépalos y pétalos diminutos. Frutos pequeños de 1.5 - 2 mm, con 4 partes subcilíndricas, con la superficie tuberculada, se multiplica activamente mediante fragmentación y a partir de semillas. , ya que están surcados por espacios que contienen aire y tienen muy reducidos (o no tienen) xilema y tejidos de sostén. Como bioindicadores, son organismos que se emplean para conocer las cualidades de los ecosistemas, son sensibles a la presencia de diversos contaminantes y sustancias tóxicas. Acumulan sustancias tóxicas en sus órganos (García *et al.*, 2009).

3.2.2. Metodología.

Para determinar los niveles de iones Nitrógeno total (NT) y Fósforo total (PT) de la bahía interior de Puno Perú. Se trabajó con muestras de aguas residuales de los sectores, de Isla Espinar, Boca toma de Muelle y Huaje respectivamente.

Muestreo de aguas residuales fue realizado de acuerdo a la recomendación hecha por Díaz *et al.* (2005). Muestras del sector Espinar, se ubicó desde la orilla hacía el centro del lago Isla espinara 1,200 metros para extraer muestra, el cual tenía la columna de agua 5 metros de profundidad, la cantidad muestreada fue de 500 ml de agua contaminada para analizar en el laboratorio, y otro en la parte media a 2.5 metros de profundidad 500 ml. Para la segunda estación, denominada como Boca Toma de Muelle, en forma similar que la anterior se ubicó desde la ribera a 1,300 metros, que tenía en la columna de agua 5 metros de profundidad. De forma similar para la estación Huaje, se ubicó de la ribera a una distancia de 1300 m. el punto de muestreo tenía una profundidad de columna de agua contaminada 5 m. del cual se tomó 500 ml para el laboratorio, luego otra muestra a 2.5 metros 500 ml para el laboratorio, luego se selló y se etiquetó. El mismo día se presentó las muestras al laboratorio de Calidad Ambiental de la Universidad Mayor de San Andrés de La Paz Bolivia, En donde analizaron los parámetros:

- pH, la medición se realizó en el laboratorio con un pH metro Unitekne, previamente calibrado.

- Turbidez del agua: método 2130B de Standard Methods for the examination of water and wastewater (APHA, 1998). La medición se realizó con un turbidímetro Turbiquant 100 IR, previamente calibrado

CUADRO 3

INFLUENCIA DE PARÁMETROS EN LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA BAHÍA INTERIOR DEL LAGO TITICACA, PUNO PERÚ. 2015

Parámetros	Elodea			Myriophyllum		
	sect Isla Espinar	Set. Muelle	Sect. Huaje	Sect. Isla Espinar	Sect. Muelle	Sect. Huaje
pH	9.72	9.80	7.64	9.78	9.52	9.52
Redox	-158.7	-169.1	-155.9	-165.1	-149.6	-149.6
Conductividad eléctrica	2.20 μ S/cm	2.04 μ S/cm	2.42	2.15	2.0 μ S/cm	2.32 μ S/cm
Sólidos Totales disueltos	1570 ppm	1420 ppm	1680 ppm	1500 ppm	1400 ppm	1610 ppm
Salinidad	1100 ppm	1010 ppm	1200 ppm	1070 ppm	1000 ppm	1150 ppm
Turbidez	6.3 NTU	4.4 NTU	4.2 NTU	5.3 NTU	4.1 NTU	3.2 NTU
DBO ₅	282	507	79	282	507	79
DQO	1423	2434	86	1423	2434	86

- Conductividad eléctrica: método 2510B de Standard Methods for the examination of water and wastewater (APHA, 1998). La medición se realizó con un conductímetro Hanna HI 8733, previamente calibrado.
- Nitrógeno total (NT) por el método Kjeldahl es el más ampliamente utilizado para la determinación de nitrógeno total (NT.) y en las aguas residuales se encuentran diferentes especies nitrogenadas, como son: nitrógeno orgánico y amoniacal, nitritos, nitratos, entre otras. La norma cubana de vertimiento de aguas residuales (NC 27:2012) hace obligatoria la determinación de NT, mediante el método Kjeldahl es superior (10 mg/L) a lo que establece el método normalizado (5 mg/L) (Espinosa-Lloréns *et al.*, 2013).

- Para la determinación de especies de fósforo total: método 365.2 U.S. Environmental Protección Agency (U.S. EPA, 1983) el recipiente en el cual se almacenó la muestra y el material de vidrio empleado. La cuantificación de fósforo, se realizó por el método del ácido ascórbico (APHA, 1995). La lectura de la absorbancia se realizó en un espectrofotómetro Lambda 2S a una longitud de onda de 650 nm.
- Demanda Bioquímica de oxígeno “DBO₅” por el método 5210B de Standard Methods for the examination of water and wastewater (APHA, 1998). La muestra se mantuvo refrigerada hasta el momento del análisis, el cual fue realizado antes de 48 h.

3.2.3. Equipos

- Tubo extractor para extraer agua contaminada de cada sector
- Traga recolector de lodo, para recolectar lodo de cada sector
- Digestión: El equipo digestor DKZO marca VELP Científica para NT
- Destilación: Equipo VELP Científica UDK 126 Dpara NT
- Para fósforo total PT: Digestión en Plancha, Espectrofotométrico UV-VIS
- Equipo PERKIN.ELMER Landa 25

3.2.4 Método estadístico

Para el primer objetivo se aplicó el análisis de varianza (ANOVA), con un 95.0% de confiabilidad para determinar las posibles diferencias entre los tratamientos. Se trabajó con el programa estadístico SAS Statgraphics Centurión XVI (Statpoint Technologies, 2010).

3.3. Efecto de nitrógeno total (NT) y fosforo total (PT) sobre las macrofitas en los sectores (SIE, SBM y SH) en los acuarios.

3.3.1 Material vegetal

Para el procedimiento de siembra, se ha adaptado a las macrofitas durante más de 45 días, obtenido el inóculo puro se cultiva el *Elodea* y *Myriophyllum* en acuarios esterilizados. Se sembró un inóculo dentro de acuario ambiental durante 30 y 60 días, respectivamente. Tiempo en el cual se garantizó la fase exponencial de la población y, por lo tanto, el 90 % de las plantas (esquejes o ramas) son viables. Para sembrar el inóculo se emplearon 7000 ml de aguas (control), 3500 ml agua (testigo) + 3500 ml provenientes de cada sector y 7000 ml aguas de la columna vertical provenientes de los sectores: Isla Espinar, Boca toma de muelle y Huaje respectivamente, que contiene iones de nitrógeno y fosforo (NT y PT) y se utilizó 16.44 unidades de muestra por acuario de *Elodea* y *Myriophyllum*, los cuales se recolectó del sector Parina de las orillas del lago Titicaca (Chucuito); las mismas se instaló, en el Mega laboratorio.

3.3.2. Tamaño de Muestra

El tamaño de muestra, utilizado mediante la precisión y la confiabilidad de N = 50 (esquejes o trozas de tallos pequeñas) la población representativa

$$n = \frac{Z^2_{\alpha/2} p \cdot q \cdot N}{e^2(N-1) + Z^2_{\alpha/2} pq}$$

N = Población de plantas 50 unidades por acuario

Z = Valor de z es 1.96 es la confiabilidad al 95% cuyo valor es (Z= 1.96)

p.q= proporciones binomiales (0.5) (0.5).

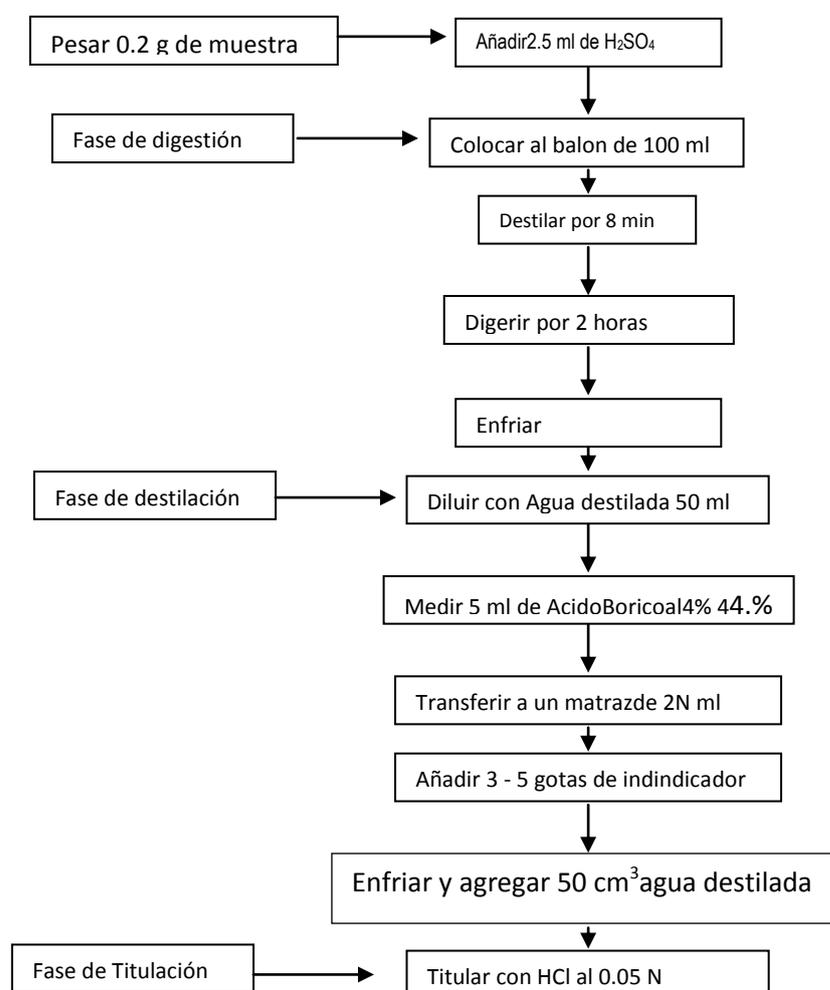
E²=Error de precisión

$$n = \frac{(1.96)^2 (0.5) (0.5) 50}{0.2^2 (49) + 1.92^2 (0.5) (0.5)} = \frac{48.02}{2.9204} = 16.44 \text{ muestra para análisis acuario}$$

3.3.3. Método para determinación de nitrógeno total.

Se utilizó el método Kjeldahl para la determinación de nitrógeno total teniendo en cuenta los Límites Máximos Permisibles Promedios (LMPP) de la NC 27: 2012 y los límites de cuantificación

FIGURA 8
FLUJOGRAMA CUANTITATIVO PARA DETERMINACIÓN DE NITRÓGENO TOTAL



$$\%N = \frac{\text{GASTO HCL} \times \text{NHCL} \times \text{Meq} \times 100}{\text{p. m.}}$$

Fuente: Según de la Estándar (AOAC, 2003)

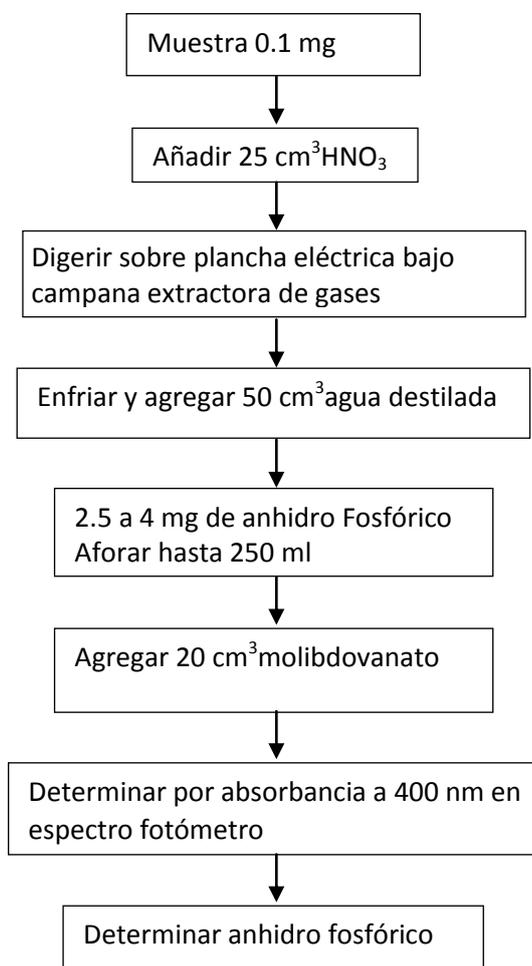
(LC se comprobó en las condiciones del laboratorio el método Kjeldahl es superior (10 mg/L.) a lo que establece el método normalizado (5 mg/L), el que coincide con el LMPP de la norma de vertimiento cubana (Espinosa-Llorens *et al.*, 2013).

3.3.4. Método para determinación de fósforo total.

El método conocido como Bray 1 se trata de una extracción con una solución mezcla de NH_4F 0,03N y HCl 0,025N, que está basado en el efecto solubilizador del H^+ sobre el fósforo del suelo y la capacidad del ión F^- de bajar la actividad del Al^{+3} , (Soil and Plant Analysis Council, 1992; Kuo, 1996).

Ellos plantearon trabajar con 1 gramo de suelo y 7 ml de solución extractiva, agitando vigorosamente por un minuto, para luego determinar el P en el extracto (Boschetti *et al.*, 2014) Finalmente para el Fosforo Total se utilizó el método Según Estándar de la (AOAC, 2003).

FIGURA 9
DIAGRAMA DE FLUJO DE LA EXTRACCIÓN DE FOSFORO, SEGÚN TIESSEN
Y MOIR, 1993



$$\%P_2O_5 = \frac{(Cm - Cb) \times V_1 \times F}{100VaxG}$$

3.4. Método Estadístico

Se utilizó un experimento factorial de dos factores bajo el diseño bloque completo al azar (Sector Espinar, Sector Boca toma de muelle, y sector Huaje) (B). Columna de agua residual dos factores (C) Dos tipos de nutrientes moles de NT, PT, las cuales se simbolizó como un experimento factorial de 3x2; y 3 bloques

cuyo modelo lineal aditivo es el número de tratamientos, producto de las combinaciones será igual a 12.

CUADRO 4
ANÁLISIS DE VARIANZA (ANOVA) CON DOS FACTORES

F. de V.	G.L.	S.C.	C.M.	Fe
Bloque	r -1			
Macrofitas	a -1			
Tiempo	b -1			
Macr x días	(a-1)(b-1)			
Error	(ab-1) (r-1)			
<u>Total</u>	<u>abr-1</u>			

Fuente: Elaboración propia

$$Y_{ijk} = \mu + \rho_k + \alpha_i + \beta_j + (\alpha \beta)_{ij} + \epsilon_{ijk}$$

i = 1, 2, (macrófitas)

j =1, 2, 3 (días)

K =1, 2,3 (sectores)

Donde:

Y_{ijkl} = Es la variable de respuesta de la k e -ésima observación de estrato de la j - esimo día, sujeto al i- esimo factor (sectores)

μ : Media de la población a la cual pertenece las observaciones.

α_i : Es el efecto i-ésimo nivel del factor macrofitas

β_j : =Efecto del j-ésimo día (00 - 30- 60)

ρ_k = Efecto del k-ésimo de estrato de lugar (Espinar, Boca toma de muelle y Huaje)

$(\alpha\beta)_{ij}$ = Efecto de la interacción Macrofitas con días

En caso de resultar significativo, se realizó con la prueba de Tukey, además se efectuó el ajuste de la función de respuesta para la interacción Macrofitas por días y lograr la optimización para el factor día.

ε_{ijk} efecto del error experimental que está distribuido como $\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Contenido de iones de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) en aguas residuales de la bahía interior de Puno.

Los análisis de las muestras de aguas residuales, se realizó en el laboratorio de calidad ambiental en la Universidad San Andrés (Cota-Cota, Bolivia) para determinar los iones de Nitrógeno Total (NT) y Fósforo Total (PT) de la columna de agua media de la Bahía interior de Puno, la parte base muy próximo al lodo (denominada columna de agua profunda) y la parte media (denominada columna media de agua), que están contaminadas con productos de aguas de municipio; para su mejor valoración se evaluó en tres sectores: Isla Espinar (SIE), Boca toma de Muelle (SBM) y Huaje (SH). Del análisis de varianza (ANOVA) Cuadro 17, se presentan en el (anexo 1), realizado al 95% de confianza., se deduce que no hay diferencia estadística para el efecto principal sector, en forma similar para la columna de agua contaminada, pero si existe diferencia altamente significativa para iones de Nitrógeno Total y Fósforo Total (NT y PT), por otra parte, la interacción no presentó significación estadística.

Cuadro 5, indica que, el contenido de iones de Nitrógeno Total, en aguas residuales de la bahía interior de Puno, presenta un promedio de 2.26 mg NT/l, es el que contamina más, seguido del contenido de Fósforo Total (PT) 1.36 mg P-PO₄/l, la contaminación en mayor grado está dada por los iones de nitrógeno total (NT), confirmándose que la bahía presenta como lago en proceso de eutrofización, con descargas de aguas residuales domésticas e industriales, que modifican las características físicas, químicas y biológicas de las aguas, Según Ramalho (2003), también reporta este autor, que la eutrofización es el proceso natural de envejecimiento de los lagos. Progresa aún sin tener la ayuda del hombre. En Venezuela, sus aguas que aceleran el proceso de eutrofización, el promedio de nitrógeno y fósforo totales de los ríos que drenan al lago fue 1.20 y 0.84 mg/l, respectivamente, contribuyendo significativamente con el proceso de eutrofización. (Rivas *et al.*, 2009), señala que los parámetros que indican que un cuerpo de agua se eutrofiza (Nitrógeno Total mayor a 2 mg/l y Fósforo Total mayor a 0.300 mg/l para todos los sitios.

CUADRO 5
CONCENTRACIONES DE IONES NITRÓGENO TOTAL (NT) Y FÓSFORO TOTAL (PT),
EN LAS AGUAS DE LA BAHÍA INTERIOR DEL LAGO TITICACA PUNO PERÚ. 2016

Iones nutrientes	n	Promedio ± DS	Tukey (p < 0.05)
Nitrógeno Total	18	2.26 ± 0.62 mg/l	a
Fósforo Total	18	1.36 ± 0.17 mg/k	b
Total	36	1.81 ± 0.64	

Promedios con la misma letra no son significativamente diferentes.

Los resultados de la concentración de iones de nitrógeno mostraron diferencias significativas en el nitrógeno orgánico, con una concentración de

0.2276 mg/l. a diez metros de profundidad y una concentración de 0.2182 mg/l para la muestra superficial. (Cordero *et al.*, 2005)

Las principales causas de la eutrofización son: El efecto de las aguas residuales ricas en nitrógeno total y fósforo respectivamente. En las aguas residuales, se encuentran diferentes especies nitrogenadas, nitrógeno orgánico, amoniacal, nitritos, nitratos y otros, lixiviación de nutrientes, se aplicó en un cuerpo de agua con área de 1800 ha, profundidad entre 11 y 22 m, Se observó que los sedimentos de áreas intermedias y profundas liberan más nitrógeno y fósforo que los de áreas someras. Mientras que tanto el nitrógeno lixiviado como el CO₂ producido por la mineralización de materia orgánica aumentan conforme incrementa el potencial redox como indica (Hansen y Márquez-Pacheco, 2012) por otra parte los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para agua, según las normas peruanas, parámetros permisibles, para Nitrógeno Total (NT), 0.315 mg/l, y 0.035 para fósforo Total (PT) respectivamente (Paz, 2015).

Estos valores nos muestra en primer lugar al envejecimiento del lago de la Bahía interior de Puno, por tanto la presencia de estos iones acelerar la eutrofización bahía interior de Puno.

4.2. Variables intervinientes.

Las variables intervinientes son aquellos aspectos, fenómenos, eventos, hechos o situaciones que se presentan en el medio ambiente o social, donde se realiza una investigación y que tienen influencia, su presencia (es decir intervienen) de manera positiva o negativa entre las variables dependiente e

independiente. Sin embargo en el lago, ocurren cambios dinámicos del agua y los consumidores de oxígeno van de un lugar a otro para eliminar la existencia de flora y otras vidas, pero es necesario analizar el origen de la contaminación del lago y su remediación con el análisis de los parámetros (pH, turbidez, DBO₅ y DQO) estos mismos nos sirven para hacer estudios de remediación de las aguas de la bahía de Puno, por la complejidad de este problema, podemos entender como paciente “lago enfermo”, elementos que eutrofizan” y “remediación” ésta última es más compleja, pero sirven como ejes orientadoras que fundamentan este pensamiento de biorremediación (Klein, 2014).

4.2.1. pH

En la Cuadro 6, se observa que el valor de pH de las aguas del análisis cualitativo corriente es en promedio 9.33, significa que en aguas eutrofizadas presenta como un parámetro normal. Este resultado está de acuerdo con las afirmaciones de Pérez (2002) quien confirma que las macrofitas de pH bajo (por debajo de 7) son ácidas, y se autodestruyen. Las macrofitas de pH 7 o neutrales, tienen las mejores oportunidades de vida. Las macrofitas que viven en medios alcalinos (de pH 7 a 8.5), tienen el mayor potencial de vida larga. Entonces las macrofitas que están en medios alcalinos, tienen mayor potencial de larga vida.

4.2.2. Conductividad: eléctrica

La Cuadro 6, muestra un valor en la conductividad eléctrica de una muestra de agua que es la expresión numérica de su capacidad para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones en el agua,

de la bahía interior del lago con un valor medio 2.19 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de su concentración total, de su movilidad, de su carga o valencia y de las concentraciones relativas, estos valores están de acuerdo con el autor, los límites permisibles para consumo de agua la Conductividad, media 25°C es 1500, $\mu\text{S}/\text{cm}$, sin embargo los límites permisibles de acuerdo a normas peruanas (Paz, 2015), publican para referencia la Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) 1 000 E1 lagunas y lagos, 1 000 E2: ríos.

CUADRO 6
PARÁMETROS EN LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA BAHÍA
INTERIOR DE PUNO PERÚ. 2015

Parámetros	Elodea			Myriophyllum			Promedio de valores
	sect Isla Espinar	Set. Muelle	Sect. Huaje	Sect. Isla Espinar	Sect. Muelle	Sect. Huaje	
Ph	9.72	9.80	7.64	9.78	9.52	9.52	9.33
Conductividad eléctrica	2.20 $\mu\text{S}/\text{cm}$	2.04 $\mu\text{S}/\text{cm}$	2.42	2.15	2.0 $\mu\text{S}/\text{cm}$	2.32 $\mu\text{S}/\text{cm}$	2.19 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Sólidos Totales disueltos	1570 ppm	1420 ppm	1680 ppm	1500 ppm	1400 ppm	1610 ppm	1530 ppm
Turbidez	6.3 NTU	5.4 NTU	5.8 NTU	5.3NTU	4.1NTU	5.2NTU	5.35 NTU.
DBO ₅	282	507	79	282	507	79	289.33
DQO	1423	2434	86	1423	2434	86	1314.33

Fuente propia

4.2.3. Sólidos totales disueltos

Cuadro 6, muestra promedio de valores de Sólidos Totales 1530 ppm, para los tres estaciones que es muy variado de acuerdo a la dinámica de las aguas de la bahía interior de Puno. Estos valores difieren con el autor que experimentó entre 685 y 2720 mg/l de sólidos totales, la mayor tasa de remoción alcanzó con 78,3 %. Estos resultados concuerdan con la experiencia de Lin *et al*, (2003); donde sugieren que el pasto vetiver removi6 sólidos totales en una tasa de 57,02 %, más que aquellos substratos tratados sin pasto vetiver, en lechos de rellenos. En

particular, para evaluar el estado trófico de un lago, usualmente se utilizan medidas de concentración de sólidos en suspensión, biomasa de fitoplancton (definida por la concentración de clorofila-a) y concentración de materia orgánica disuelta que condicionan la turbidez del agua (Tyler et al., 2006).

4.2.4. Turbidez:

Cuadro 6, En análisis muestra una turbidez en promedio 5.35 NTU (Las unidades nefelométricas de turbidez), es una medida del grado en el cual el agua pierde su transparencia debido a la presencia de partículas en suspensión; mide la claridad del agua. Es la medida de cuántos sólidos (arena, arcilla y otros materiales) hay en suspensión en el agua, mientras más sucia sea, más alta será la turbidez. La turbidez puede impactar los ecosistemas acuáticos al afectar la fotosíntesis (limita el paso de la luz solar), la respiración y la reproducción de la vida acuática; hay varios parámetros que influyen en la turbidez del agua, algunos de estos son: Fitoplancton (plantas microscópicas) - Partículas de suelo (tierra) suspendidas en el agua de la erosión - Sedimentos depositados en el fondo y - Descargas directas a cuerpos de agua (desagües), - Crecimiento de las algas - Escorrentía urbana ¿Cuáles son las consecuencias de una alta turbidez?. La temperatura a la cual ocurre la aparición de turbidez se denomina Punto de Turbidez (Myers, 1992).

Las partículas en suspensión dispersan la luz, disminuyen la actividad fotosintética en plantas y algas, que contribuye a bajar más la concentración de oxígeno. La turbidez se mide en NTU: Unidades Nefelométricas de Turbidez. El instrumento usado para su medida es el nefelómetro o turbidímetro (se mide con

un disco secchi), que mide la intensidad de la luz dispersada a 90 grados cuando un rayo de luz pasa a través de una muestra de agua. Según la Organización Mundial para la Salud (OMS), la turbidez del agua para consumo humano no debe ser más, en ningún caso, de 5 NTU, y estará idealmente por debajo de 1 NTU (González, 2011)

Los límites máximos permisibles de parámetros de calidad organolépticas para la calidad de agua para consumo humano se estableció: Olor Aceptable, sabor aceptable, Color UCV escala Pt/Co 15, Turbiedad UNT 5, (DIGESA, 2011)

4.2.5. Demanda bioquímica de oxígeno DBO₅

Cuadro 6, nos muestra para DBO₅ un valor 289.33 y para demanda Química de Oxígeno (DQO) 1314.33, Los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, son el nivel de concentración o el grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos presentes en el agua para DBO₅ es 5 mg/l, DQO 20 mg/l., Detergentes (SAAM) 0.5 mg/l, Dureza 500mg/l., Fosforo Total 0.1- 0.15 mg/l. P, nitratos 10 mg/l. N., nitritos 1 mg/l.N., turbidez 100 UNT. (Ministerio del Ambiente, 2011), Un lago con alta DBO₅ tiene poco contenido de oxígeno (Raffo y Ruiz, 2014)

La demanda química DQO es mayor que la demanda bioquímica DBO₅: en condiciones normales de laboratorio, la DBO se determina a una temperatura de 20° C en un tiempo de 5 días, siendo expresado en mg/l O₂ y es conocido como DBO₅ la cantidad de oxígeno consumida por organismos en el rompimiento de los residuos se conoce como demanda bioquímica de oxígeno o DBO₅, es uno de los

indicadores más importantes en la medición de la contaminación en aguas residuales, como también en el control del agua potable (Raffo y Ruiz, 2014).

El proceso de revisión de los parámetros de contaminación ambiental, de las aguas de la bahía interior de Puno Lago Titicaca, está inmerso a la aprobación de la ley del Ministerio del Ambiente que elabora los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) y Límites Máximos Permisibles (LMP), que mediante el Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM se aprobaron los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para aguas Categorías 4: Conservación del ambiente acuático, están referidos a aquellos cuerpos de aguas que forman parte del ecosistemas frágiles, cuyas características requieren ser protegidas. Suspensión de solidos totales SST ≤ 25 mg/L, DBO₅ 5 mg/L, DQO 10 mg/L, Conductividad Eléctrica (CE) 1000 μ S/Cm, (Paz, 2015)

4.3. ABSORCIÓN DE ION NITRÓGENO TOTAL POR MACRÓFITOS DEL AGUA CONTAMINADA, EN ACUARIOS DE LA BAHÍA INTERIOR DE PUNO.

En la actualidad, la eutrofización cultural (asociada la hipertrofia) es uno de los problemas con mayor repercusión sobre los cuerpos de agua y el medio ambiente (Dolbeth *et al.*, 2003).

4.3.1. Absorción del ion nitrógeno total por macrófitas en mezclas 50 % control más 50% agua contaminada probadas en acuarios mega laboratorio UNA Puno Perú

En Cuadro 18, presenta en el Análisis de Varianza (anexo 1), que para los sectores en estudio en acuarios, mezcla de 50% de control más 50% agua

contaminada, colocadas dentro del acuario *Elodea* y *Myriophyllum* aquí se observa, los sectores no presentan significancia, pero para efecto principal macrófitos y días si existe una diferencia altamente significativa, en forma similar para la interacción es significativa, con un coeficiente de valoración de 4.15%, que confirma que los análisis son confiables.

Ante la significancia estadística para macrofitos se procedió a realizar prueba de Tukey, en Cuadro 7, en la cual se observa que las macrófitas *Myriophyllum* es más eficiente en absorber nitrógeno total con 1.98 % en sus órganos, seguido de *Elodea* con 1.72 %, de aguas eutrofizadas de la bahía interior de Puno, estos resultados confirman con lo manifestado por (Fanget *al.*, 2008), quien menciona que las plantas de hidrofitos *Elodea muttalli* en masa de agua contaminada podría reducir de manera eficiente su nivel de nitrógeno total (NT= 1.17mg/l) siendo una forma importante en la mejora de la calidad del agua del cuerpo de agua eutrófica. También difieren con (APHA, 1998) quien reporta los valores fue de 10 mg/ l.

CUADRO 7

PRUEBA DE MEDIAS DE TUKEY PARA MACROFITOS NT (50% DE AGUA CONTROL Y+ 50% AGUA CONTAMINADA DE LA BAHIA INTERIOR DE PUNO 2016

Macrófitas	n	Promedio \pm DS mg/l	Tukey (p < 0.05)
<i>Myriophyllum</i>	27	1.98 \pm 0.34	a
<i>Elodea</i>	27	1.72 \pm 0.36	b
Total	54	1.85 \pm 0.37	

Promedios con la misma letra no son significativamente diferentes.

Pezzolesi (1998), menciona que, la remoción de nutrientes por parte de macrofitas resultaron efectivas en atrapar nitrógeno, como fitorremediación que actúa *Myriophyllum*, y aprovecha para absorber, acumular, metabolizar, los contaminantes presentes en el agua o sedimentos como, compuestos orgánicos.

Según Fernández (2006), las macrófitas utilizadas en un humedal de tratamiento de una población en Murcia, lograron remover un porcentaje de DBO₅ de 74.1%, 90.2%, de DQO, 37% de Nitrógeno Total y 27.1% de nitrógeno Total. Además, las plantas ejercen una depuración directa por la absorción de iones contaminantes eutrofizantes (nitratos y fosfatos principalmente). Por este motivo, este tipo de plantas acuáticas se utilizan para depuración de aguas residuales (Fernández, 2003).

También se observó que *Myriophyllum*, puede absorber cantidades considerables de sedimentos a través del sistema de raíces y transportarlo a las regiones de brotes de la planta. Los datos de crecimiento sugieren que nitrógeno (N) limita el crecimiento de las plantas cultivadas, a pesar de que el nitrógeno N en el tejido fue alta. El crecimiento no se redujo en los medios de cultivo cuando el fosfato es bajo, lo que sugiere que el nitrógeno en condiciones limitantes probablemente no se han alcanzado en estos experimentos.

Cuadro 8, se observa que *Myriophyllum* - 30 días, fue de 2.204 % y *Elodea* – 30 días 2.1533% respectivamente, tienen mayor capacidad de absorber iones de nitrógeno total, hacia sus órganos.

CUADRO 8
INTERACCIÓN, COMPARATIVO DE PROMEDIOS PARA MACROFITAS POR DIAS,
MEZCLA 50% + 50 PARA NITRÓGENO TOTAL NT

Tratamiento - Dias	n	Promedio ± D. S.	Tukey (p < .05)
Myriophyllum - 30	9	2.204 ± 0.38	a
Elodea - 30	9	2.1533 ± 0.22	a
Myriophyllum - 60	9	0.2.0877 ± 0.17	a
Myriophyllum - 0	9	1.660 ± 0.0.06	b
Elodea - 60	9	1.590 ± 0.19	b c
Elodea - 00	9	1.4233 ± 0.07	c

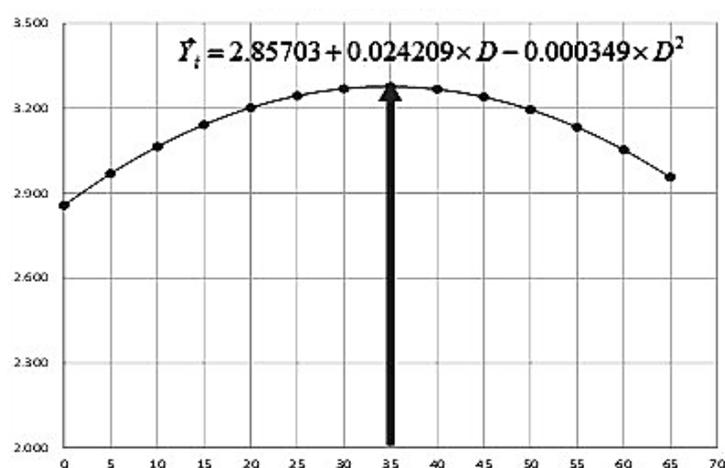
La eficiencia de *Elodea muttallii* y *Elodea canadensis* Michx, estos para eliminar el nitrógeno del agua, fue evaluada en experimentos de laboratorio. Las plantas crecieron mejor en agua enriquecida hasta 2 mg NH₄-N /l. más 2 mg NO₃-N /l. durante 14 días, las plantas absorbida de 75% a 90% de nitrógeno. Concentración de nitrógeno superior a 4 mg /l, que presentó un efecto negativo sobre el crecimiento de ambas especies. *Elodea muttallii* y *E. canadensis*, prefieren NO₄ sobre NO₃, cuando ambos eran iones presentes en el agua en concentraciones iguales (Ozimek *et al.*, 1993).

CUADRO 9
ANALISIS DE VARIANZA (ANOVA) DESCOMPUESTA EN TENDENCIAS

F. de V.	G.L.	s.c.	C.M.	Fe.	Signif.
Días (D)	2	0.127421778	0.063710889	58.11	kk
Días Lineal		1 0.028616333	0.02861633	26.10	**
Días Cuadrático		1 0.098805444	0.09880544	90.1 1	**
Macrofitas (M)	1	0.033713389			
Interacción (MxA)	2	0.016753778	0.00837689	7.64	kk
Días Lineal x Macrofitas		1 0.0048	0.00480000	4.38	ns.
Días Cudrat x Macrofitas		1 0.011953778	0.01 195378	10.90	**
Error Exptal	10	0.010964556	0.001096456		
TOTAL	17	0.195857611			

Cuadro 9, presenta el Análisis de Varianza, para días cuadrática, el efecto de la función de respuesta para la absorción de nitrógeno total de Macrófitas presenta la ecuación siguiente: $\hat{Y}_i = 6144.33 + 102.902 \times D - 1.7662 \times D^2$. Realizando las desviaciones con respecto a días, se tiene el valor óptimo que absorbe las macrófitas hasta los 35 días (Figura 10).

FIGURA 10
AJUSTE DE LA FUNCION DE RESPUESTA CUADRATICA PARA LA MEZCLA DE AGUA CONTAMINADA, EL VALOR OPTIMO ES 35 DIAS.



Interacción Macrofitas por días, se realizó el ajuste de la función cuadrática para la optimización del factor días (00, 30, 60). El autor reporta que los principales contaminantes están disueltos o suspendidos, se agrupan en Materia orgánica con grado variable de biodegradabilidad. Compuestos nitrogenados de origen orgánico y/o mineral. Compuestos nitrogenados de origen mineral. (Rojas, 2002)

4.3.2. Concentración de ion nitrógeno total (NT) en agua contaminada sin mezcla en estudio de la bahía interior de Puno.

En Cuadro 19, presenta el Análisis de Varianza (anexo 1), que para los los sectores no presentan significancia, pero para el efecto principal Macrofitas (*Elodia* y *Myriophyllum*), y días (00, 30, 60 días) en observación presenta una diferencia altamente significativa ($p < 0.05$) es decir que existe una variación en medias en embeber contenido de iones de nitrógeno total (NT).

Cuadro 10, que muestra la prueba de medias de Tukey al ($p < 0.05$) de probabilidad, donde se observa que *Myriophyllum* es eficiente en absorber 1.57% de nitrógeno total (NT) tiene una mejor habilidad para acumular este elemento en sus órganos, seguido de la especie *Elodea* que absorbe 1.49 %, estos resultados se compatibiliza con Portielje y Roijackers, (1995) que explican que los macrofitas en concentraciones de nutrientes en las aguas servidas permiten eliminar 97% de materia orgánica expresada como DBO_5 y sólidos suspendidos, y 99% de nitrógeno (Valero,2006)

CUADRO 10
PRUEBA DE MEDIAS DE TUKEY ABSORCIÓN DE NITRÓGENO TOTAL POR
MACROFITAS SIN MEZCLA AGUA CONTAMINADA EN ACUARIOS EN MEGA
LABORATORIO PUNO PERU 2016.

Macrofitas	n	Promedio \pm DS %	Tukey ($p < 0.05$)
<i>Myriophyllum</i>	27	1.57 \pm 0.10	a
<i>Elodea</i>	27	1.49 \pm 0.12	b
Total	54	1.53 \pm 0.12	

Promedios con la misma letra no son significativamente diferentes.

También reportan las muestras de aguas residuales tomadas y analizadas se obtuvieron para el nitrógeno total (TN) tasas de remoción de 75% de aguas residuales (Wu *et al.*, 2014).

CUADRO 11
ANALISIS DE VARIANZA (ANOVA) DESCOMPUESTA EN DENDENCIAS

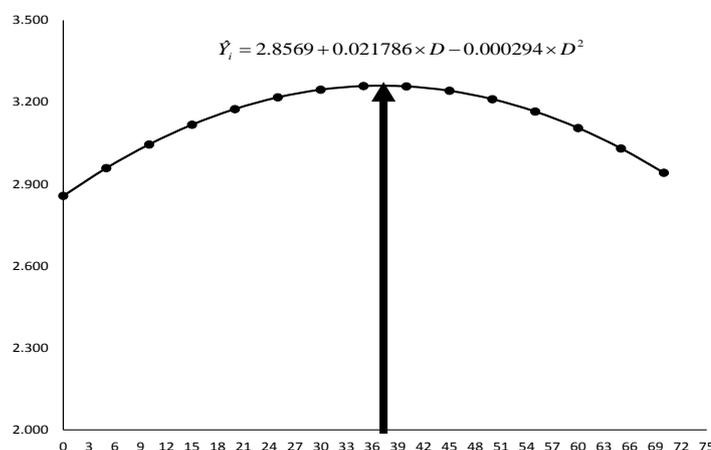
F. de V.	G.L.	S.C.	C.M.	Fe.	Signif.
Días (D)	2	0.116784111	0.058392056	48.25	kk
Días Lineal	1	0.047000	0.04700008	38.83	**
Días Cuadrático	1	0.069784	0.06978403	57.66	**
Macrófitas (M)	1	0.030422			
Interacción (MxA)	2	0.0115954	0.00579772	4.79	k
Días Lineal x Macrófitas	1	0.002791	0.00279075	2.31	ns.
Días Cudrat x Macrófitas	1	0.008805	0.00880469	7.27	*
Error Exptal	10	0.0121032	0.001210322		
TOTAL	17	0.174111778			

Cuadro 11, se realizó el ajuste de la función días cuadrática, de respuesta para la Absorción del Nitrógeno total por Macrófitas de aguas contaminadas sin dilución es el siguiente:

$\hat{Y} = 2.8569 + 0.021786 \times D - 0.000294 \times D^2$, realizando las derivadas con respecto a días, se tiene el valor óptimo hasta 37 días.

También los días y/o tiempo, son citados por (Cuenca y Carrión 2009) nos señalan que muestras analizadas hasta los 30 días, en general el agua bajó notablemente su contenido en DBO₅. Por consiguiente el contenido de nitrógeno total fue removido por las plantas.

FIGURA 11
AJUSTE DE LA FUNCION DE RESPUESTA CUADRATICA SIN MEZCLA DE
AGUA CONTAMINADA, NITROGENO ES ABSORBIDO HASTA 37 DIAS
COMO VALOR ÓPTIMO.



En conclusión el uso de plantas macrófitas mejora las características de los lixiviados en dilución, también (Enríquez, 2009) reporta en sus evaluaciones, que encontró una tasa de remoción de nitrógeno utilizando *Elodea nuttalli*, medida como nitrógeno total, alcanzó eficiencias del 41.5, 23.4 y 13.8% para las velocidades de filtración de 0.6, 1.5 y 3.0 m/h, también indica que alrededor del 7% al 32% del nitrógeno total se encuentra en la fracción suspendida, también evaluaron el sistema de tratamiento de aguas residuales, mediante la medición de la demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, fosfatos solubles, nitratos, sólidos totales, sólidos sedimentables, turbiedad. La remoción de los contaminantes del agua, cumplió con los límites permisibles para cada uno de los parámetros establecidos para el reúso de aguas residuales tratadas. En términos generales, sistema de tratamiento no afecta la calidad del agua (Perez-Rodriguez *et al.*, 2013).

Por otra parte reportan que existen hallazgos que, indican que los humedales con vegetación con *Myriophyllum elatinoides* puede ser un sistema óptimo para el tratamiento de aguas residuales porcina, basado en su mayor eliminación de N y menores emisiones de NO y N₂O. (Li X *et al.*, 2015) estos averiguaciones encontrados posiblemente este relacionado al potencial de las macrofitas controladas por el medio ambiente.

4.4. ABSORCIÓN DE ION FÓSFORO TOTAL EN AGUAS CONTAMINAS EVALUADAS EN MACROFITAS EN ACUARIOS EN MEGA LABORATORIO UNA PERÚ 2016.

4.4.1. Absorción de iones de fósforo total con mezcla, 50% de control más 50% agua contaminada, en acuarios en mega laboratorio Puno Perú 2016.

En Cuadro 20, muestra en el Análisis de Varianza (anexo 1), que para los sectores en estudio en acuarios mezcla de agua contaminada, no presentan significancia, pero para macrófitas y días si existe una diferencia altamente significativa, en forma similar para la interacción macrófitas por días es significativa, en la remoción de los iones, fosforo total (PT).

Cuadro 12, se verifica que en estudio en acuarios, en mezcla de 50% de agua control más 50% agua contaminada, en este se colocó macrófitas para evaluar la capacidad de las plantas en absorber fósforo total (PT); la macrófita *Elodea* fue más eficiente en absorber 3491.59 mg/Kg de Fosforo total, seguido de

Myriophyllum con 3090.44 mg/Kg respectivamente, estos resultados concuerdan con (Pezzolesi, 1998), Reporta que *Myriophyllum* como fito remediador actúa para absorber, acumular y metabolizar, los contaminantes presentes en el, agua residual o sedimentos contaminantes como, compuestos orgánicos nitrógeno total y fosforo total. Estas Fito tecnologías ofrecen numerosas ventajas en relación con los métodos fisicoquímicos que se usan en la actualidad,

CUADRO 12
PRUEBA DE MEDIAS DE TUKEY, ABSORCION DE FÓSFORO TOTAL MEZCLA DE AGUA CONTAMINADA, MACROFITAS EN ACUARIOS DE LA UNA PUNO PERU 2016.

Macrófitas	n	Promedio ± DS. mg/kg	Tukey (p < 0.05)
<i>Elodea</i>	27	3491.59± 713.12	a
<i>Myriophyllum</i>	27	3090.44 ± 226.44	b
Total	54	3291.02 ± 561.80	

Promedios con la misma letra no son significativamente diferentes.

En tanto en Cuadro 13, en estudio, se observa que *Elodea* - 30 días, absorbe el fósforo total 4450.44, estas observaciones concuerdan con las aguas residuales analizadas con los siguientes resultados,

CUADRO 13
PRUEBA DE MEDIAS DE TUKEY DE FÓSFORO TOTAL EN DILUCION 50% AGUA CONTAMINA, TRATAMIENTO EN DIAS POR MACROFITAS POR DIAS DE LA BAHIA INTERIOR DE PUNO PERU 2016

Tratamiento - días	n	Promedio± SD	Tukey (p< 0.05)
<i>Elodea</i> - 30	9	4450.44 ±236.99	a
<i>Myriophy</i> - 30	9	3191.33 ±178.71	b
<i>Elodea</i> - 00	9	3084.00 ± 25.51	b
<i>Myriophyllum</i> - 00	9	3060.33 ± 22.59	b
Muelle - 60	9	3019.67 ± 340.73	b
<i>Elodea</i> - 60	9	2940.33 ± 181.24	b

Promedios con la misma letra no son significativamente diferentes

Las que dieron las tasas de eliminación fosforo total (TP) fueron 82% y 86%, respectivamente; (Wu, *et al.*, 2014). También se observó una relación similar entre Fósforo y nitrógeno; Fósforo en el agua afectó claramente la capacidad de las plantas *Myriophyllum* (Best y Mantai, 1978).

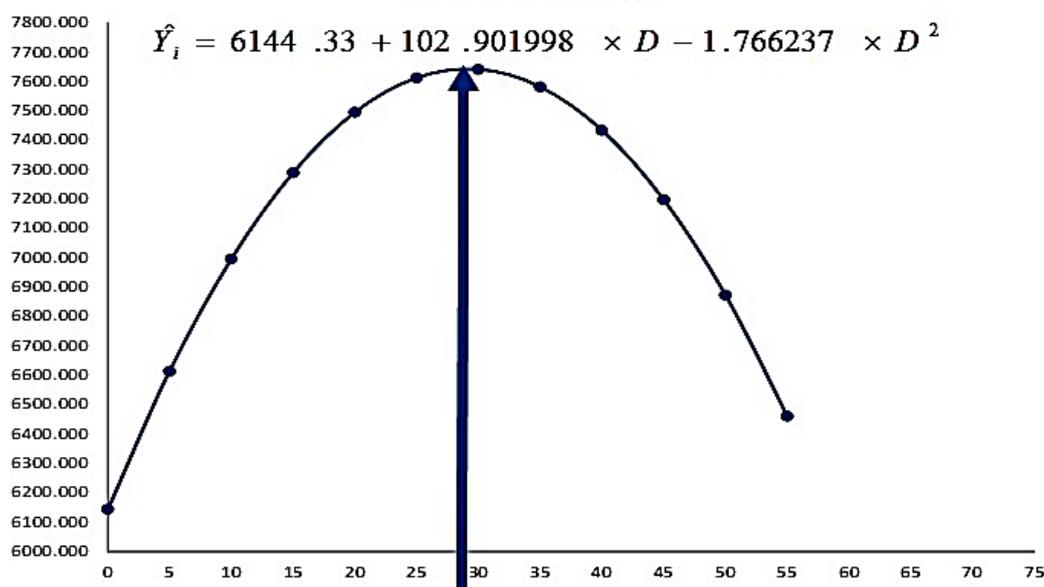
Cuenca y Carrión, (2009) en su estudio analizó a los 8, 15 y 30 días. En ellas se observa respuestas de las especies pero en general el agua bajó notablemente su contenido en DBO₅, en cuanto al contenido de fósforo en la remoción fue significativa. El pH se mantuvo neutro, con excepción de *Elodea* que tendió a alcalinizar el agua, el uso de plantas macrófitas mejora las características de los lixiviados en dilución.

CUADRO 14
ANÁLISIS DE VARIANZA DESCOMPUESTA EN TENDENCIAS MEZCLA 50% DE
PATRON MAS 50% AGUA CONTAMINADA Y ION FOSFORO TOTAL

F. de V.	G.L.	s.c.	C.M.	Fe.	Signif.
Días (D)	2	2552354.633	1276177.316	29.18	9c9c
Días Lineal		1 25484.083	25484.083	0.58	ns.
Días Cuadrático		1 2526870.55	2526870.5495	57.78	**
Macrófitas (M)	1	724145.9513			
Interacción (IVIxA) Días Lineal x	2	1664171.314	832085.65680	19.03	9c9c
Macrófitas Días Cudrat	1	7956.75	7956.75000	0.18	ns.
Macrófitas	1			37.87	**
Error Exptal	10	1656214.564 437308.4383	1656214.564 43730.84383		
TOTAL	17	5406307.913			

Cuadro 14, presenta en el Análisis de Varianza (ANOVA), para días cuadrática, análisis efectuado en acuarios, mezcla de 50% de control más 50% agua contaminada, El ajuste de la función de respuesta para la absorción de fósforo total, de Macrófitas al 50%, es el siguiente

FIGURA 12
AJUSTE DE CURVA CON RESPECTO A DÍAS, EL VALOR ÓPTIMO DE 29 DÍAS



$\hat{Y}_i = 6144.33 + 102.901998 \times D - 1.766237 \times D^2$, realizando las derivadas con respecto a días, se tiene el valor óptimo se logró hasta 29 días su absorción de iones de fósforo.

Estas observaciones difieren con las aguas residuales tratadas con *Myriophyllum Elatinoides* eficazmente para eliminar fósforo (P). En este estudio, cinco aguas diferentes fueron tratadas por *Myriophyllum elatinoides* durante 30 días (un mes). Los cinco aguas incluyen agua mineral (control), las aguas residuales porcina (SW), el 50% de las aguas residuales porcina diluido (50% SW), y dos aguas residuales, En los días 7, 14, y 28, el oxígeno disuelto (DO) se incrementó en 81,8%, 210,4% y 136,5%, respectivamente. En resumen, resultados experimentales sugirieron que el *Myriophyllum elatinoides* podría purificar o mejorar la actividad de los microorganismos oxidantes de amoníaco y por lo tanto podría contribuir a la eliminación de cantidades significativas de fósforo de las aguas residuales porcina. (Li *et al.*, 2015)

4.4.2. Absorción de iones de fósforo total sin mezcla de aguas contaminadas en acuarios en mega laboratorio Puno Perú 2016.

En Cuadro 21, presenta en el análisis de varianza (anexo 1), se observa para los sectores en estudio con agua contaminada, colocadas *Elodea* y *Myriophyllum* en acuarios no presentan significancia, pero para efecto principal de macrófitas y días si existe diferencia altamente significativa, indicándonos que es variada su capacidad en remover la concentración de iones de fósforo total (PT) en estudio, de forma similar para la interacción es significativa, con un coeficiente de valoración de 11.34% que confirma que los análisis son confiables para la bahía interior de Puno- Perú.

En Cuadro 15, nos muestra la prueba de Tukey al 0.05 de probabilidad, donde se observa que la elodea tiene mayor capacidad de absorber iones fósforo total (PT) 3828.2, seguido por *Myriophyllum* con 3009.30 mg/Kg respectivamente. La especie *elodea* es más eficaz en absorber fósforo total (PT), debido a que genéticamente es diferente al género *Myriophyllum*. Estas evaluaciones están de acuerdo con (Angelstein *et al.*, 2009) que reveló, *Elodea nuttallii* y *Myriophyllum spicatum* son altamente competitivos por fósforo que se encuentra en sedimento o lodos que contienen nutrientes, y compite por nutrientes del sedimento, ambas especies mostraron una disminución gradual de la vitalidad en términos de la disminución de los contenidos de nutrientes en el tejido de la planta, la disminución de la tasa de crecimiento relativo de longitud *E. nuttallii* también reveló una disminución en el peso, A contenidos de nutrientes sedimentos inferiores ambas especies fueron severamente limitada por fósforo y nitrógeno. Sin embargo El aumento de la concentración de fósforo en *Myriophyllum* quitense, reveló un

crecimiento más rápido (Justo *et al.*, 2012), Estas especies posiblemente sean indicadores de presencia de Fosforo en lagos eutrofizadas.

CUADRO 15
PRUEBA DE MEDIAS DE TUKEY, ABSORCIÓN DE FÓSFORO TOTAL SIN DILUCION POR MACRÓFITOS, EN AGUA CONTAMINA EN ACUARIOS EN MEGA LABORATORIO DE LA UNA PUNO PERU 2016.

Macrófitas	N	Promedio ± D:S.mg/Kg	Tukey (p < 0.05)
<i>Eloдея</i>	27	3828.19 ± 703.48	a
<i>Myriophyllum</i>	27	3009.26 ± 503.27	b
Total	54	3418.72 ± 733.38	

Promedios con la misma letra no son significativamente diferentes.

También enfatiza (Fanget *et al.*, 2008) la masa de agua con hidrofitos tenía el fósforo total, aproximadamente 0,1 mg/l en donde la masa de agua contaminada podría reducir de manera eficiente su nivel de nutrientes y siendo una forma importante en la mejora de la calidad en aguas eutrófizadas.

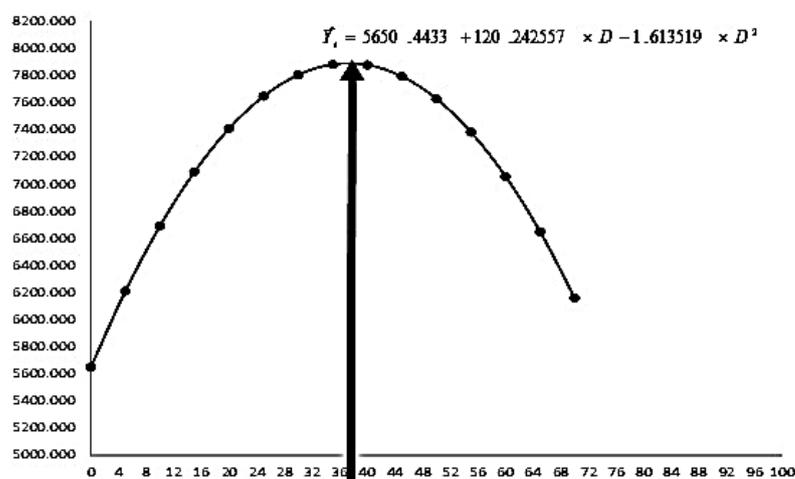
CUADRO 16
ANALISIS DE VARIANZA (ANOVA) INTERACCION MACROFITAS POR DIAS IONES DE FÓSFORO EN AGUA CONTAMINADA

F. de V.	G.L.	S.C.	C.M.	Fe.	Sign if.
Días (D)	2	3591176.017	1795588.0087	51.99	kk
Días Lineal		1 1482387.989	1482387.9896	42.92	**
Días Cuadrático Macrofitas (M)		1 2108788.027	2108788.0278	61.06	* *
Interacción (MxA)	1	3017883.984			k
Días Lineal x Macrofitas	2	521335.982	260667.9911	7.55	
Días Cudrat x Maacrof	1	12096.7500	12096.7500	0.35	ns.
Error Exptal	10	509239.2321	509239.2321	14.74	**
TOTAL	17	345370.2579	34537.0258		
		7540948.0690			

Cuadro 16, presenta en el Análisis de Varianza (ANOVA), días cuadráticas por macrófitas, análisis efectuado en acuarios, sin mezcla agua contaminada,

ajuste de la función de respuesta es el siguiente: $\hat{y} = 5650.4433 + 120.242557 \times D - 1.613519 \times D^2$, realizando las derivadas con respecto a días, se tiene el valor óptimo de 37 días. Absorción del Fosforo Total por macrofitas en aguas no diluidas.

FIGURA 13
AJUSTE DE LA FUNCION DE RESPUESTA CUADRATICA SIN MEZCLA DE
AGUA CONTAMINADA EL VALOR OPTIMO ES 37 DIAS



Sin embargo las aguas residuales municipales, contienen altas concentraciones de materia orgánica, a su vez se evaluó la eficiencia de remoción de orto fosfatos y nitritos por *Myriophyllum aquaticum*, los resultados obtenidos demostraron que la mejor hidrófita para remover nutrientes del agua tratada fue con *Myriophyllum aquaticum* orto fosfatos 8 mg/l. (63%) y nitratos 2mg/l. (82%) a 193 días, siendo eficientes en la absorción (Kelley *et al.*, 2000); este resultado difieren con las observaciones de (Romero, *et al.*, 2004) que, revelan que a los 15 días de montado el bioensayos con medio nutritivo, *Myriophyllum acuaticum* removió el 100% de orto fosfatos, 55% de amonio, 100% de nitratos, estas macrófitas mostraron ser eficientes en la remoción de nutrientes de agua residual, similar afirmación lo hace (Romero–Ortiz *et al.*, 2011).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos de tratamientos de aguas eutrofizadas con el uso de dos macrófitos de la bahía interior de Puno se llegó a las siguientes conclusiones:

1. Las aguas residuales de la bahía de Puno, presentan valores de 2.21 mgNT/l, y Fósforo Total 1.36 mgP-PO₄/L, estos valores se confirman cuando evaluados los parámetros (pH, conductividad eléctrica, Sólidos totales disueltos, DBO₅ y DQO) nos indican que sobre pasan los límites permisibles, por tanto la bahía se encuentra en proceso de eutrofización.
2. La eficiencia de macrofitos en acuarios con aguas diluidas (50% control + 50% del sector) y sin dilución (100% de aguas puras de cada sector) en acuarios, con macrófitos *Myriophyllum*, tienen mayor capacidad de absorber Nitrógeno Total 1.98% hasta 35 días.
3. En cuanto al estudio de iones de Fosforo Total, en aguas residuales en acuarios de cada sector diluidas (50% control + 50%) Elodea ser más eficaz remueve a 29 días y sin diluir hasta los 37 días eficiente en remover fósforo Total 3902.8 mg/Kg

RECOMENDACIONES

1. Controlar los residuos producidos por la población de la ciudad de Puno y/o hacer tratamientos de acorde a la tecnología para evitar productos que eutrofizan el lago.
2. Exigir a los transportistas que utilicen equipos para que no sigan emitiendo CO₂ que contaminan en forma directa alterando la calidad de agua de la bahía de Puno.
3. La recuperación de aguas residuales se necesitan hacer investigaciones para recuperar la calidad de agua.

BIBLIOGRAFÍA

- ABELLA, G., JOHANNA, P.; MARTÍNEZ, C., MARÍA, J. 2012. Contribución de un afluente tributario a la eutrofización del lago de tota (boyacá, Colombia) Revista Colombiana Bogotá, de Química, vol. 41, núm. 2, pp. 243-261
- APHA (1995) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18a ed. American Public Health Association. Washington, DC, EEUU
- APHA, AWWA, WEF. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, DC: 20th Editorial 1550 4500-N.
- AOAC 2003. Official methods of analysis of AOAC International. 17^a edición. 2^a revisión. Gaithersburg, MD, USA, Asociación de Comunidades Analíticas
- ARJONILLA, M. Y BLASCO, J. 2003. Análisis de nutrientes en aguas estuáricas. Efecto de la salinidad. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (CSIC) campus Río San Pedro 11510 Puerto Real, Cádiz, España *Ciencias Marinas*, 29(4): 389–395

AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA, 2012. "Recursos Hídricos del Perú", viceministerio de gestión ambiental. Dirección general de calidad ambiental línea base de fuentes de contaminación en la cuenca del lago Titicaca –Lima Perú

BECERRA-GUTIÉRREZ, L., HORNA-ACEVEDO, M., BARRIONUEVO-ALBÚJAR, K. 2014. Nivel de contaminación en los efluentes provenientes de camales de la región la libertad. Universidad Nacional de Trujillo Rev. Cuerpo méd. HNAAA 7

BERNAL, D.P.; CARDONA, D. A.; GALVIS, A. Y PEÑA, M.R. 2007. Guía de Selección de Tecnología para el tratamiento de Aguas Residuales Domésticas por Métodos Naturales. Seminario internacional sobre métodos naturales para el tratamiento de aguas residuales. Instituto Cinara, Universidad del Valle, Cali, Colombia.

BOWMER KH, JACOBS SWL, SAINTY GR 1995. Identification, Biology and Management of *Elodea canadensis*, Hydrocharitaceae. Journal of Aquatic Plant Management 33:13-19

BORBOLLA-SALA, MANUEL E.; CRUZ-VÁZQUEZ, LUCIO DE LA; PIÑA-GUTIÉRREZ, OLGA E.; FUENTE -GUTIÉRREZ, JOSÉ DEL C. DE LA; GARRIDO-PÉREZ, SILVIA M. G. 2003. Calidad del agua en Tabasco Salud en Tabasco Villa hermosa, México., vol. 9, núm. 1, pp. 170-177

BOSCHETTI G., QUINTERO C., DIAZ-ZORITA M., BARRACO M. 2003.

Determinación del fósforo disponible en el suelo por el método de Bray
Actividad del Comité de Química de la AACS *Publicado en informaciones
Agronómicas del Cono Sur N° 17 EEA Gral Villegas INTA.

BRIÑEZ, A., KAROL, J.; GUARNIZO, G., JULIANA, C.; ARIAS, V., SAMUEL, A.

2012. Calidad del agua para consumo humano en el departamento del
Tolima Revista Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad Antioquia
Colombia. vol. 30, núm. 2, pp. 175-182.

CAPRA, G. 1988. Ingeniería Sanitaria, Alcantarillado Sanitario y Pluvial. La Paz-
Bolivia: Imprenta de La Universidad Mayor de San Andrés

COBOS, Y., GONZÁLEZ, S. GONZÁLEZ O. 2011. Gránulos aerobios para la
eliminación de nitrógeno amoniacal y nitratos en aguas residuales Revista
AIDIS Universidad Autónoma de México Vol.4 N°1.

CORDERO, R., RUIZ, J., VARGAS, E. 2005. Determinación espacio-temporal de
la concentración de fósforo en el lago de tota. Departamento de Química,
Universidad de los Andes, Carrera 1 No. 18A-10, Bogotá, D. C., Colombia
Rev.Colomb.Quim. vol.34 N°2.

- CÓRDOVA, S.; GAETE, H. ARÁNGUIZ, F. y FIGUEROA, R. 2009. Evaluación de la calidad de las aguas del estero Limache (Chile central), mediante bioindicadores y bioensayos Am. J. Aquat. Res.v.37n.2Valparaíso 2009
- CUPE, E. D. Y PORTOCARRERO, C. J. 2009. "Evaluación de la eficiencia de plantas acuáticas flotantes Lemna Minor (Lenteja de agua), Eichhorna Crassipes(Jacinto de agua) y Pistia Stratoides (Lechuga de agua), para el tratamiento de aguas residuales domésticas" Tesis para Optar el Título Profesional. Lima, Universidad Nacional de Ingeniería, Facultad de Ingeniería Ambiental. Pág.8 y 205.
- CHULLUNCUY, N. 2011. Tratamiento de agua para consumo humano. Universidad Nacional Mayor de San Marcos Ingeniería Industrial n° 29, ISSN 1025-9929, pp. 153-170
- DELGADILLO-LÓPEZ, A. GONZÁLEZ-RAMÍREZ, C. PRIETO-GARCÍA, F. VILLAGÓMEZ-IBARRA J. AND ACEVEDO-SANDOVAL, O. 2011. Fito remediación: una alternativa para eliminar la contaminación Tropical and Subtropical Agroecosystems, 14, PP. 597- 612
- DÍAZ, M.; ELIZALDE, E.; QUIRÓZ, H. Y GARCÍA, J. 2014. Estudio. Caracterización de Algunos Parámetros Físico Químicos del Agua y Sedimento del Lago Zempoala, Morelos, México Vol. 15 n°. 2

- DÍAZ, A.; MAYARI, R.; ESPINOSA, M.; HERNÁNDEZ, R. 2005. Metodología para el Muestreo y Manipulación de muestras de Aguas y Aguas Residuales en un Labmovil Revista CENIC. Ciencias Químicas, Centro Nacional de Investigaciones Científicas La Habana, Cuba vol. 36.
- DIGESA, (2011). Dirección General de Salud Ambiental, Reglamento de la calidad de Agua para Consumo Humano 2011: D.S. N° 031-2010-SA / Ministerio de Salud.– Lima: Ministerio de Salud; 44 p.
- ESPINOSA-LLORÉNS, M. C.; LEÓN-HERNÁNDEZ, Y.; RODRÍGUEZ-PETIT, 2013. Xiomara Problemática de la determinación de especies nitrogenadas (nitrógeno total y amoniacal) en aguas residuales Revista CENIC. Ciencias Químicas, vol. 44, 2013, pp.
- FERREIRA F., GÓIS M., MARQUES C., ROSAS A., KINGWELL P. Y SIMÕES I. 2002. Ocorrência de cianobactérias em três praias fluviais, localizadas na rede hidrográfica da bacia do Rio Tâmega- Praia Fluvial Aurora, itetos e Pontinha. 6º Congreso de agua.
- FONTÚRBEL, F. 2005. Indicadores fisicoquímicos y biológicos del proceso de eutrofización del lago Titicaca (Bolivia Ecología Aplicada, 4(1,2), Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima – Perú

FLORES, M. 2007. Efecto de los tratamientos fisicoquímicos y biológicos en la digestión anaerobia de aguas residuales de rastro. Tesis en especialidad en Biotecnología. UAM-Iztapalapa. 9 pp.

GARCIA, P. Y BENZAL A. 2009. Florula y Vegetacion de "ELS ULLALS DE NA MOLINS" (La albufera, Valencia) Referencia de una Estado de intermedia de restauración de humedales Flora montiverica 42:31-40 ISSN 1138-5952

GUTIÉRREZ-SARABIA, A., FERNÁNDEZ-VILLAGÓMEZ, G., MARTÍNEZ PEREDA, P., RINDER KNECHT-SEIJAS, NOEMÍ AND POGGI-VARALDO, H., 2004. Slaughterhouse Wastewater Treatment in a Full Scalle System UIT Constructed Wetlands. Water Environmental Research 76:334-343.

HANSEN, Y MÁRQUEZ-PACHECO. 2012. Procedimiento para evaluar cargas internas de nutrientes en cuerpos de agua Instituto Mexicano de Tecnología del Agua Ciencias Geológicas, v. 29, núm. 1, p. 265-275

KELLEY, C., GAITHER, K. K., BACA-SPRY, A., CRUICKSHANK, B. J. 2000. Incorporation of phytoremediation strategies into the introductory chemistry laboratory. Chem Educator. 5:140-143.

KIERSCH, R. Y GUNKEL 2003. Las macrófitas de algunos lagos alto-andinos del Ecuador y su bajo potencial como bioindicadores de eutrofización Universidad Técnica de Berlin, Departamento de Manejo de la Calidad de Agua, Strasse 135, Sekr.KF 4, 10623 Rev. Biol. trop vol.52 n.4

- KLEIN, A. (2014). El concepto de cura en la perspectiva freudiana. Un análisis crítico de algunas variables intervinientes Tesis Psicológica, vol. 9, núm. 2, julio-diciembre, pp. 282-298
- KLOTZ M.G., STAIN L.Y. 2008. Nitrifier genomics and evolution of the nitrogen cycle. *FEMS Microbiological Letters*. 278: 146-156.
- LI X, ZHANG M, LIU F, LI Y, HE Y, ZHANG S, WU J. 2015. The Significance of *Myriophyllum elatinoides* for Swine Wastewater Treatment: Abundance and Community Structure of Ammonia-Oxidizing Microorganisms in Sediments. 10(10):e0139778. doi: 10.1371/journal.pone.0139778. .
- LÓPEZ, A.; DE LA BARRERA, J.; VALLEJO, R.; BARAHONA, C. 2008. Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro *Interciencia*, vol. 33, núm. 7, pp. 490-495
- MÁRQUEZ A., GUEVARA E. 2004. Descripción y evaluación del funcionamiento de un sistema de tratamiento de aguas residuales en una industria avícola Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela *REVISTA INGENIERÍA UC*. Vol. 11, No 2, 92-101,
- METCALF - EDDY, 1985. *Ingeniería Sanitaria: tratamiento, evacuación, y reutilización de aguas residuales*, Editorial Labor, 2ª edición, Barcelona,

MEJÍA, M. 2005. Análisis de la calidad del agua para consumo humano y percepción local de las tecnologías apropiadas para su desinfección a escala domiciliaria, en la microcuenca Tesis sometida a consideración de la Escuela de Postgrado, Programa de Educación para el Desarrollo El Limón, San Jerónimo, Honduras

MINISTERIO DEL AMBIENTE, 2011. Calidad ambiental COMPENDIO DE LA LEGISLACIÓN AMBIENTAL PERUANA VOLUMEN V Actualizado al 31 de mayo Primera edición, enero de 2011. Copyright Ministerio del Ambiente - MINAM Avenida Javier Prado Oeste N° 1440, San Isidro, Lima 27 – Perú (51 – 1) 611 6000

MIRALLES, R.; BELTRÁN, E.; PORCEL, M. A.; BERINGOLA, M. L.; MARTÍN, J. V.; CALVO, R. Y DELGADO, M. M. 2002. Influencia de tres tipos de biosólidos de estaciones depuradoras en el desarrollo de estaquillas de olivo., vol. 14, no. 4, p. 163 - 169.

MOLINA, S. Y GONZÁLEZ, A. 2012. Uso de la elodea (*Egeria densa*) en la alimentación de pollitas de estirpes UNESR Universidad del Zulia Maracaibo, Venezuela Revista Científica, vol. XXII, núm. 1, pp. 32-36

MONTSE, V. (1988) Contenido y dinámica del fósforo en el sedimento de praderas de fanerógamas marinas. Departament d'Ecologia. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Diagonal 645. 08028 Barcelona Oecologia aquatica, 9: 41 -59.

- MUNIZ, G.; DUARTE, F.; OLIVEIRA, S. 2015. Uso de sementes de Moringa oleifera na remoção da turbidez de água para abastecimento Ambiente & Água - An Interdisciplinary Universidade de Taubaté Taubaté, Brasil Journal of Applied Science, vol. 10, núm. 2, , pp. 454-463
- NAVARRO, M.; ESPINOSA R.; MA. C.; ALVARIÑO, R.; LÓPEZ C., ROBERT M. DIAZ M. MARAÑÓN, S., ALINA, R. 2005. Gestión de la calidad para Ensayos de Aguas y Aguas Residuales Revista CENIC. La Habana, Cuba, vol. 36,
- OLIVEIRA, R. J. F.; CARVALHO, F. F. R.; BATISTA, A. M. V.; ANDRADE, M. F.; SILVA FILHA, O. L.; MEDEIROS, S. J. S. 2004. Efeito da adição da egeria densa sobre a digestibilidade e balanço de nitrogênio em caprinos. Archivos de Zootecnia, v. 53, n. 202, p. 175-184,
- PAZ, F. (2015). Estándares Nacionales de Calidad Ambiental normas legales para lagunas y lago categoría 4 El Peruano / Sábado 19 de diciembre dado en la casa del gobierno Lima Perú.
- PÉREZ, E. 2002. Evaluación de la población de la rana gigante en Bolivia. Subcontrato 21.22 del Proyecto de Conservación de la Biodiversidad en la Cuenca del sistema TDPS, ALT-IE-FUNDECO, La Paz.: 114.

- PEREZ-SICAIROS, S.; MORALES-CUEVAS, J. FELIX-NAVARRO, R. Y HERNANDEZ-CALDERON, O. 2011. Evaluación del proceso de electrocoagulación para la remoción de turbidez de agua de rio, agua residual y agua de estanque. Centro de Graduados del Instituto Tecnológico de Tijuana, Blvd. Industrial s/n, Mesa de Otay, C.P.22500, Tijuana, B.C. Vol. 10, No. 1, 79-91
- PEZZOLESI, T. 1998. Nutrients in a playa wetland receiving wastewater Environmental quality, Vol 27.
- PIZZANI, P.; GODOY, S.; ARIAS, A.; GARCÍA, D.E.; LINARES, Z. 2009. Fósforo total, fósforo fítico y actividad fitásica en los frutos de árboles forrajeros de los Llanos Centrales de Venezuela Pastos y Forrajes, Indio Hatuey" Matanzas, Cuba vol. 32, núm. 2, pp. 1-7
- PRADO, R. Y SALCEDO, J. 2008. Aporte fluvial y pluvial de nitrógeno y fósforo al fiordo aysén y canales Jacaf - Ventisquero – Puyuhuapi Comité oceanográfico nacional Chile Ciencia y Tecnología del mar, vol. 31, núm. 2, pp. 75-95
- PUNMIA, B.C. Y KUMAR, A.J. 1998. Wastewater engineering (including air pollution). Ed. LAXMI PUBLICATIONS (P) LTD, New Delhi. 660p

QUIRÓS, R.; ROSSO, J.; RENELLA, A.; SOSNOVSKY, A. Y BOVERI, M. 2002.

Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas Buenos Aires Argentina
Interciencia, Vol. 27, Nro. 11. pp. 548 – 591

QUIROZ, A.; FLORES, G. Y MIRANDA, A. 1991. *Nyphaea mexicana* Zucc.,
macrofita con posibilidad de ser utilizada en el tratamiento de aguas
residuales Revista Internacional de Contaminación Ambiental, vol. 7, núm. 1,
1991, p. 87,

RAMOS, E.; ALCOCER, J.; ORTEGA M., E., CAMACHO, A. 2008 Nitrógeno:
elemento limitante para el crecimiento fitoplanctónico en un lago oligotrófico
tropical Hidrobiológica, Distrito Federal, México vol. 18, núm. Su1, 2008, pp.
105-113

RAMALHO, R. 2003. Tratamiento de Aguas Residuales. Barcelona: España,
Editorial Reverté, S.A

RAFFO, L.; RUIZ, L., E. 2014. Caracterización de las aguas residuales y la
demanda bioquímica de oxígeno Industrial Data, San Marcos Lima, Perú vol.
17, núm. 1, pp. 71-80

RIVAS, Z.; SÁNCHEZ, J.; TRONCONE, F.; MÁRQUEZ, R.; LEDO DE MEDINA,
H.; MARINELA COLINA, M.; Y GUTIÉRREZ, E. 2009 Nitrógeno y fósforo
totales de los ríos tributarios al sistema lago de Maracaibo, Venezuela
Interciencia INClv.34n.5ISSN 0378-1844

- ROCHA, J. L. S. 2010. Indicador integrado de qualidade ambiental aplicado à gestão de bacia hidrográfica do rio Junquiriçá, BA, Brasil. Revista Ambiente & Água, v.5, n.1, p.89-101,
- ROMERO-ORTIZ, L.; RAMÍREZ-VIVES, F; ÁLVAREZ-SILVA, C.; MIRANDA-ARCE, M. 2011. Uso de hidrófitas y un sistema anaerobio para el tratamiento de agua residual de rastro Polibotánica, Distrito Federal, México. núm. 31, pp. 157-167
- ROMERO, M. 2010. Proceso de eutrofización de afluentes y su prevención por medio de tratamiento de efluentes Facultad de Ingeniería – Revista Ingeniería Primero No. 17 Pág. 64 -74
- ROJAS, R. 2002. Gestión integral de tratamiento de aguas residuales Conferencia Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente División de Salud y Ambiente Organización Panamericana de la Salud Organización Mundial de la Salud-Lima. Pag, 8-15
- RUBIO A, AINHOA; CHICA E, PEÑUELA G. 2013. Procesos de tratamiento de aguas residuales para la eliminación de contaminantes orgánicos emergentes Ambiente y Água - An Interdisciplinary Taubaté, Brasil Journal of Applied Science, vol. 8, núm. 3, pp. 93-103

- SÁNCHEZ, I. Y TSUNAO, O. 2012. Evaluación del desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales urbanas de Ilha solteira (sp) por lagunas facultativas primarias Volumen Ingeniería y Desarrollo. Universidad del Norte. Vol. 30 n.º 2: 199-222,
- SALGADO-BERNAL, I.; DURÁN-DOMÍNGUEZ, C.; CRUZ-ARIAS, M.; CARBALLO-VALDÉS, M. E.; Y MARTÍNEZ-SARDIÑAS, A. 2012. Bacterias rizosféricas con potencialidades fisiológicas para eliminar materia orgánica de aguas residuales Universidad Nacional Autónoma de México Distrito Federal, México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, vol. 28, núm. 1, 2012, pp. 17-26
- SAN MARTÍN C. , PÉREZ Y., MONTENEGRO D. Y ÁLVAREZ M. 2011. Diversidad, hábito y hábitat de macrófitos acuáticos en la patagonia occidental (región de aisen, chile) Anales Instituto Patagonia (Chile), 2011. 39(1):23-41
- SANZ -ELORZA M., SÁNCHEZ D. y SOBRINO VESPERINAS E., 2004. Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid, 384 pp
- SOARES L.; CAROLINA S.; MARI D. 2011. Remoción de fósforo de efluentes de lagunas de estabilización empleando lodo de estaciones de tratamiento de agua, Asociación Interciencia Venezuela vol. 36, núm. 10, pp. 774-778,

SOUSA F, DZIEDZIC M, CUBAS S, MARANHO L. 2013. Restoration of polluted waters by phytoremediation using *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc, Haloragaceae. *J Environ Manage*15; 120:5-9. doi: 10.1016

STANDARD METHODS, 2005. For the Examination of Water and Wastewater. Ascorbic Acid Method 4500 – P E. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. 21st ed., New York, 2005.pp 4-153

STAT POINT TECHNOLOGIES, 2010 stat graphics centurion xvi manual de usuario. Inc. www.STATGRAPHICS.com

TAPIA-TORRES, Y. GARCÍA-OLIVA, F. 2013. La disponibilidad del fósforo es producto de la actividad bacteriana en el suelo en ecosistemas oligotróficos: una revisión crítica Tapia-Torres, Y. y García-Oliva, F. la disponibilidad del fósforo es producto de la actividad bacteriana en el suelo en ecosistemas oligotróficos: una revisión crítica *Terra Latinoamericana*, Chapingo, México vol. 31, núm. 3, 2013, pp. 231-242

TEIXEIRA G.; SÁNCHEZ I.; GEBARA, D. SOBRINHO D., MATSUMOTO M. 2013. Remoción de fósforo de diferentes aguas residuales en reactores aeróbios de lecho fluidizado trifásico con circulación interna *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, núm. 67, pp. 172-182

UTRIA, E.; REYNALDO, INÉS; CABRERA, A.; MORALES, D.; MORÚA, A; ÁLVAREZ, N. 2006. Caracterización de los biosólidos de aguas residuales de la estación

- U.S. EPA.1983. Method 365.2 Phosphorus, All Forms (Colorimetric, Ascorbic Acid, Single Reagent). U.S. Washington, DC. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring and Support Laboratory. 1983. Pg. 402-406
- WHALEN, J. K. Y L. SAMPEDRO. 2010. Soil ecology and management. Cambridge University Press. UK
- WHITE,A.K. AND W.W. METCALF. 2007. Microbial metabolism of reduced phosphorus compounds. Annu Rev Microbiol. 61: 379 – 400
- WALKER, T. W. AND SYERS, M.A. 1976. The fate of phosphor during pedogenesis. Geoderma 15: 1- 19. 24
- WU HL,HUO YZ,SHAO L, WANG YY, YU KF, HE PM Y WEN WK 2012. Bioremediation of river water quality by consecutively adjustable submerged vegetation net Ing Yong Sheng Tai Xue Bao. 23(9):2580-6
- XIAO J, WANG H, CHU S, WONG M (2013). Dynamic remediation test of polluted river water by Eco-tank system. Environ Technol 2013 Jan-Feb;34(1-4):553-8.
- XIAN W, XIAO-E Y Y, RENGEL Z (2009) Phytoremediationfacilitates removal ofnitrogenandphosphorusfrom eutrophicated water and release from sediment Environ Monit Assess;157(1-4):277-85. doi: 10.1007/s10661-008-0534-9.

YANG W., LI Y., SUN G. 2014. Effects of two submerged macrophytes on dissolved inorganic nitrogen in overlying water and interstitial water Huan Jung ke xue ;35 (6):2156-63.

ZHANG S, LIU F, XIAO R, LI Y,ZHOU J, WU J 2015 Emissions of NO and N2O in wetland microcosms for swine waste water treatment (24):19933-9. doi: 10.1007/s11356-015-5210-3.



ANEXOS

ANEXO 1

CUADRO 17

ANÁLISIS DE VARIANZA (ANOVA) EN LA DETERMINACIÓN DE CONCENTRACIÓN NITROGENO TOTAL (NT), FÓSFORO TOTAL (PT) EN LAS AGUAS DE LA BAHÍA INTERIOR DE PUNO EN TRES SECTORES 2016

F. de V.	GL	SC	CM	FC	Signif
Estaciones	2	3.35	24.69	0.39	n.s.
Columna de agua	1	1.19	1.67	0.28	n.s.
Concentr de iones	1	118.59	1.19	27.49	**
Columna x Conc	1	0.32	118.50	0.07	n.s.
Error	30	129.41	0.3136		
Total	35				

C.V. = 26.29%

CUADRO 18

ANÁLISIS DE VARIANZA PARA ABSORCIÓN DE MACRÓFITOS NITRÓGENO TOTAL MEZCLA (50%) DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA BAHÍA INTERIOR DE PUNO EN ACUARIOS, MEGA LABORATORIOS DE LA UNA – PUNO PERÚ 2016

F. de V.	G.L.	SC.	CM.	Fc	Pr.> F
SECTORES (s)	2	0.204	0.0104	2.59	0.10
MACROFITAS (M)	1	0.101	0.101	25.07	**
DIAS (T)	2	0.383	0.191	47.43	**
MACRO X DIAS	2	0.051	0.025	6.28	*
ERROR	46	1.97	0.025		
TOTAL	53	7.21			

C.V.= 4.15%

CUADRO 19

ANÁLISIS DE VARIANZA ABSORCIÓN POR MACROFITAS ION DE NITRÓGENO TOTAL SIN MEZCLA, EN ACUARIOS, MEGA LABORATORIOS DE LA UNA – PUNO PERÚ 2016

F. de V.	G.L.	SC.	CM.	Fc	Pr.> F
SECTORES (s)	2	0.0095	0.005	0.98	n. s..
MACROFITAS	1	0.0909	0.091	18.54	**
DIAS (T)	2	0.3517	0.176	35.84	**
MACRO X DIAS	2	0.0344	0.017	3.50	n.s.
ERROR	46				
TOTAL	53				

CV =4.56%

CUADRO 20

ANOVA INFLUENCIA DE ION FOSFORO TOTAL ABSORBIDO POR MACRÓFITAS TRATADAS EN AGUAS RESIDUALES CON MEZCLA (50% +(50%) DE LA BAHÍA INTERIOR DE LAGO PUNO

F. de V.	G.L.	SC.	CM.	Fc	Pr.> F
SECTORES (s)	2	84983.26	42491.63	1.07	n. s.
MACROFITAS (M)	1	2172417.80	2172417.80	54.89	**
DIAS (T)	2	7657042.70	3828521.32	96.73	**
MACRO X DIAS	2	4992548.26	2496274.13	63.07	**.
ERROR	46				
TOTAL	53				

C.V.= 6.045%

CUADRO 21

ANOVA ABSORCIÓN DE FÓSFORO TOTAL SIN MEZCLA AGUA RESIDUAL DE LA BAHÍA INTERIOR DEL LAGO PUNO

F. de V.	G.L.	SC.	CM.	Fc	Pr.> F
SECTORES (s)	2	195546.78	97773.39	0.65	n. s..
MACROFITAS (M)	1	9053635.57	9053635.57	60.19	**
DIAS (T)	2	10773542.11	5386771.06	35.81	**
MACRO X DIAS	2	1564012.70	782006.35	5.20	*
ERROR	46				
TOTAL	53				

C.V=11.34%,

Anexo 2

Parámetros indicadores de aguas contaminadas.
PRIMER MUESTREO DE AGUAS EN BIOENSAYO 11/09/15

ELODEA				MYRIOPHYLLUM			
ISLA ESPINAR	MUESTRAS DE AGUA DEL SECTOR ISLA ESPINOSA			MUESTRAS DE AGUA DEL SECTOR ISLA ESPINAR			
	200 ml	400ml	800 ml	200 ml	400ml	600 ml	800 ml
pH	10.70	10.60	10.56	10.22	10.27	9.78	10.57
Redox Eh	-197.2	-190.1	-188	-168.7	-172.2	-146	-187.1
Conductividad Eléctrica	1457	1750	2.03 mS/cc ³	1395 mS/cc	1,623	1969 mS/cc	2.27 mS/cc
Sólidos Totales Disueltos	1010 ppm	1220 ppm	1,580 ppm	970	1020	1,380	1,560 ppm
Salinidad	720 pmm	870 ppm	1,120 ppm	690	720	980	1110 ppm

ELODEA				MYRIOPHYLLUM			
BOCA MUELLE	MUESTRAS DE AGUA DEL SECTOR ISLA ESPINOSA			MUESTRAS DE AGUA DEL SECTOR ISLA ESPINAR			
	200 ml	400ml	800 ml	200 ml	400ml	600 ml	800 ml
pH	10.22	10.34	10.40	9.99	10.27	10.90	10.08
Redox Eh	-156.6	-175.2	-178.9	-159.10	-178.9	-166.8	-159.8
Conductiv Electric	1319 mS/cc	1660 mS/cc	1866 mS/cc	1,316 mS/cc	1,609 mS/cc	1,884 mS/cc	2.19 mS/cc
Sólidos Totales Disueltos	920	1,130	1320	910 ppm	1,140	1,310	1,490 ppm
Salinidad	660	800	940	650 ppm	810	930 ppm	1,070

ELODEA				MYRIOPHYLLUM			
SECTOR HUAJE	MUESTRAS DE AGUA DEL SECTOR ISLA ESPINOSA			MUESTRAS DE AGUA DEL SECTOR ISLA ESPINAR			
	200 ml	400ml	800 ml	200 ml	400ml	600 ml	800 ml
pH	10.30	10.29	10.27	9.89	9.73	9.81	9.75
Redox Eh	-173.0	-172.6	-179.13	-149.3	-140.4	-144.4	-141.9
Conductividad Eléctrica	1,340 mS/cc	1,662 mS/cc	1,922 mS/cc	1,902 mS/cc	1,625 mS/cc	1,326 mS/cc	2.18 mS/cc ³
Sólidos Totales Disueltos	920 ppm	1,160 ppm	1,340 ppm	1,320 ppm	1,130	970 ppm	1,510
Salinidad	660 ppm	820 ppm	950 ppm	940 ppm	810 ppm	690 ppm	1,070 ppm

AGUA DE ACUARIO

		PARINA
pH	7.24 (7.06)	8.59
Redox Eh	-5.2	-69.8
ConductivElect	793	1,896
Sólidos T. Disueltos	560	1,320
Salinidad	410	940

SEGUNDO ---MUESTREO DE AGUAS EN BIOENSAYO 28/SEPTIEMBRE/2015

ISLA ESPINARELODEA				MYRIOPHYLLUM				
pH	10.25	10.00	9.92	9.87	9.84	9.67	9.90	9.97
Redox Eh	-170.1	-155.2	-151.2	-150.3	-145.8	-136.1	-149.9	-153.7
ConductivElectr	1547.00	1,702.0	1,825.00	2.03 µS/cm	1,414.00	1,723.00	1877.00	2.05 ms/cc
Solidos Tot Disueltos	1,080.00 ml/L	1,190.00	1,280.00	1,400.00	990.00ppm	1200.00ppm	1,311.00ppm	1,420.00
salinidad	770	840	950	1000.00	700	860	950.00ppm	1,020.00

ELODEA				MYRIOPHYLLUM				
MUESTRAS DE AGUA DEL SECTOR MUELLE								
pH	200	400	600	800	200	400	600	800
Redox Eh	9.77	9.86	9.97	10.21	9.702	10.04	9.82	9.65
ConductivEléctrica	1,480.00	1,666.00	1,888.00 ppm	1,974.00	-138.4	-157.6	-144.5	-134.9
Solid Totales Disuelt	980.00	1,160.00	1,320.00	1,380.00	1,439.00	1,649.00	1,716.00	1,953.00 ms/cc
salinidad	700.00 ppm	830.00	940.00	980.00	µS/cm	1,000.00	1,220.00	1,320.00
					710.00	820.00	890.00	960.00 ppm

MUESTRAS DE AGUA DEL SECTOR HUAJE				
pH	200 ml	400ml	600 ml	800 ml
Redox Eh	9.93	9.97	10.04	9.95
Conductiv Eléctrica	-151.7	-153.7	-157.2	-153.2
Solid Totales Disuelt	1,437.00	1,657.00	1,830.00	2.23 ms/cc
salinidad	1,000.00	1,660.00	1,270.00	1,560.00
	710.00 ppm	820.00	910.00	1,110.00

MUESTRAS DE AGUA DEL SECTOR HUAJE				
pH	200 ml	400ml	600 ml	800 ml
Redox Eh	9.68	9.79	9.36	9.65
Conductiv Eléctrica	-130.8	-130.8	-119.6	-134.7
Solid Totales Disuelt	1,869.00	1,646.00	1,454.00	2.25 ms/cc
salinidad	1,300.00	1,150.00	1,100.00	1,570.00
	930.00	820.00	720.00	1,120.00

