

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

**ESCUELA DE POSGRADO
PROGRAMA DE DOCTORADO**

**DOCTORADO EN CIENCIA TECNOLOGÍA Y MEDIO
AMBIENTE**



TESIS

**CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS EN MACROFITAS DE LOS
PRINCIPALES RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA**

PRESENTADA POR:

BUENAVENTURA OPTACIANO CARPIO VÁSQUEZ

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

CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS EN MACROFITAS DE LOS
PRINCIPALES RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA

PRESENTADA POR:

BUENAVENTURA OPTACIANO CARPIO VÁSQUEZ

PARA OPTAR EL GRADO ACADEMICO DE:

DOCTORIS SCIENTIAE

EN CIENCIA TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

APROBADA POR EL SIGUIENTE JURADO:

PRESIDENTE


.....
Dr. FÉLIX HUGO COTACALLAPA GUTIERREZ

PRIMER MIEMBRO


.....
Dr. EDUARDO FLORES CONDORI

SEGUNDO MIEMBRO


.....
Dr. JUAN GREGORIO ZAPANA PARI

ASESOR DE TESIS


.....
Ph. D. SABINO ATENCIO LIMACHI

Puno, 15 de Julio de 2016.

ÁREA: Ciencia, tecnología y medio ambiente

TEMA: Evaluación tecnológica y del medio ambiente

LÍNEA: Contaminación por plomo

DEDICATORIA

In memoriam y gratitud a mis padres.

A mis hijos: Gean Carlos, Amira y Juan Fernando, que han sido
mi mayor entrega y mi
retoño Iker Sebastián por ser todos ellos mi motivación

A mi esposa, Maria Candelaria MARAZA QUISPE
por su tolerancia, comprensión y apoyo para la cristalización de este propósito.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional del Altiplano y al Programa de Doctorado en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, y a su plana docente por haber contribuido en la complementación de mi formación.

Agradezco con mucha gratitud, a los miembros del jurado, conformados por:

Dr. Félix Hugo COTACALLAPA GUTIERREZ

Dr. Eduardo FLORES CONDORI

Dr. Juan Gregorio ZAPANA PARI

Ph. D. Sabino ATENCIO LIMACHI

Por el tiempo dedicado en la revisión de esta tesis, así como por sus aportes en las correcciones y sus valiosas sugerencias, las cuales contribuyeron sin duda a mejorar la calidad de este trabajo.

Mi agradecimiento al colega Dr. Juan José PAURO ROQUE, por su apoyo y por contribuir a mi formación profesional.

Un trabajo de tesis en campo y laboratorio no solo es observar, coleccionar y manipular muestras biológicas, cada día se vuelve a casa con ella, y con el tiempo se hace más grande, absorbiendo cada vez a más personas. Por eso tengo que darles las gracias a mis dilectos amigos, que en su condición de estudiantes, ciudadanos y campesinos han participado con mucha predisposición y alegría, tanto en las diferentes salidas de campo y trabajo de laboratorio, que de alguna manera se han visto “salpicados” de esta tesis. No particularizo, para no olvidarme de nadie, a ellos les expreso mi gratitud y reconocimiento.

Mención aparte merece de mi agradecimiento el Sr. Gregorio ORDOÑEZ LLANOS, quien con mucha paciencia ha participado en los trabajos de laboratorio seleccionando, caracterizando y en la pulverización de las muestras biológicas.

Mi profundo reconocimiento, agradecimiento y gratitud a la autoridad universitaria por haber dispuesto ser acogido en el megalaboratorio de la Universidad Nacional del Altiplano, y haber hecho lo posible en hacer operativo el equipo ICP-OES Vista MPX VARIAN (ICP = El plasma de acoplamiento inductivo y OES = espectrómetro de emisión atómica, del inglés Inductively coupled plasma - atomic emission spectroscopy), y haber demostrado en todo momento predisposición en el desarrollado con mucho empeño durante el proceso, pese a los múltiples obstáculos que se presentaron en el trayecto de la implementación del procesamiento de las muestras, en las personas del Sr. Lugwing ALIAGA y el M. Sc. Martín CHOQUE QUISPE.

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA.	i
AGRADECIMIENTOS.	ii
ÍNDICE GENERAL.	iii
ÍNDICE DE CUADROS.	vi
ÍNDICE DE FIGURAS.	viii
ÍNDICE DE ANEXOS.	xi
ABREVIATURAS.	xv
RESUMEN.	xvii
ABSTRACT.	xviii
INTRODUCCIÓN.	1

CAPÍTULO I

PROBLEMÁTICA DE LA INVESTIGACIÓN

1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.	3
1.2. JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN.	5
1.3. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA.	6
1.4. OBJETIVOS.	6
1.5. HIPÓTESIS.	7

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. ANTECEDENTES.	8
2.2. MARCO REFERENCIAL.	13
2.2.1. LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL ALTIPLANO.	13
2.2.2. MACRÓFITAS.	15

..

2.2.3. METALES PESADOS EN MACRÓFITAS.	16
2.2.4. LOS METALES PESADOS EN EL ECOSISTEMA.	18
2.2.5. IMPLICANCIAS DE LOS METALES PESADOS EN LA CALIDAD DEL AGUA.	19
2.2.6. CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS.	19
2.3. MARCO CONCEPTUAL.	28

CAPÍTULO III METODOLOGÍA

3.1. ÁMBITO DE ESTUDIO.	30
3.2. DETERMINACIÓN Y EVALUACIÓN DE LOS FACTORES FÍSICOS Y QUÍMICOS DEL MEDIO ACUÁTICO DE LA ZONA DE ESTUDIO. . .	30
3.3. EXTRACCIÓN DE PLANTAS MACRÓFITAS.	31
3.4. DETERMINACIÓN DE MATERIA FRESCA TOTAL, MATERIA HÚMEDA Y MATERIA SECA.	31
3.5. ANÁLISIS DE METALES PESADOS.	32
3.6. TIPO DE INVESTIGACIÓN.	33
3.7. POBLACIÓN Y MUESTRA.	33
3.8. TÉCNICAS E INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN DE DATOS.	33
3.9. RECOLECCIÓN DE DATOS.	34
3.10. DISEÑO ESTADÍSTICO.	34

CAPÍTULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. DETERMINACIÓN Y EVALUACIÓN DE FACTORES FÍSICOS Y QUÍMICOS DEL MEDIO ACUÁTICO DE LAS ZONAS DE ESTUDIO . . .	35
4.1.1. TEMPERATURA.	35
4.1.2. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA.	37
4.1.3. POTENCIAL DE HIDROGENIONES.	39

4.1.4. TURBIDEZ.	40
4.1.5. OXÍGENO DISUELTO.	43
4.1.6. COLOR.	46
4.1.7. OLOR.	47
4.2. BIOMASA DE LAS MACRÓFITAS DE LOS RÍOS TRIBUTARIOS. . .	49
4.2.1. MATERIA FRESCA TOTAL.	49
4.2.2. HUMEDAD Y MATERIA SECA.	51
4.3. METALES PESADOS: Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Al, As, Ba, y Hg PRESENTES EN LAS MACRÓFITAS ACUÁTICAS DE LOS PRINCIPALES RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	55
4.3.1. CONTENIDO DE Cd.	55
4.3.2. CONTENIDO DE Cr.	60
4.3.3. CONTENIDO DE Cu.	65
4.3.4. CONTENIDO DE Mn.	68
4.3.5. CONTENIDO DE Ni.	71
4.3.6. CONTENIDO DE Pb.	76
4.3.7. CONTENIDO DE Zn.	79
4.3.8. CONTENIDO DE Al.	84
4.3.9. CONTENIDO DE As.	87
4.3.10. CONTENIDO DE Ba.	91
4.3.11. CONTENIDO DE Hg.	94
CONCLUSIONES.	99
RECOMENDACIONES.	100
BIBLIOGRAFÍA.	101
ANEXOS.	121

ÍNDICE DE CUADROS

01. TEMPERATURA DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	36
02. CONDUCTIVIDAD ELECTRICA DEL AGUA DE TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	38
03. POTENCIAL DE HIDROGENIONES DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	40
04. TURBIDEZ DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	42
05. OXÍGENO DISUELTO DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	43
06. COLOR DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA ...	47
07. OLOR DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA ..	48
08. MATERIA FRESCA TOTAL DE LAS MACRÓFITAS DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	50
09. HUMEDAD Y MATERIA SECA DE LAS MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	52
10. CONTENIDO DE CADMIO EN MACRÓFITOS DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	56
11. CONTENIDO DE CROMO EN MACRÓFITOS DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	61
12. CONTENIDO DE COBRE EN MACRÓFITOS DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	65
13. CONTENIDO DE MANGANESO EN MACRÓFITOS DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	68
14. CONTENIDO DE NIQUEL EN MACRÓFITAS DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	71
15. CONTENIDO DE PLOMO EN MACRÓFITOS DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	76

16. CONTENIDO DE ZINC EN MACRÓFITOS DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	80
17. CONTENIDO DE ALUMINIO EN MACRÓFITOS DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	84
18. CONTENIDO DE ARSÉNICO EN MACRÓFITOS DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	88
19. CONTENIDO DE BARIO EN MACRÓFITOS DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	92
20. CONTENIDO DE MERCURIO EN MACRÓFITOS DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	94

ÍNDICE DE FIGURAS

01. COMPARACIÓN DE MEDIAS DE TEMPERATURA DE LAS AGUAS, DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN RIOS.	36
02. COMPARACIÓN DE MEDIAS DE TEMPERATURA DE LAS AGUAS, DE RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGUN ÉPOCAS.	37
03. COMPARACIÓN DE MEDIAS DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA DE LAS AGUAS DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGUN ÉPOCAS Y RIOS.	38
04. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL PH DE LAS AGUAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, POR RIOS.	41
05. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL OXÍGENO DISUELTO EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	44
06. FRECUENCIA PORCENTUAL DEL OLOR DEL AGUA DE LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	48
07. COMPARACIÓN DE MEDIAS DE LA MATERIA FRESCA TOTAL DE LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGUN ÉPOCAS.	51
08. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE HUMEDAD DE LOS MACRÓFITOS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	53
09. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE CADMIO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	56
10. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE CADMIO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN RIOS.	58
11. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE CROMO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	62

12. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE CROMO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN RIOS Y ÉPOCAS.	63
13. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE COBRE EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	66
14. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE COBRE EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN RIOS.	67
15. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE MANGANESO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	69
16. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE NIQUEL EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	72
17. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE NIQUEL EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN RIOS.	73
18. COMPARACION DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE NIQUEL EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS.	74
19. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE NIQUEL EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	77
20. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE ZINC EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	80
21. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE ZINC EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN RIOS.	81

22. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE ALUMINIO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	85
23. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE ARSÉNICO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	89
24. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE ARSÉNICO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS.	90
25. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE BARIO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	93
26. COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE MERCURIO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.	95

ÍNDICE DE ANEXOS

01. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DE LA TEMPERATURA DE LOS RIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RIOS.	122
02. PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DE LA TEMPERATURA DE LOS RIOS DEL LAGO TITICACA.	122
03. PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DE LA TEMPERATURA DE LOS RIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS.	122
04. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DE LA CONDUCTIVIDAD ELECTRICA DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RIOS.	123
05. PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA DE RIOS DEL LAGO TITICACA.	123
06. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL pH DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RIOS.	123
07. PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL pH DE LOS RIOS DEL LAGO TITICACA.	124
08. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL pH DE LOS RIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RIOS.	124
09. PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA DE RIOS DEL LAGO TITICACA.	124
10. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DE LA MATERIA FRESCA DE LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS.	125
11. PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDO DE MATERIA FRESCA DE LAS MACRÓFITAS, SEGÚN RÍOS DE PROCEDENCIA.	125
12. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE HUMEDAD EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS.	125

13. PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDO DE MATERIA HUMEDA DE LAS MACRÓFITAS, SEGÚN LOS RÍOS DE PROCEDENCIA 126
14. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE CADMIO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS 126
15. PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDO DE CADMIO EN LAS MACRÓFITAS, SEGÚN LOS RÍOS DE PROCEDENCIA 126
16. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE CROMO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS 127
17. PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDO DE CROMO EN LAS MACRÓFITAS, SEGÚN LOS RÍOS DE PROCEDENCIA 127
18. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE COBRE EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS 127
19. PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDO DE COBRE EN LAS MACRÓFITAS, SEGÚN LOS RÍOS DE PROCEDENCIA 128
20. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE MANGANESO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN EL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS 128
21. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE NIQUEL EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS 128
22. PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RASGOS DEL CONTENIDO DE NIQUEL EN LAS MACRÓFITAS 129

23. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE NIQUEL EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS. 129
24. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE NIQUEL EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS. 129
25. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE PLOMO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS. 130
26. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE ZINC EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS. 130
27. PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDIO DE ZINC EN LAS MACRÓFITAS, SEGÚN RÍOS. 130
28. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE ALUMINIO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS. 131
29. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE ARSÉNICO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS. 131
30. PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL CONTENDIO DE ARSÉNICO EN LAS MACRÓFITAS, SEGÚN ÉPOCAS. 131
31. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE BARIO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS. 132
32. PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE MERCURIO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS. 132

33. MAPA DE UBICACIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO: (A: HUANCANÉ, B: RAMIS, C: COATA, D: ILAVE, E: ZAPATILLA).	133
34. ESPECTROFOTÓMETRO DE ABSORCIÓN ATOMICA VISTA MPX VARIAN IPC – OES, MARCA PERKIN ELMER.	133
35. PARÁMETROS FÍSICO QUÍMICOS, EN ZONAS DE ESTUDIO Y HABITAT DE OBTENCIÓN DE MUESTRAS DE MACRÓFITOS.	134
36. BIOMASA PORCENTUAL DE MACRÓFITAS (<i>Myriophyllum elatinoides</i> , <i>Elodea potamogeton</i> y <i>Potamogeton strictus</i>), MATERIA FRESCA, MATERIA HUMEDA Y MATERIA SECA.	135
37. CUANTIFICACIÓN DE METALES TÓXICOS EN MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA (ÉPOCA SECA).	136
38. CUANTIFICACIÓN DE METALES TÓXICOS EN MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA (ÉPOCA LLUVIOSA)	137

ABREVIATURAS

°C	= Grados centígrados.
Al	= Aluminio.
ALT	= Autoridad Autónoma del Lago Titicaca.
As	= Arsénico.
Ba	= Bario.
Cd	= Cadmio.
CE	= Conductividad eléctrica.
Cr	= Cromo.
Cu	= Cobre.
DBO	= Demanda bioquímica de oxígeno.
FAO	= Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
g/m ³	= Gramos por metro cúbico.
H	= Humedad.
Ha	= Hectárea.
Hg	= Mercurio.
ICP	= Plasma de acoplamiento inductivo.
kg/m ²	= Kilogramos por metro cuadrado.
kg/m ³	= Kilogramos por metro cúbico.
l/g	= Litros por gramo.
L/s	= Litros por segundo.
m	= Metro.
m/kg	= Miligramos por kilogramo.
MF	= Materia fresca.
mg	= Miligramos.
mg/l	= Miligramos por litro.
mg/ml	= Miligramos por mililitro.
MINAM	= Ministerio del Ambiente.
MFT	= Materia fresca total
ml	= Mililitros.
Mn	= Manganeseo.
MS	= Materia seca.

- msnm = Metros sobre el nivel del mar.
- Ni = Níquel.
- OD = Oxígeno disuelto.
- OES = Espectrómetro de emisión óptica.
- OMME = Oficina Municipal para el Manejo de Emergencias del Municipio de Juana Díaz – Puerto Rico.
- OMS = Organización Mundial de la Salud.
- OSHA = Administración de Seguridad y Salud Ocupacional.
- Pb = Plomo.
- pH = Potencial de hidrogeniones.
- PNUMA = Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- ppm = Partes por millón.
- RNT = Reserva Nacional del Titicaca.
- Spp = Especies.
- TDPS = Sistema Titicaca, Desaguadero, Poopó y Salares de Uyuni y Coipasa
- tn = Tonelada.
- UE = Unión Europea
- UNA – PUNO = Universidad Nacional del Altiplano - Puno
- UNESCO = Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.
- USEPA = Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos.
- Zn = Zinc.

RESUMEN

La investigación se realizó en la Universidad Nacional del Altiplano – Puno. Durante los meses de febrero 2015 a marzo del 2016. Los objetivos fueron: 1) determinar y evaluar los parámetros físicos y químicos del medio acuático de la zona de estudio, 2) establecer la biomasa de las macrófitas (*Elodea potamogeton*, *Myriophyllum elatinoides* y *Potamogeton strictus*), de los ríos tributarios en estudio y 3) cuantificar los metales pesados de Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Al, As, Ba y Hg presentes en las macrófitas acuáticas de los principales ríos tributarios del lago Titicaca. La metodología se inició con la fase de campo para la recolección de macrófitas, a ellas se les evaluaron la materia húmeda y seca mediante el método de la estufa, y el contenido de metales pesados mediante la espectrofotometría (ICP AES), en el Megalaboratorio de la UNA – Puno. Los datos obtenidos fueron analizados mediante un análisis factorial y pruebas de contraste de rango múltiple. Los resultados fueron: Las aguas de los tributarios presentaron una temperatura entre 11,4 y 13,1 °C, la conductividad eléctrica entre 1738,4 y 1742 $\mu\text{S}/\text{cm}$, el pH entre 7,12 y 8,14 unidades, la turbidez entre leve y elevada, el oxígeno disuelto entre 5,6 y 5,7 mg/l, el color del agua fue aparente en un 80% de las muestras, el olor fue de leve a fétido en mayor porcentaje. En ambas épocas, la biomasa de las macrófitas evaluadas (*E. potamogeton*, *M. elatinoides* y *P. strictus*) no están catalogadas como hiperacumuladoras de metales pesados. Los metales Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Hg presentes en las macrófitas *M. elatinoides* y *P. strictus* no superan los niveles permisibles, mientras que Mn, Al, As, Zn y Hg superan los niveles de 0.1 mg/kg.

Palabras clave: Biomasa, características físico químicas, lago Titicaca, macrófitas, metales pesados, tributarios.

ABSTRACT

This research was conducted at the Universidad Nacional del Altiplano - Puno, Puno region. During February 2015 to March 2016. The objectives were to: 1) identify and evaluate the physical and chemical conditions of the aquatic environment of the study area, 2) Establish biomass and phenotypic characteristics of macrophytes (*Elodea potamogeton*, *Myriophyllum elatinoides* and *Potamogeton strictus*) of each of the tributaries in the study and 3) quantify the toxic metals Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Al, As, Ba and Hg which are in aquatic macrophytes of the main tributaries of Lake Titicaca. The methodology developed, began with the field phase for the collection of macrophytes then were evaluated wet and dry matter by the method of the stove, and the content of toxic metals by spectrophotometry ICP AES, in the mega-laboratories of UNA - Puno. The results were: The waters of the tributaries presented a temperature between 11,4 and 13,1 °C, the electrical conductivity between 1738,4 and 1742 $\mu\text{S}/\text{cm}$, the pH between 7,12 and 8,14 units, turbidity mild to high, dissolved oxygen between 5,6 and 5,7 mg/l, the water color was apparent in 80% of the samples, the odor was mild to fetid higher percentage. In both seasons, the biomass of macrophytes evaluated (*Elodea potamogeton*, *Myriophyllum elatinoides* and *Potamogeton strictus*) are not classified as hyperaccumulator of heavy metals. Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Hg metals in macrophytes *M. elatinoides* and *P. strictus* do not exceed permissible levels, while Mn, Al, As, Zn and Hg levels exceed 0.1 mg / kg.

Key words: Biomass, physicochemical characteristics, Lake Titicaca, heavy metals, macrophytes, tributarys.

INTRODUCCIÓN

Las aguas del Lago Titicaca, se viene contaminando por las actividades antrópicas, como: los relaves mineros que se depositan en los afluentes, la crianza de truchas en sistemas de jaulas que se tiene una producción de 16,000 tn/año (Hurtado, 2014); la aplicación discriminada de los campos de cultivo con nutrientes sintéticos, el vertido de residuos sólidos, industriales, entre otros. Esta situación hace que exista una alteración de su calidad y de los recursos hidrobiológicos, en cuanto a su concentración de metales pesados en la vegetación acuática. La peligrosidad de los metales pesados es mayor al no ser química ni biológicamente degradables; una vez emitidos pueden permanecer en el ambiente durante cientos de años, además, su concentración en los seres vivos aumenta a medida que son ingeridos por otros; por lo que la ingesta de plantas o animales contaminados puede provocar síntomas de intoxicación. Algunos metales pesados forman parte de los organismos como el Cobre (Cu), Zinc (Zn), Hierro (Fe); sin embargo, los metales no esenciales como el mercurio (Hg) o el Cadmio (Cd) son excretados con mayor dificultad (FAO, 2010).

Las plantas acuáticas (algas) y los bivalvos no son capaces de regular con éxito las concentraciones de metales pesados y de ahí puede derivarse una serie de problemas. El Hg puede hacer decrecer la capacidad de fotosíntesis de un alga y los bivalvos por su parte acumulan los metales pesados, pudiendo pasar éstos directamente al ser humano por ingesta. Los organismos tienen mecanismos bien desarrollados para absorber, metabolizar y excretar diferentes elementos, incluso metales en concentraciones que se encuentran naturalmente (Benitez, 2008). Por esta razón, los organismos vegetales de las riberas del Lago Titicaca, pueden acumular altas concentraciones de metales pesados en sus tejidos, conllevando a

una intoxicación masiva de los recursos hidrobiológicos. Ante la carencia de estudios actuales sobre los parámetros físicos y químicos del agua, la biomasa de macrófitas y los contenidos de metales pesados en las plantas que habitan los ecosistemas.

CAPÍTULO I

PROBLEMÁTICA DE LA INVESTIGACIÓN

1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los metales pesados, como cualquier otro grupo de agentes químicos, pueden producir en los organismos vivos una patología aguda, desarrollada rápidamente después del contacto con una dosis elevada, o crónica por exposición a una dosis baja, repetidas veces durante cortos plazos. La contaminación bacteriológica y orgánica es causada por las actividades humanas, en particular por la minería y los residuos urbanos, generan contaminación física y química principalmente de metales pesados (García, 2006).

La mayor reserva aurífera se encuentra en San Antonio de Poto (distrito de Ananea), que comprende 24 concesiones en un área total de 10,120 ha, de acuerdo a los estudios realizados por las Naciones Unidas, se calcula una reserva de 214.8 millones de mg/m^3 de grava aurífera con un tenor promedio de $258 \text{ mg}/\text{m}^3$ para una ley de corte de $100 \text{ mg}/\text{m}^3$ en los 4 sectores: Chaquiminas, Vizcachani, Ancoccala y Pampa Blanca. Así mismo, constituyen de gran importancia la mina de Au en Berenguela (Santa Lucia), con un potencial de 13´843,470 tm de Ag, Ur de Huiquisa (Corani) y el yacimiento aurífero de Au en Palca (Lampa). Otros yacimientos

mineros metálicos y no metálicos se encuentran actualmente en exploraciones por diferentes empresas mineras nacionales e internacionales que permitirá conocer las reservas y potencialidades para su explotación futura. En la región Puno, existen 1819 derechos mineros titulados y vigentes, 530 petitorios mineros en trámite que hacen un total de 2,349 derechos mineros, que comprende una superficie de 1'212,277 ha, dichas cifras representan el 16 % del total de superficie de la Región Puno (GRP, 2005).

La contaminación del río Ramis y otros es producida por la presencia de metales pesados, entre ellos el Cd de origen natural y el Hg de origen humano, por la concentración de sólidos sedimentarios (25,18 kg/m³) procedentes de la actividad minera formal e informal, en especial de la mina Rinconada, Corporación Minera Ananea, Cofre, CECOMSAP y San Rafael. La principal causa de la contaminación del río Ramis en la parte alta de la cuenca, es originada por las actividades mineras dedicadas a la explotación aurífera con tecnología artesanal basada en el uso de Hg, como método para la recuperación del Au por medio de la amalgama y la fusión, proceso mediante el cual parte del Hg es liberado a la atmósfera desde donde precipita hacia el suelo y el agua, generando contaminación de ambos recursos naturales.

La contaminación de las aguas del río Ramis, tiene impacto directo en la calidad de agua, que se capta para las irrigaciones de nueve sectores de riego de los distritos de Asillo, San Antón, Crucero, Azángaro, Ayaviri, además causa problemas en forma indirecta a 35 mil pobladores localizados en los 10 distritos aledaños del recorrido del río Ramis. En el área de influencia directa, se estima una distribución en un 45 % de la productividad agropecuaria, en especial la ganadería, que consume el agua directamente del río o de los canales de riego, en el caso del

distrito de Crucero, se ha afectado los canales de riego, que permiten regar alrededor de 1500 ha de pastizales, el impacto se traduce en la colmatación del sistema de riego (GRP, 2005).

1.2 JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

Los pobladores de la ribera del lago Titicaca, utilizan las macrófitas como alimento para sus animales domésticos y para ellos mismos, como material artesanal, para la fabricación de botes y techos, así como fertilizantes para la agricultura. Cada tipo de macrófitas, cada parte de la planta, en cada edad o estado de su desarrollo, tiene un empleo particular. Pese a eso, no se conoce bien la importancia socio – económica real de este recurso, sus diferentes utilidades y su contribución a la economía local. Estas macrófitas se encuentran en el lago desde la orilla hasta una profundidad de alrededor de 9 m, cuando la pendiente no es excesiva y que las condiciones de la naturaleza del fondo permiten su implantación. Sin embargo, razones técnicas impiden a los ribereños, que están mal equipados, colectarlas a más de 5 m de profundidad.

Se propone establecer los valores reales de metales pesados en las macrófitas que se desarrollan en la bordura de los afluentes del lago Titicaca, con la finalidad de buscar alternativas de manejo y uso en la alimentación de los ganaderos, contrarrestando de esa manera la amenaza de la contaminación que se viene presentando en la actualidad.

La finalidad del trabajo es cuantificar los metales pesados, como Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Al, As, Ba y Hg, en las macrófitas acuáticas que se desarrollan en los puntos de desembocaduras de los principales tributarios al Titicaca, así como caracterizar las macrófitas, que son utilizados como alimento forrajero de los

animales, sobre todo vacunos. Finalmente se pretende evaluar las condiciones físico químicas del medio acuático de las zonas de estudio en las que se desarrollan las especies macrófitas dominantes en cada uno de los tributarios. El trabajo contribuirá en la obtención de información relacionada con el estado actual de la contaminación de las macrófitas acuáticas por metales pesados, para una futura gestión de los recursos hidrobiológicos, a través del estudio del ecosistema acuático del lago Titicaca.

1.3 FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

Para el desarrollo del presente trabajo nos planteamos las siguientes interrogantes:

- ¿Cuáles son los factores físicos y químicos del medio acuático de los principales ríos tributarios del lago Titicaca?
- ¿Cómo es la biomasa de las macrófitas presentes en cada uno de los ríos tributarios del lago Titicaca?
- ¿Cuáles son los contenidos de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Al, As, Ba y Hg), en las macrófitas procedentes de los ríos tributarios del lago Titicaca?.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 Objetivo general

Determinar la contaminación por metales pesados en macrófitas de los principales ríos tributarios del lago Titicaca.

1.4.2 Objetivos específicos

- Determinar y evaluar los factores físicos y químicos del medio acuático de los ríos tributarios del lago Titicaca, según el DS No. 015-2015-MINAM.

- Establecer la biomasa de las macrófitas (*Elodea potamogeton*, *Myriophyllum elatinoides* y *Potamogeton strictus*), de los ríos tributarios en estudio y
- Cuantificar los metales pesados de Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Al, As, Ba y Hg presentes en las macrófitas acuáticas de los principales ríos tributarios del lago Titicaca.

1.5 HIPÓTESIS

1.5.1 Hipótesis general

El estado actual de la contaminación por metales pesados en macrófitos, de los principales ríos tributarios del lago Titicaca, están por encima de los niveles permisibles.

1.5.2 Hipótesis específicas

- Los factores físico – químicos del medio acuático son diferentes para cada río tributario del lago Titicaca.
- La biomasa de las macrófitas acuáticas son diferentes para cada río tributario del lago Titicaca.
- Los metales pesados presentes en las macrófitas están por encima de los límites permisibles establecidos por el DS 015-2015-MINAM, DIGESA y las Normas Internacionales para la calidad del agua de bebida, CEPIS/OPS – OMS.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. ANTECEDENTES

La comunidad de las macrófitas de la bahía interior de Puno, ha cambiado por causa de la fuerte eutrofización, en relación a la existente en la bahía exterior. La *Lemna* spp forma herbarios flotantes muy densos en numerosos puntos de la orilla, en la bahía interior, pero están ausentes en la bahía exterior o en el lago principal. *Potamogeton strictus* es la macrófita dominante en la bahía interior, con una cobertura del 95 % en esta zona, contra solamente 47% en el exterior (Northcote, *et al.*, 1984).

Se determinó el contenido de N y K en siete especies de macrófitos litorales predominantes de la bahía interior de Puno, encontrándose que las especies que fijan mayor cantidad de N y K son *Patamogeton strictus*, seguida de *Elodea potamogeton* y *Cladophora* sp. Además, que estas macrófitas acuáticas por su valiosa capacidad para remover metales pesados, exceso de K u otros

contaminantes, servirían para el tratamiento de aguas residuales urbanas (Reyes, 1986).

En la Bahía interior de Puno, se colectó muestras de macrófitos por el método del cuadrado modificado, propuesto por Fukushima, las macrófitas encontradas fueron: *Cladophora* sp., *Elodea potamogeton*, *Potamogeton strictus*, *Myriophyllum elatinoides*, *Schoenoplectus tatora*, *Lemna* spp e *Hydrocotyle ranunculoides*. Siendo 3 las especies con mayor biomasa: *Potamogeton strictus*, con 98.153 tn de materia seca, seguido por *Elodea potamogeton*, con 55.983 tn de materia seca que representa el 24.64% (Carpio, 1989).

La biomasa y análisis bromatológico de la lenteja de agua *Lemna* spp en la Bahía de Puno, realizado durante los años 1986 a 1990, se encontraron que la biomasa es mayor en lugares donde existen altos grados de contaminación por aguas residuales y varía de acuerdo a las zonas, meses y año de estudio. Además, la composición química en, proteínas, grasa, cenizas, fibra, carbohidratos y hierro varía en las diferentes zonas de estudio, en mayor o menor grado de contaminación y la disponibilidad de nutrientes que permiten el desarrollo de esta especie (Palacios & Laguna, 1986).

La calidad del agua del lago Titicaca es muy buena y que la contaminación está restringida a algunas zonas localizadas. En la bahía interior de Puno, probablemente la zona más contaminante, se percibe numerosos síntomas de un sistema sometido a una severa perturbación ambiental, con aguas de muy baja calidad e incluso peligrosas (Northcote, *et al.*, 1991).

En el inventario de especies acuáticas del lago Titicaca, se reportó una docena de especies. Algunas de las especies presentes son típicas de los humedales

altoandinos, como la “tatora” (*Schoenoplectus tatora* Kunt), “yana llachu” (*Elodea potamogeton* Bertero), “hinojo llachu” (*Myriophyllum elatinoides* HBK). (Santiago & De Ambrosio, 1999).

En el río Carabaya y Ramis, el contenido promedio de metales (Fe, Zn, Cu, Mn, Pb, Cd, Hg, As), sulfatos y nitratos de las muestras de agua se encontró por debajo de los límites permisibles. Comparando los resultados de los análisis de agua de los monitoreos de los años 1996 y 1999, se obtuvo un leve incremento de valores en los metales considerados, pero sin pasar los límites permisibles. Mientras que en el río Cabanillas, los valores de metales pesados en agua (Fe, Cu, Mn, Pb, Cd, Hg, As), se encontraron por debajo de los límites permisibles. Las concentraciones de Zn (0,062 mg/l), en dos muestras de agua, sobrepasaron ligeramente los límites permisibles para metales totales. En las muestras de sedimentos los contenidos de As (47,5 y 45,9 mg/kg) se encuentran por encima de los valores guías según OMME. El Zn (251,9 y 253,9 mg/kg), Cu (37,5 y 35,9 mg/kg), Mg (621,4 y 708 mg/kg) y Cd (4,3 y 4,8 mg/kg) dentro de los niveles más bajos y superior de toxicidad (UNAM, 1999).

En la desembocadura del río Ramis, los resultados del análisis de agua de los metales pesados (Fe, Zn, Cu, Mn, Cd, Hg y As), se encuentran por debajo de los límites permisibles. Mientras que en una muestra de agua el Pb (0,014 mg/l) se encontró por encima del límite permisible según los valores guía de USEPA para metales totales. La especie más importante dentro del grupo denominado llachu es *Myriophyllum quitense* por sus buenas cualidades forrajeras. La especie *Elodea potamogeton* es también un buen forraje, pero si se da en exceso al ganado, puede producirle diarrea (UNAM, 1999).

El trabajo final del diagnóstico e inventario de los recursos naturales de flora y fauna del Proyecto PER/98/G32, en la que se consideran macrófitas acuáticas más representativos del Lago Titicaca de 15 especies, entre sumergidas, emergentes y flotantes (ALT & PENUD, 2001). En un diagnóstico de recursos naturales en la Cuenca del Río Suches, se describe la condición actual de la flora y la vegetación determinando de manera cualitativa el estado de conservación de las comunidades vegetales (Acebey, *et al.*, 2004).

Las competencias de uso, manejo y control de los recursos naturales del lago Titicaca, en cierto sentido, han conllevado a la modificación del curso de la cosmovisión de las comunidades locales involucradas en la RNT, dando lugar al surgimiento de una serie de conflictos socio-ambientales en el intento de controlar los recursos referidos según sus intereses, más específicamente relacionados con la "tatora" (Escobar, 2004)

Estos macrófitos tienen una gran aceptación por cationes como Fe, Cu y otros cationes livianos con Ca, Mg, Na y K, porque al realizar el análisis químico al inicio de la experiencia estos iones incrementan su nivel de concentración (Cornejo, 2004). Los indicadores fisicoquímicos y biológicos del proceso de eutrofización del Lago Titicaca (Bolivia, evaluando el grado de avance del proceso de eutrofización del lago Titicaca por medio de la evaluación de las macrófitas, de la diversidad de fitoplancton, de parámetros fisicoquímicos (pH, turbidez, DBO₅, N total y P soluble) y microbiológicos (Fontúrbel, 2005).

La importancia de las macrófitas acuáticas "tatora" *Schoenoplectus tatora* y "llachos" *Miriophyllum*, *Elodea* y *Potamogeton*, es como hábitat de aves silvestres acuáticas neotropicales en el ecosistema lago Titicaca – Sitio Ramsar,

evaluando 1600 ha de área de totoral, 1200 ha de área de llachal totoral, ambos en una calificación de semidenso. El índice de evaluación de hábitat lo califica como hábitat bueno para el desarrollo de aves silvestres acuáticas neotropicales en el lago Titicaca (Goyzueta, 2007).

En un trabajo de Evaluación Ambiental del Lago Poopó (Bolivia), y a los ríos tributarios realizado por un equipo institucional entre la Universidad Técnica de Oruro, Mining Consulting & Ingeneering SRL, la fundación para el Desarrollo de la Ecología y Worley Parsons Komex, diagnosticaron que, en la temporada seca la concentración de metales disueltos en todos los puntos de muestreo es mucho más elevado en la época húmeda. En todos los casos, las concentraciones de As, Pb, Cd y Zn se encuentran por encima de los límites permisibles de aguas aptas para riego y vida acuática (Zamora, *et al.*, 2007).

Del análisis de las pruebas de absorción de metales pesados de las aguas afluentes, del río Ramis de la cuenca del Lago Titicaca, se concluye que es factible utilizar el caparazón de moluscos como una tecnología limpia para la descontaminación de aguas provenientes de fuentes mineras (Ttito, 2008). En un estudio de los niveles de contaminación por metales pesados en la zona de Ananea de la cuenca del río Ramis; se han obtenido valores de: As, Cu, Cr, Pb y Zn se encuentran en los meses de estiaje por encima de los límites máximo permisibles, mientras que el Cd y Hg se mantienen tanto en las épocas de lluvia y estiaje por debajo de los límites máximo permisibles, de acuerdo a la RD-01-2010-MINEM (Salas, 2009).

En el sector boliviano, el nivel de contaminación con metales de las aguas del lago Titicaca se elevó hasta en 2000 % entre 2003 y 2007. El Pb subió en ese

porcentaje y el As en 1000 % más, principalmente en la bahía Cohana, que también sufre por elementos orgánicos. En los últimos 4 años se registraron incrementos de 10 veces en el caso de As y de 20 veces en el Pb, provenientes de la actividad minera y metalúrgica que se desarrolla en la zona (Rivera & Rondan, 2009).

En un estudio de niveles de metales pesados en agua, sedimento y organismos durante el crucero de caracterización bio-ecológica de la zona litoral del Lago Titicaca en áreas seleccionadas, se obtuvo la concentración media de Pb total en el Lago Titicaca superó lo que actualmente estipula el Ministerio del Ambiente (1 ug/l). El valor más elevado de As total se registró en la EP3-8. La concentración media de As total, superó lo que actualmente estipula el MINAM (10 ug/l). Los valores de Cd total en agua fueron bajos (Jordan, *et al.*, 2006) y (Guzmán & Henostroza, 2009).

2.2. MARCO REFERENCIAL

2.2.1. LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL TITICACA

Los principales ríos afluentes de la hoya hidrográfica del Titicaca, son:

- a) **Río Huancané.** En su curso superior, sigue una dirección de Norte a Sur, para luego desaguar en el extremo Norte del Lago Titicaca. El río principal, nace con el nombre de río Putina, luego de un largo recorrido confluye con el río Quellocarca – Tuytlo, a partir de este punto toma el nombre del río Huancané, nombre con el cual desemboca. La longitud del río desde sus nacientes hasta su desembocadura, llega a medir unos 125 km.

- b) Río Ramis.** De apreciable caudal, formada por la confluencia de los ríos Ayaviri y Azángaro o Carabaya, originada de los deshielos de los nevados de la cordillera de Vilcanota y los nevados de Ananea y Culijón. Con una longitud aproximada de 32 km. Sus aguas se ven incrementadas por los deshielos de Quenamari y Quelcayo para luego desembocar en el extremo Norte del Lago Titicaca. La cuenca del río Carabaya nace en la quebrada del cerro Lunar y en la laguna Rinconada, estando el sistema hidrográfico constituido por el río Grande – Crucero – Ayaviri – Azángaro – Ramis.
- c) Río Coata.** Se origina en los deshielos del nevado Jatun Punta, formados por los ríos Orduña y Cupi, los cuales desembocan en la laguna Saracocha y la compuerta Lagunillas, luego en su recorrido toma el nombre de Lampa, luego Cabanillas, recibiendo las aguas del río Palca por la margen izquierda, toma el nombre de Coata, con el cual desemboca en el lago.
- d) Río llave.** Tiene su origen en la Cordillera Volcánica del Perú, del nevado de Larajano, debido a la confluencia de los ríos Huenque y Aguas Calientes con una longitud aproximada de 165 km.
- e) Río Zapatilla.** Afluente del Titicaca, menor que los anteriormente descritos. Con una longitud de 70 km y nace al sureste de llave, en el Cerro Pucará, a 4250 msnm, con el nombre de río Catarichincha. Corre de noreste a sur suroeste y luego, con la denominación de río Zapatilla, se desplaza de sur a norte-noreste cambiando de rumbo, de noreste a sureste. A lo largo de su recorrido forma un semicírculo, que iniciándose al sureste de Juli, desemboca en el Titicaca, al noreste de Juli.

La gran cantidad de trabajos han puesto de manifiesto la importancia de las macrófitas en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, recientemente la presencia de estos organismos ha sido igualmente utilizada como bioindicadores en la valoración de los humedales (Cirujano, *et al.*, 1992).

2.2.2. MACRÓFITAS

Las macrófitas proporcionan lugares adecuados para la reproducción y la guarida; los lugares más favorables para la cría de macro invertebrados son las hojas y tallos de las plantas sumergidas (Martín, *et al.*, 2000), son bien conocidos como acumuladores para los metales pesados, la razón por la que son utilizados como bioindicadores de la calidad del agua (Valitutto, *et al.*, 2005).

Las macrófitas acuáticas desempeñan un papel crucial en la dinámica de las corrientes. Sin embargo, la relación entre las macrófitas acuáticas y el estado trófico de los ríos es complejo, en parte debido a los efectos de una amplia gama de las variables ambientales y en parte porque están sumergidas, las macrófitas puede absorber los nutrientes de los sedimentos del río y/o de la columna de agua (Samecka & Kempers, 2002).

La bioconcentración de metales pesados por macrófitas acuáticas es una preocupación seria ya que varias funciones acuáticas se comportan como un biofiltro para elementos tóxicos (Sivaci, *et al.*, 2008). La concentración de Zn en moluscos de la muestra recogida en el área de la Bahía de Vostok de Reserva (VS4) fue de 400 mg/g, este valor es casi dos veces mayor que en los moluscos de la zona urbanizada Skrebtsov cerca de los islotes (Kartavtsev, *et al.*, 2001).

La vegetación acuática contaminada puede ser una fuente de alimento para una gran variedad de los herbívoros y detritívoros que conduce a la posibilidad de

magnificación biológica de los metales en tróficos superiores los niveles de la cadena alimentaria (Kumar, *et al.*, 2007). La identificación de plantas que crecen en sitios contaminados por metales pesados, representa un modelo interesante para estudio de los mecanismos de metales pesados (Carranza, *et al.*, 2007).

2.2.3. METALES PESADOS EN MACRÓFITAS

Los metales pesados son importantes contaminantes del medio ambiente y muchos de ellos son tóxicos incluso en concentraciones muy bajas (Kara & Zeytunluoglu, 2007). Actúan como bioindicadores de la presencia de un metal pesado en el medio por retenerlo selectivamente, mientras otras se comportan como bioacumuladores, al tolerar su presencia y acumularlo en su estructura dando paso a la bioconcentración a través de la cadena trófica. Esta contaminación vegetal alcanza a los animales y al propio hombre, el cual, en la mayoría de los casos, constituye la causa de la producción o incremento de esta contaminación (Posada & Arroyave, 2006).

Muchos metales pesados son esenciales como componentes importantes de los pigmentos y las enzimas, principalmente de Zn, Ni y Cu. Sin embargo, todos los metales, especialmente Cd, Pb, Hg y Cu, son tóxicos en una concentración elevada debido a la alteración de las enzimas, en sustitución de los metales esenciales en los pigmentos o la producción de especies reactivas de O_2 (Babula, *et al.*, 2008); la absorción de metales por los organismos vegetales se regula principalmente a través de mecanismos fisiológicos, en lugar de procesos físico-químicos (Valitutto, *et al.*, 2005).

Sobre una base de peso seco, las raíces de macrófitas acuáticas pueden contener metales pesados superiores (Kumar, *et al.*, 2007). En general, cuando

se disuelven los metales procedentes de fuentes naturales o antropogénicas vienen en contacto con el agua salina, que se absorbe rápidamente a las partículas y es eliminado de la columna de agua a los sedimentos del fondo. Así, los metales, tanto naturales y de las fuentes antropogénicas son en última instancia, concentrada en los sedimentos del estuario (Wenchuam, *et al.*, 2001).

La contaminación del suelo y el agua con metales pesados es de gran preocupación para la salud humana. Entre los 90 elementos de origen natural, 53 son metales pesados, pero sólo 17 son biodisponibles y es muy importante para los ecosistemas. A pesar de Mo, Cu, Cr y Co son esenciales micronutrientes, sin embargo, algunos de ellos son tóxicos en concentraciones ligeramente más altas. Los metales pesados y gran parte de los contaminantes industriales no pueden ser degradados y, por lo tanto, se acumulan en el agua, suelo, sedimentos del fondo, y los organismos vivos (Samecka & Kempers, 2002).

Para evaluar la contribución de las macrófitas a los procesos biogeoquímicos relacionados con el funcionamiento de los ecosistemas en los cuerpos de agua, es importante comparar su actividad con los niveles de bioacumulación de metales pesados en los componentes abióticos de los ecosistemas acuáticos, en el medio acuático y sedimentos del fondo (Kurilenko & Osmolovskaya, 2005).

Las plantas que crecen en ambientes contaminados por metales aumentan los iones de metales pesados y los compartimentan eficazmente en varias partes, principalmente en las raíces y las hojas más viejas y en organelos de la célula donde exista un menor riesgo de daño por su acumulación en los órganos del vegetal (Prasad, 1998).

2.2.4. LOS METALES PESADOS EN EL ECOSISTEMA

El uso de las macrófitas como organismos indicadores también puede ser limitado si los ríos no son eficaces como un pasillo (Triest, *et al.*, 2001). La mayoría de los cuerpos de agua se utiliza para el cultivo de plantas acuáticas comestibles (*Trapa natans* y *Ipomoea aquatica*) en el distrito de Lucknow - India, se encontraron contaminados con una variedad de metales pesados (Fe, Cr, Cu, Mn y Pb). La concentración de metales pesados Cr, Pb y Fe en agua fue mucho mayor de lo recomendado por la OMS de límites permisibles (Rai & Sinha, 2000).

En la Bahía de Meiliang ha sufrido la peor contaminación de metales pesados en el lago Taihu (Ag, 4,2; Cd, 0,93; Co, 14,2, Cr, 155,0; Cu, 144,0; Hg, 0,25; Ni, 79,8; Pb, 143,0 y Zn, 471 mg kg⁻¹) (Wenchuan, *et al.*, 2001). En los humedales más grande y más importantes de Turquía, Oriente Medio y de Europa, en agua y sedimentos en Sultán Marsh y sus alrededores son principalmente contaminados de Cd, Cr, Pb, Ni y en parte por Zn y Cu (Aksoy, *et al.*, 2005).

Las macrófitas acuáticas que crecen en el área de estudio contienen niveles más altos de Cd, Pb y Cr, en comparación con el sitio de control. Cd, Zn y Ni son acumuladas por las plantas en el pantano Sultán a un ritmo mayor que en los sedimentos (Aksoy, *et al.*, 2005).

La acumulación del metal pesado en macrófitas acuáticas *Elodea crassipes*, ha demostrado la mayor acumulación seguido por *L. minor* y *S. dendrophylax* (Kumar, *et al.*, 2007). Los resultados mostraron que *Scirpus americanus* y *Typha latifolia* tienen la capacidad de extraer Pb, Cd, Cr, Mn y Fe de su entorno de agua, en las raíces presentaron las mayores concentraciones de metales pesados que el tallo y las hojas (Carranza, *et al.*, 2007).

2.2.5. IMPLICANCIAS DE LOS METALES PESADOS EN LA CALIDAD DEL AGUA

Las concentraciones de metales pesados en las aguas están relacionados a las distintas características físico químicas de las aguas (Singh, *et al.*, 2003).

La concentración de metales pesados en el agua es descrita en el orden decreciente de Pb > Cu > Cd en todos los sitios de muestreo (Ebrahimpour & Mushrifah, 2007). Los niveles tóxicos de metales pesados en aguas y sedimentos pueden ocasionar una grave amenaza para las especies acuáticas, así como seres humanos (Singh, *et al.*, 2003).

2.2.6. CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS

a. Metales pesados en macrófitas

El aumento de la concentración de metales pesados en *E. canadensis* parece reflejar el aumento en las concentraciones de estos metales en el medio ambiente (Samecka & Kempers, 2002). La concentración de Pb, Cd, Cr, Mn y Fe fueron evaluados en hojas, tallo y raíz de la *Scirpus americanus* y *Typha latifolia* macrófitas acuáticas, que fueron recogidos de Tanque Tenorio, laguna artificial altamente contaminada por aguas residuales municipales e industriales (Carranza, *et al.*, 2007).

El Cd y Cu se presentan en medios naturales y las aguas residuales. Aunque el Cd no tiene ningún tipo metabólico en el uso de las plantas, tiene varias aplicaciones industriales, a saber: galvanoplastia, pigmentos, estabilizadores, las baterías de aleación, etc. Sin embargo, Cu es esencial para el metabolismo de la planta y también tiene un número de aplicaciones industriales (Kara & Zeytunluoglu, 2007). El uso de *G. densa* para limpiar el medio ambiente

contaminado con metales son especialmente eficaces para el Cu y el Cd (Kara & Zeytunluoglu, 2007).

La acumulación de metales pesados (Fe, Mn, Zn, Cr, Cu, Ni, Pb, Cd) y de elementos biogénicos (P, S, K, Ca, Na) en las hojas se ha estudiado en macrófitas de diferentes grupos ecológicos que crecen en pequeñas masas de agua en San Petersburgo (Kurilenko & Osmolovskaya, 2005). Sin embargo, la concentración de Pb en los tallos y hojas es mayor que la determinada en las raíces, se considera que el transporte de plomo desde la raíz a la madre de ambas especies (*T. latifolia* y *S. americanus*) es posible (Carranza, *et al.*, 2007). El crecimiento y la acumulación de Cd a lo largo del experimento, en todos los cultivos de hojas de control apareció verde y vigorosa, y no hay signos de senectud (Tkalec, *et al.*, 2007).

Muchas plantas actúan como bioindicadores de la presencia de un metal pesado en el medio por retenerlo selectivamente, mientras otras se comportan como bioacumuladoras del metal pesado al tolerar su presencia y acumularlo en su estructura, dando paso a la bioconcentración a través de la cadena trófica. En el proceso de la contaminación por los metales pesados, las plantas tienen el protagonismo, ya que son la puerta de entrada y acumulación de ellos en los demás seres vivos. Esta contaminación vegetal alcanza a los animales y, en definitiva, al propio hombre, el cual, en la mayoría de los casos, constituye la causa de la producción o incremento de esta contaminación (Posada & Arroyave, 2006).

La concentración final del metal en plantas acuáticas es generalmente perceptiblemente mayor que en el agua circundante (Samecka & Kempers,

2002). En las concentraciones de metales pesados en *Potamogeton* spp., se puede concluir que la composición del producto químico de macrófitas es un indicador fiable de la contaminación por metales pesados de los ecosistemas acuáticos (Pajevic, *et al.*, 2008). En cantidades muy pequeñas, muchos de estos metales son necesarios para sustentar la vida. Sin embargo, en cantidades mayores, se vuelven tóxicas (OSHA, 2011).

Arsénico. El As es un elemento natural ampliamente distribuido en la corteza terrestre. En el ambiente, el As se combina con O, Cl, y Al para formar compuestos inorgánicos de As. El As en animales y plantas se combina con C₂ e H₂ para formar compuestos orgánicos de As. La exposición a niveles de As más altos que lo normal ocurre principalmente en lugares de trabajo, cerca de sitios de desechos peligrosos o en áreas con niveles de As elevados. La exposición a niveles altos de As puede ser fatal. La exposición prolongada a niveles más bajos puede producir descoloramiento de la piel y la aparición de pequeños callos o verrugas. El As que se ha encontrado en por lo menos 1149 de los 1684 sitios de la Lista de Prioridades Nacionales identificadas por la Agencia de Protección Ambiental (ATSDR, 2007).

El As es un elemento indispensable para la vida, pero solo necesitamos cantidades pequeñísimas. Sin embargo, este elemento, en cantidades susceptibles de medición puede causar la muerte por inhibición enzimática (Zambrano, *et al.*, 2011). Se estima que en América Latina por lo menos 4 millones de personas están expuestas a elevadas concentraciones de As en el agua de bebida, se trata de habitantes de zonas rurales que consumen agua de pozos en los países afectados como Argentina, Bolivia, El Salvador, México, Nicaragua y el Perú (OMS, 2006).

La ingestión de niveles muy altos de As puede ser fatal. La exposición a niveles más bajos puede producir náuseas y vómitos, disminución del número de glóbulos rojos y blancos, ritmo cardiaco anormal, fragilidad capilar y una sensación de hormigueo en las manos y pies. La ingestión o inhalación prolongada de niveles bajos de As inorgánico puede producir oscurecimiento de la piel y la aparición de pequeños callos o verrugas en la palma de las manos, la planta de los pies y el torso. El contacto de la piel con As inorgánico puede producir enrojecimiento e hinchazón (ATSDR, 2007).

Las plantas absorben As bastante fácil, alto rango de concentraciones pueden estar presentes en la comida. Las concentraciones del peligroso As inorgánico que está actualmente presente en las aguas superficiales aumentan las posibilidades de alterar el material genético de los peces. Esto es mayormente causado por la acumulación de As en los organismos de las aguas dulces consumidores de plantas (WTS, 2011).

Plomo. Es un metal tóxico, cuyas concentraciones normales en los suelos no contaminados están entre los 10 y 50 mg/l, sin embargo, las actividades humanas elevan estos niveles en 10 a 20 veces (Albert, 1997). La concentración de Pb en las hojas y tallos de *N. nucifera* se encontró que 25,75 y de 26,00 lg/g, respectivamente. En las raíces, la mayor concentración de Pb en todos los sitios de muestreo se observó para *L. articulata* con un valor de 50,5 lg/g. En las hojas y tallos, la mayor concentración de Pb en todos los sitios de muestreo se observó en la toma de muestras sitio 15 de *P. helicopus* con valores de 45,6 y 45,4 lg/g (Ebrahimpour & Mushrifah, 2007).

Los metales pesados son o no esenciales, considerados como elementos tóxicos para las plantas cuando aparecen en altas concentraciones (Carranza, *et al.*,

2007); La acumulación de Pb total fue máxima a la SI y SII, es decir, 723 y 716 mg/g-1 dw. Significativamente mayor cantidad de Cr, es decir, 517,4 mg/g-1 dw (Rai & Sinha, 2000). Aumenta la presión arterial, anemia, encefalopatía, reducción de hemoglobina (TECSUP, 2000). La exposición ocupacional al Pb es una de las sobreexposiciones más frecuentes (OSHA, 2011).

Cobre. Ha demostrado ser uno de los metales más tóxicos en humanos y animales (Kara & Zeytunluoglu, 2007). El Cu, en concentraciones hasta 10 ml, causa efectos fisiológicos notables sobre las hojas de *Elodea* (Malec, *et al.*, 2009). La concentración de Cu en el tallo de *C. furcata* fue mayor que en la hoja, mientras que la concentración de Cd fue más en la hoja que en el tallo. El contenido de metales pesados de las plantas acuáticas se encontraba en orden decreciente de Pb > Cu > Cd (Ebrahimpour & Mushrifah, 2007).

Cromo. Es un contaminante común de las aguas superficiales y las aguas subterráneas a causa de su aparición en la naturaleza, así como su utilización en la industria de la galvanoplastia como agentes de limpieza, en la fabricación de catalizadores, en los materiales refractarios y en lodos de perforación que producen gran cantidad de sales de Cr (Babula, *et al.*, 2008). Cr en las plantas, es conservado en gran medida en las raíces (Naqvi & Rizvi, 2000). La máxima acumulación de Cr ocurrido en raíces de *S. americanus* (370 ± 5 mg/kg) (Carranza, *et al.*, 2007). El Cr trivalente es esencial para los animales y humanos (Babula, *et al.*, 2008). Ocasiona la conjuntivitis, lagrimeo y dolor (TECSUP, 2000).

Cadmio. El análisis de Cd contenido en *S. americanus* y *T. latifolia*, reveló que la mayor acumulación de este elemento se produjo en las raíces de macrófitas. Las raíces de *T. latifolia* y *S. americanus* recogidos en el sitio de un acumulado

de 25 mg/kg Cd (Carranza, *et al.*, 2007); sales de Cd son especialmente peligrosos contaminantes del medio ambiente, debido a su movilidad relativamente alta en los suelos, la gran solubilidad en agua y la extrema toxicidad, incluso a dosis bajas (Tkalec, *et al.*, 2007). El Cd es nocivo para todas las células del cuerpo (True & Dreisbach, 2003).

En estudios de respuestas a la inducción del Cd en la lenteja de agua *Lemna minor* en el Instituto de Fisiología Vegetal de la Academia Polaca de Ciencias Krakow, se estableció que la lenteja de agua *Lemna minor* es un conocido acumulador de Cd (Tkalec, *et al.*, 2007). El Cd es un metal extremadamente tóxico se encuentran comúnmente en los establecimientos industriales sobre todo cuando todo mineral que se está procesando o fundido (OSHA, 2011).

La minería de metales no ferrosos es la fuente principal de liberación de Cd al medio acuático. La contaminación puede provenir del agua drenado de minas, del procesamiento de minerales, derrames de los depósitos de desechos de mineral, del agua de lluvia al caer en el área general de la mina y de las partículas más ligeras de mineral ocasiona irritaciones, nauseas, vómitos, diarrea, dolor abdominal y muscular. Es carcinógeno en animales de experimentación y casos humanos, carcinoma de la próstata, provocando alta presión arterial (TECSUP, 2000). La exposición al Cd puede ocurrir a niveles de exposición más bajos de los previsto, principalmente en forma de daño renal, pero posiblemente también afecta los huesos y fracturas (Jarup, 2003).

Manganeso. Es un elemento esencial y necesario para las plantas en muchos procesos enzimática redox y en la fotosíntesis (Memon, *et al.*, 2009). Sin embargo, las concentraciones de Mn más de 700 mg/kg son tóxicos para las plantas (Jarup, 2003).

El contenido de Mn en macrófitas acuáticas superiores el promedio de concentraciones notificadas como fitotóxicos. Concentraciones de Mn en *S. americanus* y *T. latifolia* osciló de 1500 a 4300 mg/kg en los sitios B y C (Carranza *et al.*, 2007). El aumento en las concentraciones de Mn en las plantas puede ser el resultado de la afluencia de aguas residuales industriales de la fundición, así como los flujos de entrada de otros ríos (Pajevic *et al.*, 2008).

Mercurio. Es un contaminante prioritario debido a su persistencia, bioacumulación y toxicidad en el medio ambiente (Clarkson & Magos, 2006). La población general está expuesta al Hg a través de los alimentos, el pescado es una fuente importante de exposición al metil mercurio, y la amalgama dental (Jarup, 2003). El Hg es uno de los metales pesados que mayor preocupación está causando en el mundo por su acción sumamente toxica para los organismos y para el hombre (Roldán & Ramírez, 2008).

La exposición al Hg antes del nacimiento y durante la infancia puede causar retraso mental, parálisis cerebral, sordera y ceguera. En los adultos, el envenenamiento por Hg puede afectar adversamente la fertilidad y la regulación de la presión arterial, además de causar pérdida de la memoria, temblores, pérdida de la visión y entumecimiento de los dedos de manos y pies (NRDC, 2006). Las fuentes más comunes de exposición al Hg incluyen la minería, la producción y el transporte del Hg, así como la extracción y refinación de minerales de Au y Ag (OSHA, 2011).

Puede ocurrir naturalmente o como resultado de la actividad antropogénica. El Hg es un contaminante de preocupación debido a sus propiedades tóxicas y bioacumulables (Ren, *et al.*, 2006). Los datos de los análisis químicos y de su tratamiento estadístico demuestran que la acumulación de Hg en la biomasa de

las plantas acuáticas superiores es diferente en diversos grupos ecológicos (Munteanu & Munteanu, 2005). Se considera poco peligroso en forma metálica y en sales minerales, pero en compuestos orgánicos su acción se torna muy toxica para el hombre como último consumidor de pescados y mariscos, que tienen la propiedad de acumularlo en sus tejidos (Roldán & Ramírez, 2008). En el agua, el Hg se encuentra en forma inorgánica, que puede pasar a compuestos orgánicos por acción de los micro orgánicos presentes en los sedimentos. De estos, puede trasladarse al plancton, a las algas y a los organismos de niveles tróficos superiores como los peces, las aves e incluso al hombre (Ros, 2001). Los efectos del Hg en los animales dañan los riñones, trastornos en el estómago, daño en los intestinos, fallo en la reproducción y alteración del ADN. Se acumula en el cerebro, ataca el sistema nervioso central, causa sordera parcial y daño irreversible al hígado (TECSUP, 2000).

Los efectos del Hg en la salud pueden resultar de una exposición a corto o a largo plazo. Aún a niveles bajos, el Hg metálico puede causar problemas de salud. Una vez que se presenten los síntomas, problemas de salud relacionados con el envenenamiento del Hg metálico pueden incluir temblor, cambios en la visión y audición, insomnio, debilidad, dificultad con la memoria, dolor de cabeza, irritabilidad, timidez y nerviosismo, y una condición de salud llamada acrodinia. La acrodinia es caracterizada por picor, hinchazón, rubor; palmas de las manos y plantas de los pies roseadas; transpiración excesiva; sarpullido; irritabilidad; preocupación; somnolencia; insomnio; y debilidad (Mosquera, *et al.*, 2009).

El temblor suele desaparecer durante el sueño, aunque pueden producirse calambres o contracciones generalizados, y aumenta en situaciones de estrés emocional, lo que constituye una característica tan distintiva que proporciona una

base sólida para el diagnóstico de la intoxicación por Hg. Un síntoma muy característico es el deseo de dormir, y el paciente suele dormir durante períodos prolongados (Gunnar, 1996).

Zinc. Los vapores provenientes de Zn o de sus sales solubles ocasionan irritación pulmonar. Los datos histopatológicos en defunciones por inhalación de $ZnCl_2$ son edema pulmonar y daño en las vías respiratorias (True & Dreisbach, 2003). Los síntomas de toxicidad por Zn incluyen clorosis y crecimiento reducido de la planta; actúa inhibiendo la fijación de CO_2 , el transporte de los hidratos de carbono en el floema y altera la permeabilidad de la membrana celular (Efroymsen, *et al.*, 1997); (Marschner, 1998); (Haslett, *et al.*, 2001).

El Bario. Se encuentra en la naturaleza en muchas formas diferentes llamadas compuestos de Ba. Estos compuestos son sólidos que existen en forma de polvos o cristales, y que no se incendian fácilmente. Hay dos formas de Ba, el $BaSO_2$ y el $BaCO_3$, que se encuentran a menudo en la naturaleza en forma de depósitos minerales subterráneos. A veces el Ba se encuentra naturalmente en el agua potable y en alimentos. El Ba y los compuestos de Ba tienen muchos usos importantes. A veces el $BaSO_2$ se usa en exámenes médicos y para tomar radiografías del estómago y los intestinos (ATSDR, 2007).

El Níquel. El Ni y los compuestos de Ni se encuentran entre las causas más frecuentes de dermatitis alérgicas por contacto. En las personas expuestas a Ni, la dermatitis comienza como un eritema papular en las manos. La piel se vuelve gradualmente eczematosa y en la fase crónica, suele desarrollarse liquenificación. La sensibilización al Ni también produce conjuntivitis, neumonitis eosinófila y reacciones locales o sistémicas a las prótesis que contienen Ni (por

ejemplo, clavos intraóseos, piezas dentarias, válvulas cardíacas artificiales y cables de los marcapasos). La ingestión de agua contaminada con Ni o de alimentos ricos en Ni puede exacerbar el eczema de las manos en personas sensibles a este metal (ATSDR, 2007).

El Aluminio. Es el metal más abundante en la corteza terrestre, donde se encuentra combinado con O₂, F, Si, etc. La principal fuente de Al es la bauxita, constituida por una mezcla de minerales formados por la acción de la intemperie sobre las rocas que contienen Al (ATSDR, 2007).

2.3. MARCO CONCEPTUAL

Bioacumulación. Proceso en que las sustancias químicas provenientes del ambiente son asimiladas y retenidas por los organismos. Incluye la absorción a partir de todas las vías de exposición (respiración, nutrición, epidermis) y compartimientos en que los contaminantes estén presentes en el medio acuático (agua, sedimento, entre otros) (Miller, 1994).

Biomasa. Peso del material vivo, en general se presenta como peso por unidad de área, densidad de la masa (Riecklife, 2000).

Biometría. Ciencia dedicada al estudio estadístico de las características cuantitativas de los seres vivos como son: peso, longitud, entre otros (Tapiador & Sigüenza, 2005).

Contaminación. Presencia en el ambiente de materias extrañas que causan un desequilibrio ecológico (Barla, 2008, 65 p).

Espectrofotometría de emisión atómica. Método de análisis químico que utiliza la intensidad de la luz emitida desde una llama, plasma, arco o chispa en una longitud de onda particular para determinar la cantidad de un elemento en

una muestra. La longitud de onda de la línea espectral atómica da la identidad del elemento, mientras que la intensidad de la luz emitida es proporcional a la cantidad de átomos del elemento (Alzate, 2007).

Macrófitos. Plantas acuáticas visibles a simple vista, entre las que se encuentran plantas vasculares (cormófitos), briofitos, macroalgas y cianobacterias (Cirujano & Medina, 2002).

Metal pesado. Grupo de elementos químicos que presentan una densidad relativamente alta y cierta toxicidad para el ser humano. Elemento metaloide con alto peso atómico (Barla, 2008, 169 p).

CAPÍTULO III METODOLOGÍA

3.1. ÁMBITO DE ESTUDIO

La cuenca del Lago Titicaca, se encuentra en los Andes de América del Sur en la frontera de Bolivia y Perú. Es conocido como el más alto de los grandes lagos navegables del mundo. Abarca 8400 km², tiene un volumen de 932 km³, y constituye la fuente de agua dulce para casi 3 millones de personas (Revollo *et al.*, 2003). Se encuentra en una cuenca de gran tamaño, con tributarios importantes (Huancané, Ramis, Coata e llave), que también incluye el río Desaguadero, Lago Poopó, y el lago de sal del Salar de Coipasa (Anexo 33). Por lo tanto, se refiere como el sistema TDPS. La cuenca cubre un área de 143.900 km² (Rieckermann, *et al.*, 2006).

3.2. DETERMINACIÓN Y EVALUACIÓN DE LOS FACTORES FÍSICO Y QUÍMICOS DEL MEDIO ACUÁTICO DE LA ZONA DE ESTUDIO.

La investigación requirió constituirse a los lugares de muestreo de las cinco estaciones indicadas en el anexo 33, para lo cual se realizó en dos fases. Fase de campo y fase de laboratorio.

El área de estudio abarcó cinco puntos de muestreo (A = Huancané (Hua), B = Ramis, C = Coata, D = llave y E = Zapatilla (Zap.)), empezando por la

desembocadura de los ríos tributarios de Huancané, hasta la desembocadura del río Zapatilla, entre los meses de febrero del 2015 a marzo del 2016, coincidiendo con el periodo lluvioso y de estiaje.

3.3. EXTRACCIÓN DE PLANTAS MACRÓFITAS.

Ubicadas en las desembocaduras de los ríos tributarios, se muestreó una vez por cada época (seca y lluviosa), tomándose de manera focalizada y sistemática, en base a los fundamentos convencionales de los muestreos botánicos. La unidad de muestreo fué de 3 puntos en cada afluente de forma lineal, haciendo uso de un cuadrante (1 m x 1 m). Previamente se ubicó al azar los puntos de muestreo en cada estación mediante una regla de madera para medir la profundidad, fijándose mediante una boya de flotadores anclado mediante un peso de material elaborado para fijar permanentemente, para luego colocar el cuadrante, ello permitió obtener los demás parámetros físico – químicos y biométricos. Toda la información obtenida se consignó en cuaderno de campo.

3.4. DETERMINACIÓN DE MATERIA FRESCA TOTAL, MATERIA HÚMEDA Y MATERIA SECA

La clasificación e identificación de las macrófitas se realizó en base al uso de claves dicotómicas. Mientras que la biomasa y caracterización en cada uno de los ríos tributarios en estudio. Consiste en describir el lecho: grava, arena, tierra, entre otros. En el hábitat de los macrófitos, se determinó el peso, color, olor, turbidez, pH, entre otros; diversidad y cobertura de vegetación sumergida, emergente o superficial de las macrófitas que se encuentren en el ámbito de la colecta de los mismos.

Posteriormente se procedió a la colecta de las tres especies de plantas macrofitas (*Myriophyllum elatinoides*, *Elodea potamogeton* y *Potamogeton*

strictus), obteniéndose toda la biomasa de vegetación de macrófitas epigeos acuáticos, estimándose *in situ* el peso total de cada especie con el dinamómetro, tras escurrir las plantas en redes eliminando el exceso de agua; se obtuvo un peso de 0,5 kg en cada muestreo constituyendo un pull de muestras, las que fueron acondicionadas y trasladadas a los ambientes del laboratorio de Zoología de la Facultad de Ciencias Biológicas - Universidad Nacional del Altiplano de Puno, para su clasificación y procesamiento de las muestras biológicas. En los análisis estadísticos se utilizó el valor medio de las tres unidades de muestreo recogidos en cada estación. Al mismo tiempo, se realizó las mediciones cualitativas y cuantitativas de agua para las condiciones físicas y químicas, pH, temperatura, oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), entre otros. Mientras que la cuantificación de los metales pesados presentes en las macrófitas acuáticas de los principales ríos tributarios del Lago Titicaca, fueron procesados en el megalaboratorio de la Universidad.

3.5. ANÁLISIS DE METALES PESADOS.

El análisis de metales pesados se realizó de la materia seca de las macrófitas, las mismas que fueron procesadas y analizadas de acuerdo al protocolo de extracción y medición específica para cada tipo de metal pesado, utilizándose 0,5 mg de materia seca de macrófitas por muestra.

Las muestras de macrófitas se secó a temperatura ambiente bajo sombra, luego se llevó al secado en mufla al vacío, a 55 °C, luego retirar a una campana de vidrio para deshidratarlo, triturando en un mortero de porcelana, obteniéndose la cantidad necesaria de muestras de macrófitos liofilizadas. Posteriormente se llevaron las muestras al Espectrómetro de Absorción Atómica VISTA MPX - VARIAN IPC - OES. Marca Perkin Elimer. Modelo AA400 (Anexo 33). Para

determinar la lectura de los elementos químicos pesados, se colocaron en la cámara de muestreo las muestras en estudio, para luego cerrar y extraer el contenido del gas Ar y O₂ existente de la cámara del espectrómetro, para realizar el trabajo al vacío. Posteriormente obtener las imágenes y la lectura de los resultados, pasando a la computadora alternativa donde se encuentra el detector de rayos X.

3.6. TIPO DE INVESTIGACIÓN.

El tipo de investigación es de diagnóstico y explicativo, con enfoque cuantitativo.

3.7. POBLACIÓN Y MUESTRA.

La población de estudio está constituida por las macrófitas: “hinojo llachu” (*Myriophyllum elatinoides* H. B. K), “yana llachu” (*Elodea potamogeton* (Bertero) Espinosa), “yurac llachu” (*Potamogeton strictus* Phil.), extraídos de las áreas de la desembocadura de los afluentes al lago Titicaca, del sector peruano (Huancané, Ramis, Coata, llave y Zapatilla).

3.8. TÉCNICAS E INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN DE DATOS.

La extracción de macrófitas se realizó mediante el método del cuadrado modificado por Fukushima (Carpio, 1989), que consiste en demarcar un área de un m², con un cuadrante, habiéndose extraído las macrófitas mediante el uso de un rastrillo o garfio. Las que fueron depositados en bolsas de poleiteleno, previamente rotulados con claves de identificación, mantenido en las condiciones de laboratorio (a la temperatura de 23 °C bajo la luz del día) en plantas de similar tamaño, forma y altura fueron seleccionados y lavados varias veces con agua bidestilada. Las muestras fueron analizadas en 3 repeticiones.

3.9. RECOLECCIÓN DE DATOS.

La recolección de datos se efectuó mediante la extracción de macrófitas con el método del cuadrado modificado a lo propuesto por Fukushima (Carpio, 1989), el secado y el tratamiento de las macrófitas mediante los protocolos convencionales. La extracción de macrófitas el batimétrico, el olor mediante los procesos organolépticos, la conductividad eléctrica el conductivimétrico, el pH el potenciométrico, la temperatura el termómetro, la materia orgánica la calcinación, para los metales pesados la espectrofotometría.

3.10. DISEÑO ESTADÍSTICO.

El trabajo se condujo bajo el Diseño Factorial, con cinco tratamientos que corresponde a los tributarios elegidos que desembocan al Lago Titicaca (Huancané, Ramis, Coata, llave y Zapatilla), mientras que dos son las estaciones del año (Seco y Lluvioso), y con tres especies de macrófitos: “hinojo llachu” (*Myriophyllum elatinoides* H. B. K), “yana llachu” (*Elodea potamogeton* (Bertero) Espinosa), y “yurac llachu” (*Potamogeton strictus* Phil.). El análisis estadístico se realizó mediante análisis factorial. La variable independiente (x) y la variable dependiente (y), fueron representadas en histogramas, y se hallaron promedios.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 FACTORES FÍSICO QUÍMICOS DEL MEDIO ACUÁTICO DE LAS ZONAS DE ESTUDIO.

4.1.1 TEMPERATURA

El hábitat acuático de la macrófita *Elodea potamogeton*, presentó una temperatura que osciló entre 10,6 °C (E) y 12,10 °C (D) en la época seca; mientras que en la época lluviosa osciló entre 12,4 °C (A) y 13,6 °C (D). Por otro lado, en el hábitat acuático de la macrófita *Myriophyllum elatinoides*, la temperatura fluctuó entre 10,8 °C (E) y 12,2 °C (D), en la época seca; sin embargo, en la época lluviosa varió entre 12,3 °C (A) y 13,5 °C (C).

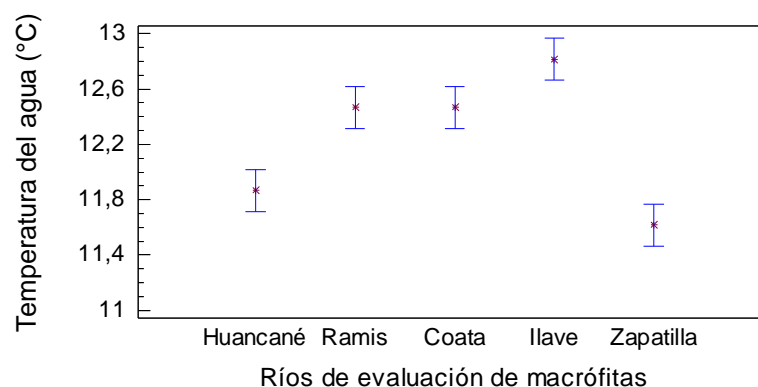
Por otra parte, en el hábitat acuático de la macrófita *Potamogeton strictus*, la temperatura osciló entre 10,5 °C (E) y 12,1 °C (D), en la época seca; mientras que en la época lluviosa fluctuó entre 12,4 °C (A) y 13,5 °C (D). Las temperaturas determinadas, presentaron diferencia significativa entre los ríos ($F_c = 22,72$; $G_I = 4$; $P < 0,001$) y las épocas ($F_c = 327,69$; $G_I = 1$; $P < 0,001$) (Figuras 1 y 2).

CUADRO 1
TEMPERATURA DEL AGUA DE TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA

ÉPOCAS	RÍOS	TEMPERATURA (°C)			Promedio °C
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	11,4	11,3	11,4	E. = 11,4
	Ramis	11,4	11,6	11,4	
	Coata	11,5	11,5	11,4	M. = 11,5
	Ilave	12,1	12,2	12,1	
	Zapatilla	10,6	10,8	10,5	P. = 11,4
LLUVIOSA	Huancané	12,4	12,3	12,4	E. = 13,1
	Ramis	13,4	13,6	13,4	
	Coata	13,5	13,5	13,4	M. = 13,1
	Ilave	13,6	13,4	13,5	
	Zapatilla	12,6	12,6	12,6	P. = 13,1

Fuente: Elaboración propia, mediante datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

FIGURA 1
COMPARACIÓN DE MEDIAS DE LAS TEMPERATURAS DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN RÍOS.



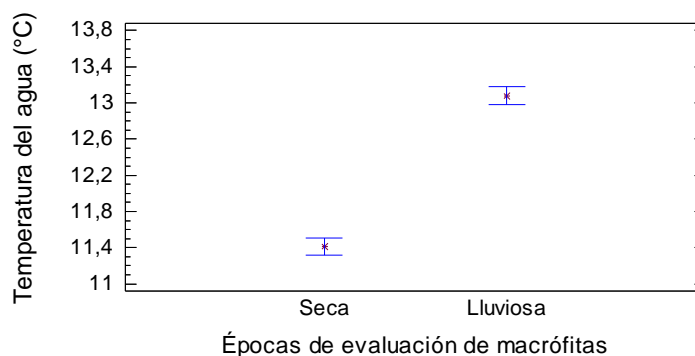
Fuente: Elaboración propia

El parámetro de la temperatura de las aguas, viene estipulado en el DS No. 015-2015-MINAM, pero no indica valores precisos para ríos de la sierra, más bien recomienda que la temperatura del agua en los ríos deberá tener una variación de 3 °C respecto al promedio mensual multianual del área evaluada.

Coincidiendo con esta norma legal peruana, las muestras de agua destinadas a la conservación de la flora y fauna, deberá de poseer el promedio anual del agua incrementado en 2,5 °C (Martínez, 2006), en tal sentido la temperatura permisible

considerada en ésta investigación fue de 15,5 °C, considerando el promedio de temperatura anual del agua del lago Titicaca de 13 °C.

FIGURA 2
COMPARACIÓN DE MEDIAS DE LAS TEMPERATURAS DEL AGUA DE LOS
TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS.



Fuente: Elaboración propia

Los valores de la temperatura del agua de diversos ecosistemas acuáticos varían según su localización y altitud sobre el nivel del mar. Es así que Espinoza, *et al.* (2010), reportaron promedios de temperatura de 29,80 °C (estación de lluvia) y 29,53 °C (estación seca) en La Habana (Cuba); mientras que Gonzáles *et al.* (2005), en la estación seca y lluviosa, reportaron promedios de temperatura de 27,4 y 33,4 °C respectivamente.

4.1.2 CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE)

En el hábitat acuático de la macrófita *E. potamogeton*, los valores de la CE oscilaron entre 1619 $\mu\text{S/cm}$ (D) y 2097 $\mu\text{S/cm}$ (E), en la época seca; en la época lluviosa la CE osciló entre 1618 $\mu\text{S/cm}$ (D) y 2099 $\mu\text{S/cm}$ (E). En el hábitat acuático de *M. elatinooides*, los valores de la CE oscilaron entre 1615 $\mu\text{S/cm}$ (D) y 2101 $\mu\text{S/cm}$ (E), en la época seca; en la época lluviosa la CE osciló entre 1614 $\mu\text{S/cm}$ (D) y 2103 $\mu\text{S/cm}$ (E). Finalmente, en el hábitat acuático de *P. strictus*, los valores de la CE oscilaron entre 1612 $\mu\text{S/cm}$ (E) y 1706 $\mu\text{S/cm}$ (B), en la época seca; en la época lluviosa la CE osciló entre 1616 $\mu\text{S/cm}$ (D) y 2094 $\mu\text{S/cm}$

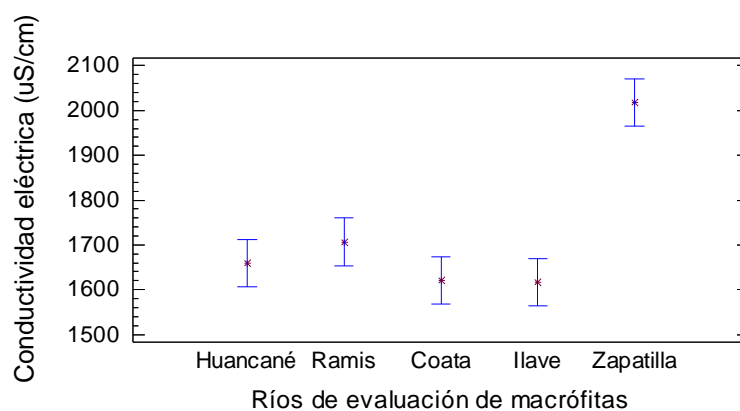
(E). Los valores de CE determinados no presentaron diferencia estadística entre épocas ($F_c = 8,95$; $G_l = 1$; $P = 3414$), pero si entre ríos ($F_c = 21,52$; $G_l = 4$; $P < 0,001$). El mayor promedio de CE se determinó en el río Zapatilla con 2017,67 $\mu\text{S/cm}$ y la menor CE en el río llave con 1616,33 $\mu\text{S/cm}$. Comparando entre la CE de los diferentes ríos, se evidencia que existió diferencia significativa de éste parámetro entre los ríos Huancané y Zapatilla, Ramis y Zapatilla, Coata y Zapatilla, e llave y Zapatilla.

CUADRO 2
CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA

ÉPOCAS	RÍOS	CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA ($\mu\text{S/cm}$)			Promedio ($\mu\text{S/cm}$)
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	1654	1663	1659	E. = 1740,4 M. = 1741,8 P. = 1642,2
	Ramis	1708	1711	1706	
	Coata	1624	1619	1618	
	llave	1619	1615	1616	
	Zapatilla	2097	2101	1612	
LLUVIOSA	Huancané	1654	1663	1659	E. = 1738,4 M. = 1742,0 P. = 1738,6
	Ramis	1697	1711	1706	
	Coata	1624	1619	1618	
	llave	1618	1614	1616	
	Zapatilla	2099	2103	2094	

Fuente: Elaboración propia. En base datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

FIGURA 3
COMPARACIÓN DE MEDIAS DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS.



Fuente: Elaboración propia

Donaires, *et al.* (2005), reportan valores de CE de 1870 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en muestras de agua de la bahía interior de Puno, cuyos valores fueron superiores a los obtenidos en esta investigación (1783,4 a 1742 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Mientras que Zamora *et al.* (2008), reportaron una conductividad eléctrica de 792 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Valores inferiores a los obtenidos en esta investigación, a pesar de que Zamora, *et al.* (2008) realizaron el estudio en aguas residuales, lo más probable es que las aguas residuales provengan de ciudades con poca población o las aguas fueron por algún efecto diluidas como la presencia de lluvias, obteniéndose así valores muy bajos de CE.

El parámetro de la CE es uno de los más usados debido a la rapidez de su análisis, y al ser una representación del total de sólidos totales disueltos, permite detectar variaciones en la composición química de los constituyentes del agua. Según Paredes (2013), la CE, puede variar debido a distintos fenómenos, durante el periodo de mezcla de agua este parámetro suele ser del hipolimnion por ser anóxicas, pueden presentar valores más elevados de conductividad, que en la zona de epilimnion donde hay presencia de O_2 por la fotosíntesis).

4.1.3 POTENCIAL DE HIDRÓGENO

En el hábitat acuático de *E. potamogeton*, los valores de pH oscilaron entre 7,4 (A) y 8,5 unidades (E), y un promedio de 8,1 unidades en la época seca; mientras que en la época lluviosa el pH osciló entre 7,4 (A) y 8,5 unidades (E) y un promedio de 8,14 unidades. En el hábitat acuático de la macrófita *M. elatinoides*, los valores de pH oscilaron entre 7,5 (A) y 8,6 (E), y un promedio de 8,1 unidades en la época seca; mientras que en la época lluviosa el pH osciló entre 7,5 (A) y 8,6 unidades (E) con un promedio de 8,1 unidades. El hábitat acuático de la macrófita *P. strictus*, los valores de pH oscilaron entre 6,6 (C) y 8,5 unidades (E),

y un promedio de 7,7 unidades en la época seca; mientras que en la época lluviosa el pH osciló entre 7,3 (A) y 8,6 unidades (C), con un promedio de 8,1 unidades.

Los valores promedio de pH determinados en los puntos de muestreo variaron entre 7,12 y 8,14 unidades. Este parámetro presentó diferencia estadística significativa entre los valores de pH evaluados entre los ríos ($F_c = 9,73$; $G_l = 4$; $P = 0,001$) (anexo 6).

CUADRO 3
POTENCIAL DE HIDRÓGENO DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA

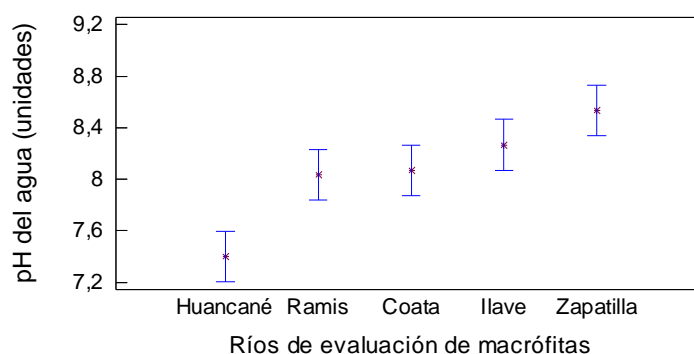
ÉPOCAS	RÍOS	POTENCIAL DE HIDRÓGENO (unidades), EN EL HABITAT ACUATICO DEL MACROFITO			Promedio (unidades)
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	7,4	7,5	7,3	E. = 8,14
	Ramis	8,2	8,0	7,9	
	Coata	8,3	8,3	6,6	M. = 8,12
	Ilave	8,3	8,2	8,3	
	Zapatilla	8,5	8,6	8,5	P. = 7,72
LLUVIOSA	Huancané	7,4	7,5	7,3	E. = 8,14
	Ramis	8,2	8,0	7,9	
	Coata	8,3	8,3	8,6	M. = 8,12
	Ilave	8,3	8,2	8,3	
	Zapatilla	8,5	8,6	8,5	P. = 8,12

Fuente: Elaboracion propia, en base a datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

Al diferenciar los promedios mediante una prueba de contraste múltiple de rangos, el mayor promedio de pH se determinó en el río Zapatilla con 8,5 y el menor pH en el río Huancané con 7,4 unidades. Realizando la comparación entre los valores de pH de los ríos, se evidencia que existió diferencia significativa de éste parámetro entre todos los ríos, excepto entre los ríos Ramis, Coata, Ramis e Ilave, y Coata e Ilave (fig. 4). Entre muchos reportes Espinoza, *et al.* (2010), registraron el promedio de pH 7,93 unidades (estación lluviosa) y 8,10 unidades (estación seca) en lixiviados generados de los residuos sólidos; en esos mismos lixiviados Gonzáles, *et al.* (2005), en la estación seca y lluviosa,

encontraron valores de pH desde 7,09 a 8,35 unidades; mientras que, Laines, *et al.* (2008), determinaron en los lixiviados valores de pH de 6,8 unidades; así mismo, Primo (2008), reporta valores de pH de 7,49 a 8,35 unidades; por otra parte, Mendez (2002), obtuvo el pH 8.4; mientras que Álvarez y Suárez (2006) reportaron valores de 7.54 y 8.35 unidades; mientras que Robles, *et al.* (2001), encontraron valores del pH 9.10 en muestras tomadas en un encharcamiento sobre suelo natural formado por agua de lluvia.

FIGURA 4
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL PH DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS
DEL LAGO TITICACA, SEGÚN RÍOS.



Fuente: Elaboración propia

Paredes (2013), afirma que la variación del pH, se debe a la concentración de iones H^+ e OH^- , que otorgan acidez o alcalinidad, además éste viene influenciado por el fenómeno de la fotosíntesis en la zona trofогénica que tiende a provocar una disminución de CO_2 , junto con el aumento de pH debido al movimiento de las aguas, presencia de olas y organismos fotosintéticos, mientras que en la zona trofолítica se genera aumento de CO_2 disminuyendo el pH del lago.

4.1.4 TURBIDEZ

Las apreciaciones organolépticas de la turbidez del agua de los 5 puntos de muestreo, según épocas, en el hábitat de *E. potamogeton*, en ambas épocas presentaron turbidez leve en los ríos Coata e Ilave, turbidez elevada en el río

Ramis, turbidez moderada en el río Huancané, mientras que el agua del río Zapatilla presentó aguas transparentes. Para Marco, *et al.*, 2004), la turbidez del agua se genera por presencia de partículas en suspensión y según Espigares & Fernández (1999) tiene una gran importancia sanitaria, ya que refleja una aproximación del contenido de materias coloidales, minerales u orgánicas, por lo que puede ser indicio de contaminación.

CUADRO 4
TURBIDEZ DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA

ÉPOCAS	RÍOS	TURBIDEZ ACUÁTICO DEL HABITAT DE LOS MACROFITAS		
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>
SECA	Huancané	Moderada	Moderada	Moderada
	Ramis	Elevada (Grave)	Elevada (Grave)	Elevada (Grave)
	Coata	Leve	Leve	Leve
	Ilave	Leve	Leve	Leve
	Zapatilla	Transparente	Transparente	Transparente
LLUVIOSA	Huancané	Moderada	Moderada	Moderada
	Ramis	Elevada (Grave)	Elevada (Grave)	Elevada (Grave)
	Coata	Leve	Leve	Leve
	Ilave	Leve	Leve	Leve
	Zapatilla	Transparente	Transparente	Transparente

Fuente: Elaboración propia, en base a los datos y la información de la OMS (2004).

En tal sentido las muestras evaluadas en esta investigación, poseen una turbidez entre leve y elevada, tales como las aguas de los ríos Coata e Ilave y Ramis, lo cual indicaría la presencia de abundantes sustancias en suspensión, como los procedentes de los residuos mineros como el río Ramis, la producción de chuño blanco (tunta) en el río Ilave o la contaminación por aguas residuales tal como se observa *in situ* en los ríos de Coata e Ilave. Al respecto, Donaires, *et al.* (2005), reportan valores determinados mediante turbidímetro de 11 UNT, para las aguas de la bahía interior de Puno, y que se debería a la elevada contaminación de la bahía por descargas de aguas residuales domésticas directas. Mientras que en la zona de captación de agua Chimú, los valores

reportados por Paredes (2013), determinó 1,17 UNT, indicando este dato una turbidez baja. Por consiguiente, la turbidez, según Paredes (2013) es un indicador de la calidad de aguas superficiales, ya que está en relación con el material coloidal en suspensión, a su vez también provocada por la existencia de precipitaciones, especialmente si estas son de carácter torrencial, y si el medio acuático es lo suficientemente profundo, los fenómenos de sedimentación natural provocarán el descenso del valor de la turbiedad. Según las categorías de gravedad para los ríos Ramis, Huancané, Coata e llave, según la OMS (2004) los resultados que anteceden son potencialmente dañinos para una población grande, lo cual debería ser tomado en cuenta por las autoridades gubernamentales. El Rio Coata se constituye en un medio potencialmente letal para una población pequeña, debiéndose priorizar a solucionar este ecosistema.

4.1.5 OXÍGENO DISUELTO (OD)

Los valores de OD en los 5 puntos de muestreo (ríos), según las épocas. En el hábitat acuático de *E. potamogeton*, los valores de OD oscilaron entre 4,0 mg/l (C) y 7,5 mg/l (E), y un promedio en ambos de 5,6 mg/l.

CUADRO 5
OXÍGENO DISUELTO DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO
TITICACA

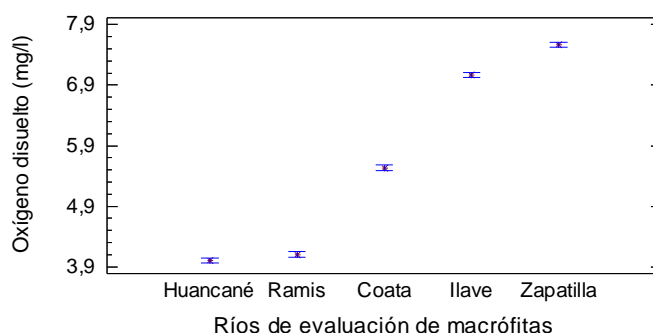
ÉPOCAS	RÍOS	Macrófitas con contenido de Hg (mg/kg)			Promedio
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	4,1	4,0	3,9	E. = 5,6
	Ramis	4,0	4,2	4,1	
	Coata	5,4	5,7	5,5	M. = 5,72
	llave	7,0	7,1	7,1	
	Zapatilla	7,4	7,6	7,6	P. = 5,64
LLUVIOSA	Huancané	4,1	4,0	3,9	E. = 5,6
	Ramis	4,0	4,2	4,1	
	Coata	5,4	5,7	5,5	M. = 5,72
	llave	7,0	7,1	7,1	
	Zapatilla	7,0	7,6	7,6	P. = 5,64

Fuente: Elaboración propia, en base a los datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

Los valores promedio de OD determinados en todos los puntos de muestreo variaron entre 5,6 y 5,7 mg/l. Este parámetro presentó diferencia estadística significativa entre los valores de OD determinados entre los ríos ($F_c = 2848,65$; $GI = 4$; $P < 0,001$) (anexo 8).

En el hábitat de *M. elatinoides*, los valores de OD oscilaron entre 4,0 mg/l en el río Huancané y 7,6 mg/l en el río Zapatilla. El hábitat acuático de *P. strictus*, presentó los valores de OD que oscilaron entre 3,9 mg/l en el río Huancané y 7,6 mg/l en el río Zapatilla. Los valores promedio de OD determinados en todos los puntos de muestreo variaron entre 5,6 y 5,7 mg/l. Este parámetro presentó diferencia estadística significativa entre los valores de OD determinados entre los ríos ($F_c = 2848,65$; $GI = 4$; $P < 0,001$) (anexo 8).

FIGURA 5
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL OXÍGENO DISUELTO EN LOS TRIBUTARIOS
DEL LAGO TITICACA, SEGÚN RÍOS.



Fuente: Elaboración propia

Al diferenciar los promedios mediante una prueba de contraste múltiple de rangos, el mayor promedio de OD se determinó en el río Zapatilla con 7,5 mg/l y el menor OD en el río Huancané con 4,0 mg/l. Realizando la comparación entre los valores de OD de los diferentes ríos, se evidencia que existió diferencia significativa de éste parámetro entre todos los ríos (anexo 9 y figura 5).

El OD de los ríos Coata, Ilave y Zapatilla fueron superiores a los obtenidos en los ríos Huancané y Ramis. Al respecto Betancourt, *et al.* (2009), sostiene que el OD aunado a la temperatura se constituye en los parámetros de vital importancia en los ecosistemas acuáticos, ya que influyen en la mayoría de los procesos vitales de los organismos, así como en variados factores abióticos. Chulgoo, *et al.*, 2006) indican que, la condición de si las aguas contienen o carecen de O_2 , determina la transformación de metales como el Fe y los compuestos de N y P, por ello según Santiago & Vignani (2009) se debe conocer el comportamiento de la concentración de O_2 en la columna de agua, por ser una importante herramienta para recomendar el uso sustentable de este tipo de ambientes acuáticos.

El río Coata, constituye un punto de contaminación procedente de las aguas residuales de la ciudad de Juliaca, y la disminución del OD, se debe al proceso de descomposición de la materia orgánica, por los microorganismos, ya que consumen el O_2 . A medida que la concentración de O_2 disminuye, el O_2 que hay en la atmósfera entra en el agua. Al principio, el ritmo al cual el O_2 es consumido por los organismos heterótrofos es mayor que el ritmo al cual el agua se re – oxigena. Este ritmo de re – oxigenación es proporcional al déficit de O_2 en el agua, en relación a la concentración de O_2 disuelto a saturación.

Los ríos Ramis y Huancané, poseen valores de OD más bajos, esto se debe a la presencia de aguas residuales producto de la contaminación minera y la materia orgánica presente en las aguas residuales domésticas. Las aguas residuales cuando son descargadas directamente a un cuerpo de agua ocasionan efectos negativos en la vida acuática y en los usos posteriores de dichas aguas. Según (Collazos, 2008) el problema con los tensoactivos procedentes de los

detergentes, disminuyen la tensión superficial del agua, favoreciendo la formación de espumas, aún en bajas concentraciones, cuando se acumula en la interfaz aire – agua, gracias a la presencia de proteínas, partículas sólidas finas y sales minerales disueltas, las grasas y aceites causan iridiscencia y problemas de mantenimiento e interfieren con la actividad biológica ya que son difíciles de biodegradar, el H₂S no ionizado es tóxico además de causar graves problemas de olores a valores de pH menores a 8.

4.1.6 COLOR.

En el hábitat acuático de las tres macrófitas evaluadas (*Myriophyllum elatinooides*, *Elodea potamogeton* y *Potamogeton strictus*), las muestras de agua de los ríos Huancané, Ramis, Coata e llave presentaron una coloración aparente (80%) y tan solo las aguas del río Zapatilla pose el color verdadero (20%).

Se reporta el color aparente de las muestras de aguas procedentes de los ríos evaluados, el río Huancané poseía una coloración “barrosa”, ello ocurre según Gasol & Pedrós, 2000) debido a la presencia de arcillas o ácidos húmicos, y complementado por Romero (2009) quien sostiene que es por la presencia de desechos orgánicos, hojas, raíces, etc. en diferentes estados de descomposición y la presencia de taninos y ácidos húmicos, que arrastró en el trayecto de su cauce y la presencia de campos de los diversos campos de cultivo en los alrededores del río.

Por otro lado, el río Ramis presentó una coloración “lechosa”, la probable causa sería según Romero (2009) por la presencia de algas, de partículas inorgánicas en suspensión, procedente de sus riachuelos tributarios, las cuales arrastran diversos iones a través de sus afloramientos desde el subsuelo, de las sustancias inorgánicas procedentes de los efluentes industriales, como la

actividad minera, proveniente de las zonas mineras de Ananea, la Rinconada, Pampa Blanca, Chaquiminas, entre otros.

CUADRO 6
COLOR DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA

ÍPOCAS	RÍOS	Color de aguas de los tributarios del Lago Titicaca					
		<i>Elodea</i>	%	<i>Myriophyllum</i>	%	<i>Potamogeton</i>	%
SECA	Huancané	Aparente		Aparente		Aparente	
	Ramis	Aparente		Aparente		Aparente	
	Coata	Aparente	80	Aparente	80	Aparente	80
	Ilave	Aparente		Aparente		Aparente	
LLUVIOSA	Zapatilla	Verdadero	20	Verdadero	20	Verdadero	20
	Huancané	Aparente		Aparente		Aparente	
	Ramis	Aparente		Aparente		Aparente	
	Coata	Aparente	80	Aparente	80	Aparente	80
	Ilave	Aparente		Aparente		Aparente	
	Zapatilla	Verdadero	20	Verdadero	20	Verdadero	20

Fuente: Elaboración propia, clasificación según Sierra (2011).

Los ríos Coata e Ilave, presentaron coloración “con tendencia a claro”, debido a que vienen siendo eutrofizados por las aguas residuales de Juliaca e Ilave. Sin embargo, el río Zapatilla presentó el color verdadero, lo primero ocurre según Gasol & Pedrós (2000), porque son propias de los ríos en el cual abundan seres vivos como fito y zooplancton, que son indispensables en la cadena trófica de los ecosistemas acuáticos, esta característica se debe a que no recibe vertimientos de aguas residuales.

4.1.7 OLOR

Las evaluaciones organolépticas del olor del agua de los puntos de muestreo, según épocas, es decir, el hábitat acuático de macrófitas evaluadas, las aguas de los ríos Huancané y Coata presentaron olor leve, mientras que Ramis e Ilave presentaron olor fétido (20% c/u), sin embargo, las aguas del río Zapatilla tiene una evaluación correspondiente a sin olor (20%). Los olores y sabores en el agua con frecuencia ocurren juntos y en general son prácticamente indistinguibles. Las aguas de Ramis y Coata presentaron olores fétidos, según

Sierra (2011) es debido a la presencia de MO en descomposición liberando H₂S, Cl₂Na, Na₂SO₄ y Mg, fenoles, aceites, productos de Cl, diferentes especies de algas, hongos, entre otras características.

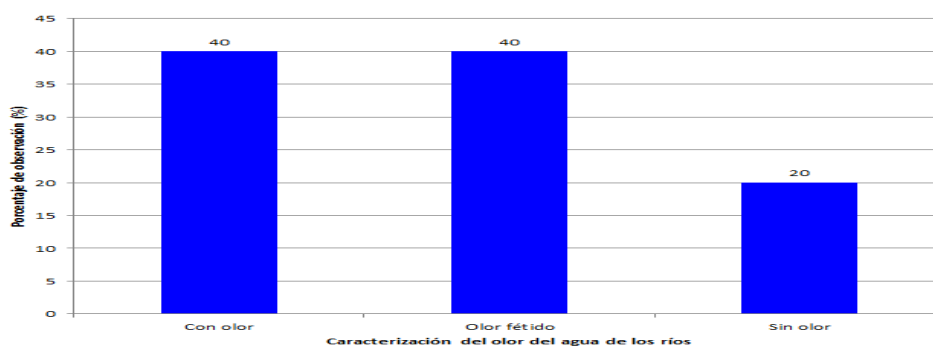
CUADRO 7
OLOR DEL AGUA DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA

ÉPOCAS	RÍOS	Olor del agua que contienen a las macrófitas		
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>
Seca	Huancané	Con olor 20	Con olor 20	Con olor 20
	Ramis	Olor fétido 20	Olor fétido 20	Olor fétido 20
	Coata	Olor fétido 20	Olor fétido 20	Olor fétido 20
	Ilave	Con olor 20	Con olor 20	Con olor 20
	Zapatilla	Sin olor 20	Sin olor 20	Sin olor 20
Lluviosa	Huancané	Con olor 20	Con olor 20	Con olor 20
	Ramis	Olor fétido 20	Olor fétido 20	Olor fétido 20
	Coata	Olor fétido 20	Olor fétido 20	Olor fétido 20
	Ilave	Con olor 20	Con olor 20	Con olor 20
	Zapatilla	Sin olor 20	Sin olor 20	Sin olor 20

Fuente: Elaboración propia, en base a Sierra, 2011

El olor constituye un parámetro útil para evaluar la calidad por parte de los consumidores, y los animales que las beben, siendo indicadores que requieren un control de los procesos de las aguas de las que proceden, en el caso de los ríos Ramis y Coata, se vierten las aguas residuales de la actividad minera y urbanas de la ciudad de Juliaca. Según Cardona (2011), tanto el olor, como el sabor pueden describirse cualitativamente, lo cual es muy útil en casos de reclamos por parte del consumidor; los olores son fuertes a altas temperaturas.

FIGURA 6.
FRECUENCIA PORCENTUAL DE OLOR DEL AGUA DE LOS RÍOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA



Fuente: Elaboración propia

4.2 BIOMASA DE MACRÓFITAS (*Myriophyllum elatinooides*, *Elodea potamogeton* y *Potamogeton strictus*), DE LOS RÍOS TRIBUTARIOS EN ESTUDIO.

4.2.1 MATERIA FRESCA TOTAL (MFT)

En el hábitat acuático de la macrófita *E. potamogeton*, la materia fresca total de ésta macrófita osciló entre 0,78 kg/m² (D) y de 1,99 kg/m² (A), y un promedio de 1,33 kg/m² en época seca; mientras que en época lluviosa la MFT osciló entre 0,56 kg/m² (A) y 1,80 kg/m² (D) y un promedio de 1,05 kg/m². En el hábitat de *M. elatinooides*, los valores de MFT oscilaron entre 0,37 kg/m² (D) y 3,04 kg/m² (C), y un promedio de 0,78 kg/m² en la época seca; mientras que en la época lluviosa la macrófita presentó valores entre 0,45 kg/m² (E) y 0,94 kg/m² (A). La macrófita *P. strictus*, presentó valores de 0,57 kg/m² (río llave) y 2,86 kg/m² (C), en la época seca; mientras que en la época lluviosa la biomasa de MFT de *Potamogeton*, osciló entre 0,54 kg/m² (B) y 1,53 kg/m² (D).

Los valores promedio de biomasa fresca total de las macrófitas determinados en todos los puntos de muestreo variaron entre 0,78 y 1,96 kg/m². Este parámetro evaluado presentó diferencia estadística significativa de los valores de MFT entre las épocas ($F_c = 7,21$; $G_l = 1$; $P = 0,0135$) (anexo 10), siendo mayor en la época seca (anexo 11 y fig. 7).

Los valores de la Materia Fresca Total de las macrófitas en estudio, no presentaron diferencia significativa entre los ríos de procedencia, a pesar de que los ríos Ramis, Coata e llave respectivamente, poseían notoriamente características acuosas adversas para el crecimiento de plantas en esos ecosistemas. Estos resultados coinciden con los reportados por Arenas *et al.* (2011), quienes experimentaron el efecto del Hg en la materia seca, estableciendo de que la concentración de Hg en el agua no ejerció un efecto

tóxico severo en la planta, siendo similares las materias secas en comparación al grupo testigo, evidenciando que estas concentraciones son tolerables para el desarrollo biológico de la *Lemna minor*, prueba de ello podemos apreciar en ciertas temporadas del año, en las riberas de la bahía interior de Puno, inmensas y compactas poblaciones de lentejas de agua.

CUADRO 8
MATERIA FRESCA TOTAL DE LAS MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS
DEL LAGO TITICACA

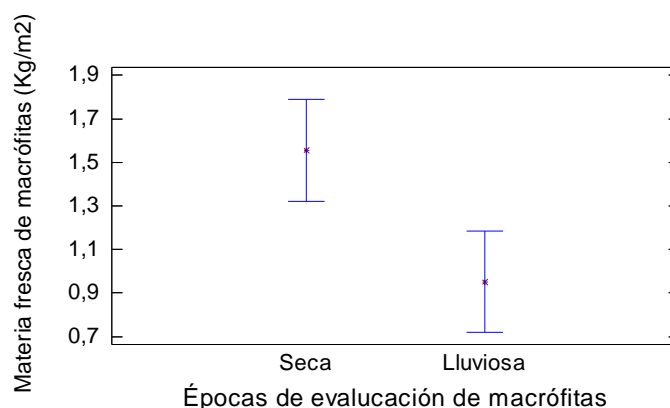
ÉPOCAS	RÍOS	Materia fresca total de macrofitas (mg/kg)			Promedio (kg/m ²)
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	1,98710	2,10072	2,57160	E = 1,33286
	Ramis	1,4622	0,71650	2,11320	M = 1,36530
	Coata	1,49941	3,04320	2,86530	P = 1,96730
	Ilave	0,78010	0,37240	0,57300	
	Zapatilla	0,93550	0,59370	1,713430	
LLUVIOSA	Huancané	0,56750	0,93690	0,852200	E = 1,05078
	Ramis	0,8875	0,67110	0,548200	M = 0,78172
	Coata	1,15360	0,90740	1,23830	P = 1,02318
	Ilave	1,80560	0,93400	1,53970	
	Zapatilla	0,83970	0,45920	0,93750	

Fuente: Elaboración propia

Posada & Arroyave (2006), demostraron que, las concentraciones de 0,1 a 1,33 mg/l de Hg, la planta (*Lemna sp.*) presenta una adaptación y recuperación rápida en el crecimiento, continuando su normal desarrollo, tal como se puede apreciar en los medios donde existe una sobrecarga de residuos de origen orgánico. Por otra parte, según Barceló & Poschenrieder (2003) estos efectos observados son debido a que todas las plantas absorben metales tóxicos del medio acuático donde se encuentran, dependiendo de la especie vegetal, y de las características y el contenido en metales pesados del medio acuático que sirven de hábitat de las macrofitas en estudio. Además, las plantas pueden adoptar distintas estrategias frente a la presencia de metales en su entorno.

FIGURA 7

COMPARACIÓN DE MEDIAS DE LA MATERIA FRESCA TOTAL DE MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA SEGÚN ÉPOCAS.



Fuente: Elaboración propia

Algunas plantas según Prieto, *et al.* (2009), basan su resistencia a los metales con la estrategia de una eficiente exclusión del metal, restringiendo su transporte a la parte aérea. Otras acumulan el metal en la parte aérea en una forma no tóxica para la planta.

4.2.2 HUMEDAD Y MATERIA SECA

En el cuadro 9, se muestran los valores determinados de humedad (H) y materia seca (MS) en macrófitas de los cinco puntos de muestreo, según las épocas. El análisis que se realizó de la H y la MS se efectuó de forma única debido a que son complementarios, por lo que se examinó el contenido de H. La macrófita *E. potamogeton*, presentó una H que osciló entre 91,45% (D) y 91,48% (C), ambos en época seca; mientras que en época lluviosa la H varió entre 91,45% (E) y de 91,49% (A). Por otro lado, *M. elatinoides*, presentó una H que fluctuó entre 91,64% (C) y 91,68% (E), ambos en época seca; mientras tanto que en época lluviosa la H varió entre 91,65% (A y C) y de 91,67% (C e D). Así mismo, *P. strictus*, presentó una H que fluctuó entre 91,67% (E) y 91,71% (D), en época

seca; mientras que en época lluviosa la H varió entre 91,31% (E) y de 91,70% (B).

El porcentaje de H presentó diferencia estadística significativa entre las macrófitas evaluadas ($F_c = 24,38$; $G_I = 2$; $P < 0,001$) (anexo 12). Al diferenciar los promedios mediante una prueba de contraste múltiple de rangos, el mayor promedio de pH se determinó en la macrófita *M. elatinoides* con una media de 91,66%, siendo similar a la H presente en *P. strictus* con 91,65%, pero ambos fueron mayores a la H presente en *E. potamogeton* (anexo 13 y la figura 8).

CUADRO 9
HUMEDAD Y MATERIA SECA DE LAS MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS
DEL LAGO TITICACA

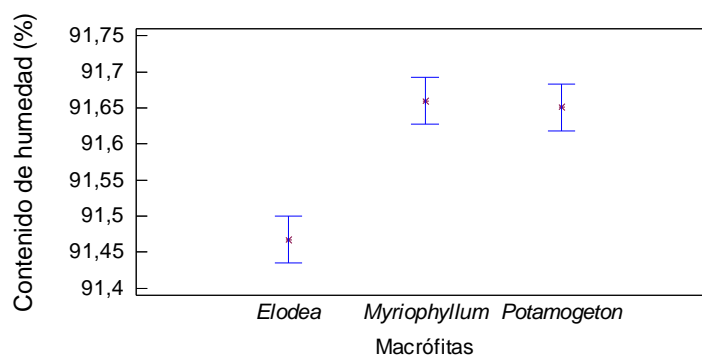
ÉPOCAS	RÍOS	MATERIA HUMEDA Y MATERIA SECA DE MACROFITAS					
		<i>Elodea</i>		<i>Myriophyllum</i>		<i>Potamogeton</i>	
		M. H.	M. S.	M. H.	M. S.	M. H.	M. S.
SECA	Huancané	91,47	8,53	91,66	8,34	96,69	8,31
	Ramis	91,48	8,52	91,64	8,36	91,70	8,30
	Coata	91,47	8,53	91,67	8,33	91,68	8,32
	Ilave	91,45	8,55	91,65	8,35	91,71	8,29
	Zapatilla	91,47	8,53	91,68	8,32	91,67	8,33
LLUVIOSA	Huancané	91,49	8,51	91,65	8,35	91,68	8,32
	Ramis	91,46	8,54	91,67	8,33	91,70	8,30
	Coata	91,47	8,53	91,65	8,35	91,69	8,31
	Ilave	91,46	8,54	91,67	8,33	91,68	8,32
	Zapatilla	91,45	8,55	91,66	8,34	91,31	8,29

Fuente: Elaboración propia

El contenido de H en las macrófitas evaluadas fueron menores en *E. potamogeton* (fig. 8), esta variación según Sridhar, *et al.* (2005), sería debido a que sus características de los hábitats en el cual están presentes, como la turbiedad, el contenido de sustancias disueltas, entre otros factores, como la absorción y acumulación de metales, lo cual produce variados efectos fitotóxicos, en algunas plantas más que en otras.

Los ríos Ramis y Coata, seguidos por el río Llave, se consideran los más contaminados ya sea por efluentes de aguas residuales urbanas o mineras conteniendo metales pesados, entre éstos efectos se señala la significativa reducción del área foliar, que según Gothberg, *et al.* (2004) los metales testeados han alcanzado concentraciones fitotóxicas a nivel de hoja. Al respecto Orroño (2002) manifiesta que dicha reducción del área foliar podría estar asociada a una mayor senescencia foliar en los tratamientos enriquecidos con metales, dado que sufrieron una fuerte reducción de la superficie aérea a pocos días de comenzado el experimento.

FIGURA 8
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE HUMEDAD DE LAS
MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA.



Fuente: Elaboración propia

El contenido de metales disueltos en las aguas de los ríos evaluados en esta investigación, pudieron influir en el crecimiento de las macrófitas y por ende en su contenido de humedad, lo cual coincide con lo afirmado por Ashmore (1997), quien sostiene que los metales ejercen efectos adversos tanto sobre el crecimiento aéreo como el crecimiento radical de las plantas.

M. elatinoides y *P. strictus* presentaron las medias más altas con respecto al contenido de H, según Barceló & Poschenrieder (1990), esto se debería a que sufren el estrés por metales pesados, originando en las plantas sensibles la

inducción a una serie de eventos como la disminución de la pérdida de agua, mediante una reducción en el número y tamaño de hojas, además Tooke, *et al.*, (2005) afirman que el retraso en la floración es debido a que está directamente relacionada con las condiciones ambientales.

La respuesta vegetal al contenido de metales pesados, varía de planta en planta, órgano a órgano e inclusive entre individuos de una misma especie, lo cual coincide con lo reportado por Saikkonen, *et al.* (1998), quienes obtuvieron una reducción en el número de flores de *Potentilla anserine* en respuesta al tratamiento con una solución de 200 $\mu\text{g/g}$ de Cu y 100 $\mu\text{g/g}$ de Ni, pero no encontraron efecto alguno sobre la fecha de floración. Otros autores, como Ryser & Sauder (2006), también encontraron un recambio lento de las hojas debido al retraso y reducción de la floración.

Sin embargo, Orroño (2002), manifiesta que la composición química de los ecosistemas acuáticos, originan alteraciones anatómicas y fisiológicas en la flora y fauna, tales como la ausencia o reducción de peces y macrófitas, ya que los metales influyen negativamente el crecimiento en altura y diámetro de las plantas.

Además, Baker & Walker (1989) indican haber obtenido el retraso en el crecimiento, que es una respuesta observada en una amplia gama de plantas que crecen en suelos enriquecidos con metales. Así mismo, Pasternak, *et al.* (2005) mencionan que los metales inhiben la elongación de raíces, parte aérea y tallos, y reducen el número y diámetro de los haces vasculares. Lambers (1998), afirma que los efectos primarios de toxicidad por metales pesados se producen en las raíces, mostrando una menor elongación. Rogers, *et al.* (1996), sostienen que es conocido que la relación entre las diferentes partes de una

planta, raíces con la parte aérea, por ejemplo, están determinadas genéticamente pero pueden ser modificadas por el ambiente; así, la relación raíz con la parte aérea es un factor dependiente de la distribución de los fotoasimilados, cuya producción y distribución está supeditada a los estímulos ambientales; Así mismo, Lambers (1998), opina que también depende de la capacidad del vegetal para modificar la distribución de materia seca, de manera que le permita tolerar las condiciones adversas en que se desarrolla; es sabido que la relación raíz con el tallo se incrementa en condiciones de estrés hídrico a modo de facilitar la absorción de agua y nutrientes.

4.3. METALES PESADOS (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Al, As, Ba y Hg) PRESENTES EN MACRÓFITAS ACUÁTICAS

4.3.1 CONTENIDO DE CADMIO

En la época seca, la macrófita *E. potamogeton*, presentó contenidos de Cd de 0,002048 mg/kg (A) y 0,005587 mg/kg (E), con un promedio de 0,003674 mg/kg; mientras que en la época lluviosa el contenido de Cd varió entre 0,000916 mg/kg (E) y 0,007701 mg/kg (C). Por otro lado, en la época seca, la macrófita *M. elatinoides*, presentó contenidos de Cd de 0,000963 mg/kg (B) y 0,004313 mg/kg (C); mientras que en la época lluviosa el contenido de Cd varió entre 0,001345 mg/kg (E) y 0,005596 mg/kg (D) y un promedio de 0,003048 mg/kg de contenido de metal.

Al mismo tiempo, en la época seca la macrófita *P. strictus*, presentó contenidos de Cd de 0,001359 mg/kg (A) y 0,004749 mg/kg (río llave); mientras que en la época lluviosa el contenido de Cd varió entre 0,000675 mg/kg (E) y 0,004412 mg/kg (C) y un promedio de 0,001804 mg/kg.

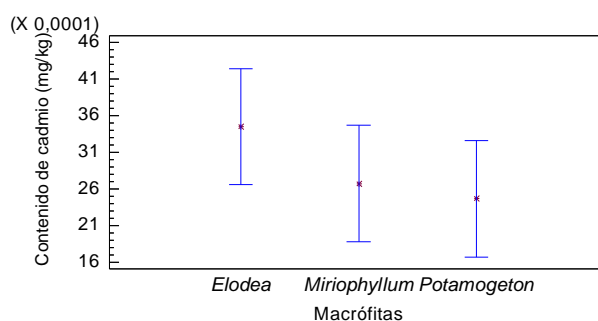
CUADRO 10
CONTENIDO DE CADMIO EN MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA

ÉPOCAS	RÍOS	Macrófitas con contenido de Cd (mg/kg)			Promedio mg/kg
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	0,002048	0,001477	0,003083	E. = 0,003674
	Ramis	0,003115	0,000963	0,004506	M. = 0,002301
	Coata	0,004762	0,004313	0,004506	
	Ilave	0,002858	0,001984	0,004749	P. = 0,00312
	Zapatilla	0,005587	0,002769	0,001937	
LLUVIOSA	Huancané	0,00184	0,001561	0,001025	E. = 0,00322
	Ramis	0,003585	0,003006	0,001382	M. = 0,00304
	Coata	0,007701	0,003734	0,004412	
	Ilave	0,002098	0,005596	0,001524	P. = 0,001803
	Zapatilla	0,000916	0,001345	0,000675	

Fuente: Elaboración propia, en base a los datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

El contenido de Cd en las macrófitas, fue aritméticamente mayor en *E. potamogeton* (fig. 9), no presentando diferencia estadística significativa; en contraste, si presentó diferencia estadística significativa entre los ríos del cual proceden ($F_c = 5,59$; $G_I = 4$; $P = 0,0032$) (anexo 14).

FIGURA 9
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE CADMIO EN LAS MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA



Fuente: Elaboración propia

Al diferenciar los promedios mediante una prueba de contraste múltiple de rangos, el mayor promedio de contenido de Cd en macrófitas se presentó en el

río Coata con 0,004905 mg/kg y el menor contenido en el río Huancané con 0,001373 mg/kg.

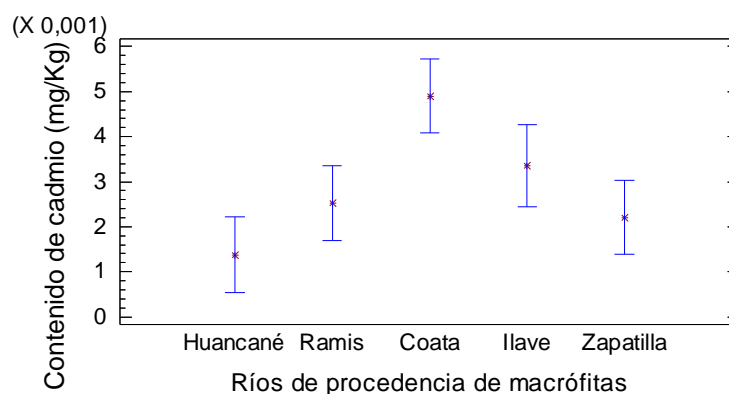
Cd, según los estándares de calidad ambiental para agua (DS 015-2015-MINAM), entre la categoría 2 en la extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas, se establece que el límite permisible es de 0,01 mg/L, por lo que todos los datos se hallan por debajo del límite máximo permisible. Comparando los contenidos de Cd de las macrófitas en los diferentes ríos, se evidenció que existió diferencia significativa de éste parámetro entre las macrófitas procedentes de los ríos Huancané y Coata, Huancané e llave, Ramis y Coata, y Coata y Zapatilla (anexo 15 y la fig. 10).

El Cd es un metal pesado no esencial y poco abundante en la corteza terrestre, sin embargo, en las últimas décadas ha aumentado considerablemente su acumulación, como consecuencia de la actividad industrial. La contaminación por Cd, según Rodríguez, *et al.* (2008) puede causar serios problemas a todos los organismos vivos, resultando altamente tóxico para el ser humano. Una posible fuente de contaminación por Cd en humanos es la ingesta o el consumo de productos derivados de la leche de vacas alimentadas con plantas contaminadas por el metal, tal como sucede en las zonas de evaluación de esta investigación.

La macrófita *E. potamogeton*, fue la que mayor contenido de Cd se determinó en sus tejidos, esto se debería de acuerdo a Prince, *et al.* (2002) que el Cd se encontró disuelto en el agua de su hábitat del cual se colectó, y es importante destacar el tipo de cultivo del que se trate, ya que no todas las plantas acumulan Cd en igual medida. El origen del metal en los tejidos vegetales se debe a que

forma parte de los minerales, que precipitado con otros compuestos del suelo son absorbidos hacia las estructuras biológicas.

FIGURA 10
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE CADMIO EN LAS
MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA,
SEGÚN RÍOS



Fuente: Elaboración propia

Por otra parte, la biodisponibilidad del Cd para la planta depende de numerosos factores físicos, químicos y biológicos que modifican su solubilidad y el estado del metal en el sustrato. Uno de los principales factores según Christensen & Haung (1999) es el pH del suelo, el potencial redox, la temperatura y el contenido en arcillas, materia orgánica y agua, dichas diferencias se presentaron entre las características propias de las aguas de los ríos evaluados.

Las macrófitas procedentes del río Coata, fueron las que presentaron el mayor contenido de Cd, esto se debería a la actividad industrial presente en la ciudad de Juliaca del cual procedan las aguas residuales contaminando al río Coata, originando así los incrementos en la concentración de Cd. Este elemento ocasiona efectos tóxicos disminuyendo la presencia de macrófitas; pero los mecanismos de su toxicidad aún no se conocen completamente, pero algunos autores mencionan los siguientes efectos. Como Sing & Tewari (2003) sostienen

que, en general el Cd interfiere en la entrada, transporte y utilización de elementos esenciales (Ca, Mg, P y K) y del agua, provocando desequilibrios nutricionales e hídricos en la planta. Además, Gouia, *et al.* (2000) indican que el Cd reduce la absorción de nitratos y el transporte de los mismos de la raíz al tallo, además de inhibir la actividad nitrato reductasa en tallos.

Las macrófitas presentes en los ríos evaluados con presencia de Cd, según varios autores como: Sandalio, *et al.* (2001) presentarían modificaciones en la apertura estomática, fotosíntesis y transpiración; Benavides, *et al.* (2005), la clorosis producida por una deficiencia en Fe, Goldbol & Hutterman (1985) por la reducción del transporte de Mn, Astolfi, *et al.* (2005) la reducción de la actividad ATPasa de la membrana plasmática, Sandalio, *et al.* (2001) las alteraciones en la funcionalidad de la membrana plasmática y Maksymiec, *et al.* (2007) por los desequilibrios en el metabolismo del cloroplasto, inhibiendo la síntesis de clorofila y reduciendo la actividad de enzimas implicadas en la fijación de CO₂.

La sobrevivencia de macrófitas en los ríos Ramis, Coata e llave, se debería según Benavides, *et al.* (2005) a que estas plantas posean distintas estrategias para evitar la toxicidad de metales pesados, como el Cd. en general, la tolerancia a metales viene determinada por la reducción del transporte del mismo al interior de la célula y/o una mayor capacidad para secuestrar estos metales. La raíz es una de las principales barreras de defensa mediante la inmovilización del Cd por pectinas de la pared celular. Los carbohidratos extracelulares (mucílago y calosa) de la raíz también pueden intervenir en la inmovilización del metal.

La acumulación de Cd en los tricomas de la superficie foliar, según Salt, *et al.* (1995), es un mecanismo de inmovilización y defensa celular. Otro mecanismo propuesto por Thomine, *et al.* (2000) consiste en la reducción del transporte o

aumento de la extrusión del Cd por transportadores de cationes de la membrana plasmática.

Una vez dentro de la célula, el Cd u otros metales, según Rodríguez, *et al.* (2008) sugiere que pueden ser secuestrados por ácidos orgánicos, aminoácidos, fitoquelatinas y metalotioneínas, y posteriormente compartimentalizados en la vacuola para prevenir su toxicidad. Además, Clemens (2006) indica que las fitoquelatinas constituyen uno de los principales mecanismos de defensa frente a metales pesados, su síntesis tiene lugar a partir del glutathione y se induce en presencia de metales pesados. Pomponi, *et al.*, (2006) afirma que, las plantas que sobreexpresen la enzima fitoquelatina sintasa muestran una mayor tolerancia frente al Cd. Otras posibles moléculas responsables de la acumulación del Cd, según Hamner (1986) son las metalotioneínas (MTs), pequeñas proteínas ricas en cisteína, si bien en las plantas no son las principales responsables de la detoxificación del Cd, como ocurre en células animales.

CONTENIDO DE CROMO.

En la época seca, la macrófita *E. potamogeton*, presentó contenidos de Cr de 0,007419 mg/kg (C) y 0,04235 mg/kg (E); mientras que en la época lluviosa el contenido de Cr varió entre 0,007821 mg/kg (E) y 0,02447 mg/kg (C). Por otro lado, en la época seca, la macrófita *M. elatinooides*, presentó contenidos de Cr de 0,006608 mg/kg (B) y 0,03936 mg/kg (E) 0,01390 mg/kg; mientras que en la época lluviosa el contenido de Cr varió entre 0,009438 mg/kg (B) y 0,01659 mg/kg (D). Al mismo tiempo, en la época seca *P. strictus*, presentó contenidos de Cr de 0,027985 mg/kg (A) y 0,039126 mg/kg (D); mientras que en la época lluviosa el contenido de Cr varió entre 0,002611 mg/kg (A) y 0,02471 mg/kg (C) respectivamente.

El contenido de Cr en las macrófitas, fue aritméticamente mayor en *M. elatinoides* y *P. strictus*, con respecto al contenido de Cr de *E. potamogeton* (fig. 11), no presentando diferencia estadística significativa ($F_c = 0,45$; $G_I = 2$; $P = 0,6445$), tampoco entre ríos ($F_c = 1,38$; $G_I = 4$; $P = 0,2764$); en contraste, si presentó diferencia estadística significativa entre las épocas de recolección de las macrófitas ($F_c = 19,78$; $G_I = 1$; $P = 0,0002$) (anexo 16).

CUADRO 11
CONTENIDO DE CROMO EN MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL
LAGO TITICACA

ÉPOCAS	RÍOS	Macrófitas con contenido de Cr. (mg/kg)			Promedio mg/kg
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	0,029148	0,009624	0,027985	E. = 0,02777
	Ramis	0,024576	0,006608	0,029789	M. = 0,0249
	Coata	0,007419	0,04485	0,032611	
	Ilave	0,035386	0,024403	0,039126	P. = 0,03269
	Zapatilla	0,042352	0,039365	0,033956	
LLUVIOSA	Huancané	0,010954	0,014917	0,002611	E. = 0,01181
	Ramis	0,007417	0,009438	0,008218	M. = 0,0139
	Coata	0,024469	0,01235	0,02471	
	Ilave	0,008419	0,016593	0,006266	P. = 0,01018
	Zapatilla	0,007821	0,01623	0,009097	

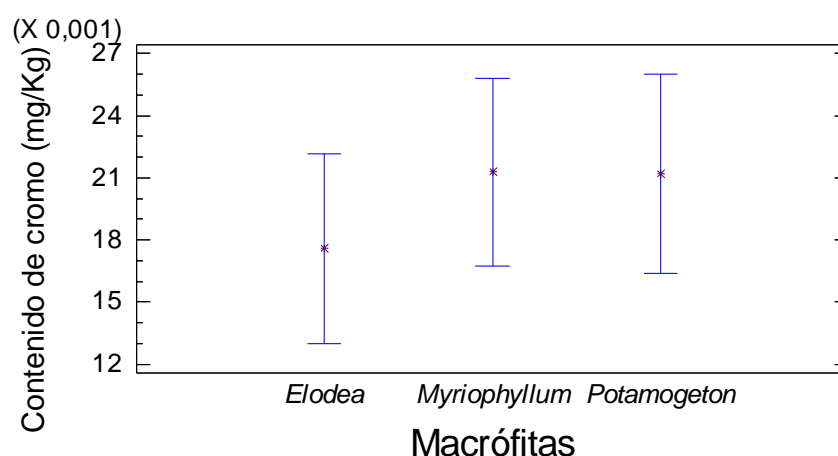
Fuente: Elaboración propia, en base a los datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

Las macrófitas evaluadas en la investigación, presentaron mayor contenido de Cr en la época seca que en la época lluviosa, esto se debería a que en la época seca las aguas de los ríos evaluados ante la carencia de lluvias, se encuentran muy concentradas de elementos metálicos pesados, además que es el tiempo en la que existe mayor desarrollo de macrofitas, las mismas que son arrastradas cuando se dan inicio a la época de lluvias, debido a que estos son varados en las riberas y en la estructura de los puentes.

La capacidad que poseen las macrófitas de absorber metales pesados según Celis, *et al.* (2005), es debido a que las plantas tienen la propiedad de inyectar grandes cantidades de O_2 hacia sus raíces. Además, Novotny & Olem (1994) sostiene que el aire que no es aprovechado por la especie y que ésta expele es absorbido por microorganismos, como bacterias y hongos, que se asocian a la raíz y se encargan de metabolizar los contaminantes que entran al sistema.

FIGURA 11

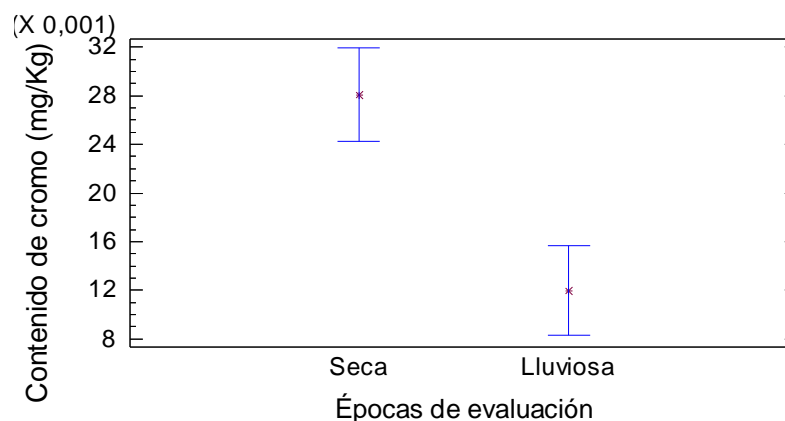
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE CROMO EN LAS MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA



Fuente: Elaboración propia

Al diferenciar los promedios mediante una prueba de contraste múltiple de rangos, el mayor promedio de contenido de Cr en las macrófitas presentó en la época seca 0,0280759 mg/kg y el menor contenido de Cr en la época lluviosa 0,0119673 mg/kg (17 y la fig 12). El metal Cr, según los estándares de calidad ambiental para agua (DS 015-2015-MINAM), entre la categoría 2 en la extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas, se establece que el límite permisible es de 0,10 mg/L, por lo que todos los datos se hallan por debajo del límite máximo permisible. Lo que no acarrea por lo pronto preocupación sobre la amenaza de las consecuencias que genere en los seres vivos que habitan estos medios.

FIGURA 12
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE CROMO EN LAS
MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA,
SEGÚN RÍOS Y ÉPOCAS



Fuente: Elaboración propia

De acuerdo a lo reportado por Burke, *et al.* (2000), las plantas acuáticas acumulan gran cantidad de metales pesados en sus tejidos como Hg, Cd, Pb, As y Cr, los cuales son liberados al medio pudiendo causar problemas en el substrato y en la cadena alimentaria de los humedales. Por lo que Celis, *et al.* (2005) recomienda la remoción de estas plantas después de un cierto tiempo a fin de no provocar problemas de contaminación en estos ecosistemas, no afectando de este modo la recuperación del humedal.

Qiu, *et al.* (2001), encontraron que la calidad del agua de los lagos mejoraba ostensiblemente después de la introducción de macrófitas, aunque los resultados indicaron que previamente deben usarse plantas sumergidas del tipo R (o de elevado crecimiento), así como plantas tipo K (con habilidad competitiva mayor) como *Potamogeton maackianus*, a fin de potenciar la estabilidad de la vegetación acuática.

La capacidad que presentaron las macrófitas de bioacumular Cr en esta investigación, concuerda con lo indicado por Quian, *et al.* (1999), quienes

estudiaron la efectividad de 12 especies de macrófitas para extraer metales pesados de las aguas residuales, encontrando que *Polygonum hydropiperoides* fue la que mejor se comportó; por otra parte, Boniardi, *et al.* (1999), indicaron la efectividad de la macrófita *Lemna gibba* en el tratamiento de relaves contaminados con metales pesados. Quian, *et al.* (1999), reporta que las macrófitas indistintamente poseen la capacidad de remover elementos metálicos desde un ecosistema acuático, tolerando concentraciones de 20 mg/l de Fe^{3+} , 20 mg/l de Zn^{2+} , y de menos 30 mg/l de Al^{3+} , no afectando el rendimiento de *Lemna gibba* como purificador; sin embargo, concentraciones de Cr superiores a 0,1 mg/l y mayor a 1 mg/l tuvieron efectos negativos en el rendimiento de esta especie acuática estudiada. A su vez, Ye, *et al.* (1997) demostraron que *Phragmites australis* es capaz de tolerar soluciones de hasta 1 mg/ml de Zn y 10 mg/ml de Pb en aguas residuales contaminadas con metales pesados.

Maine, *et al.* (2001), estudiaron la capacidad de extracción de Cd de algunas plantas macrófitas flotantes durante el periodo más frío del año, y descubrieron que *Salvinia herzogii*, *Pistia stratiotes*, *Hydromistia stolonifera* y *Eichhornia crassipes* fueron muy eficientes en extraer Cd del agua residual. No obstante, la especie que mejores resultados presentó fue *Pistia stratiotes*, destacándose por su gran desarrollo. Esta especie fue capaz de mantener su capacidad de remoción del Cd, aunque se manifestaron algunos síntomas de toxicidad a concentraciones entre 4 y 6 mg/l. Los investigadores notaron que la mayor concentración del contaminante se localizaba en las raíces de las plantas. Así mismo, Windham, *et al.* (2001) encontraron que las especies *Spartina alterniflora* y *Phragmites australis* pueden atrapar en sus tejidos una buena parte de Pb. Estos investigadores señalan que la mayor concentración del metal se encontró

en las hojas de *S. alterniflora*, en cambio la especie *P. australis* concentra el Pb en sus tallos. Celis, *et al.* (2005) establecen que por este hecho *P. australis* resulta mejor que *S. alterniflora* para su posterior manejo y disposición.

4.3.2 CONTENIDO DE COBRE.

En la época seca, *E. potamogeton*, presentó contenidos de Cu de 0,07271 mg/kg (A) y 0,103195 mg/kg (C), con un promedio de 0,087233 mg/kg; mientras que en la época lluviosa Cu varió entre 0,052853 mg/kg (E) y 0,156764 mg/kg (C). En la época seca, *M. elatinoides*, presentó Cu de 0,054154 mg/kg (B) y 0,103183 mg/kg (C); mientras que en la época lluviosa Cu varió entre 0,050569 mg/kg (D) y 0,101616 mg/kg (C). Así mismo, en la época seca *P. strictus*, presentó Cu de 0,074022 mg/kg (A) y 0,092924 mg/kg (C); mientras que en la época lluviosa Cu varió entre 0,009433 mg/kg (A) y 0,131502 mg/kg (C).

CUADRO 12
CONTENIDO DE COBRE EN MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL
LAGO TITICACA

ÉPOCAS	RÍOS	Macrófitas con contenido de Cu (mg/kg)			Promedio mg/kg
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	0,072715	0,06952	0,074022	E. = 0,0872
	Ramis	0,081232	0,054154	0,076538	M. = 0,07257
	Coata	0,103195	0,103183	0,092924	P. = 0,08081
	Ilave	0,077289	0,061028	0,085131	
	Zapatilla	0,011734	0,074988	0,075447	
LLUVIOSA	Huancané	0,056202	0,056192	0,009433	E. = 0,0775
	Ramis	0,063075	0,057116	0,052291	M. = 0,06327
	Coata	0,156764	0,101616	0,131502	P. = 0,05814
	Ilave	0,059091	0,050569	0,041028	
	Zapatilla	0,052853	0,050891	0,056481	

Fuente: Elaboración propia, en base a los datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM

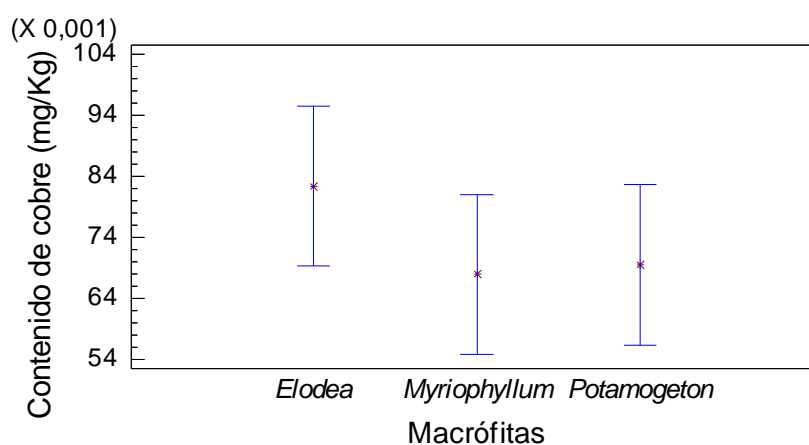
Los estándares de calidad ambiental para agua (DS 015-2015-MINAM), el límite permisible es de 0,02 mg/L, por lo que todos los datos se hallan por encima del

límite máximo permisible. Destacando con mayor contenido de Cu en los tres macrofitos y épocas de estudio en el río Coata.

El contenido de Cu, fue aritméticamente mayor en *E. potamogeton* que en *M. elatinoides* y *P. strictus* (fig 13), no presentando diferencia estadística significativa ($F_c = 1,98$; $G_I = 2$; $P = 0,1634$), tampoco entre épocas ($F_c = 3,60$; $G_I = 1$; $P = 0,0715$); en contraste, si presentó diferencia estadística significativa entre los puntos de muestreo (ríos) ($F_c = 10,28$; $G_I = 4$; $P = 0,0001$) (anexo 18). Al diferenciar los promedios mediante una prueba de contraste múltiple de rangos, el mayor promedio de contenido de Cu se presentó en macrófitas colectadas en el río Coata con 0,114864 mg/kg y el menor contenido en macrófitas recolectados en el río Huancané, afirmandose que existió diferencia estadística significativa entre las macrófitas procedentes de los ríos Huancané y Coata, Ramis y Coata, Coata y Zapatilla, e Coata y Zapatilla (anexo 19 y fig. 14)

FIGURA 13

COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE COBRE EN LAS MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA

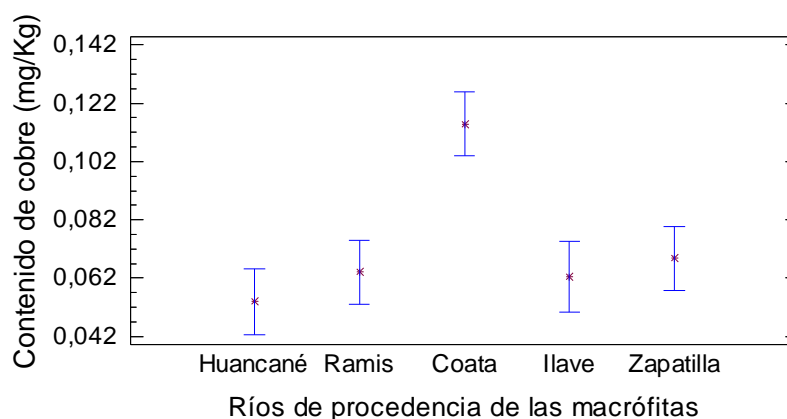


Fuente: Elaboración propia

Una característica del Cu, según Palacios & Sánchez (2006) es su fácil transferencia del suelo o substrato a los vegetales, siendo uno de los metales

que mejor absorben las plantas. Se ha relacionado la concentración de Cu en los vegetales con la concentración del metal en el suelo, además se ha constatado que estos niveles han ido aumentando a lo largo de los últimos años, incluso en zonas naturales no industrializadas ni urbanizadas.

FIGURA 14
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE COBRE EN LAS
MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA,
SEGÚN RÍOS



Fuente: Elaboración propia

Loneragan (1985) sostiene que, la acumulación se produce de forma continua, no existiendo ningún tipo de umbral, como ocurre con otros metales, el Pb, y esto ocurre a concentraciones tan bajas de sólo 0,3 ppm en el suelo. Duffus (1983) manifiesta que: aún pequeñas concentraciones de Cu en el suelo conducen a cuadros de lesiones muy extendidas, como el acortamiento del eje caulinar y un rayado de color amarillo intenso en las hojas más viejas. La absorción se produce no sólo por la raíz, sino por los brotes y las hojas. Además de disminuir el rendimiento, la mayor amenaza reside en la bioacumulación en las plantas de cultivo, dado que así es como el Cu ingresa a la cadena alimentaria como toxina de acumulación. Además, Palacios & Sánchez (2006) afirman que: los

contaminantes encontrados en la fase líquida del suelo, son captados por las raíces de las plantas por difusión y flujo de masa

Por otra parte, Torres, *et al.* (2007), piensan que el reemplazo de cationes divalentes como Mg y Ca intracelular por metales pesados isovalentes como Cu, Pb y Cd, causan desequilibrios en los sistemas vivos al insertarse en los sistemas enzimáticos de forma irreversible. Al igual que: Blanco, *et al.* (2005), sustentan que el pretratamiento de *Lessonia trabeculata* con CaCl_2 , promueve el entrecruzamiento de cadenas algínicas mediante la formación de geles y en consecuencia, aumenta la capacidad de adsorción de Cd divalente.

4.3.3 CONTENIDO DE MANGANESO

Los contenidos de Mn determinados en las macrófitas en los cinco ríos de muestreo, según épocas. En la época seca, *E. potamogeton*, presentó contenidos de Mn que oscilaron entre 4,53656 mg/kg (A) y 50,55540 mg/kg (C); mientras que en la época lluviosa el contenido de Mn varió entre 8,85131 mg/kg (B) y 52,2187 mg/kg (C).

CUADRO 13
CONTENIDO DE MANGANESO EN MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS
DEL LAGO TITICACA

ÉPOCAS	RÍOS	Macrófitas con contenido de Mn (mg/kg)			Promedio mg/kg
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	4,5365	5,7088	2,0028	E. = 24,892
	Ramis	50,5554	13,6529	1,9775	
	Coata	15,5516	14,5581	23,8258	M. = 21,339
	Ilave	24,2852	20,0065	41,5612	
	Zapatilla	29,5357	52,7688	14,2790	P. = 16,729
LLUVIOSA	Huancané	16,4967	10,4851	2,9544	E. = 20,960
	Ramis	8,85131	14,9373	25,2951	
	Coata	52,2187	28,6147	45,5805	M. = 23,093
	Ilave	9,8377	43,0281	12,3710	
	Zapatilla	17,3999	18,4008	21,4063	P. = 21,5214

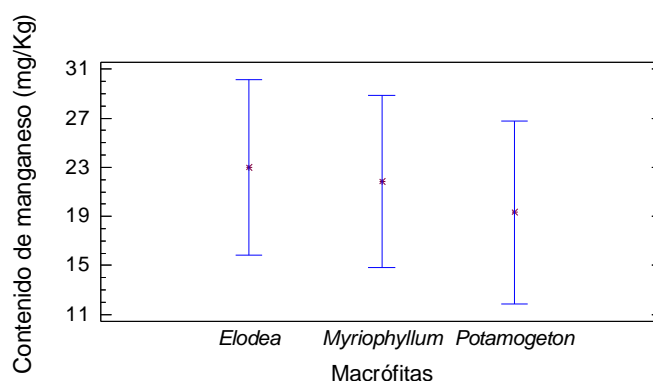
Fuente: Elaboración propia, en base a los datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

Mn, según los estándares de calidad ambiental para agua (DS 015-2015-MINAM), entre la categoría 2 en la extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas, se establece que el límite permisible es de 0,05 mg/L, por lo que todos los datos se hallan por encima del límite máximo permisible. Destacando con mayor contenido de Mn en los tres macrofitos y épocas de estudio el río Coata, llave y Ramis.

En la época seca, la macrófita *M. elatinoides*, presentó contenidos de Mn de 5,7088 mg/kg en el río Huancané y 52,7688 mg/kg en el río Zapatilla con un promedio general de 21,3390 mg/kg; mientras que en la época lluviosa el contenido de Mn varió entre 10,4851 mg/kg en el río Huancané y 43,0281 mg/kg en el río llave. Al mismo tiempo, en la época seca la macrófita *P. strictus*, presentó contenidos de Mn de 1,9775 mg/kg en el río Ramis y 41,5612 mg/kg en el río llave; mientras que en la época lluviosa el contenido de Mn varió entre 2,9544 mg/kg en el río Huancané y 45,5805 mg/kg en el río Coata.

FIGURA 15

COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE MANGANESO EN LAS MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA



Fuente: Elaboración propia

El contenido de Mn en las macrófitas, fue aritméticamente mayor en *E. potamogeton* que en *M. elatinoides* y *P. strictus* (figura 15), no presentando

diferencia estadística significativa ($F_c = 0,14$; $G_l = 2$; $P = 0,8713$), tampoco entre épocas ($F_c = 0,03$; $G_l = 1$; $P = 0,8674$), ni entre ríos ($F_c = 2,14$; $G_l = 4$; $P = 0,1119$) (anexo 20). El contenido de Mn en el tejido vegetal de las macrófitas, según Casierra & Poveda (2002) traería como consecuencia la disminución de su biomasa, debido a los procesos tóxicos que acarrea, originando una clorosis generalizada en las hojas jóvenes, con presencia de pequeñas zonas necróticas en los bordes dentados y en los extremos distales de los sépalos. Algunas plantas presentan tonalidades rojizas a lo largo de las nervaduras de hojas jóvenes, que luego se generalizaron a todas las nervaduras de las hojas adultas.

Esta toxicidad originada por el Mn, según Casierra & Poveda (2002) ocasionaría la desaparición paulatina de macrófitas, disminuyendo así el contenido de oxígeno en los ecosistemas acuáticos, originando la disminución y/o desaparición de seres vivos en sus aguas. La desaparición de macrófitas se debería a la exposición de las plantas al Mn y Zn, que como consecuencia originan la reducción del área foliar total de las plantas. Las plantas de fresa expuestas a exceso de Mn desarrollaron el 60% del área foliar total de los controles, mientras que las plantas expuestas a Zn desarrollaron sólo el 31%; en éste experimento se encontró una diferencia altamente significativa para la concentración del metal en el suelo. Este resultado indica que el Zn tiene consecuencias más negativas sobre las variables evaluadas de crecimiento y calidad de fruta.

Wallnofer & Engelhardt (1995), sostienen que: el Mn tiene participación activa en la fotooxidación del agua y ante la presencia de Zn, éste desplaza al Mn en ese punto, lo cual se demuestra con el antagonismo encontrado entre ambos metales. Con base en estos argumentos, la reducción del área foliar y la

disminución en la producción total de materia seca por planta tratadas con exceso de Zn, serían consecuencia de la irregularidad en el funcionamiento del aparato fotosintético por exceso de este metal. Por otro lado, la reducción en el crecimiento se puede justificar con el reporte de Wallnofer & Engelhardt (1995).

4.3.4 CONTENIDO DE NÍQUEL

Los contenidos de Ni determinados en las macrófitas en los cinco ríos de muestreo, según las épocas. En la época seca, *E. potamogeton*, presentó contenidos de Ni que variaron entre 0,025771 mg/kg (D) y 0,055129 mg/kg (C); mientras que en la época lluviosa el contenido de Ni fluctuó entre 0,008054 mg/kg (E) y 0,085844 mg/kg (C)

CUADRO 14

CONTENIDO DE NÍQUEL EN MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA

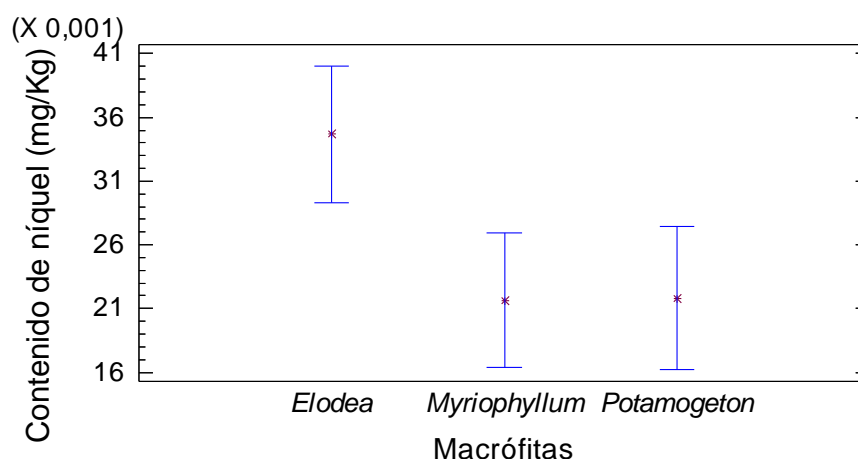
ÉPOCAS	RÍOS	Macrófitas con contenido de Ni (mg/kg)			Promedio mg/kg
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	0,037429	0,019114	0,019548	E. = 0,04028
	Ramis	0,044105	0,021103	0,027465	
	Coata	0,055129	0,045772	0,042225	M. = 0,0248
	Ilave	0,025771	0,017467	0,037168	
	Zapatilla	0,038987	0,020832	0,020635	P. = 0,0294
LLUVIOSA	Huancané	0,009752	0,017621	0,007171	E. = 0,0287
	Ramis	0,020271	0,012281	0,012272	
	Coata	0,085844	0,023673	0,036685	M. = 0,0183
	Ilave	0,01983	0,026077	0,008743	
	Zapatilla	0,008054	0,012184	0,008271	P. = 0,0146

Fuente: Elaboración propia, en base a datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

Li, *et al.* (2010), obtuvieron resultados elevados de concentración de Mn en las macrófitas, a nivel fisiológico, la fotosíntesis en altas concentraciones de Mn disminuye, con respecto a las plantas sin o con bajo nivel de este elemento. El mismo efecto se observa en el contenido de clorofilas que se ve afectado negativamente debido a la más alta concentración de Mn (1165 μ moles). Este

mismo efecto ha sido observado en otras especies, como tabaco, arroz, abedul, olmo y *Accer spp.*

FIGURA 16
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE NÍQUEL EN LAS
MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA



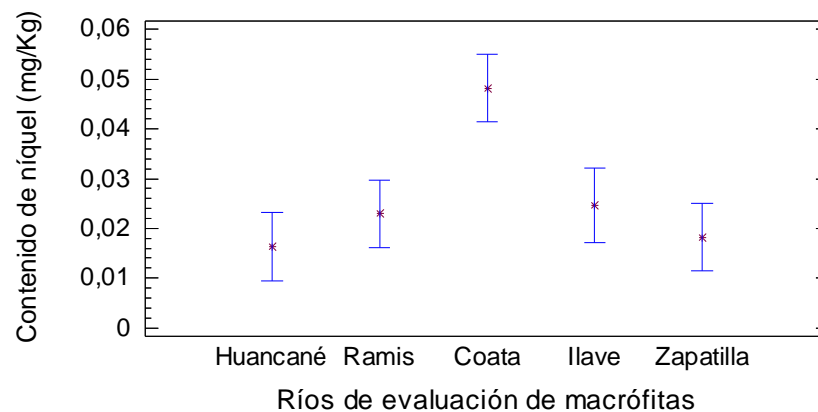
Fuente: Elaboración propia

Por otro lado, en la época seca, la macrófita *M. elatinooides*, presentó contenidos de Ni de 0,017467 mg/kg en el río llave y 0,045772 mg/kg en el río Coata con un promedio general de 0,0248576 mg/kg; mientras que en la época lluviosa el contenido de Ni varió entre 0,012184 mg/kg en el río Zapatilla y 0,026077 mg/kg en el río llave y un promedio general de 0,0183672 mg/kg. Al mismo tiempo, en la época seca la macrófita *P. strictus*, presentó contenidos de Ni de 0,019548 mg/kg en el río Huancané y 0,042225 mg/kg en el río Coata; mientras que en la época lluviosa el contenido de Ni varió entre 0,007171 mg/kg en el río Huancané y 0,036685 mg/kg en el río Coata.

Ni, según los estándares de calidad ambiental para agua (DS 015-2015-MINAM), entre la categoría 2 en la extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas, el límite permisible es de 0,052 mg/L, por lo que la mayoría de los datos se hallan por debajo del límite máximo permisible. Destacando con mayor contenido de

Ni en el macrofito *E. potamogeton*, por encima del límite máximo permisible y en ambas épocas de estudio en el río Coata.

FIGURA 17
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE NÍQUEL EN LAS
MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA SEGÚN RÍOS



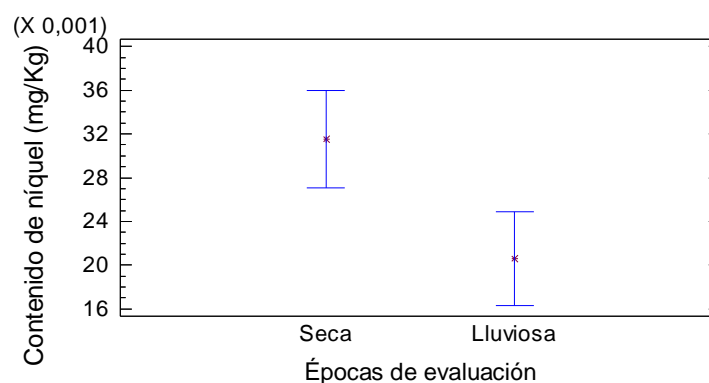
Fuente: Elaboración propia

Se presentó diferencia estadística significativa entre el contenido de Ni en las macrófitas ($F_c = 4,12$; $G_l = 2$; $P = 0,0309$), entre épocas ($F_c = 6,71$; $G_l = 1$; $P = 0,0171$) y entre los puntos de muestreo (ríos) ($F_c = 7,69$; $G_l = 4$; $P = 0,0006$) (anexo 21).

Según la prueba de contraste múltiple de rangos, para Ni, el mayor promedio se obtuvo en *E. potamogeton* (0,085944 mg/kg), siendo diferentes y mayor a los contenidos de Ni en las dos macrófitas restantes (anexo 22 y figura 16). Por otro lado los valores de Ni encontrados en el río Coata fue superior a los determinados en los otros ríos evaluados, por lo tanto los ríos Ramis, Huancané, Ilave y Zapatilla no presentaron diferencia estadística en cuanto al contenido de Ni en las macrófitas (anexo 23 y fig. 17). Mientras que entre épocas el mayor contenido de Ni en las macrófitas se estableció en la época seca que en la época lluviosa (anexo 24 y la fig. 18).

Las macrófitas evaluadas poseen la capacidad de bioacumular metales pesados en sus tejidos. Por cuanto, Baker (1981) sostiene que: Muchas especies toleran elevadas concentraciones de metales en el suelo o sustrato porque restringen su absorción y/o translocación hacia las hojas, lo que les permite mantener concentraciones constantes y relativamente bajas en la biomasa aérea independientemente de la concentración metálica del suelo en un intervalo amplio, estrategia de exclusión.

FIGURA 18
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE NÍQUEL EN LAS
MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA
SEGÚN ÉPOCAS



Fuente: Elaboración propia

Sin embargo, otras absorben los metales activamente a partir del suelo y los acumulan en formas no tóxicas en su biomasa aérea. Se presentó diferencia estadística significativa entre el contenido de Ni en las macrófitas ($F_c = 4,12$; $G_l = 2$; $P = 0,0309$), entre épocas ($F_c = 6,71$; $G_l = 1$; $P = 0,0171$) y entre los puntos de muestreo (ríos) ($F_c = 7,69$; $G_l = 4$; $P = 0,0006$) (anexo 21).

El contenido de metales pesados encontrados en las macrófitas según Baker (1981) sería indicador de que los sustratos en los que vienen adqueridas en las profundidades posean contenidos de éstos metales, ya que una respuesta

intermedia es la que presentan las plantas indicadoras, cuya concentración metálica refleja la del suelo. Entre las acumuladoras Brooks, *et al.* (1977) han reconocido diferentes grados de acumulación metálica, desde pequeñas elevaciones sobre el nivel de fondo hasta concentraciones excepcionalmente elevadas de metales pesados como el Ni, Zn y Co en su biomasa aérea sin mostrar ningún síntoma visible de toxicidad.

Vergnano, *et al.*, 1977) utilizan el término hiperacumuladora de metales para designar plantas que acumulan cantidades mayores a 10.000 mg/kg de Mn y Zn, mayores a 1.000 mg/kg de Co, Cu, Pb, Ni, As y Se y mayores de 100 mg/kg de Cd. Similares a las macrófitas evaluadas, dentro de las plantas terrestres, se hallan las integrantes de la familia Brassicaceae, tales como *Alyssum*, con unas 48 especies con concentraciones de Ni de 0,1 a 3,0%. Brooks, *et al.* (1979) establecieron la distribución geográfica de las hiperacumuladoras del género *Alyssum* se correlaciona con la presencia de serpentinitas y otras rocas ultra básicas ricas en Ni del sur de Europa, el este mediterráneo y Asia Menor. Chaney (1983) indican que: el uso de plantas hiperacumuladoras de metales pesados, inducen la idea de utilizar estas especies para la limpieza de suelos contaminados con metales. Kidd, *et al.* (2007) sostienen que el aumento de la capacidad de fitoextracción de las plantas hiperacumuladoras de Ni podría conseguirse a través de: (1) el cultivo y reproducción de especies hiperacumuladoras seleccionadas; (2) la optimización de las prácticas de manejo del suelo y la cosecha; (3) la manipulación de las condiciones de la rizósfera y (4) el desarrollo de plantas de crecimiento rápido y alta biomasa, con capacidad de absorción mejorada, a través de la ingeniería genética. Barceló & Poschenrieder (2003) manifiestan que: como imagen visionaria, es posible

conseguir a través de la identificación y clonación de los genes responsables de la hiperacumulación de los metales pesados y su transferencia a plantas de cultivo de elevada productividad. Hasta la fecha, la aplicación más exitosa de la ingeniería genética ha sido la transformación de plantas con el gen bacteriano *mera* modificado para detoxificar Hg.

Según Lee, *et al.* (1978), numerosos estudios han relacionado el almacenamiento y translocación de Ni en las plantas hiperacumuladoras con la presencia de ácidos carboxílicos de bajo peso molecular (malato, oxalato, citrato) y complejos aminoácido-Ni. El análisis de extractos de tejidos ricos en metales de distintas hiperacumuladoras de Nueva Caledonia ha mostrado que el Ni estaba ligado al citrato.

4.3.5 CONTENIDO DE PLOMO

El macrófito *E. potamogeton*, presentó contenidos de Pb de 0,032904 mg/kg (C) y 0,148143 mg/kg (A); mientras que en la época lluviosa el contenido de Pb varió entre 0,017301 mg/kg (D) y 0,158109 mg/kg (C).

CUADRO 15
CONTENIDO DE PLOMO EN MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL
LAGO TITICACA

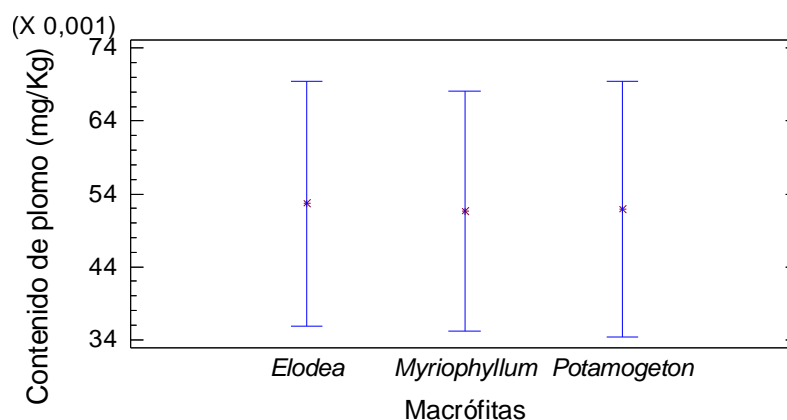
ÉPOCAS	RÍOS	Macrófitas con contenido de Pb (mg/kg)			Promedio mg/kg
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	0,148143	0,025989	0,096563	E. = 0,06456
	Ramis	0,044095	0,02103	0,067271	
	Coata	0,032904	0,06614	0,088814	M. = 0,04883
	Ilave	0,04526	0,054921	0,061602	
	Zapatilla	0,002439	0,006135	0,056512	P. = 0,07415
LLUVIOSA	Huancané	0,030896	0,038414	0,012072	E. = 0,049172
	Ramis	0,020926	0,032855	0,019578	
	Coata	0,158109	0,076124	0,113125	M. = 0,04037
	Ilave	0,017301	0,021357	0,012665	
	Zapatilla	0,01863	0,033103	0,018088	P. = 0,035105

Fuente: Elaboración propia, en base a los datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

Por otro lado, en la época seca, *M. elatinoides*, presentó contenidos de Pb de 0,02103 mg/kg (B) y 0,76135 mg/kg (E); mientras que en la época lluviosa el Pb varió entre 0,021356 mg/kg (D) y 0,076124 mg/kg (C). Mientras que, en la época seca *P. strictus*, presentó contenidos de Pb de 0,056512 mg/kg (E) y 0,096563 mg/kg (A), con un promedio de 0,0741524 mg/kg; mientras que, en la época lluviosa el contenido de Pb varió entre 0,012072 mg/kg (A) y 0,113125 mg/kg (C).

El contenido de Pb en las macrófitas, no presentó diferencia estadística significativa ($F_c = 0,00$; $G_l = 2$; $P = 0,99$), tampoco entre ríos ($F_c = 2,43$; $G_l = 2$; $P = 0,0794$) ni entre épocas ($F_c = 2,53$; $G_l = 1$; $P = 0,12$) (anexo 25 y fig. 19).

FIGURA 19
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE NÍQUEL EN LAS
MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA



Fuente: Elaboración propia

Pb, según los estándares de calidad ambiental para agua (DS 015-2015-MINAM), entre la categoría 2 en la extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas en aguas continentales, se establece que el límite permisible es de 0,0025 mg/L, por lo que la mayoría de los datos se hallan por debajo del límite máximo permisible. Destacando con mayor contenido de Pb en los tres

macrofitos, por encima del límite máximo permisible y en ambas épocas de estudio en el río Huancané.

Las macrófitas evaluadas tienen la capacidad de habitar ambientes acuáticos con metales pesados, estos resultados coinciden con los experimentados por Aguayo (2015) en *Pistia stratiotes*, que fue capaz de crecer en presencia de todos los metales pesados (Cd, Pb y Cd) y presenta un crecimiento mayor a una concentración de 3 ppm para los metales Cr y Pb y para el caso del Cd a una concentración de 0,5 ppm. Las plantas tienen mecanismos de tolerancia hacia los metales pesados los cuales varían entre las distintas spp. y están determinados por el tipo de metal, eficiencia de absorción, translocación y secuestro.

Según Hernández (2002), muchas plantas son sensibles a la toxicidad por metales pesados, mientras que otras, como *Pistia stratiotes* no presentó muerte a una concentración de 7 ppm, desarrollando ciertos mecanismos bioquímicos que evaden su acción tóxica; como la deposición de metales pesados sobre la pared celular, enlaces a grupos sulfhídricos (-SH) en el límite del citoplasma, o mediante su aislamiento en compartimientos, formando complejos con ácidos orgánicos, fenoles y otros compuestos orgánicos en las vacuolas. La toxicidad implica inactivación de enzimas vitales, los mecanismos de evasión mencionados, ofrecen una protección efectiva contra daños bioquímicos. La habilidad que tienen ciertas plantas de desarrollar cierta resistencia contra daños ocasionados por metales pesados, es un carácter fijado genéticamente, pero modificable por adaptación. Algunas plantas tolerantes, según Hernández (2002) se pueden utilizar como indicadoras de depósitos minerales cerca de la superficie y son también apropiadas para ser plantadas en áreas industriales y

sujetas a minería. Otra macrófita *Pistia stratiotes*, según Vargas (2011) obtuvo un mayor crecimiento a una concentración de 3 ppm de Pb, aquí el Pb transportado desde el fondo del recipiente hasta las células, tienen que cruzar la membrana plasmática de las células de la raíz. Una posible vía de transporte de Pb a través de la membrana plasmática parece que es a través de los canales cationes de la misma, tales como canales de Ca. Existe un transporte competitivo de Pb a través del canal de Ca. Los bloqueadores de los canales de Ca son capaces de inhibir la proliferación celular y la falta de Ca ocasiona la apoptosis.

Los principales procesos fisiológicos afectados por la fitotoxicidad del Pb según García (2006) son la actividad enzimática, la nutrición mineral, el potencial hídrico, el estatus hormonal, la estructura de la membrana y el transporte de electrones. A altas concentraciones de Pb, ocurre una inhibición de crecimiento de la raíz y del mismo modo a bajas concentraciones de Pb, existe una mayor sensibilidad en el desarrollo y extensión de la raíz principal. Se dice que la inhibición del crecimiento radicular bajo toxicidad con Pb puede ser un resultado de la inhibición de la división celular de la raíz.

4.3.6 CONTENIDO DE ZINC

En la época seca, *E. potamogeton*, presentó contenidos de Zn de 0,19587 mg/kg (D) y 2,29657 mg/kg (C), con un promedio de 0,73847 mg/kg; mientras que en la época lluviosa el contenido de Zn varió entre 0,17213 mg/kg (A) y 4,09102 mg/kg (C).

Por otro lado, en la época seca, la macrófita *M. elatinoides*, presentó contenidos de Zn de 0,17765 mg/kg (D) y 1,70329 mg/kg (C); mientras que en la época lluviosa el contenido de Zn varió entre 0,25811 mg/kg (A) y 1,33075 mg/kg (C).

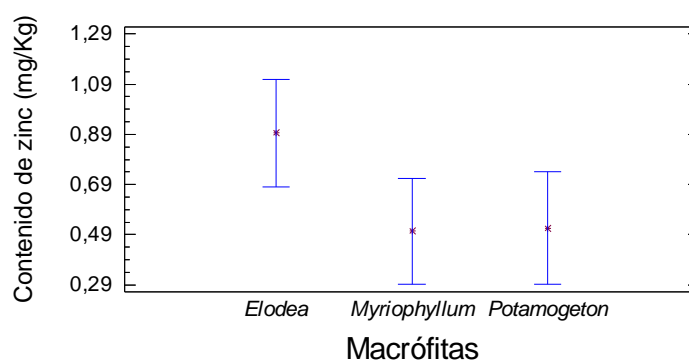
Asi mismo, en la época seca *P. strictus*, presentó contenidos de Zn de 0,21319 mg/kg (E) y 1,57781 mg/kg (C); mientras que en la época lluviosa el contenido de Zn varió entre 0,13972 mg/kg (E) y 1,82205 mg/kg (C).

CUADRO 16
CONTENIDO DE ZINC EN MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA

ÉPOCAS	RÍOS	Macrófitas con contenido de Zn (mg/kg)			Promedio mg/kg
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	0,27573	0,181001	0,276783	E. = 0,73847 M. = 0,49739 P. = 0,57572
	Ramis	0,42904	0,206682	0,333174	
	Coata	2,296570	1,703290	1,577810	
	Ilave	0,195873	0,177652	0,477665	
	Zapatilla	0,495175	0,218341	0,213197	
LLUVIOSA	Huancané	0,172136	0,258114	0,150117	E. = 1,01872 M. = 0,49108 P. = 0,51142
	Ramis	0,375096	0,257859	0,262251	
	Coata	4,091020	1,330750	1,822050	
	Ilave	0,30423	0,334805	0,182957	
	Zapatilla	0,151125	0,273906	0,139726	

Fuente: Elaboración propia, en base a los datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

FIGURA 20
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE ZINC EN LAS MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA



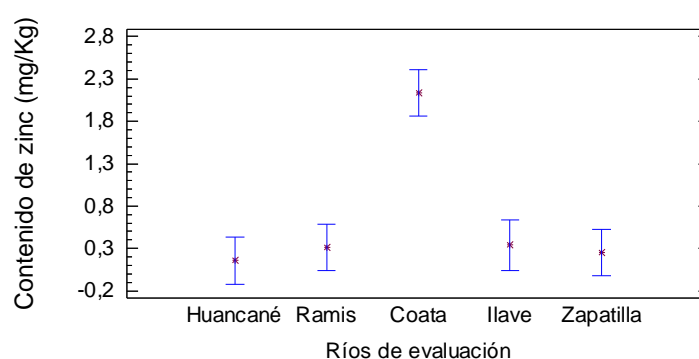
Fuente: Elaboración propia

El contenido de Zn en las macrófitas, no presentó diferencia estadística significativa ($F_c = 2,29$; $G_I = 2$; $P = 0,1264$) (fig. 20), tampoco entre épocas ($F_c = 0,18$; $G_I = 2$; $P = 0,6798$); mientras que si presentó diferencia estadística entre

los ríos evaluados ($F_c = 20,47$; $G_I = 1$; $P < 0,0001$) (anexo 26). Comparando los promedios mediante prueba de contraste múltiple de rangos, el mayor promedio de contenido de Zn se presentó en macrófitas procedentes del río Coata, siendo diferente estadísticamente a todos los demás ríos (Huancané, Zapatilla, Ramis e Ilave), no presentando diferencia estadística significativa (anexo 21 y fig. 20).

Zn, según los estándares de calidad ambiental para agua (DS 015-2015-MINAM), entre la categoría 2 en la extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas en aguas continentales, se establece que el límite permisible es de 1,0 mg/L, por lo que la mayoría de los datos se hallan por debajo del límite máximo permisible. Destacando con mayor contenido de Zn en los tres macrofitos, por encima del límite máximo permisible y en ambas épocas de estudio en el río Coata, mientras que en otras se halla por debajo del límite permisible tanto para las plantas y los ríos tributarios.

FIGURA 21
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE ZINC EN LAS
MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA,
SEGÚN RÍOS.



Fuente: Elaboración propia

Según Butzen (2010) el Zn se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza y constituye un 0,02 % de la corteza terrestre. El Zn es un elemento utilizado por los cultivos en pequeñas cantidades; sin embargo, es esencial para

el crecimiento normal de la planta y el desarrollo. El Zn tiene varias funciones importantes en las plantas, incluidas las funciones importantes en las reacciones enzimáticas, la fotosíntesis, la transcripción del ADN y la actividad hormonal de las auxinas.

Así mismo, Butzen (2010) sostiene que: el Zn, uno de los micronutrientes esenciales para las plantas, le es necesario en pequeñas cantidades. El nivel normal de Zn en el tejido foliar es de 15 – 60 ppm, y en el sustrato, de 0,10 – 2,0 ppm. La deficiencia ni la toxicidad de Zn ocurren con frecuencia; sin embargo, ambas repercuten negativamente en el desarrollo y la calidad de los cultivos. Es utilizado en la formación de clorofila y algunos carbohidratos, y en la conversión de almidones en azúcares; su presencia en el tejido foliar ayuda a las plantas a resistir las bajas temperaturas. Es fundamental en la formación de auxinas, mismas que coadyuvan a la regulación del desarrollo y a la elongación del tallo.

En cuanto a la toxicidad producida por el Zn, aunque es poco común, la toxicidad de Zn según Butzen (2010) se presenta, cuando sus niveles en el tejido exceden de 200 ppm. En esta investigación se obtuvieron valores muy inferiores. Los síntomas se manifiestan como menor tamaño en las hojas, clorosis en las hojas más nuevas, hojas con puntas necrosadas, retraso en el crecimiento de la planta y/o crecimiento radicular reducido. Con mayor frecuencia, el exceso de Zn en un sustrato compite con el P, Fe, Mn o el Cu para ser absorbido por la planta y provoca deficiencia de ellos en el tejido. El Zn está más disponible para su absorción cuando el sustrato tiene un pH bajo; de manera que, si esta toxicidad se presenta, es necesario medir los niveles de pH y de Zn en dicho sustrato. También pueden encontrarse altos niveles de este elemento en algunas fuentes

de agua, así como cuando la misma entra en contacto con nuevas superficies de metal galvanizado.

Sagardoy, *et al.* (2008), sostiene que: El Zn es esencial para los procesos fisiológicos de las células. Cuando existe un exceso de Zn en la planta, disminuye la absorción de N, Mg, K y Mn, considerando que la concentración de P y Ca aumentan solamente en la raíz.

Otros autores como: Wintz, *et al.* (2003) reportan que: las raíces de las plantas adquieren el Zn predominantemente como ión divalente (Zn^{+2}) y es totalmente distribuido en la planta para complementar una serie de procesos. Se descubrió en años recientes que varias familias de plantas transportan metales pesados y que existe un medio de transporte de Zn por la membrana, pero es complicado en una minoría de árboles: ZIP (IRT-like proteínas), además de Kobae (2004) CDF (Cación Facilitador de Difusión de proteínas) y Mills, *et al.* (2005) el P1B-type ATP-*asas* (HMAs, metal transportador de ATP-*asas*).

Entre las funciones del Zn en la planta, según Kramer, *et al.* (2007) mencionan en el transporte, captación, emisión de vapores, compartimentación, almacenaje y desintoxicación. Por otra parte, Marschner (1998) sostiene que el Zn también es un activador o cofactor de enzimas, la anhidrasa carbónica, alcohol deshidrogenasa, ARN polimerasa y superóxido dismutasas. Después de ser captado, el Zn según el reporte de Haydon & Conbbet (2007), es transportado por medio de xilema donde es quelado por diferentes moléculas pequeñas (Broadley, *et al.* (2007), incluidos los ácidos orgánicos tales como citrato (Callahan, *et al.*, (2006) malato y nicotinamina.

Por otra parte, Kupper, *et al.* (2004) sostiene que: Cuando la oferta de Zn es alta, una gran parte de este nutriente en la célula también es quelatado por ácidos orgánicos como el malato y citrato, además de: Callahan, *et al.* (2006) aminoácidos como histidina; Papoyan & Kochian (2004) fitatos y metalotioninas y lo demás es almacenado en las vacuolas. Por otra parte, Srivastava & Singh (2009) explican que la auxina es responsable del crecimiento del brote y de la hoja, por lo que es normal que ambos disminuyan su tamaño cuando el Zn llega a ser deficiente, deteniéndose el crecimiento terminal y forzando a las yemas laterales a crecer débilmente, formando el síntoma de roseta.

4.3.7 CONTENIDO DE ALUMINIO

En el cuadro 17, se visualiza que, en la época seca, *E. potamogeton*, presentó contenidos de Al de 2,03327 mg/kg (C) y 16,0984 mg/kg (B); mientras que en la época lluviosa el contenido de Al varió entre 3,35689 mg/kg (B) y 9,42034 mg/kg (C) y un promedio de 5,80021 mg/kg.

CUADRO 17
CONTENIDO DE ALUMINIO EN MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL
LAGO TITICACA

ÉPOCAS	RÍOS	Macrófitas con contenido de Hg (mg/kg)			Promedio mg/kg
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	12,0237	7,2846	4,89996	E = 11,4356
	Ramis	16,0984	3,03893	11,3145	M = 5,7475
	Coata	2,03327	2,75954	6,27993	
	Ilave	12,4013	6,64663	10,9912	P. = 8,6941
	Zapatilla	1,6218	9,00829	9,98518	
LLUVIOSA	Huancané	7,432530	9,836310	1,184130	E. = 5,80021
	Ramis	3,356890	2,300140	1,703480	M = 7,12001
	Coata	9,420340	4,757740	7,525060	
	Ilave	5,299070	4,294660	2,161940	P. = 3,4682
	Zapatilla	3,492250	1,411220	4,766500	

Fuente: Elaboración propia, en base a los datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

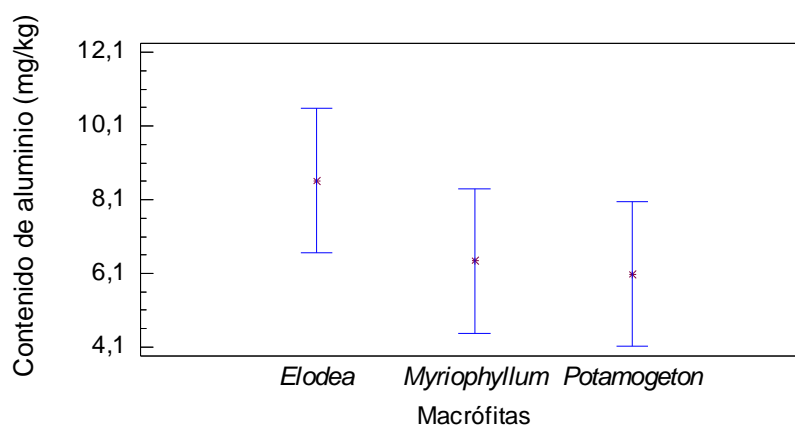
Por otro lado, en la época seca, la macrófita *M. elatinooides*, presentó contenidos de Al de 2,75954 mg/kg (C) y 9,00829 mg/kg (E); mientras que en la época lluviosa el contenido de Al varió entre 2,30014 mg/kg (C) y 14,41122 mg/kg (E).

El contenido de Al, no presentó diferencia estadística significativa entre macrófitas ($F_c = 0,59$; $G_I = 2$; $P = 0,5648$), ni entre ríos ($F_c = 3,31$; $G_I = 4$; $P = 0,5628$), tampoco entre épocas ($F_c = 31$; $G_I = 1$; $P = 0,0833$) (anexo 28 y fig. 22).

Al, según los estándares de calidad ambiental para agua (DS 015-2015-MINAM), se encuentra entre la categoría 2 en la extracción y cultivo de especies hidrobiológicas en aguas continentales, se establece que el límite permisible es de 5,00 mg/L, por lo que la mayoría de los datos se hallan por encima del límite máximo permisible. Destacando con mayor contenido de Al en los tres macrofitos, por encima del límite máximo permisible y en ambas épocas de estudio en los rios Huancané, llave y Coata.

FIGURA 22

COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE ALUMINIO EN LAS MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA



Fuente: Elaboración propia

La macrófita con mayor contenido de Al en sus tejidos fue *E. potamogeton*, llegando a poseer 14,6218 mg/Kg de Al, esta propiedad según Wallnofer &

Engelhardt (1995), se debería a que el Al puede ser tomado por la planta con gran rapidez cuando el suelo o el substrato tiene una reacción ácida. Las reacciones químicas del Al en el suelo son extraordinariamente complejas y diversas y comprenden la hidrólisis, polimerización y reemplazo de elementos. Algunos monómeros resultantes de las reacciones de hidrólisis de los compuestos de Al han sido reconocidos como fitotóxicos, sin embargo, los reportes sobre el efecto del hidróxido de Al en los vegetales son contradictorios. Casierra (2002) reporta que: Por lo menos 30% de esos polímeros de Al fueron determinados como solubles en agua, los polímeros derivados del Al contribuyen considerablemente a causar efectos tóxicos a los vegetales, por lo menos en el tipo de suelo analizado. Es posible que la membrana plasmática, sea poco permeable a las formas ionizadas del Al, mientras que los compuestos de Al electrónicamente neutros o los complejos de Al, como $\text{Al}(\text{OH})_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ o AlCl_3 sean más móviles. Además, el Al puede atravesar la membrana plasmática a través de los poros hidrófilos o por los canales de proteína y alcanzar el interior de la célula.

Los iones de Al, según Wallnofer & Engelhardt (1995) no se encuentran libres en los ecosistemas acuáticos, se encuentran unidos a otros elementos, como el $\text{Al}(\text{OH})_2 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, que es el compuesto de Al que tiene el efecto más nocivo sobre el desarrollo de *Triticum aestivum*, mientras que $\text{Al}(\text{OH})_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ y $\text{Al}(\text{OH})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ son los compuestos que más daño ocasionan a las plantas de *Coffea arabica*. El crecimiento radicular en plantas de *Glycine max* se reduce en presencia de $\text{Al}(\text{OH})_2 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, $\text{Al}(\text{SO}_4)$, $\text{Al}(\text{OH})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ y $\text{Al}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Los polímeros de Al son más tóxicos que las formas monoméricas, sin embargo, con frecuencia se tienen

como compuestos de poca importancia en casos de contaminación del suelo por Al.

Casierra (2002), sostiene que: Es muy complicado establecer las formas individuales de Al que son tóxicas a los vegetales, dado que los compuestos del elemento reaccionan constantemente entre sí; por tanto, la sumatoria de las formas monoméricas del Al presente en el sustrato o en la solución del suelo representan una buena alternativa para calcular el efecto probable del Al en las plantas. La membrana plasmática, y el apoplasto de las células radiculares representan una barrera para la toma del Al, sin embargo, puede suceder una acumulación pasiva del elemento en el apoplasto.

Casierra & Aguilar (2007) y Sivaguru, *et al.* (2000) manifiestan que: En la actualidad se acepta que el ápice radicular juega un papel muy importante en la respuesta a la toxicidad por Al y a la percepción de la presencia del elemento en forma soluble en el sustrato, sintetizan en tres aspectos el papel del ápice radicular en la respuesta al estrés por Al: 1) la acumulación de Al es un indicador de que la sensibilidad al elemento se ubica en el ápice radicular, 2) los mecanismos de tolerancia a Al, como la exudación de ácidos orgánicos para formar complejos con el elemento y 3) la formación de calosa como indicador de la sensibilidad a Al, se induce a las células apicales de la corteza externa de la raíz.

4.3.8 CONTENIDO DE ARSÉNICO

En el cuadro 18, apreciamos que, en la época seca, la macrófita *E. potamogeton*, presentó contenidos de As desde 0,00644 mg/kg (A) y 0,16533 mg/kg (B); mientras que en la época lluviosa el contenido de As varió entre 0,11127 mg/kg (A) y 0,16533 mg/kg (B). Por otro lado, en la época seca, la macrófita *M.*

elatinoides, presentó contenidos de As oscilaron de 0,00323 mg/kg (D) y 0,07127 mg/kg (B); mientras que en la época lluviosa el contenido de As varió entre 0,03738 mg/kg (B) y 0,23745 mg/kg (E).

Al mismo tiempo, en la época seca la macrófita *P. strictus*, presentó contenidos de As de 0,00507 mg/kg (A) y 0,04054 mg/kg (C); mientras que en la época lluviosa el contenido de As varió entre 0,01912 mg/kg (A) y 0,22090 mg/kg (E).

CUADRO 18
CONTENIDO DE ARSÉNICO EN MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL
LAGO TITICACA

ÉPOCAS	RÍOS	Macrófitas con contenido de As (mg/kg)			Promedio mg/kg
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	0,006443	0,02101	0,00507	E. = 0,0611
	Ramis	0,165339	0,071277	0,006704	M. = 0,0302
	Coata	0,101393	0,04698	0,040542	P. = 0,0170
	Ilave	0,017681	0,003237	0,023635	
	Zapatilla	0,015008	0,00898	0,009228	
LLUVIOSA	Huancané	0,111278	0,221862	0,019128	E. = 0,17370
	Ramis	0,12099	0,037385	0,063074	M. = 0,16875
	Coata	0,32347	0,144715	0,196362	
	Ilave	0,113838	0,202372	0,036653	
	Zapatilla	0,198959	0,237452	0,220907	P. = 0,10722

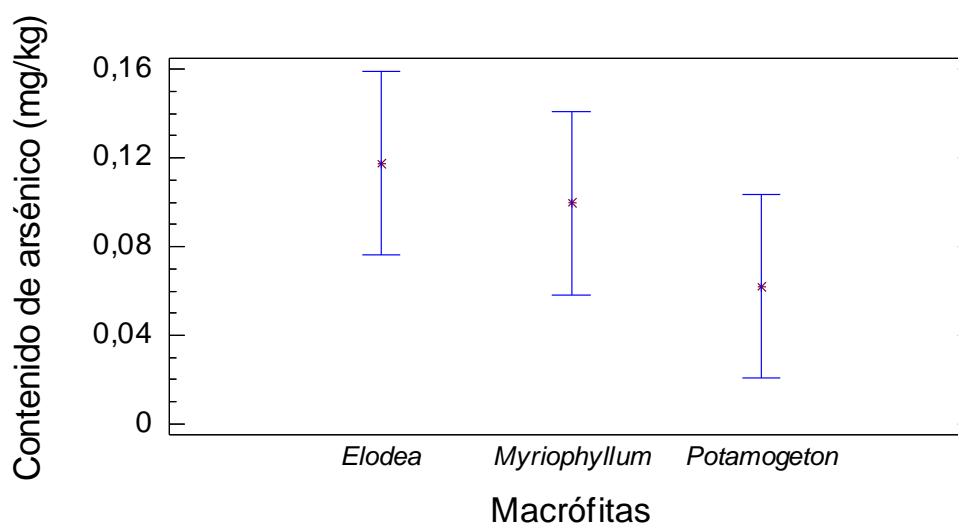
Fuente: Elaboración propia, en base a los datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

As, según los estándares de calidad ambiental para agua (DS 015-2015-MINAM), entre la categoría 2 en la extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas en aguas continentales, se establece que el límite permisible es de 0,01 mg/L, por lo que la mayoría de los datos se hallan por debajo del límite máximo permisible. Destacando con mayor contenido de As en los tres macrofitos, por encima del límite máximo permisible y en ambas épocas de estudio en los ríos Huancané, Ramis y Coata.

El contenido de As en las macrófitas, no presentó diferencia estadística significativa ($F_c = 2,01$; $G_l = 2$; $P = 0,1595$), ni entre los ríos de procedencia de las macrófitas ($F_c = 1,75$; $G_l = 4$; $P = 0,1776$); pero sí presentó diferencia estadística entre las épocas de recolección ($F_c = 22,22$; $G_l = 1$; $P = 0,0001$), tal como se manifiesta en el anexo 29 y la Fig 23. Luego de aplicar la prueba de contraste múltiple de rangos según épocas, se determinó que en la época lluviosa las macrófitas presentaron mayor contenido de As que en la época seca (Anexo 30 y Fig 24).

FIGURA 23

COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE ARSÉNICO EN LAS MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA



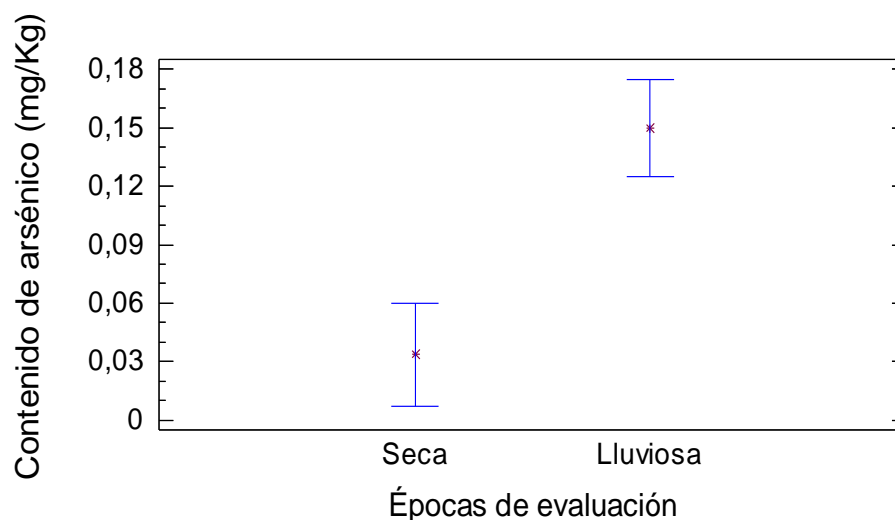
Fuente: Elaboración propia

La existencia de As en los ecosistemas acuáticos, según Walsh & Keeney (1975) tienen diferentes orígenes, como son la agricultura, siendo parte los pesticidas, insecticidas, herbicidas o defoliantes durante muchos años. Los arsenicales orgánicos han reemplazado, en la mayoría de los casos, a los inorgánicos como herbicidas selectivos o generales, así mismo son, aplicados en proporciones más bajas que los arsenicales inorgánicos y de este modo se reducen en general

los problemas asociados con la acumulación de As en los suelos agrícolas, pero puntualmente pueden persistir y merecen ser estudiados. Por otra parte, Moreno (2010), sostiene que: La acumulación de As en las plantas puede estar afectada por muchos factores, incluyendo las especies de plantas, el tipo de compuestos utilizados, los métodos de aplicación, las condiciones del suelo y la aplicación de fertilizante, así como el origen subterráneo y la presencia de efluentes industriales mineros como lo que sucede en la región Puno. Es raro que la acumulación de As en las plantas alcance niveles perjudiciales para los seres vivos, porque invariablemente el crecimiento es reducido antes de que el contenido alcance niveles tóxicos.

FIGURA 24

COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE ARSÉNICO EN LAS MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS



Fuente: Elaboración propia

Se puede concluir afirmando que los agricultores desecharían el cultivo, ante la reducción de la cosecha y la consecuente disminución de beneficios que este hecho conllevaría, según Woolson (1973), la presencia de As dentro de las células vegetales, tiene efectos fisiológicos negativos para la planta que originan

una serie de respuestas que han sido objeto de numerosos estudios recientes. Por regla general, los efectos negativos de un elemento se reflejan cuando su concentración sobrepasa un determinado umbral o nivel tóxico.

La causa de estos efectos según Carbonell, *et al.* (1998), no ha sido aún establecida, podría atribuirse al propio As, pero muchos autores han atribuido a un incremento en la absorción de P por la planta asociado a las bajas dosis de As. La toxicidad de compuestos organoarsenicales según Horswell & Speir (2006) no ha sido aún muy estudiada, aunque parecen interferir en los tejidos meristemáticos de la parte aérea y en la síntesis de proteínas.

Los mecanismos inducidos por As y los efectos causantes de la fitotoxicidad de As, según Verbruggen, *et al.* (2009), son hasta la fecha desconocidos en muchos aspectos, aunque en los últimos años han sido estudiados e identificados algunos de ellos. Para estudiar la toxicidad de elementos traza sobre plantas según Fuentes, *et al.* (2007) y Lepp & Dickinson (1998), suelen utilizarse plantas cultivadas y/o herbáceas, las cuales pueden jugar un importante papel en la rehabilitación de suelos contaminados.

4.3.9 CONTENIDO DE BARIO

En la época seca, la macrófita *E. potamogeton*, presentó contenidos de Ba que oscilaron de 0,71339 mg/kg (A) entre 2,774750 mg/kg (B); mientras que en la época lluviosa el contenido de Ba se diferenció entre 0,440449 mg/kg (D) y 2,096280 mg/kg (C) respectivamente. Por otro lado, en la época seca, la macrófita *M. elatinoides*, presentó contenidos de Ba de 0,63534 mg/kg (B) y 2,61332 mg/kg (C), con un promedio de 1,192232 mg/kg; mientras que en la época lluviosa el contenido de Ba osciló entre 0,634854 mg/kg (B) y 1,701500 mg/kg (D) y un promedio de 1,029368 mg/kg.

Así mismo, en la época seca la macrófita *P. strictus*, presentó contenidos de Ba desde 0,403134 mg/kg (A) y 2,29692 mg/kg (C) respectivamente; mientras que, en la época lluviosa el contenido de Ba fue entre 0,241682 mg/kg (A) y 1,950270 mg/kg (C), y un promedio de 0,909857 mg/kg.

El contenido de Ba, no presentó diferencia estadística significativa entre macrófitas ($F_c = 0,07$; $Gl = 2$; $P = 0,9356$), ni entre ríos ($F_c = 2,51$; $Gl = 4$; $P = 0,0723$), tampoco entre épocas ($F_c = 1,36$; $Gl = 1$; $P = 0,2561$), tal como se observan en el anexo 31 y la Fig. 25.

CUADRO 19.
CONTENIDO DE BARIO EN MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL
LAGO TITICACA

ÉPOCAS	RÍOS	Macrófitas con contenido de Ba (mg/kg)			Promedio mg/kg
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	0,71339	0,854345	0,403134	E. = 1,276764
	Ramis	2,774750	0,635347	0,809916	M. = 1,19223
	Coata	0,49323	2,613320	2,29692	
	Ilave	0,8076	0,988116	1,76274	
	Zapatilla	1,59485	0,870036	0,588396	P. = 1,1722
LLUVIOSA	Huancané	0,686762	0,882226	0,241682	E. = 0,941304
	Ramis	0,549323	0,634854	0,827017	M. = 1,029368
	Coata	2,096280	1,180100	1,950270	
	Ilave	0,440449	1,701500	0,450396	
	Zapatilla	0,933707	0,748161	1,07992	P. = 0,909857

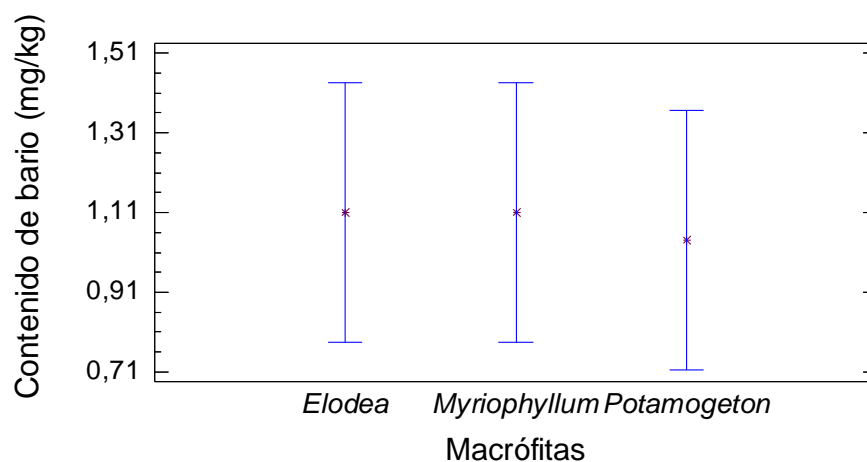
Fuente: Elaboración propia, en base a los datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

Ba, según los estándares de calidad ambiental para agua (DS 015-2015-MINAM), entre la categoría 2 en la extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas en aguas continentales, se establece que el límite permisible es de 0,7 mg/L, por lo que la mayoría de los datos se hallan por debajo del límite máximo permisible. Mientras que los ríos Ramis, Coata e Ilave superan los niveles permisibles, la cual se encuentra en un nivel de alerta.

Destacando con mayor contenido de Ba en los tres macrófitos, por encima del límite máximo permisible y en ambas épocas de estudio en los Ramis, llave y Coata. No hay efectos adversos del Ba en plantas, pero se ha reportado que el Ba inhibe el crecimiento y procesos celulares en los microorganismos, además afecta el desarrollo de las esporas germinales.

Según la OMS (1995) no se han reportado efectos tóxicos, debido al Ba. Los valores reportados de la CL_{50} para peces en el agua van de 46 a 78 mg/l. La reproducción y el crecimiento de *Daphnia* spp., se vieron limitados a concentraciones de Ba en 5,8 mg/l.

FIGURA 25
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE BARIO EN LAS
MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA



Fuente: Elaboración propia

El posible origen del Ba en los ecosistemas acuáticos, según la DIGESA (2016) tendría una procedencia a partir de rocas ígneas y sedimentarias; aunque no se encuentra libre en la naturaleza, se presenta en una cantidad de compuesto. El Ba en el agua proviene de las fuentes naturales. La concentración de iones de Ba en los ambientes acuáticos naturales es limitada por la presencia natural de

aniones y posiblemente también por la absorción de iones en hidróxidos y óxidos de metales.

La DIGESA (2016), sostiene que otra procedencia de Ba en los ecosistemas acuáticos sería que, son liberados durante procesos industriales se disuelven fácilmente en agua y son encontrados en lagos, ríos y arroyos. Cuando los peces y otros organismos acuáticos absorben los compuestos del Ba, éste se acumula en sus cuerpos. Los compuestos del Ba son persistentes usualmente permanecen en la superficie del suelo, o en el sedimento de las aguas.

4.3.10 CONTENIDO DE MERCURIO

En el cuadro 21, se muestra los contenidos de Hg determinados en las macrófitas de los cinco ríos muestreados, según las épocas. En la época seca, *E. potamogeton*, presentó contenidos de Hg entre 0,094258 mg/kg (C) y 0,691135 mg/kg (D); mientras que en la época lluviosa el contenido de Hg varió entre 0,034529 mg/kg (D) y 0,522472 mg/kg (C).

Por otro lado, en la época seca, la macrófita *M. elatinoides*, presentó contenidos de Hg, que oscilaron entre 0,121972 mg/kg (C) y 0,516191 mg/kg (A); mientras que, en la época lluviosa, el contenido de Hg varió entre 0,039911 mg/kg (D) y 0,798132 mg/kg (A). Al mismo tiempo, en la época seca la macrófita *P. strictus*, presentó contenidos de Hg de 0,16005 mg/kg (C) y 0,381914 mg/kg (D); mientras que en la época lluviosa el contenido de Hg varió entre 0,031538 mg/kg (D) y 0,465672 mg/kg (B) y un promedio de 0,2170804 mg/kg. Cifras que ameritan ser analizadas y discutidas con seriedad, por parte de los profesionales del sector salud, por cuanto el Hg ocasionará en un posible cuadro de intoxicación aguda o crónica que se pudiera presentar en la actualidad o en el futuro.

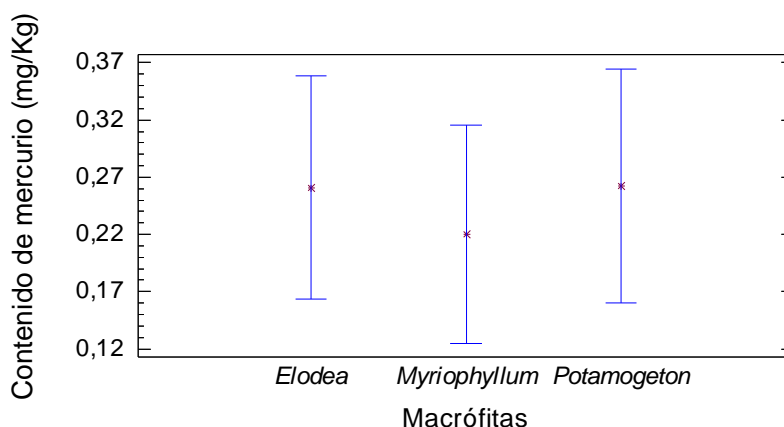
CUADRO 20
CONTENIDO DE MERCURIO EN MACRÓFITAS DE LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA (n = 3).

ÉPOCAS	RÍOS	Macrófitas con contenido de Hg (mg/kg)			Promedio mg/kg
		<i>Elodea</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Potamogeton</i>	
SECA	Huancané	0,24553	0,516191	0,101593	E. = 0,383127
	Ramis	0,384086	0,116203	0,311062	M. = 0,235925
	Coata	0,094258	0,121972	0,16005	P. = 0,256049
	Ilave	0,691135	0,176633	0,381914	
	Zapatilla	0,500629	0,24863	0,025628	
LLUVIOSA	Huancané	0,237857	0,798132	0,113124	E. = 0,212945
	Ramis	0,233484	0,170789	0,465672	M. = 0,287363
	Coata	0,522472	0,376157	0,442595	
	Ilave	0,034529	0,039911	0,031538	P. = 0,217080
	Zapatilla	0,036386	0,051829	0,032473	

Fuente: Elaboración propia, en base a los datos contrastados con el DS No. 015-2015-MINAM.

El contenido de Hg, no presentó diferencia estadística significativa entre macrófitas ($F_c = 0,13$; $G_l = 2$; $P = 0,8775$), ni entre ríos ($F_c = 0,78$; $G_l = 4$; $P = 0,5521$), tampoco entre épocas ($F_c = 0,05$; $G_l = 1$; $P = 0,8250$), tal como se observan en el anexo 32 y la fig. 26.

FIGURA 26
COMPARACIÓN DE MEDIAS DEL CONTENIDO DE MERCURIO EN LAS MACRÓFITAS PRESENTES EN LOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA



Fuente: Elaboración propia

Hg, según los estándares de calidad ambiental para agua (DS 015-2015-MINAM), entre la categoría 2 en la extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas en aguas continentales, se establece que el límite permisible es

de 0,0007 mg/L, por lo que la mayoría de los datos se hallan por encima del límite máximo permisible. Destacando con mayor contenido de Hg en los tres macrofitos, por encima del límite máximo permisible y en ambas épocas de estudio en los ríos Huancané, Ramis, llave y Coata.

El Hg considerado como elemento metálico más tóxicos para los seres vivos, según Posada & Arroyave (2006) la toxicidad es el efecto nocivo que ocurre en humanos, animales, plantas o microorganismos como resultado de la acción de un material o de una mezcla de materiales. Este efecto adverso puede tomar formas variadas, tales como enfermedad, cambios morfológicos, histológicos, fisiológicos y bioquímicos, modificaciones del comportamiento, cambios en la reproducción, daño genético o muerte. De acuerdo con Wang, *et al.* (1996), la acumulación de metales por los organismos acuáticos se presenta en un proceso que consiste en dos pasos: un primer paso de adsorción rápida o vinculación a la superficie biológica (bioabsorción), seguido por un segundo paso de transporte lento e irreversible, controlado por difusión al interior de la célula (bioacumulación), que puede ser por difusión del ion metálico a través de la membrana celular o por transporte activo por una proteína transportadora.

Según Posada & Arroyave (2006) en las plantas, los efectos de los metales empiezan en la raíz, ya que este es el órgano responsable de asimilar los nutrientes del medio, y afectan sucesivamente el resto de la planta. En las hojas se producen graves daños en los cloroplastos y las mitocondrias, lo que altera los procesos de fotosíntesis y de respiración. En una fase más avanzada de alteración se producen intensos cambios metabólicos y de regulación celular, y ocurre finalmente el estímulo de la senescencia por acumulación crónica del metal pesado, lo que puede resultar en la muerte de la planta. Por otra parte,

Sarkar & Jana (1986) reportan que el helecho acuático *Azolla pinnata* expuesto a diferentes concentraciones de Hg muestra una disminución en la clorofila, en las proteínas y en el peso seco, e incremento en la permeabilidad de los tejidos. Sin embargo, en concentraciones de 1 mg/l de este metal no se presentan cambios significativos en esas propiedades, mostrando una tolerancia a dicha contaminación.

Jana (1988) reporta sobre la acumulación de Hg en las plantas de buchón de agua (*Eichhornia crassipes*), Elodea de Florida (*Hydrilla verticillata*) y *Oedogonium areolatum* y los cambios subsecuentes en las características fisiológicas y bioquímicas de las plantas muestra que la máxima acumulación de este metal se presentó en *H. verticillata* (4,21 mol/g peso seco), seguida por *O. areolatum* (3,35 mol/g peso seco) y *E. crassipes* (2,79 mol/g peso seco). La acumulación de Hg en las raíces de *E. crassipes* fue el doble que en los brotes. Se ha estudiado también la posibilidad de usar algunas macrófitas como bioindicadoras de la contaminación por metales pesados, ya que pueden tener diferentes respuestas, según las características de la especie y el medio donde se encuentren.

Ribeyre & Boudou (1994) condujeron un estudio con plantas acuáticas para determinar sus capacidades de bioacumulación con Hg desde los compartimientos sedimentos versus columna de agua. Ellos encontraron que *Elodea densa*, *Ludwigia natans*, *Lysimachia nummularia* e *Hydrophila onogaria*, todas plantas macrófitas enraizantes, acumulan grandes cantidades de Hg en las hojas y tallos cuando este metal está en forma orgánica. Esta biocumulación fue 10 veces mayor cuando la vía de contaminación fue a través de los sedimentos en vez de la columna de agua. Siguiendo con metales pesados,

Moore, *et al.* (1995) indican que la especie *Sphagnum* spp. es capaz de retener el Hg en sus tejidos. Sin embargo, si esta biomasa no es adecuadamente manejada puede liberar el Hg contenido en las células a formas más móviles, tales como metilmercurio (MeHg), y de ahí pasar a los peces y luego a los humanos. Por su parte, Wu & Guo (2002) encontraron que *Potamogeton crispus* y *Ruppia marítima*, ambas especies sumergidas, son capaces de acumular altas concentraciones de Se en sus rizomas.

Las plantas evaluadas en esta investigación, no están catalogadas como plantas hiperacumuladoras de metales pesados. Brooks, *et al.* (1977) y Baker, *et al.* (2000), afirman que las plantas hiperacumuladoras, son todas aquellas que acumulan contenidos de metales mayores a 100 mg/kg de peso. Razón por la cual, afirmamos que las macrófitas estudiadas no se encuentran dentro de este grupo de plantas. Sin embargo, no dejan de tener importancia los resultados de los metales pesados que superan los niveles permisibles.

CONCLUSIONES

Las aguas de los ríos evaluados, presentan los siguientes parámetros físicos y químicos: la temperatura entre 11,4 y 13,1 °C, la conductividad eléctrica entre 1738,4 y 1742 $\mu\text{S}/\text{cm}$, el pH entre 7,12 y 8,14 unidades, la turbidez entre leve y elevada, el oxígeno disuelto entre 5,6 y 5,7 mg/l, el color del agua fue aparente en un 80% de las muestras, el olor del agua frecuentemente fue leve a fétido en mayor porcentaje, por tal sentido las aguas evaluadas se encuentran polucionadas según el D. S. 015-2015-MINAM, categoría 4.

La biomasa de *E. potamogeton*, presentó valores de materia húmeda entre 91,45 y 91,48% en ambas épocas; *M. elatinoides* entre 91,64 y 91,68% en ambas épocas y *P. strictus* entre 91,31 y 91,71% en ambas épocas, por tanto, se encuentran entre los valores normales referentes a plantas acuáticas.

Las macrófitas *E. potamogeton*, *M. elatinoides*, *P. strictus*, presentaron contenidos variables de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Al, As, Ba y Hg), pero no están catalogadas como hiperacumuladoras de metales pesados. Mientras que Los metales Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Hg presentes en las macrófitas *M. elatinoides* y *P. strictus* no superan los niveles permisibles, mientras que Mn, Al, As, Zn y Hg superan los niveles de 0.1 mg/kg.

RECOMENDACIONES

- Realizar investigaciones en plantas piloto, acerca de temas de fitorremediación en base a las macrófitas evaluadas en esta investigación u otras plantas acuáticas presentes en la cuenca del lago Titicaca, ya que las macrófitas poseen un alto nivel de bioacumulación de metales pesados.
- Evaluar los efectos toxicológicos de los metales pesados o la interacción de estos, en las macrófitas y otros seres vivos presentes en el lago Titicaca.
- Reducir el suministro en la alimentación de animales con Macrófitas procedentes principalmente de los ríos Ramis, Coata e llave, ya que se constituyen en biacumuladoras de metales pesados.
- A las autoridades gubernamentales, generar plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales con el uso de macrófitos, así como afluentes mineros, ya que son portadoras de metales pesados, que pueden bioacumularse en tejidos vegetales y/o peces.

BIBLIOGRAFÍA

- Acebey, Q., Alanoca, L., Copeticona, R., García K., Ibáñez, D., Meneses, R., Quiroga, C., *et al.* (2004). *Flora y vegetación, cuerpos de agua, peces y aves: usos y percepción de plantas y animales por los pobladores*. Universidad Mayor de San Andrés. La Paz: Instituto de Ecología.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (2007). Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., División de toxicología y salud ambiental. Recuperado el 12 de enero 2014, de: https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs24.pdf. ATSDR.
- Aguayo, C. (2015). *Determinación de la acumulación de los metales pesados plomo, cadmio y cromo en la planta Pistia stratiotes conocida como lechuga de agua*. Tesis de Licenciatura. Santiago de Cali: Universidad Icesi.
- Aksoy, A.; Dem, D. & Duman, F. (2005). *Bioacumulación, detección y análisis de los costes de contaminación por metales en Sultan Marsh y su entorno*. Erciyes Universidad, Facultad de Artes y Ciencias, Kayseri, Turquía.
- Álvarez, C. & Suarez, J. (2006). *Tratamiento Biológico del lixiviado generado en el Relleno Sanitario “El Guayabal” de la ciudad de San José de Cucuta*. Revista Ingeniería & Desarrollo. Universidad del Norte. Vol. 20: 95 – 105.
- Albert, L. (1997). *Introducción a la Toxicología*. Metepec. Estado de México.
- Alzate, H. (2007). Física de las ondas. Nedellin, Recuperado el 6 de julio 2016., en: <https://es.scribd.com/doc/52558759/Fisica-de-las-ondas-Hector-Alzate>
- Arenas, A., Merú, L. & Torres, G. (2011). *Evaluación de la planta Lemna minor como biorremediadora de aguas contaminadas con mercurio*. ACI, 2(3).

- Ashmore, M. (1997). *Plants and pollution*. In C. M., ed. *Plant Ecology*. Second edition ed. Oxford - UK: Blackwell Science.
- Astolfi, S., Zuchi, S. & Passera, C. (2005). *Effect of cadmiun on H (+) ATPase activity of plasma membrane vesicles isolated from roots of different S - supplied maize (Zea mays L.) plants*. *Plant Science*.
- Autoridad Binacional del Lago Titicaca & Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2001). *Informe final de diagnóstico e inventario de los recursos naturales de flora y fauna – Proyecto PER/98/G32*. CIRNMA – CEDAFOR. Puno. ALT – PENUD.
- Babula, P., Adam V., Opatrilova, R., Zehnalek, J., Havel, L. & Kizek, R. (2008). *Metales pesados poco frecuentes, metaloides y su toxicidad planta: una revisión*. *Environ Chem Lett*. 6:189–213. Springer-Verlag
- Baker, A. (1981). *Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy - metals*. *J. Plant Nutr.*, 3, 643 – 654 p.
- Baker, A. & Walker, P. (1989). *Physiological responses of plants to heavy metals and the quantification to tolerance and toxicity*. *Chem. Special*. Bioavailable.
- Baker, A., Mcgrath, S., Reeves, R. & Smith, J. (2000). *Metal Hyperaccumulator Plants: A review of the Ecology and Physiology of a Biological Resource for Phytoremediation of metal - polluted soils*. In TNBG, ed. *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. 85 – 107 p.
- Barceló, J. & Poschenrieder, C. (1990). *Plant water relations as affected by heavy metal stress: a review*. *J. Plant Nutr.*, 13, 1 – 3 p.
- Barceló, J. & Poschenrieder, C. (2003). *Phytoremediation principles and perspectives*. *Contributions to Science*, 2(3), 333 – 344 p.
- Barla, R. (2008). *Un diccionario para la educación ambiental*. Universidad de la Republica. Uruguay. Recuperado el 6 de junio 2014, de: <http://www.elcastellano.org/glosario-ambiental.pdf>
- Benavides, M., Gallego, S. & Tamaro, M. (2005). *Cadmiun toxicity in plants*. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17, 21 – 34 p.

- Benitez, I. (2008). *Evaluación de la distribución de metales pesados en las plantas acuáticas "jacinto de agua" (Eichhornia crassipes) y tul (Thypha spp) utilizadas en la planta de tratamiento de aguas residuales*. Guatemala. Recuperado el 12 de diciembre del 2015, en: <http://amsa.gob.gt/web/wp-content/uploads/2012/04/Distribuci%C3%B3n-de-Metales-en-Tul-y-Ninfa>.
- Betancourt, C., Suarez, R. & Toledo, L. (2009). *Patrones de distribución temporal de algunas variables físicas y químicas en el embalse Paso Bonito, Cienfuego, Cuba*. Rev. Limnética.
- Blanco, D., Llanos, B., Cuizano, N., Maldonado, H., Navarro, A. et al. (2005). *Optimización de la adsorción de cadmio divalente en Lessonia trabeculata mediante reticulación de $CaCl_2$* . Rev. Sociedad Química del Perú, 71, 237
- Boniardi, N., Rota, R. & Nano, G. (1999). *Effect of dissolved metals on the organic load removal efficiency of Lemna gibba*. Water Res., 33(2), 530 – 538 p.
- Broadley, M., White, P., Hammond, J., Zelko, I., Lux, A. et al. (2007). *Zinc in plants*. New Phytologist, 173, 677 – 702 p.
- Brooks, R., Lee, J., Reeves, R. & Jaffre, T. (1977). *Detection of Nickeliferous rocks by analysis of Herbarium specimens of indicator plants*. J. Geochem. Exploration, 7, 49 – 57 p.
- Brooks, R., Morrison, R., Reeves, R., Dubley, T. & Akman, Y. (1979). *Hyper-accumulation of nickel by Alyssum Linnaeus (Cruciferae)*. Proceedings of the Royal Society of London Series B - Biological Sciences, 203, 387 – 403
- Burke, D., Weis, J. & Weis, P. (2000). *Release of metals by the leaves of the salt marsh grasses Spartina alterniflora and Phragmites australis*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 51, 153 – 159 p.
- Butzen, S. (2010). *Zinc deficiencies and fertilization in corn production*. Crop Insights, 20(11).
- Calcina, L. (2007). *Presencia de metales pesados en la biota acuática (Orestias sp. y Schoenoplectus tatora) de la desembocadura del río Ramis*. Lago Titicaca. Recuperado el 6 de agosto del 2005, en: [www: Monografias.com](http://www.monografias.com)

- Callahan, D., Baker, A., Kolev, S. & Wedd, A. (2006). *Metal ion ligands in hyperaccumulating plants*. Journal of Biological Inorganic Chemistry, 11, 2
- Carbonell, A., Aarabi, M., Delaune, R., Patrick, Jr., W. (1998). *The influence of arsenic chemical form and concentration on Spartina patens and Spartina alterniflora Growth and tissue arsenic concentration*. Plant & Soil, 198,
- Cardona, D. (2011). *Caracterización del agua cruda del río La Vieja como fuente superficial para el proceso de potabilización de Ecartago SAESP*. Tesis de Licenciatura. Pereira - Colombia: Escuela de Química, Facultad de Tecnología, Universidad Tecnológica de Pereira.
- Carpio, B. (1989). *Distribución y Abundancia de Macrófitos Litorales en la Bahía Interior de Puno*. Tesis para optar el título de licenciado en Biología, Facultad de Ciencias Biológicas. UNAP, Puno.
- Carranza, C., Alonso-Castro, J., Alfaro, M. & García, R. (2007). *Acumulación y distribución de metales pesados en Scirpus americanus y Typha latifolia de una laguna artificial en San Luis Potosí, México*. En Springer Science + Business Media BV.
- Casierra, F. (2002). *Alteraciones inducidas por aluminio en el citoesqueleto de las plantas*. Rev. Comalfi, 29(2), 23 – 30 p.
- Casierra, F. & Poveda, J. (2005). *La toxicidad por exceso de Mn y Zn disminuye la producción de materia seca, los pigmentos foliares y la calidad del fruto en fresa (Fragaria sp. c. Camarosa)*. Rev. Agronomía Colombiana.
- Casierra, F. & Aguilar, O. (2007). *Estrés por aluminio en plantas: reacciones en el suelo, síntomas en vegetales y posibilidades de corrección*. Una revisión. Rev. Colombiana de Ciencias Hortícolas, 1(2).
- Celis, J., Junod, J. & Sandoval, M. (2005). *Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas*. Rev. Theoría.
- Chaney, R. (1983). *Plant uptake of inorganic waste constituents*. In M.J.y.K. J., ed. Land Treatment of Hazardous Wastes. New Jersey: Noyes Data Corp.
- Chaney, R., Angle, R., Baker, A. & Li, Y. (1998). *Method for phytomining of nickel, cobalt and other metals from soil*. Patent 5711784.

- Christensen, T. & Haung, P. (1999). *Solid phase cadmium and the reactions of aqueous cadmium with soil surfaces*. Kluwer Academic Publishers - The Netherlands.
- Chulgoo, K., Nishimura, Y. & Nagata, T. (2006). *Role of dissolved organic matter in hypolimnetic mineralization of carbon and nitrogen in large, monomictic lake*. *Limnology and Oceanography*, 5(1), 70 – 78 p.
- Cirujano, S., Velayos, R., Castilla, L. & Gil, P. (1992). *Criterios botánicos para la valoración de las lagunas y humedales españoles (Península Ibérica y las islas Baleares)*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 456 p.
- Cirujano, S. & Medina, L. (2002). *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla – La Mancha*. Real Jardín Botánico. Junta de Comunidades de Castilla, La Mancha Madrid – España. 340 p.
- Clemens, S. (2006). *Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanism of tolerance in plants*. *Biochimie*, 88, 1707 – 1719 p.
- Collazos, J. (2008). *Tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales*. Bogotá - Colombia: Cátedra Internacional Universitaria.
- Cornejo, D. (2004). *Utilización de la lenteja de agua (Lemna sp.) para la eliminación de cianuro de aguas residuales*. Tesis para optar el grado de Magister Science en Extracción de Metales Estratégicos. Escuela de Posgrado UNA-PUNO, Puno.
- Dirección General de Salud Ambiental. (2016). *Estándares de Calidad Ambiental de agua*. Grupo No. 3 Riego de vegetales y bebida de animales. Recuperado el 15 de junio del 2016, en: www.digesa.sld.pe/DEPA/informes_tecnicos/GRUPO DE USO 3.pdf.
- Donaires, T., Zamalloa, W. & Salas, M. (2005). *El lago Titicaca: síntesis del conocimiento actual*. Conferencia Internacional: Usos múltiples del agua para la vida y el desarrollo sostenible.
- Duffus, J. (2002). *Heavy metals a meaningless term*. (IUPAC Technical Report), Centro de Toxicología de Edimburgo, Edimburgo – Escocia. *Pure Appl. Chem.* Vol 74, N° 5.
- Duffus, J. (1983). *Toxicología Ambiental*. Edimburgo: Omega S. A.

- Ebrahimpour, M. & Mushrifah, I. (2007). *Concentraciones de metales pesados en el agua y sedimentos en Tasik Chini, un lago de agua dulce, Malasia*. Universidad Nacional de Malasia Bangi, Selangor. En Springer Science + Business Media BV.
- Ebrahimpour, M. & Mushrifah, I. (2007). *Concentraciones de metales pesados (Cd, Cu y Pb) en cinco especies de plantas acuáticas en Tasik Chini, Malasia*. Environ Geol. 54:689–698 pp. En Springer-Verlag
- Efroymson, R., Will, M., Suter, G. & Wooten, A. (1997). *Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants*. Department of Energy, Office of Environmental Management Activities at the East Tennessee Technology Park. Recuperado el 6 de enero del 2016, en: <https://rais.ornl.gov/documents/tm85r3.pdf>
- Escobar M. (2004). *Manejo Sustentable de Recursos Naturales de la Reserva Nacional del Titicaca: el caso Jatun Isla de sector Ramis y la Isla Flotante los Uros de sector Puno*. Tesis presentada para optar el grado de M. en Cs. Sociales con Mención en Estudios Étnicos. Quito.
- Espigares, M. & Fernández, M. (1999). *Calidad del agua para consumo público: caracteres físico - químicos*. En Estudio sanitario del agua. Granada - Argentina: Universidad de Granada.
- Fontúrbel, F. (2005). *Indicadores fisicoquímicos y biológicos del proceso de eutrofización del Lago Titikaka (Bolivia)*. Departamento Académico de Biología, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima. En Ecología Aplicada, 4(1,2),
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2010). *Visión General del Sector Acuícola Nacional – Perú*. Dpto de Pesca y Acuicultura. Recuperado el 18 de diciembre del 2015, en: [www:fao.org/fhistry/countrysector/naso_peru](http://www.fao.org/fhistry/countrysector/naso_peru)
- Fuentes, D., Karen, B., Disante, A., Valdecantos, J., Cortina, V. & Vallejo, R. (2007). *Sensitivity of Mediterranean woody seedlings to copper, nickel and zinc*. Chemosphere.

- Fukushima, M. (1977). *Manual práctico para estudios limnológicos en cuerpos loticos*. Departamento de Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Trujillo.
- García, D. (2006). *Efectos fisiológicos y compartimentalización radicular en plantas de Zea mays L. expuestas a la toxicidad por plomo*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona. Barcelona. Recuperado el 6 de junio del 2016. En http://www.tdx.cat/handle/10803/3676?locale-attribute=ca_ES
- Gasol, J. & Pedrós, C. (2000). *Los colores del agua*. De Cerca, 2 p.
- Gobierno Regional Puno. (2008). *Plan de Desarrollo Regional concertado al 2021. Sub Gerencia de Planeamiento y Acondicionamiento Territorial*. Recuperado el 6 de enero del 2016, en: <http://www.regionpuno.gov.pe>.
- Goldbol, D. & Hutterman, A. (1985). *Effect of zinc, cadmium and mercury on root elongation on Picea abies (Karst.) seedling and the significance of these metals to forest die - back*. Environmental Pollution.
- González, Y., García, O., Infante, A., Rodríguez, N., Martín, A., Beltrán, J., Chanquet, M. (2005). *Situación actual de la producción de lixiviados en los vertederos provinciales de la ciudad de La Habana. Impacto ambiental y propuestas de sistemas de tratamiento*. Rev. Electrónica de la Agencia de Medio Ambiente, 5(9).
- Gothberg, A., Greger, M., Holm, K. & Bengtson, B. (2004). *Influence level on uptake and effects of mercury, cadmium and lead in water spinach*. J. Environ. Quality, 33, 1247 – 1255 pp.
- Gouia, H., Ghorbal, M. & Meyer, C. (2000). *Effects of cadmium on activity of nitrate reductase and on other enzymes of nitrate assimilation pathway in bean*. Plant Physiology and B2006. Biochemistry, 38, 629 – 63
- Goyzueta, G. (2007). *Macrófitos del Lago Titicaca (Sitio RAMSAR), condición de hábitat para la presencia de aves silvestres acuáticas neotropicales*. Tesis para optar el grado de M. Sc en Ecología y Educación Ambiental. Maestría en Ecología – UNA - Puno, Puno.
- Gunnar, N. (1996). *Metales: Propiedades químicas y toxicidad*. Agency for Toxic Substances and Disease. 4ta Edición. Recuperado el 3 de abril del 2016

en:<http://www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/TextosOnline/EnciclopediaOIT/tomo2/63.pdf>

- Guzmán, M. & Henostroza, A. (2009). *Niveles de metales pesados en agua, sedimento y organismos durante el crucero de caracterización bioecológica de la zona litoral del Lago Titicaca en áreas seleccionadas*. Recuperado el 4.1. 2015, en: <http://www.produce.gob.pe/RepositorioAPS/1/jer/>
- Hamner, D. (1986). *Metallothionein*. Annual Review of Biochemistry, 55, 913 – 951. Recuperado el 15 de junio del 2016. En: <http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.bi.55.070186.004405>
- Haslett, B., Reid, R. & Rengel, Z. (2001). *Zinc mobility in wheat: Uptake and distribution of zinc applied to leaves or roots*. Ann. Bot. 87, 379-386. Obtenido de: Annals of Botany Company
- Haydon, M. & Cobbet, C. (2007). *Transporters of ligands for essential metal ions in plants*. New Phytologist.
- Hernández, R. (2002). *Nutrición Mineral de las Plantas*. Recuperado el 23 de mayo del 2015, en: <http://www.forest.ula.ve/~rubenhg/nutricionmineral/>
- Horswell, J. & Speir, T. (2006). *Arsenic phytotoxicity*. Collingwood - Australia: CSIRO Pub.
- Hurtado, N. (2014). *Curso de producción de truchas. En situación actual del cultivo de la trucha*. CIP. Lima.
- Jana, S. (1988). *Accumulation of Hg and Cr by three aquatic species and subsequent changes in several physiological and biochemical plant parameters*. Water, Air & Soil Pollution, 38(1 y 2), 105 – 109 p.
- Jarup, L. (2003). *Riesgos de contaminación por metales pesados*. Departamento de Epidemiología y Salud Pública del Colegio Imperial, Londres – Reino Unido. Boletín Médico Británico. Vol. 68. Número 1. 167-182 p.
- Jordán, M., Almendro, M., Navarro, J., Pina, S., Camilo, S. & Gómez, I. (2006). *Ensayo de movilidad de Cadmio, Cobre y Niquel en un suelo de la provincia de Alicante. Tratado con lodo de Depura*. Universidad de Miguel Hernández. Alicante. MACLA. Recuperado el 23 de diciembre del 2015, en: http://www.ehu.eus/sem/macla_pdf/macla6/Macla6_273.pdf

- Kara, Y. & Zeytunluoglu, A. (2007). *La bioacumulación de metales tóxicos (Cd y Cu) de Groenlandia densa (L.) Fourr.* Bull Environ Contam Toxicol. 79:609–612. En Springer Science + Business Media, LLC.
- Kartavtsev, Y., Malinovskaya, T., Khristoforova, N., Amachaeva, E. & Nikiforov, E. (2001). *Las concentraciones de metales pesados en los tejidos blandos del caracol Nucella heyseana en los alrededores de Vladivostok y en la Reserva de Bahía de Vostok.* División de la Academia Rusa de Ciencias, Vladivostok. En Russian Journal of Marine Biology, Vol. 27, No. 3, 184–187
- Kidd, P., Becerra, C., García, M. & Monterroso, C. (2007). *Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género Alyssum* L. Rev. Ecosistemas, 16(2).
- Kobae, Y. (2004). *Zinc transporter of Arabidopsis thaliana AtMTP1 in localized to vacuolar membranes and implicated in zinc homeostasis.* Plant and Cell Physiology, 45.
- Kramer, U., Talke, I. & Hanikenne, M. (2007). *Transition metal transport.* FEBS letters, 581, 2263 – 2272 p. Recuperado el 15 de junio del 2016. En: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17462635>
- Kumar, V., Rani U., A., Kumar, S. & Tripathi, B. (2007). *Las concentraciones de metales pesados y de macrófitas acuáticas, de Govind Ballabh Pant Sagar un lago antropogénicas afectados por la minería del carbón de efluentes.* Springer Science + Business Media BV.
- Kupper, H., Mijovilovich, A., Meyer, W. & Kroneck, P. (2004). *Tissue and age - dependent differences in the complexation of Cd and Zn in the hyperaccumulator Thlaspi caerulescens (Ganges Ecotype) revealed by X - ray absorption spectroscopy.* Plant Physiology. Recuperado el 2 de julio del 2016. En https://www.researchgate.net/publication/6318224_Tissue_and_Age-Dep
- Kurilenko, V. & Osmolovskaya, N. (2005). *El Papel Ecológico-biogeoquímicos de los macrófitos en ecosistemas acuáticos de los territorios urbanizados.* St. Petersburg State University, In Russian Journal of Ecology, Vol. 37, No. 3, Pléyades Publishing, Inc.

- Laines, J., Goñi J., Adams, R. & Camacho, W. (2008). *Mezclas con potencial coagulante para tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario*. Revista Interciencia. Recuperado el 10 de junio de 2016; en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33933104>> ISSN 0378-1844
- Lambers, H. (1998). *Plant Physiological Ecology*. USA: Springer - Verlag.
- Lee, J., Reeves, R., Brooks, R. & Jaffre, T. (1978). *The relation between nickel and citric acid in some nickel - accumulating plants*. Phytochem, 17, 1033 – 1035. Recuperado el 3-12 del 2016. En: http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_5/b_fdi_08-09/09344.pdf
- Lepp, N. & Dickinson, N. (1998). *Biological interactions: the role of woody plants in phytoremediation*. In V.J. & C. S., edit. Metal contaminated soils: *in situ* inactivation and phytoremediation. Berlín: Springer.
- Li, Q. Li S., Jiang H., Tang N., Yang L., Li Z., Yang, G. *et al.* (2010). *Effects of manganese - excess on CO₂ assimilation, ribulosa - 1,5 - bisphosphate, carbohydrates and photosynthetic electron transport of leaves, and antioxidant systems of leaves and roots in Citrus grandis seedlings*. BMC Plant Biology.
- Loneragan, J. (1985). *Copper in soils and plants*. Toronto - Canadá.
- Maine, M., Duarte, M. & Suñé, N. (2001). *Cadmium uptake by floating macrophytes*. *Water Res.*, 35(11). Recuperado el 2 de febrero del 2016. En: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11456161>
- Marco, L., Azario, R., Metzler, C. & García, M. (2004). *La turbidez como indicador Básico de calidad de aguas potabilizadas a partir de fuentes superficiales*. Rev. Hig. Sanid. Ambient. Recuperado el 5 de marzo del 2016. En: <http://publicacionesprograma.files.wordpress.com/2007/07/hig-sanid-ambient-4->
- Marschner, H. (1998). *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, San Diego, CA. Second edition. Recuperado el 15 de diciembre del 2015. En: <http://www.sciencedirect.com/science/book/9780124735422>
- Martín, P., Haniffa, M. & Arunachalam, M. (2000). *Abundancia y diversidad de macroinvertebrados y peces en el Río Tamiraparani, sur de la India*. En T.

- J. Pandian (ed.), Avances recientes en la India.* Kluwer Academic Publishers. Impreso en los Países Bajos. 59. Hydrobiologia.
- Martínez L. (2006). *Ecología de los sistemas acuícolas.* Editorial AGT Editor S. A. México. 227 p.
- Méndez, R., Cachón, E., Sauri, M. & Castillo, E. (2002). *Influencia del material de cubierta en la composición de los lixiviados de un relleno sanitario.* Revista Ingeniería. Vol. 6 (2): 7 – 12.
- Miller, T. (1994). *Ecología y medio ambiente.* Desarrollo Sustentable con enfoque integral. 8va. Grupo Editorial Iberoamericana. México.
- Mills, R., Francini, A., Ferreira, P., Baccarini, P., Aylett, M., Krijger, G., Williams, L. (2005). *The plant P1B-type ATPase AtHMAA4 transports Zn and Cd and plays a role in detoxification of transition metals supplied at elevated levels.* FEBS Letters.
- Moore, T., Bubier, J., Heyes, A. & Flett, R. (1995). *Methyl and total mercury in boreal wetland plants, Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario.* J. Environ. Qual.
- Moreno, E. (2010). *Recuperación de suelos mineros contaminados con arsénico mediante fitotecnologías.* Tesis Doctoral. Madrid: Departamento de Química Agrícola, Universidad Autónoma de Madrid. Recuperado el 22 de enero 2015. En: http://uam.es/personal_pdi/ciencias/emjimene/Publicaciones/PhD
- Mosquera, C., Chávez, M., Pachas, V. & Moschella, P. (2009). *Estudio diagnóstico de la actividad minera artesanal en Madre de Dios.* Fundación Conservación Internacional. Madre de Dios – Perú. Recuperado el 5 de enero del 2016, en: <http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib>
- Munteanu, V. & Munteanu, I. (2005). *Bioindicación de la contaminación de mercurio de la Presa de Dubossary.* Instituto de Química de la Academia de Ciencias, República de Moldova, ul. Akademiei 3, Kishinev, Recursos Hídricos, Vol. 32, No. 4, 422-426
- Naqvi, S. & Rizvi, S. (2000). *La acumulación de Cr y Cu en tres diferentes suelos y la bioacumulación en una planta acuática, Alternanthera philoxeroides.*

División de Ciencia y Matemáticas, Delgado Community College, Nueva Orleans. EE.UU.

Natural Resources Defense Council. Recuperado el 2 setiembre 2015, en: www.nrdc.org. NRDC.

Northcote, T. (1984). *Eutrofización y problemas de polución*. En Dejoux C. & E. Iltis. *El Lago Titicaca: Síntesis limnológica del conocimiento actual*, ORSTON/HISBOL, La Paz.

Northcote, T., Morales, P., Levy, D. & Dorcey, A. (1991). *Contaminación en el lago Titicaca. Perú. Capacitación, Investigación y Manejo*. Westwater Research Centre University of British Columbia, Vancouver.

Novotny, V. & Olem, H. (1994). *Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution*. New York USA: Van Nostrand Reinhold.

Occupational Safety & Health Administration. (2011). *Metales tóxicos*. Departamento de trabajo Seguridad Ocupacional y Administración de Salud. Constitución Ave. NW, Washington. Recuperado el 02 de junio del 2011, en: www.osha.gov. OSHA.

Organización Panamericana de la Salud – OPS. (1995). *Bario, Guía para la salud y la seguridad*. No. 46. México: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Recuperado el 13 de diciembre del 2016, en: <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsacd/eco/030506.pdf>

Organización Mundial de la Salud - OMS. (2004). *Guías para la calidad del agua potable*. 3ra. Edición Vol. 1. Ginebra. Recuperado el 13 de julio del 2016, en: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3sp.pdf

Organización Mundial de la Salud - OMS. (2006). *Mitigación de los efectos del arsénico en aguas subterráneas*. Informe de la Secretaria Técnica del 118vo. Reunión OMS, Ginebra. Recuperado el 13 de diciembre del 2015, en: <http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es>

Orroño, D. (2002). *Acumulación de metales (Cd, Zn, Cu, Cr, Ni y Pb) en especies del género Pelargonium: suministro desde el suelo, ubicación en la planta y toxicidad*. Tesis Doctoral. Buenos Aires. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

- Pajević, S., Borisev, M., Ronsevic, S., Vukov, D. & Igic, R. (2008). *La acumulación de metales pesados del río Danubio en plantas acuáticas – la indicación de la contaminación química*. Springer - Verlag Berlín Heidelberg. In Central European Journal of Biology.
- Palacios, B. & Laguna, G. (1986). *Estudio de la biomasa y análisis bromatológico de la lenteja de agua (Lemna spp.) en la bahía de Puno*. Tesis para optar el título de licenciado en Biología – Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional del Altiplano, Puno.
- Palacios, C. & Sánchez, J. (2006). *Acumulación de altas concentraciones de cobre en plantas de Tithonia diversifolia en diferentes tipos de suelos*. Tesis de Licenciatura. Bucaramanga - Colombia: Escuela de Química, Facultad de Ciencias, Universidad Industrial de Santander.
- Papoyan, A. & Kochian, L. (2004). *Identification of Thlpsi caerulescens genes that may be involved in heavy metal hyperaccumulation and tolerance. Characterization of a novel heavy metal transporting ATPase*. Plant Physiology.
- Paredes, A. (2013). *Calidad físicoquímica y biológica de agua en la zona de captación Chimu, del lago Titicaca destinada para el abastecimiento de agua potable a la ciudad de Puno*. Tesis de Licenciatura. Escuela Profesional de Biología, Universidad Nacional del Altiplano. Puno. 119 p.
- Pasternak, T., Rudas, V., Potters, G. & Jansen, M. (2005). *Morphogenic effects of abiotic stress: reorientation of growth in Arabidopsis thaliana seedlings*. Environ. Exp. Bot.
- Pomponi, N., Censi V., Di Girolamo U., De Paolis, A., Di Toppi, Aromolo, R., Constantino, P. & Cardarelli, M. (2006). *Overexpresion of Arabidopsis phytochelatín synthase in tobacco plants enhances Cd+2 tolerance and accumulation buy not translocation to the shoot*. Planta.
- Posada, M. & Arroyave, M. (2006). *Efectos del mercurio sobre algunas plantas acuáticas tropicales*. Rev. de la Escuela de Ingeniería de Antioquía - Colombia. Recuperado el 05 de junio del 2016, en: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1794-123720060

- Prasad, M. (1998). *Metal-biomolecule complexes in plants: occurrence, functions, and applications*. Analisis 26 (6). Recuperado el 3 de abril del 2015, en: <http://analisis.edpsciences.org/articles/analisis/abs/1998/06/20698/s020698.htm>
- Prieto, J., González, C., Román, A. & Prieto, F. (2009). *Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua*. Tropical and Subtropical Agroecosystems.
- Primo, O. (2008). *Mejoras en el tratamiento de lixiviados del vertedero de RSU mediante procesos de oxidación avanzada*. Tesis doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales y Telecomunicaciones. Dpto. de Ingeniería Química y Química Inorgánica. Universidad de Cantabria. Cantabria. 309 p.
- Prince, W., Kumar, S., Doberschütz, K. & Subburam, V. (2002). *Cadmium toxicity in mulberry plants with special reference to the nutritional quality of leaves*. Journal of Plant Nutrition.
- Qiu, D., Wu, Z., Liu, B., Deng, J., Fu, G., He, F. (2001). *The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Province, China*. Ecol. Eng.
- Quian, J., Zayed, A., Zhu, Y. & Terry, N. (1999). *Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: III. Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plant species*. J. Environ. Qual.
- Rai, U. & Sinha, S. (2000). *Distribución de metales en plantas acuáticas comestibles: Trapa natans (Roxb.) Makino y Ipomoea aquatica Forsk.* Laboratorio de Ecotoxicología y Biorremediación - Ciencias Ambientales División Nacional de Botánica, P.O. Box 436, Lucknow, 226 001, India.
- Revollo, M., Liberman, M. & Lescano, A. (2003). *Lake Titicaca. In: Lake Basin Management Initiative – Regional Workshop for Europe, Central Asia and the Americas*, Vermont, USA.
- Reyes, M. (1986). *Contenido de nitrógeno y fósforo, macrófitos litorales de la Bahía Interior de Puno*. Tesis para optar el título de Licenciada en Biología – Facultad de Ciencias Biológicas, Puno.

- Ribeyre, F. & Boudou, A. (1994). *Experimental study of inorganic and methylmercury bioaccumulation by four species of freshwater rooted macrophytes from water and sediment contamination sources*. Ecotoxicol Environ. Safety.
- Rieckermann, J., Daebel, H., Ronteltap, M. & Bernauer, T. (2006). *Performance evaluation of international water management at Lake Titicaca*. Center for Comparative and International Studies (CIS) and the Institute for Environmental Decisions (IED), 8092 Zurich. Aquat. Eawag Dübendorf.
- Riecklife, R. (2000). *Introducción a la ecología. La visión de la naturaleza*, Editorial médica Panamericana. Madrid.
- Rivera, J. & Rondan, L. (2009). *La eutrofización y su relación con DBO en la zona de Copacabana (Lago Titicaca)*. Recuperado el 3 de abril del 2016, en: <http://www.blogger.com/profile/0217>
- Robles, M., Morales, Y. & Piña, B. (2001). *Medición de pH y cuantificación de metales pesados en los lixiviados del relleno sanitario más grande de la zona Metropolitana de la ciudad de México*. Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología (UPIBI) – Instituto Politécnico Nacional (IPN). Revista UCIENCIA. Vol. 27 (2): 121 – 132.
- Rodríguez, M., Martínez N., Romero, M., Del Río, L. & Sandalio, L. (2008). *Toxicidad del cadmio en plantas*. Ecosistemas. Rev. Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente.
- Rogers, H., Prior, S., Runion, G. & Mitchell, R. (1996). *Root to shoot ratio of crops as influenced by CO₂*. Plant Soil.
- Roldán, P. & Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de Limnología Tropical*. Segunda edición. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín-Colombia. 413 p.
- Romero, J. (2009). *Calidad del agua*. Tercera edición. Bogotá - Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Ros, M. (2001). *El agua, calidad y contaminación*. Universidad Internacional de la Rioja. Barcelona. Recuperado el 15 de diciembre del 2015, en: <http://www.mailxmail.com/curso-agua-calidad-contaminación-1-2/parametros-quimicos--calidad-agua-metales-toxicos-2-3>

- Ryser, P. & Sauder, W. (2006). *Effects of heavy - metal - contaminated soil on growth, phenology and biomass turnover of Hieracium piloselloides*. Environ. Pollut. Recuperado el 15 de diciembre del 2015. En: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749105003647>
- Sagardoy, R., Morales, A., López, M., Abadía, A. & Abadía, J. (2008). *Effects of zinc toxicity on sugar beet (Beta vulgaris L.) plants grown in hydroponics*. Plant Biology. Recuperado el 15 de diciembre 2016. En: http://www.stressphysiology.com/labo/papers/papers%202009/Sagardoy_PB200
- Saikkonen, K., Koivunen, S., Vourisalo, T. & Mutikainen, P. (1998). *Interactive effects of pollination and heavy metals on resource allocation in Potentilla anserina L.* Ecology.
- Salas, F. (2009). *Estudio de los niveles de contaminación por metales pesados en la zona de Ananea de la cuenca del rio Ramis*. Tesis para optar el grado de M. Sc. en Ingeniería Ambiental. Escuela de Posgrado – Universidad Nacional del Altiplano, Puno.
- Salt, D., Prince, R., Pickering, I. & Raskin, I. (1995). *Mechanism of cadmium mobility and accumulation in indian mustard*. Plant Physiology. Recuperado el 5-1-2016. En: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12228679>
- Samecka, A. & Kempers, J. (2002). *Biomonitoring of water pollution with Elodea canadensis. A case study of there small polish rivers with different levels of pollution*. Wroclaw, Polonia. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. Recuperado el 2-2-2016, en: <http://www.depolyve.com/1p/springer-journal>.
- Sandalio, L., Dalurzo, H., Gómez, M., Romero, M. & Del Río, L. (2001). *Cadmium - induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants*. Journal of Experimental Botany.
- Santiago, J. & De Ambrosio, L. (1999). *Estudio de las actividades y mejora de las condiciones de producción acuícola en el Lago Titicaca (Perú)*. Estudios Biológicos EBSL - Agencia Española de Cooperación Internacional. Madrid.
- Santiago, E. & Vignati, A. (2009). *Determinación del estado trófico y de la capacidad de carga del embalse Casa de Piedra*. Bioscribia.

- Sarkar, A. & Jana, S. (1986). *Heavy metal pollutant tolerance of Azolla pinnata*. Water, Air & Soil Pollution.
- Sierra, C. (2011). *Calidad del agua, evaluación y diagnóstico*. Medellín - Colombia: Digiprint Editores E. U.
- Singh, P. & Tewari, R. (2003). *Cadmium toxicity induced changes in plant water relations and oxidative metabolism of Brassica juncea L. plants*. J. Environ. Biology. Recuperado el 15 de diciembre del 2015. En: <http://rd.springer.com/article/10.1007/s11099-008-0010-3?no-access=true>
- Sivaci, A., Elmas, E., Gumus, F. & Sivaci, E. (2008). *Remoción de cadmio por Myriophyllum heterophyllum Michx. y Potamogeton crispus L. y su efecto sobre Pigmentos Total y los compuestos fenólicos*. Arch Environ Contam Toxicol. En Springer Science+ Business Media, LLC.
- Sivaguru, M., Matsumoto, H. & Horst, W. (2000). *Control of the response to aluminum stress*. In N. P., ed. Plant microtubules: potential for microbiology. Heidelberg: Springer.
- Sridhar, B., Diehl, S., Han, F., Monts, D. & Su, Y. (2005). *Anatomical changes due to uptake and accumulation of Zn and Cd in Indian mustard (Brassica juncea)*. Environ. Exp. Bot., Scielo. Recuperado el 12 de mayo del 2016, en: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000184&pid=S0103-9016201100050000900040&lng=en
- Srivastava, A. & Singh, S. (2009). *Zinc nutrition in Nagpur mandarin on Haplustert. National research centre for citrus*. Nagpur, Maharashtra, India. Plant Nutrition.
- Tapiador, M. & Sigüenza, J. (2005). *Tecnologías Biométricas Aplicadas a la Seguridad*, Editorial, Rama. Recuperado el 12 de julio del 2016. En: <http://www.casadellibro.com/libros-ebooks/marino-tapiador-mateos/106825>
- Thomine, S., Wang, R., Ward, J., Crawford, N. & Schroeder, J. (2000). *Cadmiun and iron transport by members of a plant metal transporter family in Arabidopsis with homology to Nramp genes*. Proceedings of the National Academy of Sciences USA.

- Tkalec, M., Prebeg, T., Roje, V., Pevalek-Kozlina, B. & Ljubescic, N. (2007). *Respuestas a la inducción del cadmio en la lenteja de agua Lemna minor*. L. Instituto de Fisiología Vegetal de la Academia Polaca de Ciencias, Krakow.
- Tooke, F., Ordidge, M., Chiurugwi, T. & Battey, N. (2005). *Mechanisms and function of flower and inflorescence reversion*. J. Exp. Bot.
- Torres, G., Navarro, A., Languasco, J., Campos, K. & Cuizano, N. (2007). *Estudio preliminar de la fitoremediación de cobre divalente mediante Pistia stratioides (lechuga de agua)*. Rev. Latinoamericana de Recursos Naturales.
- Triest, L., Kaur, P., Heylen, S. & De Pauw, N. (2001). *Seguimiento comparativo de las diatomeas, macroinvertebrados y macrofitas en el río Woluwe (Bruselas, Bélgica)*. Research, Plant Science y Nature Management, Vrije Universiteit, Pleinlaan, B-1050 Bruselas, Kluwer Academic Publishers.
- True Bev-Lorraine & Dreisbach, R. (2003). *Manual de toxicología clínica de Dreisbach. Prevención, diagnóstico y tratamiento*. 7ma. Edición. Española. Editorial El Manual Moderno S. A. de C. V. México D. F. 559 p.
- Ttito, S. (2008). *Bioabsorción de Pb y Cd por quitina del caparazón de moluscos en aguas de actividad minera afluyente del río Ramis en la cuenca del Lago Titicaca*. Tesis para optar el grado de Magister Science en Extracción de Metales Estratégicos. Escuela de Posgrado UNA-PUNO, Puno. 126 p.
- Universidad Nacional Agraria La Molina. (1999). *Investigación y monitoreo de los ríos Carabaya - Ramis y Cabanillas y del lago Titicaca*. Facultad de Ciencias Forestales. Ministerio de Energía y Minas. Lima. Recuperado el 4 de enero del 2015, en: www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd08/carabaya.pdf. UNAM.
- Valitutto, R., Sella, S., Silva-Filho, E. & Miekeley, N. (2005). *Acumulación de metales en el agua de macrófitas depósitos de una planta de suministro de energía*, Río de Janeiro, Water, Air Soil Pollut. Springer Science + Business Media BV.
- Vargas, J. (2011). *Evaluación de la fitorremediación como alternativa de tratamiento de aguas contaminadas con hidrocarburos*. Tesis de Magister.

- Maestría en Ecotecnología. Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Pereira. Pereira – Colombia. 93 p.
- Verbruggen, N., Hermans, Ch. & Henk, S. (2009). *Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants*. Current Opinion in Plant Biology.
- Vergnano, O., Pancaro, L. & Formica, C. (1977). *Investigations on a nickel - accumulating plant Alyssum bertolonii Desv. I. Nickel, calcium and magnesium content and distribution during growth*. Webbia, 32, 175 – 188
- Wallnofer, P. & Engelhardt, G. (1995). *Schadstoffe aus dem Boden*. In Schadwirkungen auf Pflanzen. Hock B. & Elstner E.: Academic Spektrum Berlin.
- Walsh, L. & Keeney, D. (1975). *Behaviour and phytotoxicity of inorganics arsenicals in soil*. In W. E., ed. Arsenical Pesticides. Washington: American Chemical Society.
- Wang, T., Weissman, J., Ramish, G., Varadarajan, R. & Beneman, J. (1996). *Parameters for removal of toxic heavy metals by water milfoil (Myriophyllum spicatum)*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 57(5)
- Water Treatment Solution (WTS). (2011). *Efectos del arsénico sobre la salud*. Universidad Técnica de Delft, Delft – Holanda. Recuperado el 3-5-2016, en <http://www.lenntech.es/periodica/elementos/as/htm#ixzz1WvevfDBH>
- Wenchuan, Q., Dickman, M. & Sumin, W. (2001). *Análisis multivariante de metales pesados y nutrientes de las concentraciones en los sedimentos del lago Taihu, China Nanjing*. Instituto de Geografía y Limnología, de la Academia China de Ciencias. Nanjing. Kluwer Academic Publishers.
- Windham, L., Weis, J. & Weis, P. (2001). *Lead uptake, distribution, and effects in two dominant salt marsh macrophytes, Spartina alterniflora (cordgrass) and Phragmites australis (common reed)*. Mar. Pollut. Bull., 42(10), 811 – 816
- Wintz, H., Fox T., Wu, Y., et al. (2003). *Expression profiles of Arabidopsis thaliana in mineral deficiencies reveal novel transporters involved in metal homeostasis*. Journal of Biological Chemistry, 278, 47644 – 47653 p.
- Woolson, E. (1973). *Arsenic phytotoxicity and uptake in six vegetable crops*. Weeds Sci., 21, 524 - 527 p.

- Wu, L. & Guo, X. (2002). *Selenium accumulation in submerged aquatic macrophytes Potamogeton pectinatus L. and Ruppia maritime L. from water with elevated chloride and sulfate salinity*. *Ecotoxicol Environ. Safety*, 51, .
- Ye, Z., Baker, A., Wong, M. & Willis, A. (1997). *Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by the common reed Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steudel*. *Ann. Bot.*, 80(3), 363 - 370 p.
- Zambrano. M., Gonzales, L., Aranguye, F., Espinoza, M. & Paredes, J. (2011). *¿Arsénico en Nayarit?*. Universidad Autónoma de Nayarit, México. Recuperado el 3 de abril del 2026, en: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2-c3-prof>
- Zamora, G., Salas, A., Rodríguez, E. (2007). *Evaluación Ambiental del Lago Poopó y sus tributarios*. Universidad Técnica de Oruro. Minig Consulting & Ingeneering S. R. L. Fundación para el Desarrollo de la Ecología & Worly Parson Komex. Grafico Muñoz García, Oruro.
- Zamora, R., Rodríguez, N., Torres, D. & Yendis, H. (2008). *Efecto del riego con aguas residuales sobre propiedades químicas de suelos de la planicie de Coro*, Estado Falcón. *Rev. Bioagro*.



ANEXOS

ANEXO 1

ANÁLISIS DE VARIANZA DE LA TEMPERATURA DE RÍOS TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA

Análisis de la Varianza para Temperatura - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	0,0246667	2	0,0123333	0,19	0,8251
B:Ríos	5,778	4	1,4445	22,72	0,0000
C:Épocas	20,8333	1	20,8333	327,69	0,0000
RESIDUOS					
	1,39867	22	0,0635758		
TOTAL (CORREGIDO)					
	28,0347	29			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 2

PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DE LA TEMPERATURA DE LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA

Contraste Múltiple de Rangos para Temperatura según Ríos

Método: 95,0 porcentaje LSD				
Ríos	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
5	6	11,6167	0,102937	X
1	6	11,8667	0,102937	X
3	6	12,4667	0,102937	X
2	6	12,4667	0,102937	X
4	6	12,8167	0,102937	X

Contraste	Diferencias	+/- Límites
1 - 2	*-0,6	0,301904
1 - 3	*-0,6	0,301904
1 - 4	*-0,95	0,301904
1 - 5	0,25	0,301904
2 - 3	0,0	0,301904
2 - 4	*-0,35	0,301904
2 - 5	*0,85	0,301904
3 - 4	*-0,35	0,301904
3 - 5	*0,85	0,301904
4 - 5	*1,2	0,301904

* indica una diferencia significativa.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 3

PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DE LA TEMPERATURA DE LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA SEGÚN ÉPOCAS

Contraste Múltiple de Rangos para Temperatura según Épocas

Método: 95,0 porcentaje LSD				
Épocas	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
1	15	11,4133	0,0651029	X
2	15	13,08	0,0651029	X

Contraste	Diferencias	+/- Límites
1 - 2	*-1,66667	0,190941

* indica una diferencia significativa.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 4.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA DE LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para CE - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	16865,0	2	8432,5	1,07	0,3604
B:Ríos	678922,0	4	169730,0	21,52	0,0000
C:Épocas	7457,63	1	7457,63	0,95	0,3414
RESIDUOS					
	173478,0	22	7885,37		
TOTAL (CORREGIDO)					
	876723,0	29			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 5.

PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA DE LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA

Contraste Múltiple de Rangos para CE según Ríos

Método: 95,0 porcentaje LSD

Ríos	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
4	6	1616,33	36,2523	X
3	6	1620,33	36,2523	X
1	6	1658,67	36,2523	X
2	6	1706,5	36,2523	X
5	6	2017,67	36,2523	X

Contraste	Diferencias	+/- Límites
1 - 2	-47,8333	106,325
1 - 3	38,3333	106,325
1 - 4	42,3333	106,325
1 - 5	*-359,0	106,325
2 - 3	86,1667	106,325
2 - 4	90,1667	106,325
2 - 5	*-311,167	106,325
3 - 4	4,0	106,325
3 - 5	*-397,333	106,325
4 - 5	*-401,333	106,325

* indica una diferencia significativa.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 6.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL pH DE LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para pH - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Ríos	4,21867	4	1,05467	9,73	0,0001
B:Épocas	0,133333	1	0,133333	1,23	0,2793
C:Macrófitas	0,296	2	0,148	1,37	0,2760
RESIDUOS					
	2,384	22	0,108364		
TOTAL (CORREGIDO)					
	7,032	29			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 7.
PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL pH DE LOS RÍOS DEL
LAGO TITICACA

Contraste Múltiple de Rangos para pH según Ríos

Método: 95,0	porcentaje	LSD			
Ríos	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos	
1	6	7,4	0,13439	X	
2	6	8,03333	0,13439	X	
3	6	8,06667	0,13439	X	
4	6	8,26667	0,13439	XX	
5	6	8,53333	0,13439	X	

Contraste	Diferencias	+/- Límites
1 - 2	*-0,633333	0,394152
1 - 3	*-0,666667	0,394152
1 - 4	*-0,866667	0,394152
1 - 5	*-1,13333	0,394152
2 - 3	-0,0333333	0,394152
2 - 4	-0,233333	0,394152
2 - 5	*-0,5	0,394152
3 - 4	-0,2	0,394152
3 - 5	*-0,466667	0,394152
4 - 5	-0,266667	0,394152

* indica una diferencia significativa.

fuelle: Elaboración propia

ANEXO 8
PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL pH DE LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA
SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para 0D - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Ríos	64,9147	4	16,2287	2848,65	0,0000
B:Épocas	0,0	1	0,0	0,00	1,0000
C:Macrófitas	0,0746667	2	0,0373333	6,55	0,0059
RESIDUOS	0,125333	22	0,00569697		
TOTAL (CORREGIDO)	65,1147	29			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

fuelle: Elaboración propia

ANEXO 9.
PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL pH DE LOS RÍOS

Contraste Múltiple de Rangos para 0D según Ríos

Método: 95,0	porcentaje	LSD			
Ríos	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos	
1	6	4,0	0,0308139	X	
2	6	4,1	0,0308139	X	
3	6	5,53333	0,0308139	X	
4	6	7,06667	0,0308139	X	
5	6	7,56667	0,0308139	X	

Contraste	Diferencias	+/- Límites
1 - 2	*-0,1	0,0903742
1 - 3	*-1,53333	0,0903742
1 - 4	*-3,06667	0,0903742
1 - 5	*-3,56667	0,0903742
2 - 3	*-1,43333	0,0903742
2 - 4	*-2,96667	0,0903742
2 - 5	*-3,46667	0,0903742
3 - 4	*-1,53333	0,0903742
3 - 5	*-2,03333	0,0903742
4 - 5	*-0,5	0,0903742

* indica una diferencia significativa.

Fuelle: Elaboración propia

ANEXO 10.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DE LA MATERIA FRESCA TOTAL DE LAS
MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA SEGÚN
ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para MATFRESTITOT - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	0,946397	2	0,473198	1,25	0,3062
B:Ríos	3,35251	4	0,838128	2,21	0,1007
C:Épocas	2,72946	1	2,72946	7,21	0,0135
RESIDUOS	8,33217	22	0,378735		
TOTAL (CORREGIDO)	15,3605	29			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

FUENTE: Elaboración propia

ANEXO 11.

PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DE LA MATERIA FRESCA
TOTAL DE LAS MACRÓFITAS DE LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN
ÉPOCAS

Contraste Múltiple de Rangos para MATFRESTITOT según Épocas

Método: 95,0 porcentaje LSD				
Épocas	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
2	15	0,951893	0,158899	X
1	15	1,55516	0,158899	X
Contraste			Diferencias	+/- Límites
1 - 2			*0,603264	0,466037

* indica una diferencia significativa.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 12.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE HUMEDAD
PRESENTE EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO
TITICACA SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para HUMEDAD - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	0,237287	2	0,118643	24,38	0,0000
B:Ríos	0,0208867	4	0,00522167	1,07	0,3937
C:Épocas	0,00533333	1	0,00533333	1,10	0,3066
RESIDUOS	0,10708	22	0,00486727		
TOTAL (CORREGIDO)	0,370587	29			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 13

PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DE LA MATERIA HUMEDAD DE LAS MACRÓFITAS DE LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS

Contraste Múltiple de Rangos para HUMEDAD según Macrófitas

Método: 95,0 porcentaje LSD				
Macrófitas	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
1	10	91,467	0,0220619	X
3	10	91,651	0,0220619	X
2	10	91,66	0,0220619	X

Contraste	Diferencias	+/- Límites
1 - 2	*-0,193	0,0647055
1 - 3	*-0,184	0,0647055
2 - 3	0,009	0,0647055

* indica una diferencia significativa.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 14.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE CADMIO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para Cadmio - Sumas de Cuadrados de tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	0,00000591212	2	0,00000295606	1,57	0,2323
B:Ríos	0,0000421841	4	0,000010546	5,59	0,0032
C:Épocas	9,15284E-7	1	9,15284E-7	0,48	0,4939
RESIDUOS	0,0000396435	21	0,0000188778		
TOTAL (CORREGIDO)	0,0000857427	28			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 15.

PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDO DE CADMIO EN LAS MACRÓFITAS DE LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS

Contraste Múltiple de Rangos para Cadmio según Ríos

Método: 95,0 porcentaje LSD				
Ríos	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
1	6	0,00137342	0,000571157	X
5	6	0,00220483	0,00056092	XX
2	6	0,00252233	0,00056092	XX
4	5	0,00335372	0,000620804	XX
3	6	0,00490467	0,00056092	X

Contraste	Diferencias	+/- Límites
1 - 2	-0,00114891	0,0016648
1 - 3	*-0,00353125	0,0016648
1 - 4	*-0,0019803	0,00177065
1 - 5	-0,000831413	0,0016648
2 - 3	*-0,00238233	0,00164968
2 - 4	-0,000831386	0,00173997
2 - 5	0,0003175	0,00164968
3 - 4	0,00155095	0,00173997
3 - 5	*0,00269983	0,00164968
4 - 5	0,00114889	0,00173997

* indica una diferencia significativa.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 16.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE CROMO EN LAS
MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN
ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para Cromo - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	0,0000845901	2	0,0000422951	0,45	0,6445
B:Ríos	0,000518571	4	0,000129643	1,38	0,2764
C:Épocas	0,00186434	1	0,00186434	19,78	0,0002
RESIDUOS	0,00197979	21	0,0000942758		
TOTAL (CORREGIDO)	0,00447323	28			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 17.

PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDO DE CROMO
EN LAS MACRÓFITAS DE LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS
Contraste Múltiple de Rangos para Cromo según Epocas

Método: 95,0 porcentaje LSD				
Épocas	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
2	15	0,0119673	0,002507	X
1	14	0,0280759	0,00261471	X
Contraste			Diferencias	+/- Límites
1 - 2			*0,0161086	0,00753321

* indica una diferencia significativa.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 18.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE COBRE EN LAS
MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN
ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para Cobre - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	0,00132695	2	0,000663477	1,98	0,1634
B:Ríos	0,0137918	4	0,00344795	10,28	0,0001
C:Épocas	0,00120872	1	0,00120872	3,60	0,0715
RESIDUOS	0,00704594	21	0,000335521		
TOTAL (CORREGIDO)	0,0233232	28			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 19.

PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDO DE COBRE
EN LAS MACRÓFITAS, SEGÚN EL RÍO DE PROCEDENCIA

Contraste Múltiple de Rangos para Cobre según Ríos

Método: 95,0 porcentaje LSD				
Ríos	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
1	6	0,05386	0,00761445	X
4	5	0,0626038	0,00827634	X
2	6	0,0640677	0,00747798	X
5	6	0,0687323	0,00747798	X
3	6	0,114864	0,00747798	X

Contraste	Diferencias	+/- Límites
1 - 2	-0,0102077	0,0221945
1 - 3	*-0,061004	0,0221945
1 - 4	-0,00874388	0,0236057
1 - 5	-0,0148724	0,0221945
2 - 3	*-0,0507963	0,0219929
2 - 4	0,00146382	0,0231966
2 - 5	-0,00466467	0,0219929
3 - 4	*0,0522602	0,0231966
3 - 5	*0,0461317	0,0219929
4 - 5	-0,00612849	0,0231966

* indica una diferencia significativa.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 20.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE MANGANESO EN LAS
MACRÓFITAS COLECTADAS EN RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y
RÍOS

Análisis de la Varianza para Manganeso - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	63,5631	2	31,7815	0,14	0,8713
B:Ríos	1958,28	4	489,569	2,14	0,1119
C:Épocas	6,54509	1	6,54509	0,03	0,8674
RESIDUOS	4810,86	21	229,088		
TOTAL (CORREGIDO)	6782,52	28			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 21.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE NIQUEL EN LAS
MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA SEGÚN
ÉPOCAS Y RÍOS.

Análisis de la Varianza para Níquel - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	0,00105811	2	0,000529057	4,12	0,0309
B:Ríos	0,0039445	4	0,000986124	7,69	0,0006
C:Épocas	0,000860549	1	0,000860549	6,71	0,0171
RESIDUOS	0,00269466	21	0,000128317		
TOTAL (CORREGIDO)	0,00846011	28			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 22.
PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDO DE NIQUEL
EN LAS MACRÓFITAS

Contraste Múltiple de Rangos para Níquel según Macrófitas

Método: 95,0 porcentaje LSD				
Macrófitas	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
2	10	0,0216558	0,00358214	X
3	9	0,0218163	0,00381199	X
1	10	0,03469	0,00365027	X

Contraste	Diferencias	+/- Límites
1 - 2	*0,0130342	0,0106358
1 - 3	*0,0128737	0,0110745
2 - 3	-0,00016049	0,0108784

* indica una diferencia significativa.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 23.
PRUEBA DE CONTRASTE MULTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDO DE NIQUEL
EN LAS MACRÓFITAS, SEGÚN EL RÍO DE PROCEDENCIA

Contraste Múltiple de Rangos para Níquel según Ríos

Método: 95,0 porcentaje LSD				
Ríos	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
1	6	0,0162935	0,00470892	X
5	6	0,0181605	0,00462452	X
2	6	0,0229162	0,00462452	X
4	5	0,0246786	0,00511825	X
3	6	0,0482213	0,00462452	X

Contraste	Diferencias	+/- Límites
1 - 2	-0,00662262	0,0137255
1 - 3	*-0,0319278	0,0137255
1 - 4	-0,00838507	0,0145982
1 - 5	-0,00186695	0,0137255
2 - 3	*-0,0253052	0,0136008
2 - 4	-0,00176245	0,0143452
2 - 5	0,00475567	0,0136008
3 - 4	*0,0235427	0,0143452
3 - 5	*0,0300608	0,0136008
4 - 5	0,00651811	0,0143452

* indica una diferencia significativa.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 24 .
PRUEBA DE CONTRASTE MULTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDO DE NIQUEL
EN LAS MACRÓFITAS SEGÚN ÉPOCAS

Contraste Múltiple de Rangos para Níquel según Epocas

Método: 95,0 porcentaje LSD				
Épocas	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
2	15	0,0205819	0,00292481	X
1	14	0,0315261	0,00305047	X

Contraste	Diferencias	+/- Límites
1 - 2	*0,0109442	0,00878866

* indica una diferencia significativa.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 25.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE PLOMO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para Plomo - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	0,00000544705	2	0,00000272353	0,00	0,9978
B:Ríos	0,0122322	4	0,00305805	2,43	0,0794
C:Épocas	0,00317685	1	0,00317685	2,53	0,1268
RESIDUOS					
	0,0263944	21	0,00125688		
TOTAL (CORREGIDO)					
	0,0422782	28			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 26.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE ZINC EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para Zinc - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	0,94043	2	0,470215	2,29	0,1264
B:Ríos	16,8398	4	4,20996	20,47	0,0000
C:Épocas	0,0360348	1	0,0360348	0,18	0,6798
RESIDUOS					
	4,31943	21	0,205687		
TOTAL (CORREGIDO)					
	21,9569	28			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 27.

PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDO DE ZINC EN LAS MACRÓFITAS, SEGÚN RÍOS

Contraste Múltiple de Rangos para Zinc según Ríos

Método: 95,0 porcentaje LSD

Ríos	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
1	6	0,155668	0,188531	X
5	6	0,248578	0,185152	X
2	6	0,310684	0,185152	X
4	5	0,339819	0,204919	X
3	6	2,13691	0,185152	X

Contraste	Diferencias	+/- Límites
1 - 2	-0,155016	0,549527
1 - 3	*-1,98125	0,549527
1 - 4	-0,184151	0,584467
1 - 5	-0,0929107	0,549527
2 - 3	*-1,82623	0,544536
2 - 4	-0,0291351	0,574339
2 - 5	0,0621053	0,544536
3 - 4	*1,7971	0,574339
3 - 5	*1,88834	0,544536
4 - 5	0,0912404	0,574339

* indica una diferencia significativa.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 28.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE ALUMINIO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para Aluminio - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	20,328	2	10,164	0,59	0,5648
B:Ríos	52,7361	4	13,184	0,76	0,5620
C:Épocas	57,2536	1	57,2536	3,31	0,0833
RESIDUOS	363,594	21	17,314		
TOTAL (CORREGIDO)	498,972	28			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 29.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE ARSÉNICO EN LAS MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para Arsénico - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	0,0175742	2	0,00878712	2,01	0,1595
B:Ríos	0,030594	4	0,0076485	1,75	0,1776
C:Épocas	0,0973286	1	0,0973286	22,22	0,0001
RESIDUOS	0,0919788	21	0,00437994		
TOTAL (CORREGIDO)	0,228995	28			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 30

PRUEBA DE CONTRASTE MÚLTIPLE DE RANGOS DEL CONTENIDO DE ARSÉNICO EN LAS MACRÓFITAS, SEGÚN ÉPOCAS

Contraste Múltiple de Rangos para Arsénico según Epocas

Método: 95,0 porcentaje LSD

Épocas	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
1	14	0,0335061	0,0178221	X
2	15	0,149896	0,0170879	X
Contraste			Diferencias	+/- Límites
1 - 2			*-0,11639	0,0513469

* indica una diferencia significativa.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 31.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE BARIO EN LAS
MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN
ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para Bario - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	0,0556827	2	0,0278413	0,07	0,9356
B:Ríos	4,19147	4	1,04787	2,51	0,0723
C:Épocas	0,568251	1	0,568251	1,36	0,2561
RESIDUOS	8,75356	21	0,416836		
TOTAL (CORREGIDO)	13,5437	28			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 32.

PRUEBA DE ANÁLISIS DE VARIANZA DEL CONTENIDO DE MERCURIO EN LAS
MACRÓFITAS COLECTADAS EN LOS RÍOS DEL LAGO TITICACA, SEGÚN
ÉPOCAS Y RÍOS

Análisis de la Varianza para Mercurio - Sumas de Cuadrados de Tipo III

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Cociente-F	P-Valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Macrófitas	0,0111318	2	0,0055659	0,13	0,8775
B:Ríos	0,131647	4	0,0329116	0,78	0,5521
C:Épocas	0,00212235	1	0,00212235	0,05	0,8250
RESIDUOS	0,888621	21	0,0423153		
TOTAL (CORREGIDO)	1,04271	28			

Los cocientes F están basados en el error cuadrático medio residual.

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 33.

MAPA DE UBICACIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO (A = HUANCANÉ, B = RAMIS, C = COATA, D = ILAVE y E = ZAPATILLA)



Fuente: Google map (2016).

ANEXO 34.

ESPECTROFOTÓMETRO DE ABSORCIÓN ATÓMICA VISTA MPX - VARIAN IPC – OES. MARCA PERKIN ELMER. MODELO AA400



Fuente: Elaboración propia

ANEXO 35.

PARAMETROS FÍSICO QUÍMICOS DEL AGUA, EN ZONAS DE ESTUDIO Y HABITAT DE OBTENCIÓN DE LAS MUESTRAS DE MACRÓFITAS

EPO CA	ZON DE ESTUD	<i>Myriophyllum elatinoides</i>					<i>Elodea potamogeton</i>					<i>Potamogeton strictus</i>										
		T°	Conduc tidad uS cm ⁻¹	pH	Turbi dez	OD mg/l	Co lor	Olor	T°	Conduc tidad uS cm ⁻¹	pH	Turbi dez	OD mg/l	Color	Olor	T°	Conduc tidad uS cm ⁻¹	pH	Turbi dez	OD mg/l	Color	Olor
S E C A	A	11.4	1654	7.4	Tb	4.1	Ba	Co	11.3	1663	7.5	Tb	4.0	Ba	Co	11.4	1659	7.3	Tb	3.9	Ba	Co
	B	11.4	1708	8.2	Mt	4.0	Lch	Of	11.6	1711	8.0	Mt	4.2	Lch	Of	11.4	1706	7.9	Mt	4.1	Lch	Of
	C	11.5	1624	8.3	At	5.4	Ctc	Of	11.5	1619	8.3	At	5.7	Ctc	Of	11.4	1618	6.6	At	5.5	Ctc	Of
	D	12.1	1619	8.3	At	7.0	Ctc	Co	12.2	1615	8.2	At	7.1	Ctc	Co	12.1	1616	8.3	At	7.1	Ctc	Co
	E	10.6	2097	8.5	Tr	7.5	Sc	So	10.8	2101	8.6	Tr	7.6	Sc	So	10.5	1612	8.5	Tr	7.6	Sc	So
L U V I O S A	A	12.4	1654	7.4	Tb	4.1	Ba	Co	12.3	1663	7.5	Tb	4.0	Ba	Co	12.4	1659	7.3	Tb	3.9	Ba	Co
	B	13.4	1697	8.2	Mt	4.0	Lch	Of	13.6	1711	8.0	Mt	4.2	Lch	Of	13.4	1706	7.9	Mt	4.1	Lch	Of
	C	13.5	1624	8.3	At	5.4	Ctc	Of	13.5	1619	8.3	At	5.7	Ctc	Of	13.4	1618	8.6	At	5.5	Ctc	Of
	D	13.6	1618	8.3	At	7.0	Ctc	Co	13.4	1614	8.2	At	7.1	Ctc	Co	13.5	1616	8.3	At	7.1	Ctc	Co
	E	12.6	2099	8.5	Tr	7.5	Sc	So	12.6	2103	8.6	Tr	7.6	Sc	So	12.6	2094	8.5	Tr	7.6	Sc	So

Fuente: Elaboración propia

Leyenda de las zonas de estudio:

A = Río Huancané B = Río Ramis C = Río Coata D = Río llave E = Río Zapatilla

Leyenda de la Turbidez:

Tr = Transparente At = Algo De Turbidez Tb = Turbio Mt = Muy Turbio

Leyenda de Color y Olor:

Sc = Sin Color Ctc = Color con Tendencia A Claro Az = Azul Vd = Verde Lch = Lechoso Ba = Barroso
So = Sin Olor Co = Con Olor Of = Olor Fétido

ANEXO 36.

BIOMASA PORCENTUAL DE MACRÓFITAS (*Myriophyllum elatinooides*, *Elodea potamogeton* y *Potamogeton strictus*), MATERIA FRESCA TOTAL, MATERIA HÚMEDA Y MATERIA SECA.

EPO CA	Z/E	Myriophyllum elatinooides (kg/m ²)			Elodea potamogeton (kg/m ²)			Potamogeton strictus (kg/m ²)						
		M. F. Tot	M. H.	%	M. S.	M. F. Tot	M. H.	%	M. S.	M. F. Tot	M. H.	%		
S	A	1.98710	1.8176	91.47	0.1695	2.10072	1.92552	91.66	0.1752	2.57160	1.93780	91.69	0.2137	8.31
	E	1.4622	1.3474	91.48	0.1148	0.71650	0.65660	91.64	0.0599	2.11320	1.93780	91.70	0.1754	8.30
C	C	1.49941	1.3715	91.47	0.1279	3.04320	2.78970	91.67	0.2535	2.86530	2.62690	91.68	0.2384	8.32
	A	0.78010	0.7134	91.45	0.0667	0.37240	0.34130	91.65	0.0311	0.57300	0.52550	91.71	0.0475	8.29
L	E	0.93550	0.85570	91.47	0.0798	0.59370	0.54430	91.68	0.0494	1.713430	1.69800	91.67	0.0154	8.33
	A	0.56750	0.51920	91.49	0.0483	0.93690	0.82670	91.65	0.1102	0.852200	0.78130	91.68	0.0709	8.32
L	B	0.8875	0.81170	91.46	0.0758	0.67110	0.61520	91.67	0.0559	0.548200	0.50270	91.70	0.0455	8.30
	V	1.15360	1.05520	91.47	0.0984	0.90740	0.8318	91.65	0.0756	1.23830	1.13540	91.69	0.1029	8.31
L	C	1.80560	1.65140	91.46	0.1542	0.93400	0.85620	91.67	0.0778	1.53970	1.41160	91.68	0.1281	8.32
	A	0.83970	0.76790	91.45	0.0718	0.45920	0.42090	91.66	0.0383	0.93750	0.85980	91.31	0.0777	8.29

Fuente: Elaboracion propia

Leyenda de las Zonas de Estudio: **A** = Rio Huancané; **B** = Rio Ramis; **C** = Rio Coata; **D** = Rio Ilave; **E** = Rio Zapatilla
% M.S. Myriophyllum elatinooides = 8.53% M.S. Elodea potamogeton = 8.34 % M.S. Potamogeton strictus = 8.31

Balance: And HI-300 (0.1 – 300 G)

ANEXO 37.

CUANTIFICACIÓN DE METALES TOXICOS EN MACRÓFITOS DE LOS PRINCIPALES TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA (ÉPOCA SECA)

Mues Tra	Cd (mg/L)	Cr (mg/L)	Cu (mg/L)	Mn (mg/L)	Ni (mg/L)	Pb (mg/L)	Zn (mg/L)	Al (mg/L)	As (mg/L)	Ba (mg/L)	Hg (mg/L)	Patrón (mg/L)	Blanco (mg/L)
I-A ₁	0.001477	0.009624	0.069520	5.70880	0.019114	0.025989	0.181001	7.28460	0.021010	0.854345	0.516191	5.000000	0.00000
I-A ₂	0.002048	0.029148	0.072715	4.53656	0.037429	0.148143	0.275730	12.02370	0.006443	0.713390	0.245530	5.00000	0.00000
I-A ₃	0.001359	0.027985	0.074022	2.00281	0.019548	0.096563	0.276783	4.89996	0.005070	0.403134	0.101593	5.00000	0.00000
I-B ₁	0.000963	0.006608	0.054154	13.6529	0.021103	0.021030	0.206682	3.03893	0.071277	0.635347	0.116203	5.00000	0.00000
I-B ₂	0.003115	0.024576	0.081232	50.5554	0.044105	0.044095	0.429040	16.0984	0.165339	2.774750	0.384086	5.00000	0.00000
I-B ₃	0.003083	0.029789	0.076538	1.97751	0.027465	0.067271	0.333174	11.3145	0.006704	0.809916	0.311062	5.00000	0.00000
I-C ₁	0.004313	0.044850	0.103183	14.5581	0.045772	0.066140	1.70329	2.75954	0.046980	2.613320	0.121972	5.00000	0.00000
I-C ₂	0.004762	0.007419	0.103195	15.5516	0.055129	0.032904	2.29657	2.03327	0.101393	0.493230	0.094258	5.00000	0.00000
I-C ₃	0.004506	0.032611	0.092924	23.8258	0.042225	0.088814	1.57781	6.27993	0.040542	2.296920	0.160050	5.00000	0.00000
I-D ₁	0.001984	0.024403	0.061028	20.0065	0.017467	0.054921	0.177652	6.64663	0.003237	0.988116	0.176633	5.00000	0.00000
I-D ₂	0.002858	0.035386	0.077289	24.2852	0.025771	0.045260	0.195873	12.4013	0.017681	0.807600	0.691135	5.00000	0.00000
I-D ₃	0.004749	0.039126	0.085131	41.5612	0.037168	0.061602	0.477665	10.9912	0.023635	1.762740	0.381914	5.00000	0.00000
I-E ₁	0.002769	0.039365	0.074988	52.7688	0.020832	0.076135	0.218341	9.00829	0.008980	0.870036	0.248630	5.00000	0.00000
I-E ₂	0.005587	0.042352	0.101734	29.5357	0.038987	0.052439	0.495175	14.6218	0.015008	1.594850	0.500629	5.00000	0.00000
I-E ₃	0.001937	0.033956	0.075447	14.2790	0.020635	0.056512	0.213197	9.98518	0.009228	0.588396	0.325628	5.00000	0.00000
Perm	Cd = 0.0002	Cr = 0.011	Cu = 0.10	Mn = 0.4	Ni = 0.052	Pb = 0.0025	Zn = 0.12	Al = 0.200	As = 0.010	Ba = 0.700	Hg = 0.001		

Fuente: Megalaboratorio UNA – PUNO (25-05-2016)

Leyenda: I = Época lluviosa II = Época seca

1 = *Myriophyllum elatinooides*; 2 = *Elodea potamogetoni*; 3 = *Potamogeton strictus*

A = Rio Huancané; B = Rio Ramis; C = Rio Coata; D = Rio llave; E = Rio Zapatilla

ANEXO 38.
 CUANTIFICACIÓN DE METALES TÓXICOS EN MACRÓFITOS DE LOS PRINCIPALES TRIBUTARIOS DEL LAGO TITICACA (EPOCA LLUVIOSA)

Mues Tra	Cd (mg/L)	Cr (mg/L)	Cu (mg/L)	Mn (mg/L)	Ni (mg/L)	Pb (mg/L)	Zn (mg/L)	Al (mg/L)	As (mg/L)	Ba (mg/L)	Hg (mg/L)	Patrón (mg/L)	Blanco (mg/L)
II-A ₁	0.001561	0.014917	0.056192	10.4851	0.017621	0.038414	0.258114	9.83631	0.221862	0.882226	0.798132	5.00000	0.00000
II-A ₂	0.001840	0.010954	0.056202	16.4967	0.009752	0.030896	0.172136	7.43253	0.111278	0.686762	0.237857	5.00000	0.00000
II-A ₃	0.001025	0.002611	0.009433	2.95440	0.007171	0.012072	0.150117	1.18413	0.019128	0.241682	0.113124	5.00000	0.00000
II-B ₁	0.003006	0.009438	0.057116	14.9373	0.012281	0.032855	0.257859	2.30014	0.037385	0.634854	0.170789	5.00000	0.00000
II-B ₂	0.003585	0.007417	0.063075	8.85131	0.020271	0.020926	0.375096	3.35689	0.120990	0.549323	0.233484	5.00000	0.00000
II-B ₃	0.001382	0.008218	0.052291	25.2951	0.012272	0.019578	0.262251	1.70348	0.063074	0.827017	0.465672	5.00000	0.00000
II-C ₁	0.003734	0.012350	0.101616	28.6147	0.023673	0.076124	1.33075	4.75774	0.144715	1.180100	0.376157	5.00000	0.00000
II-C ₂	0.007701	0.024469	0.156764	52.2187	0.085844	0.158109	4.09102	9.42034	0.323470	2.096280	0.522472	5.00000	0.00000
II-C ₃	0.004412	0.024710	0.131502	45.5805	0.036685	0.113125	1.82205	7.52506	0.196362	1.950270	0.442595	5.00000	0.00000
II-D ₁	0.005596	0.016593	0.050569	43.0281	0.026077	0.021356	0.334805	4.29466	0.202372	1.701500	0.039911	5.00000	0.00000
II-D ₂	0.002098	0.008419	0.059091	9.83776	0.019830	0.017301	0.304230	5.29907	0.113838	0.440449	0.034529	5.00000	0.00000
II-D ₃	0.001524	0.006266	0.041028	12.3710	0.008743	0.012665	0.182957	2.16194	0.036653	0.450396	0.031538	5.00000	0.00000
II-E ₁	0.001345	0.016230	0.050891	18.4008	0.012184	0.033103	0.273906	14.41122	0.237452	0.748161	0.051829	5.00000	0.00000
II-E ₂	0.000916	0.007821	0.052853	17.3999	0.008054	0.018630	0.151125	3.49225	0.198959	0.933707	0.036386	5.00000	0.00000
II-E ₃	0.000675	0.009097	0.056481	21.4063	0.008271	0.018088	0.139726	4.76650	0.220907	1.079920	0.032473	5.00000	0.00000
Per*	Cd = 0.0002	Cr = 0.011	Cu = 0.10	Mn = 0.4	Ni = 0.052	Pb = 0.0025	Zn = 0.12	Al = 0.200	As = 0.010	Ba = 0.007	Hg = 0.001	--	--

Fuente: Megalaboratorio UNA – PUNO (25-05-2016)

* = Limite permisible DECRETO SUPREMO N° 015-2015-MINAM.