

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL CALLAO
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y DE RECURSOS
NATURALES
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y DE
RECURSOS NATURALES



“FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA CON
***MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* PARA EL**
TRATAMIENTO DE EFLUENTES GENERADOS POR
PASIVOS AMBIENTALES MINEROS DE
HUALGAYOC-CAJAMARCA”

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL Y DE RECURSOS NATURALES

AUTORES:

DIEGO MOIZES MENDOZA FLORES
KEVIN PETER SALAZAR ALIAGA
LUIGI ALFONSO BRAVO TOLEDO

ASESOR:

MG. MÁXIMO FIDEL BACA NEGLIA

Callao, Abril, 2016

PERÚ

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL CALLAO
FACULTAD DE INGENIERIA AMBIENTAL Y DE RECURSOS NATURALES

COMISION DE GRADOS Y TITULOS

**ACTA DE SUSTENTACION DE TESIS PARA OPTAR EL TITULO DE
INGENIERO AMBIENTAL Y DE RECURSOS NATURALES
N° 001-2016-JEDT-FIARN**

Siendo las 14:30 horas del día lunes 25 de abril de 2016, en el Auditorio de la Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales ubicado en la Av. Juan Pablo II 306-Bellavista-Callao; se dio inicio a la Sustentación de la Tesis titulada "Fitorremediación Acuática con *Myriophyllum Aquaticum* para el Tratamiento de Efluentes Generados por Pasivos Ambientales Mineros de Hualgayoc-Cajamarca" presentado para optar el título profesional de Ingeniero Ambiental y de Recursos Naturales de los Bachilleres: Diego Moizes Mendoza Flores, Luigi Alfonso Bravo Toledo y Kevin Peter Salazar Aliaga.

Contando con la asistencia del Jurado Evaluador y Asesor a fin de dar cumplimiento a la Resolución N° 022-2016-D-FIARN de fecha 21 de abril de 2016, los mismos que están integrados por los siguientes docentes:

MsC. Carmen Elizabeth Barreto Pio	Presidenta
Lic. Janet Mamani Ramos	Secretaria
Ing. Abner Josué Vigo Roldán	Vocal
Mg. Máximo Fidel Baca Neglia	Asesor

Terminada la exposición, el Jurado Evaluador invita a los Bachilleres y al público en general se retiren del Auditorio para las deliberaciones del caso.

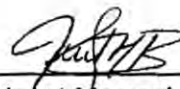
Luego de las deliberaciones el Jurado Evaluador Acuerda: **APROBAR POR UNANIMIDAD** no habiendo observación alguna.

Con el Calificativo de **MUY BUENO** y en consecuencia da por terminado el acto de exposición.

En señal de conformidad firman el Jurado Evaluador y Asesor, siendo las 15:25 horas del día 25 de abril de 2016.



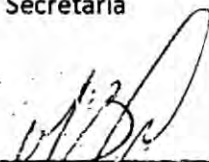
MsC. Carmen Elizabeth Barreto Pio
Presidenta



Lic. Janet Mamani Ramos
Secretaria



Ing. Abner Josué Vigo Roldán
Vocal



Mg. Ing. Máximo Fidel Baca Neglia
Asesor



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL CALLAO
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y DE RECURSOS NATURALES

INFORME N° 002-2016- JRT-FIARN

PARA : MsC. María Teresa Valderrama Rojas
Decana de Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales
Universidad Nacional Del Callao

DE : MsC. CARMEN ELIZABETH BARRETO PIO
Presidenta de Jurado Evaluador de Tesis

ASUNTO : Sustentación de Tesis Res. N° 015 -2016-D-FIARN

FECHA : Bellavista, 05 de Mayo del 2016

Tengo a bien dirigirme a usted para hacerle llegar el informe del Jurado Evaluador para la sustentación de tesis. Res. N° 015 -2016-D-FIARN.

Siendo, las 14.15 del día 25 de abril del 2016, en el auditorio de la Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales, se instaló el jurado evaluador: Conformado por: MsC. Carmen Elizabeth Barreto Pío (Presidenta), Lic. Janet Mamani Ramos (Secretaria), Ing. Abner Josué Vigo Roldan (Vocal), para dar cumplimiento al acto de sustentación de tesis Res. N° 015-2016-D-FIARN. **"FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA CON MYRIOPHYLLUM AQUATICUM PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES GENERADOS POR PASIVOS AMBIENTALES MINEROS DE HUALGAYOC-CAJAMARCA"**, presentado por los estudiantes DIEGO MOIZES MENDOZA FLORES, LUIGI ALFONSO BRAVO TOLEDO Y KEVIN PETER SALAZAR ALIAGA.

Iniciado el proceso de sustentación, se dio un tiempo de exposición de 15 minutos a cada uno de los bachilleres para la exposición de la parte que corresponde a cada tesista. culminada la exposición se pasó a la etapa de preguntas por cada miembro del jurado evaluador. Las mismas que fueron absueltas por los bachilleres. Seguidamente el Jurado evaluador invito a los bachilleres y al público en general a retirarse de la sala; afín de que el jurado evaluador realice las deliberaciones del caso; realizada las deliberaciones de la tesis sustentada el jurado evaluador acordó:

1.- Aprobar por unanimidad con el calificativo de MUY BUENO.; la tesis titulada **"FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA CON MYRIOPHYLLUM AQUATICUM PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES GENERADOS POR PASIVOS AMBIENTALES MINEROS DE HUALGAYOC-CAJAMARCA"**, presentado por los estudiantes DIEGO MOIZES MENDOZA FLORES, LUIGI ALFONSO BRAVO TOLEDO Y KEVIN PETER SALAZAR ALIAGA.

2.- Elevar el informe al despacho Decanal para que continúe con el trámite correspondiente.

Atentamente.



MsC. Carmen Barreto Pío.
Presidenta Jurado Tesis



DEDICATORIA

*Dedicado a nuestros amados
padres quienes han sido un
apoyo incondicional durante el
desarrollo de nuestras vidas.*

AGRADECIMIENTOS

A nuestras familias, quienes con su soporte tanto moral y económico nos ayudaron a seguir estudiando y a concluir este proyecto de vida.

A nuestro asesor, el Ing. Máximo Baca Neglia, por sus valiosos consejos y orientación, por su confianza, apoyo y paciencia durante el desarrollo de esta investigación.

Al Dr. Rubén Rodríguez Flores, por su formación en la investigación académica, motivación y amistad duradera.

Al Centro Experimental Tecnológico (CET) de la Universidad Nacional del Callao, por facilitarnos sus instalaciones para desarrollar las primeras experiencias, y en especial a la Ing. Ana Mercado del Pino por creer en nosotros desde la etapa inicial del proyecto.

Al Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos (CITRAR) de la Universidad Nacional de Ingeniería, por proporcionarnos sus instalaciones y equipos para la etapa experimental final de nuestro proyecto.

A nuestra casa de estudios, la Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales por apoyarnos con un espacio privado para desarrollar gran parte experimental del proyecto, por recibirnos desde el primer día de nuestra formación y brindarnos el conocimiento adquirido.

A los docentes, Ing. Gladys Reyna Mendoza, Ing. César Gutiérrez y al Ing. Roberto Lazo Camposano de la Facultad de Ingeniería Química por apoyarnos con sus conocimientos, laboratorios y equipos durante nuestra etapa experimental.

Y por último, a nuestros maestros y compañeros que durante esta etapa de nuestras vidas nos brindaron sus experiencias y conocimientos necesarios para el desarrollo de nuestra carrera y experiencia profesional.

INDICE

I. LANTEAMIENTO DE LA INVESTIGACIÓN.....	23
1.1. Identificación del problema	23
1.2. Formulación del Problema	25
1.3. Objetivos de la Investigación	25
1.4. Justificación	26
1.4.1. Por su naturaleza	26
1.4.2. Por su magnitud	26
1.4.3. Por su trascendencia.....	27
1.4.4. Por su aspecto socio-económico.....	27
1.4.5. Por su aspecto ambiental.....	27
1.4.6. Por su aspecto político	28
1.4.7. Por su aplicación.....	28
1.5. Importancia	29
1.6. Limitaciones y facilidades	29
II. MARCO TEÓRICO	30
2.1. Antecedentes del Estudio	30
2.1.1. Sobre el Myriophyllum aquaticum (Vell.).....	30
2.1.2. Sobre mezcla de aguas residuales (Sinergismo) y tratamientos pasivos	32
2.2. Bases Legales	33
2.2.1. La Constitución Política de 1993.....	34
2.2.2. Ley General del Ambiente – Ley N°28611	34
2.2.3. Decreto Supremo 013-2009-MINAM que Aprueba la Política Nacional del Ambiente.....	36

2.2.4. Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM que Aprueba los Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales	36
2.2.5. Decreto Supremo N° 010-2010-MINAM que Aprueba los Límites Máximos Permisibles para los efluentes líquidos de Actividades Minero – Metalúrgicas	37
2.2.6. Decreto Supremo N° 015-2015-MINAM que Modifican los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua y establecen disposiciones complementarias para su aplicación	37
2.3. Bases Teóricas	37
2.3.1. Fitorremediación.....	38
2.3.2. Agua residual doméstica	42
2.3.3. Sinergia	44
2.3.4. Descripción del <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.).....	45
2.3.5. Pasivos Ambientales Mineros (PAM)	48
2.3.6. Metales pesados	51
2.3.7. Fitotoxicidad por Metales pesados	54
2.3.8. Fitotoxicidad de plantas acuáticas.....	55
2.4. Definiciones de Términos Básicos	55
III. VARIABLES E HIPÓTESIS.....	59
3.1. Variables de la Investigación	59
3.2. Operacionalización de variables	60
3.3. Hipótesis	61
IV. METODOLOGÍA	62
4.1 Tipo de Investigación	62
4.2 Diseño de la investigación	62
4.2.1. La caracterización de los efluentes generados de los pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca.	62
4.2.2. Selección de Metales pesados a ser remediados:	63

4.2.3.	Selección de la planta acuática	63
4.2.4.	Reproducción hidropónica del <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) 63	
4.2.5.	Proceso de adaptación de la planta acuática <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) en los efluentes generados por pasivos ambientales mineros	64
4.3	Población y muestra	77
4.4	Técnicas e instrumentos de recolección de datos	77
4.5	Procedimientos de recolección de datos	82
4.6	Procesamiento estadístico y análisis de datos	83
4.6.1	Fase 1: Análisis Univariado	83
4.6.2	Fase 2: Análisis Bivariado	84
4.6.3	Prueba de Hipótesis	86
4.6.4	Software estadístico	87
V.	RESULTADOS.....	88
5.1.	Objetivo 1: Determinar la adaptabilidad y tolerancia del <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) a diferentes concentraciones de (pH). 88	
5.1.1.	Experiencia 1: Resultados de la adaptabilidad y tolerancia del <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) a distintas unidades de pH.....	88
5.2.	Objetivo 2: Determinar la adaptabilidad y tolerancia del <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) a diferentes concentraciones de metales (Fe y Zn).....	96
5.2.1.	Experiencia 2: Resultados de la adaptabilidad y tolerancia del <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) a distintas concentraciones de Sulfato de Zinc y Sulfato de Hierro	96
5.3.	Objetivo 3: Determinar la dosis óptima de dilución para el efluente generado por pasivos ambientales mineros con el agua residual doméstica.....	113

5.3.1. Experiencia 3: Prueba de jarras entre agua residual urbana (ARU) y efluente generado por pasivos ambientales mineros (EGPAM)	113
5.4. Objetivo 4: Diseñar un sistema de tratamiento a flujo continuo para el efluente generado por pasivos ambientales mezclado con el agua residual doméstica a escala laboratorio.	121
5.4.1. Experiencia 4: Celdas de contacto y flujo continuo: Sistema de tratamiento continuo sedimentador dinámico y biofloculador de contacto de laboratorio	121
5.5. Objetivo 5: Cuantificar el porcentaje de remoción de contaminantes de los efluentes tratados en el sistema de tratamiento a flujo continuo	125
5.6. Objetivo 6: Determinar la fitoacumulación de metales pesados por el <i>Myriophyllum aquaticum (Vell.)</i> en el sistema de tratamiento a flujo continuo.	131
VI. DISCUSIÓN DE RESULTADOS	134
6.1. Contrastación de hipótesis con los resultados	134
6.1.1. Concentración de Fe	134
6.1.2. Concentración de Zn	136
6.1.3. Concentración de DQO _T	137
6.1.4. Concentración de Nitrato	138
6.1.5. Concentración de Fosfato	139
6.1.6. Cantidad de Coliformes Totales	140
6.1.7. Contrastación del pH	141
6.1.8. Contrastación de la Turbidez	143
6.1.9. Contrastación de la Conductividad	145
6.1.10. Contrastación de los STD	147
6.2. Contrastación de resultados con otros estudios similares	150

VII. CONCLUSIONES.....	153
VIII. RECOMENDACIONES	155
IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	156
APÉNDICE	166
ANEXO	189

TABLAS DE CONTENIDO

- LISTADO DE FIGURAS:

- FIGURA N° 2. 1 MORFOLOGÍA FLORAL DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.)
- FIGURA N° 2. 2 MÉTODO PARA VALORAR LOS PAMs
- FIGURA N° 4. 1 REPRODUCCIÓN HIDROPÓNICA DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.)
- FIGURA N° 4. 2 PREPARACIÓN DEL MEDIO ÁCIDO MEDIANTE TITULACIÓN
- FIGURA N° 4. 3 EXPOSICIÓN DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) A DIFERENTES UNIDADES DE pH
- FIGURA N° 4. 4 PREPARACIÓN DEL AGUA CON DISTINTAS CONCENTRACIONES DE SULFATO DE HIERRO Y SULFATO DE ZINC
- FIGURA N° 4. 5 CONCENTRACIONES DE SULFATO DE HIERRO Y SULFATO DE ZINC
- FIGURA N° 4. 6 EXPOSICIÓN DE LA PLANTA A DISTINTAS CONCENTRACIONES SULFATO DE HIERRO Y SULFATO DE ZINC
- FIGURA N° 4. 7 PRUEBA DE JARRA DEL EFLUENTE GENERADO POR PASIVO AMBIENTAL MINERO Y EL AGUA RESIDUAL URBANA
- FIGURA N° 4. 8 ENTRADA DE EFLUENTES AL SISTEMA DE TRATAMIENTO
- FIGURA N° 4. 9 RECORRIDO DEL FLUJO DE LA MEZCLA EN EL SEDIMENTADOR DINÁMICO

- FIGURA N° 4. 10 DISEÑO DEL SEDIMENTADOR DINÁMICO
- FIGURA N° 4. 11 RECORRIDO DEL EFLUENTE DEL SEDIMENTADOR DINÁMICO EN EL BIOFLOCULADOR DE CONTACTO
- FIGURA N° 4. 12 ESTRUCTURA DEL BIOFLOCULADOR
- FIGURA N° 4. 13 INSTALACIÓN DEL BIOFLOCULADOR DE CONTACTO
- FIGURA N° 4. 14 ACONDICIONAMIENTO DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) EN EL SISTEMA
- FIGURA N° 4. 15 ARRANQUE DEL SEDIMENTADOR SINÉRGICO
- FIGURA N° 4. 16 ARRANQUE DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO PASIVO
- FIGURA N° 5.1 VISTA DEL ANTES Y DESPUÉS DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) EXPUESTO A UN AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO HASTA UN pH 2
- FIGURA N° 5.2 VISTA DEL ANTES Y DESPUÉS DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) EXPUESTO A UN AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO HASTA UN pH 4
- FIGURA N° 5.3 VISTA DEL ANTES Y DESPUÉS DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) EXPUESTO A UN AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO HASTA UN pH 6
- FIGURA N° 5. 4 ACONDICIONAMIENTO DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO ZINC
- FIGURA N° 5. 5 PRUEBA DE JARRAS EN EL LABORATORIO

• **LISTADO DE TABLAS:**

TABLA N° 1. 1	MATRIZ DE CONSISTENCIA
TABLA N° 2. 1	LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA LOS EFLUENTES DE PTAR
TABLA N° 2.2	LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA LA DESCARGA DE EFLUENTES LÍQUIDOS DE ACTIVIDADES MINERO – METALÚRGICAS
TABLA N° 2. 3	PARÁMETROS Y VALORES CONSOLIDADOS CATEGORÍA A2 UTILIZADOS EN LA INVESTIGACIÓN
TABLA N° 2. 4	LISTA DE ESTRATEGIAS DE FITORREMEDIACIÓN
TABLA N° 2.5	PLANTAS ACUÁTICAS DE FLOTACIÓN LIBRE CON POTENCIAL FITOACUMULADOR DE METALES PESADOS
TABLA N° 2.6	PLANTAS ACUÁTICAS SUMERGIDAS CON POTENCIAL FITOACUMULADOR DE METALES PESADOS
TABLA N° 2.7	PLANTAS ACUÁTICAS EMERGENTES CON POTENCIAL FITOACUMULADOR DE METALES PESADOS
TABLA N° 2.8	MECANISMOS DE FITORREMEDIACIÓN
TABLA N° 2. 9	DISTRIBUCIÓN DE PLANTAS ACUÁTICAS POR REGIONES EN EL PERÚ
TABLA N° 4. 1	PARÁMETROS REGISTRADOS EN LOS EFLUENTES GENERADOS DE PASIVOS AMBIENTALES – EUM LOS NEGROS
TABLA N° 4. 2	CONCENTRACIÓN DE ELECTROLITOS DE LA SOLUCIÓN NUTRITIVA

TABLA N° 4. 3	TIPOS DE AGUA APLICADAS EN LA EXPERIMENTACIÓN
TABLA N° 4. 4	VOLÚMENES DE $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y ZnSO_4 PARA OBTENER DILUCIONES
TABLA N° 4. 5	DISTRIBUCIÓN DE CONCENTRACIONES DE FE Y ZN
TABLA N° 4. 6	DATOS DE DISEÑO DEL SISTEMA
TABLA N° 4. 7	REQUISITOS DE TOMA DE MUESTRA Y PRESERVACIÓN
TABLA N° 4. 8	MÉTODOS Y EQUIPOS
TABLA N° 4. 9	PARÁMETROS DE ADAPTABILIDAD Y TOLERANCIA EVALUADOS EN LA EXPERIENCIA 1
TABLA N° 4. 10	PARÁMETROS DE ADAPTABILIDAD Y TOLERANCIA EVALUADOS EN LA EXPERIENCIA 2
TABLA N° 4. 11	PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS
TABLA N° 4. 12	PARÁMETROS DE CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS
TABLA N° 4. 13	PARÁMETROS BIOLÓGICOS
TABLA N° 5. 1	RESULTADOS DE ADAPTABILIDAD DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) EXPUESTO A UN AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO A DIFERENTES pH
TABLA N° 5. 2	RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO A UN pH 2 EN CONTACTO CON EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS
TABLA N° 5. 3	RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO A UN pH 4 EN CONTACTO CON EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS

- TABLA N° 5. 4 RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO A UN pH 6 EN CONTACTO CON EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS
- TABLA N° 5. 5 RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO A UN pH 2.25 EN CONTACTO CON EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS
- TABLA N° 5. 6 RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO A UN pH 2.5 EN CONTACTO CON EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS
- TABLA N° 5. 7 RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO A UN pH 2.75 EN CONTACTO CON EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS
- TABLA N° 5. 8 RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO A UN pH 3 EN CONTACTO CON EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS
- TABLA N° 5. 9 RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO A UN pH 3.5 EN CONTACTO CON EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS
- TABLA N° 5. 10 RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO CON 10 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE ZINC

- TABLA N° 5. 11 RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO CON 30 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE ZINC
- TABLA N° 5. 12 RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO CON 50 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE ZINC
- TABLA N° 5. 13 RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO CON 100 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE ZINC
- TABLA N° 5. 14 RESULTADOS DE P-VALUE DE LOS INDICADORES EN LAS DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO DE ZINC
- TABLA N° 5. 15 RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO CON 100 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE HIERRO
- TABLA N° 5. 16 RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO CON 300 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE HIERRO
- TABLA N° 5. 17 RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO CON 500 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE HIERRO

TABLA N° 5. 18	RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO CON 1000 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE HIERRO
TABLA N° 5. 19	RESULTADOS DE P-VALUE DE INDICADORES EN LAS DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO DE HIERRO
TABLA N° 5. 20	RESULTADOS DE INDICADORES DE LA PRUEBA DE JARRAS MEDIDOS A 13 DÍAS EN LA RELACIÓN DE 1/4 (ARU/EGPAM)
TABLA N° 5. 21	RESULTADOS DE INDICADORES DE LA PRUEBA DE JARRAS MEDIDOS A 13 DÍAS EN LA RELACIÓN DE 2/3 (ARU/EGPAM)
TABLA N° 5. 22	RESULTADOS DE INDICADORES DE LA PRUEBA DE JARRAS MEDIDOS A 13 DÍAS EN LA RELACIÓN DE 3/2 (ARU/EGPAM)
TABLA N° 5. 23	RESULTADOS DE INDICADORES DE LA PRUEBA DE JARRAS MEDIDOS A 13 DÍAS EN LA RELACIÓN DE 4/1 (ARU/EGPAM)
TABLA N° 5. 24	CARACTERIZACIÓN DE PARÁMETROS FISICO-QUÍMICOS PRESENTES EN EL EGPAM
TABLA N° 5. 25	CARACTERIZACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS PRESENTES EN EL EGPAM
TABLA N° 5. 26	CARACTERIZACIÓN DE PARÁMETROS FISICO QUÍMICOS PRESENTES EN EL ARU
TABLA N° 5. 27	PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES PRESENTES EN LA MEZCLA SINÉRGICA POR EL TRATAMIENTO DE FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA

- TABLA N° 5. 28 RESULTADOS DE BIOACUMULACIÓN DE Fe Y Zn EN EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) PRESENTE EN LOS 2 LOTES
- TABLA N° 5. 29 BIOACUMULACIÓN TOTAL TDE Fe Y Zn EN EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.)
- TABLA N° 6. 1 TABLA DE RESUMEN DE LA CONTRASTACIÓN DE HIPÓTESIS

• **LISTADO DE GRÁFICAS:**

- GRÁFICO N° 5. 1 RESULTADOS DE ADAPTABILIDAD DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) EXPUESTO A UN AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO A DIFERENTES pH
- GRÁFICO N° 5. 2 RESULTADOS ADAPTABILIDAD DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) EXPUESTO A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO DE ZINC
- GRÁFICO N° 5. 3 COMPARACIÓN ENTRE LOS INDICADORES DE CONDUCTIVIDAD, pH y OXÍGENO DISUELTO QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO DE ZINC
- GRÁFICO N° 5. 4 RESULTADOS DE CORRELACIÓN ENTRE LOS SÓLIDOS TOTALES DISUELTOS Y LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN LAS DIFERENTES CONCENTRACIONES DEL SULFATO DE ZINC

- GRÁFICO N° 5. 5 DIAGRAMA DE CAJAS DE LOS INDICADORES EN LAS DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO DE ZINC EN CONTACTO CON EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.)
- GRÁFICO N° 5. 6 RESULTADOS ADAPTABILIDAD DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) EXPUESTO A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO DE HIERRO
- GRÁFICO N° 5. 7 COMPARACIÓN ENTRE LOS INDICADORES DE CONDUCTIVIDAD, pH y OXÍGENO DISUELTO QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO DE HIERRO
- GRÁFICO N° 5. 8 RESULTADOS DE CORRELACIÓN ENTRE LOS SÓLIDOS TOTALES DISUELTOS Y LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN LAS DIFERENTES CONCENTRACIONES DEL SULFATO DE HIERRO
- GRÁFICO N° 5. 9 DIAGRAMA DE CAJAS DE LOS INDICADORES EN LAS DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO DE HIERRO EN CONTACTO CON EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.)
- GRÁFICO N° 5. 10 CONCENTRACIÓN DE Zn y Fe BIOACUMULADOS EN EL TEJIDO DEL MYRIOPYLLUM ACUATICUM AL FINALIZAR LA EXPERIENCIA 2
- GRÁFICO N° 5. 11 DIAGRAMA DE CAJAS DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN EL EGPAM

- GRÁFICO N° 5. 12 DIAGRAMMA DE CAJAS DE LOS PARAMETROS FISICOS-QUIMICOS
- GRÁFICO N° 5. 13 TURBIDEZ INICIAL DEL EFLUENTE GENERADO POR PASIVOS AMBIENTALES MINEROS (EGPAM) Y AGUA RESIDUAL URBANA (ARU)
- GRÁFICO N° 5. 14 COMPARACIÓN ENTRE LOS INDICADORES DE TURBIDEZ, OXÍGENO DISUELTO Y pH DE LAS MEZCLAS A UNA VELOCIDAD DE AGITACIÓN DE 42 RPM
- GRÁFICO N° 5. 15 CARACTERIZACIÓN DE Fe (ppm) EN LAS DIFERENTES MEZCLAS DE ARU/EGPAM
- GRÁFICO N° 5. 16 CARACTERIZACIÓN DE Zn (ppm) EN LAS DIFERENTES MEZCLAS DE ARU/EGPAM
- GRÁFICO N° 5. 17 RESULTADOS DE LA ESTABILIZACIÓN DEL BIOFLOCULADOR DE CONTACTO A LOS 5 DÍAS DE PUESTA EN MARCHA DEL SISTEMA CONTINUO
- GRÁFICO N° 5. 18 RESULTADOS DE LA ESTABILIZACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO CONTINUO A LOS 15 DÍAS DE PUESTA EN MARCHA
- GRÁFICO N° 5. 19 RESULTADOS DE LA TURBIDEZ Y DEL pH EN EL SISTEMA DE TRATAMIENTO A LOS 10 DÍAS DE COLAPSO
- GRÁFICO N° 5. 20 RESULTADOS DE LA TURBIDEZ Y DEL pH EN EL SISTEMA DE TRATAMIENTO A LOS 17 DIAS DEL COLAPSO
- GRÁFICO N° 5. 21 COMPARACIÓN DE LA VARIACIÓN DE DQOT (mg/L) CON EL LMP (SECTOR VIVIENDA) Y EL ECA-CALIDAD DE AGUA EN LAS DISTINTAS ETAPAS DE TRATAMIENTO DE FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA

GRÁFICO N° 5. 22 COMPARACIÓN DE LA VARIACIÓN DEL N-NO₃ (mg/L) Y EL ECA-CALIDAD DE AGUA EN LAS DISTINTAS ETAPAS DE TRATAMIENTO DE FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA

GRÁFICO N° 5. 23 COMPARACIÓN DE LA VARIACIÓN DEL PO₄⁻ (mg/L) Y EL ECA-CALIDAD DE AGUA EN LAS DISTINTAS ETAPAS DE TRATAMIENTO DE FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA

GRÁFICO N° 5. 24 COMPARACIÓN DE LA VARIACIÓN DE COLIFORMES TOTALES (NMP/100 ml) Y EL ECA-CALIDAD DE AGUA EN LAS DISTINTAS ETAPAS DE TRATAMIENTO DE FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA

GRÁFICO N° 5. 25 VARIACIÓN DEL ZINC (mg/L) EN LAS DIFERENTES ETAPAS EL SISTEMA DE TRATAMIENTO POR FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA

GRÁFICO N° 5. 26 REMOCIÓN DEL FE (mg/L) EN LAS DIFERENTES ETAPAS EL SISTEMA DE TRATAMIENTO POR FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA

GRÁFICO N° 5. 27 RESULTADOS DE BIOACUMULACIÓN DE Fe Y Zn EN EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) PRESENTE EN LOS 2 LOTES

GRÁFICO N° 6. 1 COMPARACIÓN DE VALORES DE Fe (ppm)

GRÁFICO N° 6. 2 COMPARACIÓN DE VALORES DE Zn (ppm)

GRÁFICO N° 6. 3 COMPARACIÓN DE VALORES DE DQO_T (mg/L)

GRÁFICO N° 6. 4 COMPARACIÓN DE VALORES DE NITRATO (mg/L)

GRÁFICO N° 6. 5 COMPARACIÓN DE VALORES DE FOSFATO (mg/L)

GRÁFICO N° 6. 6 COMPARACIÓN DE VALORES DE COLIFORMES TOTALES (NMP/100 ml)

GRÁFICO N° 6. 7 PRUEBA T PARA LA MEDIA DE pH

GRÁFICO N° 6. 8 PRUEBA T PARA LA MEDIA DE TURBIDEZ

GRÁFICO N° 6. 9 PRUEBA T PARA LA MEDIA DE SÓLIDOS TOTALES
DISUELTOS

- **LISTADO DE DIAGRAMAS:**

DIAGRAMA N° 2. 1 CATEGORÍAS DE CONTAMINANTES
MAYORMENTE REMOVIDOS POR ESPECIES DE
PLANTAS ACUÁTICAS

DIAGRAMA N° 4. 1 SISTEMA DE TRATAMIENTO CONTINUO DE
SEDIMENTACIÓN DINÁMICA Y BIOFLOCULACIÓN
DE CONTACTO

DIAGRAMA N° 4. 2 PUNTOS DE MONITOREO EN EL SISTEMA DE
TRATAMIENTO DE FLUJO CONTINUO

INTRODUCCIÓN

A medida que la demanda de recursos minerales siga creciendo en todo el mundo, el impacto de la minería será una preocupación cada vez más importante en el campo de las ciencias ambientales. La calidad del agua de Hualgayoc-Cajamarca es una preocupación importante para la población de la región, ya que juega un papel importante en su calidad de vida. Los pasivos ambientales dejados por la actividad minera al entrar en contacto con la precipitación, generan efluentes ácidos con alta carga de metales, originando la degradación y contaminación de aguas superficiales, aguas subterráneas y suelos, por lo que necesitan un tratamiento para su vertimiento final en algún cuerpo receptor. A lo largo del tiempo, se ha tratado de encontrar diferentes tipos de tecnologías que amortigüen considerablemente el impacto que generan estos efluentes ácidos, es así que se han desarrollado en su mayoría tratamientos físicos y químicos con el fin de reducir la concentración de metales. Sin embargo, estos tratamientos poseen un alto costo de implementación, mantenimiento y cierre, y muchas veces no recuperan las características iniciales de estos cuerpos. Es así, que nacen los tratamientos biológicos, los cuales con la ayuda de especies biológicas, recuperan las condiciones naturales iniciales de los cuerpos afectados; siendo en años actuales la Fitorremediación un tratamiento biológico muy utilizado a nivel mundial. La fitorremediación ofrece una alternativa no intrusiva, segura y rentable a las técnicas de limpieza convencionales, posee ventajas como el bajo costo de su aplicación, su mantenimiento y ayuda a mantener el equilibrio ecosistémico en el área aplicada. La absorción de metales por las plantas acuáticas (fitorremediación acuática) maneja patrones de acumulación en partes distintas de su estructura, esto considera una relación directa con los nutrientes necesarios para su crecimiento. Es por ello que en los últimos años se viene aplicando el uso de elementos sinérgicos combinando aguas de diferentes procedencia (especialmente aguas ácidas y aguas residual domésticas) para generar una mejor acumulación de metales en la planta. Por lo que en la presente tesis se pretende tratar los efluentes generados por los pasivos ambientales utilizando la fitorremediación acuática con una planta acuática nativa del Perú, el *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) como una planta prometedora para el tratamiento de aguas, dándole condiciones sinérgicas para su mejor acondicionamiento y eficiencia.

RESUMEN

La contaminación causada por los pasivos ambientales mineros genera un problema crítico en el ambiente y la sociedad, la acumulación excesiva de los metales pesados en los cuerpos superficiales y suelos compromete la proliferación de vida natural en los ecosistemas que existen alrededor del área de influencia donde se desarrollan las actividades mineras, tal como sucede en la ciudad de Hualgayoc ubicada en Cajamarca, donde la alteración de la calidad ambiental ha venido siendo afectada desde hace varias décadas. Los sistemas pasivos de tratamiento de aguas han venido siendo desarrollados en los últimos años debido a su alta eficiencia de remoción, bajo costo de instalación y mantenimiento, y su estética amigable con el ambiente. De igual manera, los co-tratamientos mediante el sinergismo han venido tomando fuerza en las tecnologías pasivas, debido a que presenta muchas ventajas potenciales sobre los tratamientos separados.

La presente investigación plantea que el tratamiento por fitorremediación acuática con *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vell) reducirá considerablemente la concentración de contaminantes en los efluentes generados por pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca. Por ende, el objetivo fue evaluar el potencial de la fitorremediación acuática con *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a nivel de laboratorio para tratar los efluentes generados por pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca.

Se realizaron 4 experiencias que permitieron evaluar el comportamiento de la planta acuática, la mezcla sinérgica de efluente generado por pasivo ambiental minero (EGPAM) y agua residual urbana (ARU), y finalmente el sistema de tratamiento pasivo a escala de laboratorio. Las primeras 2 experiencias estuvieron encaminadas para determinar la adaptabilidad y tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vell), se evaluaron bajo una frecuencia diaria por 3 semanas, la primera experiencia se evaluó a diferentes unidades de pH (2, 2.25, 2.5, 2.75, 3, 3.5, 4 y 6, los parámetros medidos fueron pH, Temperatura (°C), Conductividad (ppt), Sólidos Totales Disueltos (STD) y Oxígeno Disuelto (mg/L). La segunda experiencia permitió evaluar el desarrollo de la planta acuática a concentraciones de 1000, 600, 300 y 100 ppm de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y 100, 50, 30 y 10 ppm de ZnSO_4 , los parámetros medidos fueron pH, Temperatura (°C),

Conductividad (ppt), Sólidos Totales Disueltos (STD) y Oxígeno Disuelto ($\text{mg O}_2/\text{L}$) en el agua, y concentración de Fe y Zn en la planta acuática. En la experiencia 3 se evaluaron las dosis de dilución, se trabajaron relaciones de 1v de ARU / 4v de EGPAM, 2v de ARU / 3v EGPAM, 3v de ARU / 2v de EGPAM y 4v de ARU / 1v EGPAM, bajo una frecuencia diaria por un periodo de 3 semanas; los parámetros evaluados fueron pH, Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Conductividad (ppt), Sólidos Totales Disueltos (STD), Turbidez (NTU) y concentración de metales por PAI. La última experiencia permitió conocer el comportamiento de todo el sistema de tratamiento a flujo continuo, se fijó un caudal de 0.7 ml/s (0.5 ml/s EGPAM y 0.2 ml/s ARU), se trabajó con una relación de 4v de ARU / 4v de EGPAM bajo una frecuencia de evaluación diario por un periodo de 1 mes, los parámetros evaluados fueron pH, Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Conductividad (ppt), Sólidos Totales Disueltos (STD) y Turbidez (NTU), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitratos (NO_3^-), Fosfato (PO_4^-), Coliformes Totales (NMP/100 ml) y concentración de metales por PAI en el agua, y concentración de Fe y Zn en la planta acuática.

Los indicadores como (Turbidez, Conductividad, STD, Temperatura, Oxígeno disuelto, DQO, Coliformes Totales, Metales como Fe y Zn fueron removidos en porcentajes mayores al 90%. La conductividad Eléctrica y los Sólidos Totales Disueltos presentan una relación lineal directamente proporcional con un R^2 promedio de 0.9992, ya que en todas las experiencias conforme aumentaba la CE existía un aumento en la misma proporción de los STD. El indicador de pH, resultó ser el indicador básico y condicionante del sistema de tratamiento, por lo que este parámetro fue controlado según lo planteado en el Capítulo de discusión, por lo tanto la hipótesis es afirmativa. La dosis óptima de dilución de efluente generado por pasivos ambientales mineros (EGPAM) y agua residual urbana (ARU) para el tratamiento por fitorremediación acuática fue de relación 4 v de ARU/ 1 v EGPAM siendo el diseño del sistema óptimo para el tratamiento. Por lo tanto los resultados sugieren que la investigación **"FITORREMIACION ACUATICA CON MYRYOPILLUM ACUATICUM PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES GENERADOS POR PASIVOS AMBIENTALES MINEROS DE HUALGAYOC-CAJAMARCA"** se desarrolló bajo un enfoque de ingeniería ecológica viable para el mundo desarrollado y en desarrollo, el cual puede ser aplicado para mejorar la calidad del agua con el mínimo uso de combustibles fósiles y materiales.

ABSTRACT

Pollution caused by mining environmental liabilities generated a critical problem in the environment and society, the excessive accumulation of heavy metals in surface bodies and soils compromises the proliferation of natural life in ecosystems that exist around the area of influence where develop mining activities, such as in the city of Hualgayoc located in Cajamarca, where the alteration of environmental quality has been being affected for several decades. Passive water treatment systems have been under development in recent years due to its high removal efficiency, low cost of installation and maintenance, and environmentally friendly aesthetics. Similarly, the co-treatments by synergism have been gaining strength in passive technologies, because it has many potential advantages over separate treatments

This research suggests that treatment for aquatic phytoremediation with *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vell) significantly reduce the concentration of contaminants in effluents generated by mining environmental liabilities from Hualgayoc, Cajamarca. Therefore, the objective was to evaluate the potential of aquatic phytoremediation with *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) in the laboratory to treat effluents generated by mining environmental liabilities from Hualgayoc, Cajamarca.

Four experiences that allow to evaluate the behavior of aquatic plant were performed, the synergistic mixture of effluent generated by mining environmental liabilities (EGPAM) and urban wastewater (ARU), and finally the passive treatment system in laboratory scale were developed. The first 2 experiences were aimed to determine the adaptability and tolerance of *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vell), they were evaluated on a daily basis for 3 weeks, the first experience was evaluated at different pH units (2, 2.25, 2.5, 2.75, 3, 3.5, 4 and 6, the parameters measured were pH, temperature (° C) Conductivity (ppt), Total Dissolved Solids (TDS) and Dissolved Oxygen (mg /L). The second experience allows evaluating the development of the aquatic plant at concentrations of 1000, 600, 300 and 100 from $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, and 100, 50, 30 and 10 ppm from ZnSO_4 , the parameters measured were pH, temperature (° C), Conductivity (ppt), Total Dissolved Solids (TDS) and Dissolved Oxygen (mg O₂ / L) in water, and concentration of Fe and Zn in the aquatic plant. In the experience 3, doses of dilution was

evaluated, relations of 1V ARU / 4V EGPAM, 2v ARU / 3v EGPAM, 3v ARU / 2V EGPAM and 4v ARU / 1V EGPAM, on a daily basis were worked by a period of 3 weeks. The parameters evaluated were pH, temperature (° C) Conductivity (ppt), Total Dissolved Solids (TDS), Turbidity (NTU) and concentration of metals by ICP. The last experience allowed to know the behavior of the entire treatment system in continuous flow, a flow rate of 0.7 ml/s (0.5 ml/s EGPAM and 0.2 ml/s ARU) was set, we worked with a ratio of 4V ARU / 4V EGPAM with a daily assessment frequency, for a period of one month. the parameters evaluated were pH, temperature (°C) Conductivity (ppt), Total Dissolved Solids (TDS) and Turbidity (NTU), Chemical Oxygen Demand (COD), nitrates (NO₃), phosphate (PO₄), Total Coliforms (NMP / 100 ml) and ICP concentration of metals in the water, and concentration of Fe and Zn in the aquatic plant.

Indicators such as (Turbidity, Conductivity, STD, Temperature, Dissolved Oxygen, COD, Total Coliforms, metals such as Fe and Zn were removed in percentages greater than 90%. The Electrical Conductivity and Total Dissolved Solids have a directly proportional linear relationship with R² average of 0.9992, because in all experiences as EC increases there is an increment in proportion of TDS. The pH was found to be the basic indicator and conditioning the treatment system, so this parameter was controlled as discussed in Chapter discussion, therefore the hypothesis is affirmative. The optimal dose of dilution of effluent generated by mining environmental liabilities (EGPAM) and urban wastewater (ARU) for treatment by aquatic phytoremediation was ratio 4 v of ARU / 1 v EGPAM being the design of optimal system for treatment. Thus, the results suggest that research "AQUATIC PHYTOREMEDIATION WITH MYRYOPILLUM ACUATICUM FOR TREATMENT OF WASTEWATER GENERATED BY ENVIRONMENTAL LIABILITIES MINERS FROM HUALGAYOC-CAJAMARCA" was developed under an approach viable for the world ecological engineering developed and developing countries, which can be applied to improve water quality with minimal use of fossil fuels and materials.

CAPITULO I

PLANTEAMIENTO DE LA INVESTIGACIÓN

1.1. Identificación del problema

Los antecedentes históricos en el Perú demuestran que somos una región minera, principalmente en los departamentos de Cerro de Pasco, Moquegua, Huancavelica, Junín, Huaraz y Cajamarca, donde las actividades mineras han dejado pasivos ambientales, muchos de los cuales cuentan con más de 20 años de antigüedad (Carrasco, 2004). Según la Ley N° 28271, se considera como pasivos ambientales mineros (en adelante PAMs) a aquellas instalaciones, efluentes, emisiones, restos o depósitos de residuos producidos por operaciones mineras, en la actualidad abandonados o inactivos hasta la fecha y que constituyen un riesgo permanente y potencial para la salud de la población, el ecosistema circundante y la propiedad (MINEM, 2005).

El distrito de Hualgayoc es un complejo minero en los Andes peruanos, se caracteriza por la influencia de muchos eventos geológicos y la formación de muchos procesos minerales. Hualgayoc ha sido explotada desde épocas coloniales en las que se inició la minería en el Perú, este distrito ha sido famoso por la extracción de los depósitos de mineral de Ag, pero con el transcurrir del tiempo la producción del distrito se hizo polimetálica (es decir, Zn, Pb, Cu y Ag). Actualmente muchas de estas minas polimetálicas están siendo operadas por pequeñas empresas particulares, con lo cual se ha incrementado la preocupación de la población respecto a la contaminación del agua, la cual es producida por las aguas ácidas con contenido metálico generado por los pasivos ambientales existentes en el complejo minero (Arana, 2005), algunas de estas fuentes de contaminación son minas operativas, minas en abandono y otras que han sido parcialmente cerradas.

Actualmente los efluentes ácidos generados de los pasivos ambientales mineros son un aspecto ambiental que causa gran impacto en la industria minera debido a su potencialidad de generar contaminación. No solo las mineras en actividad generan aguas ácidas, pues estos también son generados por los pasivos ambientales mineros, los cuales tienden a producir aguas muy ácidas si no hubiesen minerales carbonatados en las

rocas de la zona que neutralicen estos efluentes. Debido a esta interacción los cuerpos de agua superficial han sufrido un gran impacto, convirtiéndose en un tema de mucha importancia que involucra distintos ecosistemas (agua , suelo) (Sánchez España, Pamo, Pastor, & Ercilla, 2008). Los análisis de estudios ambientales relacionados a la calidad de agua generada por PAMs indican que en su mayoría están constituidos de un agua muy acida y una serie de reacciones con los minerales expuestos a la oxidación. En tal sentido, los drenajes procedentes de los PAMs suelen estar enriquecidos por metales tóxicos (Zn, Ni, Fe, etc.) tal como lo indica el informe de monitoreo ambiental realizado por la consultora ambiental PASMINGA para el estudio de 49 pasivos ambientales mineros de la ex unidad minera los negros (PASMINGA, 2014).

Actualmente, el impacto de los efluentes de los PAMs genera un problema relevante en el ambiente, debido a que modifica el equilibrio en los ecosistemas y compromete la generación de medios de vida silvestre (plantas), así también la acumulación excesiva de metales en los suelos agrícolas que existen alrededor del área de influencia de los pasivos ambientales mineros, estos factores fundamentan la importancia de la remediación de estas aguas debido al potencial riesgo para la salud de los habitantes locales (Zhuang, McBride, Xia, Li, & Li, 2009). El método más eficaz de remediación de los drenajes ácidos de los PAMS reside probablemente en los tratamientos pasivos, cuya principal ventaja son los bajos costes de instalación y mantenimiento (Ordoñez, 1999). En tal sentido, la aplicación de una tecnología de tratamiento pasiva en base a plantas acuáticas posee una gran ventaja respecto a otros tratamientos debido a que presenta bajo costo económico, eco-eficiencia y sostenibilidad.

Las plantas acuáticas como el *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) son capaces de sobrevivir a zonas altamente contaminadas por metales, debido a la adaptabilidad que estas presentan, la cual es mayor siempre y cuando las plantas cuenten con un mínimo de nutrientes biodisponibles (Macronutrientes: N, P, K, Ca, Mg, S; Micronutrientes: Fe, Cu, Zn, Mn, B, Mo). Los nutrientes necesarios para el crecimiento de plantas acuáticas se encuentran de forma natural en los cuerpos de agua superficial tales como: lagunas, humedales y bofedales, en los cuales la interacción con las plantas acuáticas es directa de tal forma que son aprovechadas para su crecimiento. Además de ello, estos nutrientes también se encuentran presentes en las aguas provenientes de sistemas de tratamiento de agua

residual doméstica tal como lo menciona Baca Neglia (2012), las cuales pueden ser aprovechadas para el tratamiento de efluentes ácidos generados por los PAMs, mediante un sinergismo o co-tratamiento, es por eso que como plan de trabajo para desarrollar la investigación se ha elaborado la Tabla N° 1.1 "Matriz de Consistencia", la cual se encuentra en el Apéndice.

1.2. Formulación del Problema

En nuestro país es común encontrar toda clase de pasivos ambientales que generan un impacto al ambiente sin un control y tratamiento adecuado, contaminando recursos de suelo y de aguas superficiales, alterando todo ecosistema alrededor, no permitiendo condiciones de vida y más aun poniendo en riesgo la de otras especies.

Por ello la presente tesis "**FITORREMEDIACION ACUATICA CON MYRYOPILLUM ACUATICUM (VELL.) PARA EL TRATAMIENTOS DE EFLUENTES GENERADOS POR PASIVOS AMBIENTALES MINEROS DE HUALGAYOC-CAJAMARCA**" recoge la problemática que existe en esta región minera y propone una alternativa de solución.

¿La fitorremediación acuática con *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) será un método adecuado para tratar efluentes generados por pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca?

1.3. Objetivos de la Investigación

El **objetivo general** para el trabajo de investigación es:

Evaluar el potencial de la fitorremediación acuática con *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a nivel de laboratorio para tratar los efluentes generados por pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca.

En tanto los **objetivos específicos** son:

- Determinar la adaptabilidad y tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a diferentes concentraciones de (pH).
- Determinar la adaptabilidad y tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a diferentes concentraciones de metales (Fe y Zn).

- Determinar la dosis óptima de dilución para el efluente generado por pasivos ambientales mineros con el agua residual doméstica.
- Diseñar un sistema de tratamiento a flujo continuo para el efluente generado por pasivos ambientales mezclado con el agua residual doméstica a escala laboratorio.
- Determinar la fitoacumulación de metales pesados por el *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) en el sistema de tratamiento a flujo continuo.
- Cuantificar el porcentaje de remoción de contaminantes de los efluentes tratados en el sistema de tratamiento a flujo continuo.

1.4. Justificación

El presente proyecto de investigación, se justificó en base a los siguientes argumentos:

1.4.1. Por su naturaleza

- La adaptabilidad de plantas a las distintas concentraciones de aguas acidas que tienen la capacidad de adaptación genética a gran variedad de contaminantes.
- La contaminación del agua, la pérdida de su resiliencia y sus usos como recurso natural (Pedro, Santos, Ferreira, & Gonçalves, 2013).
- La Fitorremediación como una técnica para descontaminar aguas residuales con metales pesados a un bajo costo y sostenible (Garbisu & Alkorta, 2001).

1.4.2. Por su magnitud

- La minería y personas ligadas de manera directa o indirectamente tienen riesgo de contraer enfermedades por efecto de las aguas contaminados con metales se incrementa ostensiblemente con el tiempo las consecuencias hacia la salud de la población, y su calidad de vida exigen

que la zonas afectadas presenten un entorno ambiental agradable (Pedro et al., 2013).

- La aplicación de una tecnología de tratamiento pasivo con pruebas de interacción simbióticas entre agua residual doméstica y agua acidas (Garbisu & Alkorta, 2001).

1.4.3. Por su trascendencia

- Hoy en día la remediación de los pasivos ambientales mineros es una práctica que se está tomando en cuenta por el gobierno pero en términos generales se encuentra enmarcado dentro de la política ambiental Nacional de los gobiernos regionales y municipales.
- Esta investigación sirve como modelo para la aplicación en otras zonas contaminadas con las aguas acidas generadas de los pasivos ambientales (MINEM, 2005).

1.4.4. Por su aspecto socio-económico

- En la actualidad la minería es la principal actividad económica que las poblaciones desempeñan en los andes, por lo que se debería realizar de una manera sostenible con el ambiente con aplicación de tecnologías ecoeficientes.
- La degradación de los recursos (agua y suelo), no permite el desarrollo de alguna otra actividad o un uso paisajístico (Cooke & Abbott, 2008).
- La gravedad de la contaminación depende no sólo en el contenido total de metales, sino también en la proporción de sus formas móviles y biodisponibles, ya que el contenido total de metales podrá ser utilizado para evaluar el impacto antropogénico (Wei & Yang, 2010).

1.4.5. Por su aspecto ambiental

- La gran cantidad de metales son muy tóxicos, bioacumulables y algunos resistentes a la degradación bioquímica y pueden representar una amenaza potencial para la salud humana .Los metales en el agua se pueden transferir fácilmente a los humanos por la ingestión, o absorción

dérmica, se acumulan en los tejidos grasos, y afectan, posteriormente, el sistema nervioso, el sistema endocrino, el sistema inmunológico, la función hematopoyética, el metabolismo celular normal, etc. Se consideran para ser indicadores útiles de las condiciones ambientales, y puede ser utilizado para monitorear la variabilidad natural de la composición del agua, y riesgos para la salud toxicológicos asociados (Barenys et al., 2014).

1.4.6. Por su aspecto político

- La situación se agrava dada la insuficiente intervención del Estado en asistencia técnica y transferencia tecnológica inadecuada, por lo que es muy difícil que los impactos de las actividades mineras sean mínimas a los ecosistemas, debido a la carencia de sistemas tecnológicos ecoeficientes para los cuidados de los recursos como agua, suelo, flora y fauna.
- El estado actualmente está implementando políticas ambientales de control, supervisión y fiscalización ambiental con la creación del Ministerio del Ambiente y sus Órganos Públicos Descentralizados (OPD).

1.4.7. Por su aplicación

- Desde un punto de vista hidroquímico, la relación sinérgica entre dos aguas residuales (doméstica y efluentes) puede resultar en mayores tasas de extracción de todos los principales contaminantes. por lo que se aplica el mismo principio de sinergia para esta tesis, esperando obtener buenos resultados como la investigación realizadas por (Strosnider & Nairn, 2010; Younger & Henderson, 2014)
- Este autor identificó que el adecuado crecimiento de las especies vegetales estaban asociados con la existencia de sustratos orgánicos de aguas residuales domésticas, lo que de alguna manera contrarrestaba la muy poca presencia materia orgánica de los efluentes ácidos debido a la alta presencia de metales pesados que alteraban el pH (Younger & Henderson, 2014).

1.5. Importancia

La importancia de esta investigación tiene como fundamento 3 ejes de desarrollo, un eje social, un eje ambiental y un eje económico.

- **Importancia ambiental:** La innovación tecnológica en un nuevo tratamiento para solucionar la problemática de los efluentes generados por pasivos ambientales mineros y las aguas residuales urbanas, teniendo en cuenta los impactos ambientales que generan debido a su mala disposición y tratamiento.
- **Importancia Social:** El tratamiento del agua residual urbana y los efluentes generados por pasivos ambientales mineros evita la contaminación de los principales cuerpos receptores y afluentes de las poblaciones aledañas a la zona de estudio, además de obtener agua tratada para diferentes usos locales.
- **Importancia económica:** El bajo costo de la biotecnología produce una fácil accesibilidad al sistema de tratamiento, necesita poco mantenimiento y es un sistema reproducible a bajo costo.

1.6. Limitaciones y facilidades

Las principales limitaciones que se presentaron durante la realización de la presente investigación fueron que no se podía realizar una evaluación en largos periodos de tiempo debido al poco volumen de efluente generado por pasivos ambientales mineros de Hualgayoc que se pudo transportar desde Cajamarca a Lima; la falta de un local óptimo donde se pudieran realizar la reproducción de las plantas y todas las experiencias, sin embargo gracias a la buena predisposición de las autoridades se utilizaron varias instalaciones como la Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales, la Facultad de Ingeniería Química y el Centro Experimental Tecnológico de la Universidad Nacional del Callao, así también el Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos de la Universidad Nacional de Ingeniería; por último, el no contar con equipos de laboratorio debidamente calibrados y en buen estado generó que los investigadores con sus propios recursos adquieran los equipos y contraten los servicios de otros laboratorios para los respectivos análisis que se requerían en las experiencias.

CAPITULO II MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes del Estudio

2.1.1. Sobre el *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)

En el ámbito nacional no se ha encontrado investigaciones referentes al objetivo general planteado (Potencial de la fitorremediación acuática con *Myriophyllum aquaticum*) es por eso que esta investigación ha tomado como referencia investigaciones internacionales tales como:

(Kamal, Ghaly, Mahmoud, & CoteCôté, 2004), examinaron la habilidad de tres plantas acuáticas para remover metales pesados de agua contaminada: *Myriophyllum aquaticum*, *Ludwigina palustris*, y *Mentha aquatic*. Los resultados presentan que todas las plantas fueron capaces de remover Fe, Zn, Cu, y Hg del agua contaminada. El *Myriophyllum aquaticum* mostró alta tolerancia de toxicidad, seguida del *Mentha aquatic* y el *Ludwigina palustris*. Concluyendo el uso del *Myriophyllum aquaticum* en este estudio reveló su potencial aplicación en Fitorremediación.

Samecka-Cymerman and Kempers (2004) estudiaron a las macrofitas acuáticas *Potamogeton pectinatus* y el *Myriophyllum spicatum* en un cuerpo receptor que recibía aguas residuales y residuos sólidos de una fundición de cobre e industria de procesamiento de mineral de cobre en Legnica-Glogow. Se evidencio una capacidad fitoextractiva y fitotolerante de la especie *Myriophyllum spp.* sobre metales pesados, conociendo de esta manera su potencial fitorremediador.

(Kumar et al., 2013), probó la eliminación de 5 metales pesados tres macrófitos acuáticos *Pistia stratiotes* L. (lechuga de agua), *Spirodela polyrrhiza* W. Koch (lenteja de agua) y *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua). Los resultados revelaron *E. crassipes* como el más eficiente para la eliminación de metales pesados seleccionados seguido por *P. stratiotes* y *S. polyrrhiza*.

Concluyendo que las plantas que se muestran una amplia gama de tolerancia a todos los metales seleccionados y por lo tanto se pueden

utilizar para la eliminación de metales pesados a gran escala de las aguas residuales.

(Souza, Dziedzic, Cubas, & Maranhó, 2013), evaluaron la reducción de nutrientes y materia orgánica en las aguas contaminadas utilizando *Myriophyllum aquaticum*. Observó el nivel más alto de eliminación en el día 30 como 75,4% para la DBO; 67,4% para la DQO; 88,3% para TKN; y 93,6% para el TP. Concluyendo que el uso de *M. aquaticum* demostró su potencial aplicación en la fitorremediación, mostrando reducciones en DQO, DBO, y TP en el día 15, y en la AN y TKN en el día 30.

(Harguinteguy, Schreiber, & Pignata, 2013) analizaron las posibles relaciones entre la entrada de los metales pesados en las aguas superficiales y sedimentos, la acumulación de metales pesados y los cambios fisiológicos en la planta acuática *Myriophyllum aquaticum*, cuyo resultados demuestran el uso potencial de *M. aquaticum* como biomonitor, bioacumulador teniendo una acumulación adecuada en las primeras etapas de la contaminación por metales pesados en el río Xanaes (Cordoba, Argentina).

Galal and Shehata (2014), evaluaron la especie *Myriophyllum spicatum* por su habilidad para acumular nutrientes y metales pesados de cursos de agua contaminados en Egipto. Las concentraciones de los metales pesados investigados en los sedimentos tienen la siguiente secuencia Fe>Mn>Cu>Zn>Pb>Ni>Cd, mientras que en la planta *M. spicatum* fue Mn>Fe>Zn>Cu>Ni>Pb>Cd. Más aún, el Factor de Bioacumulación fue mayor a 1 en todos los metales, con excepción del Pb, y el orden según la capacidad de absorción fue Ni>Mn> Cd>Fe>Zn>Cu>Pb. Los altos valores encontrados del FBA (Factor de Bioacumulación) en esta planta indican un alto potencial para concentrar metales pesados en sus tejidos y poder ser usado como una especie potencial para Fitorremediar ecosistemas contaminados.

2.1.2. Sobre mezcla de aguas residuales (Sinergismo) y tratamientos pasivos

Para llegar a términos como tratamientos sinérgicos se tiene como antecedentes a King et al. (1974), que da las primeras señales y describe la recuperación de lagos generados por drenaje ácidos de mina a través de la acumulación natural de la materia orgánica, sustentando que la aceleración del proceso de reducción de sulfato presentes en la naturaleza es a través de la adición de materia orgánica gruesa, tales como aserrín, paja de trigo, el periódico, el estiércol y lodos de aguas residuales (McCullough, Lund, May 2008).

Una investigación de gran importancia en el tratamiento de agua de mina en humedales artificiales a escala laboratorio y escala real fue presentada en la tesis doctoral de (Ordoñez 1999) en 1999, la investigación doctoral está compuesta por 12 experiencia a escala laboratorio , 1 diseño a nivel piloto y 1 a escala real, demostrando el acondicionamiento de las plantas en el humedal y el comportamiento del agua acida de mina, llegando a altas eficiencias de remoción de metales. Cabe resaltar que aún no hay una mezcla de aguas, el principio que utiliza fue un sistema alcalinizador en el afluente para luego ingresar al humedal.

Batty, Younger (2004), ya enfocaron en las interacción de lo orgánico en el humedal y estudiaron el crecimiento y adaptación del *Phragmites australis* (Cav.) en dos humedales aerobios a escala real en el tratamiento de aguas de la mina abandonada de Shilbottle Colliery, Northumberland, Reino Unido, donde concluyeron que por el movimiento natural de las raíces de la planta pueden haber un reflujo de metales al medio, que existe una inhibición en el crecimiento esto puede ser debido a la toxicidad de metales lo que sugiere que el uso de plantas puede no ser adecuado para situaciones en las aguas a tratar contienen niveles extremadamente altos de metales potencialmente fitotóxicos. Los problemas potenciales asociados con la reducción de la absorción de nutrientes, posiblemente relacionado con la presencia de altas concentraciones de metales y H⁺ iones tienen implicaciones importantes. Si la absorción de nutrientes se ve impedida por la actividad de los metales y H⁺ iones entonces simples adiciones de nutrientes no pueden superar cualquier problema de deficiencia.

Ya en 2006 Johnson, Younger (2006), realizaron una investigación crucial, donde mezclan agua acida de mina con agua residual domestica como un sistema de co-tratamiento con humedales, mostrando que este tratamiento combinado tiene muchas ventajas potenciales sobre el tratamiento separado. El mutuo beneficio de la mezcla de estas dos aguas residuales (que cada uno tienden a ser bajos en contaminantes que son altos en el otro) y las propiedades biogeoquímicos de los tipos de aguas residuales producen sinergias reales en el tratamiento. Por ejemplo, sólidos en suspensión en las aguas residuales deben alentar flóculos de hierro al entrar en contacto con el Fe del agua de la mina acelera la precipitación de oxihidróxidos. Procesos similares también pueden acelerar la remoción de manganeso. El fosfato, que es generalmente difícil de eliminar mediante el tratamiento ya sea activa o pasiva puede ser eliminado a través de la sorción y precipitación en oxihidróxido de hierro.

McCullough, Lund, May (2008) realizan un tratamiento a gran escala de remediación de aguas lenticas afectado por aguas acidas y considero la aplicación de aguas urbanas crudas por la gran cantidad de material grueso disponibles y su bajo costo la aplicación lo realizó en un estanque eutrofizado inicialmente con altas concentraciones de nutrientes, pH 8, altos niveles de sulfato (500 mg L^{-1}), y tenía la proliferación de algas. Poco después de la adición de agua acida de mina, el pH estanque de evaporación cayó a 2,4, y la conductividad eléctrica (CE) fue elevado en uno o dos órdenes de magnitud. Durante los siguientes 18 meses, el pH del estanque aumentaba, la CE y la concentración de metales disminuía. Después de sólo 18 meses de adición de drenaje ácido de mina, la calidad del agua del estanque había regresado a un nivel similar al que tenía antes de adicionar el drenaje de mina. Por lo que concluyo que las observaciones que obtuvo sugieren que la adición de materiales orgánicos de bajo costo se muestra prometedora para la remediación de aguas de mina ácido a escala de campo y justifica una investigación experimental.

2.2. Bases Legales

La presente investigación se encuentra inmersa dentro de un diverso marco normativo ambiental, a continuación se detallan las normas más representativas:

2.2.1. La Constitución Política de 1993

Esta norma fundamental de la República del Perú fue aprobada mediante el referéndum de 1993, en el **artículo 66**, capítulo II menciona, que los recursos naturales, renovables y no renovables, son patrimonio de la Nación, y que el estado se soberano en su aprovechamiento. De igual manera, menciona que por ley orgánica se fijan las condiciones de su utilización y de su otorgamiento a particulares. La concesión otorga a su titular un derecho real, sujeto a dicha norma legal.

En el **artículo 67** del mencionado capítulo indica que El Estado determina la política nacional del ambiente. Y que además, promueve el uso sostenible de sus recursos naturales. Por otro lado, en el **artículo 68**, también del capítulo II, indica que El Estado está obligado a promover la conservación de la diversidad biológica y de las áreas naturales protegidas.

2.2.2. Ley General del Ambiente – Ley N°28611

Publicada el 15 de octubre de 2005, en el **artículo 47**, título II, del capítulo 4, numeral 47.1 indica, que toda persona, natural o jurídica, tiene el deber de participar responsablemente en la gestión ambiental, actuando con buena fe, transparencia y veracidad conforme a las reglas y procedimientos de los mecanismos formales de participación establecidos y a las disposiciones de la presente Ley y las demás normas vigentes.

De igual manera en el **artículo 113**, título III, del capítulo 3, numeral 113.1 menciona que toda persona natural o jurídica, pública o privada, tiene el deber de contribuir a prevenir, controlar y recuperar la calidad del ambiente y de sus componentes.

En el numeral 113.2, se mencionan los objetivos de la gestión ambiental en materia de calidad ambiental:

- a. Preservar, conservar, mejorar y restaurar, según corresponda, la calidad del aire, el agua y los suelos y demás componentes del ambiente, identificando y controlando los factores de riesgo que la afecten.
- b. Prevenir, controlar, restringir y evitar según sea el caso, actividades que generen efectos significativos, nocivos o peligrosos para el ambiente y sus componentes, en particular cuando ponen en riesgo la salud de las personas.

- c. Recuperar las áreas o zonas degradadas o deterioradas por la contaminación ambiental.
- d. Prevenir, controlar y mitigar los riesgos y daños ambientales procedentes de la introducción, uso, comercialización y consumo de bienes, productos, servicios o especies de flora y fauna.
- e. Identificar y controlar los factores de riesgo a la calidad del ambiente y sus componentes.
- f. Promover el desarrollo de la investigación científica y tecnológica, las actividades de transferencia de conocimientos y recursos, la difusión de experiencias exitosas y otros medios para el mejoramiento de la calidad ambiental.

En el **artículo 123**, título III, del capítulo 4 indica que la investigación científica y tecnológica está orientada, en forma prioritaria, a proteger la salud ambiental, optimizar el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales y a prevenir el deterioro ambiental, tomando en cuenta el manejo de los fenómenos y factores que ponen en riesgo el ambiente; el aprovechamiento de la biodiversidad, la realización y actualización de los inventarios de recursos naturales y la producción limpia y la determinación de los indicadores de calidad ambiental.

Por último en el **artículo 124**, título III, del capítulo 4, numeral 124.1 menciona que le corresponde al Estado y a las universidades, públicas y privadas, en cumplimiento de sus respectivas funciones y roles, promover:

- a. La investigación y el desarrollo científico y tecnológico en materia ambiental.
- b. La investigación y sistematización de las tecnologías tradicionales.
- c. La generación de tecnologías ambientales.
- d. La formación de capacidades humanas ambientales en la ciudadanía.
- e. El interés y desarrollo por la investigación sobre temas ambientales en la niñez y juventud.
- f. La transferencia de tecnologías limpias.
- g. La diversificación y competitividad de la actividad pesquera, agraria, forestal y otras actividades económicas prioritarias

2.2.3. Decreto Supremo 013-2009-MINAM que Aprueba la Política Nacional del Ambiente

Publicada el 23 de mayo de 2009, la Política Nacional del Ambiente es el conjunto de lineamientos, objetivos, estrategias e instrumentos que tienen como fin definir y orientar al sector público, privado y a la sociedad civil en material ambiental. Dentro de los 4 ejes principales, el ámbito de la presente investigación aterriza en dos ejes, los cuales se detallan a continuación:

- Eje de Política 1. Conservación y Aprovechamiento Sostenible de los recursos naturales y de la diversidad biológica

5. MINERÍA Y ENERGÍA

- d) Fomentar el uso de tecnologías limpias en la actividad minero – energética para minimizar los riesgos e impactos ambientales.

- Eje de Política 2. Gestión integral de la Calidad Ambiental

1. CONTROL INTEGRADO DE LA CONTAMINACIÓN

- c) Realizar acciones para recuperar la calidad del agua, aire y suelos en áreas afectadas por pasivos ambientales.

- f) Promover la inversión privada en procesos productivos que utilicen tecnologías e insumos limpios y el desarrollo de procesos de reconversión de las industrias contaminantes.

2. CALIDAD DEL AGUA

- c) Promover el conocimiento científico y tecnológico de las medidas de prevención y los efectos de la contaminación del agua, sobre la salud de las personas, los ecosistemas y los recursos naturales.

2.2.4. Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM que Aprueba los Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales

Publicado el 17 de marzo de 2010, esta normativa dicta los valores límites para los efluentes de las PTAR Domésticas o Municipales, Ver en Anexo,

la Tabla N° 2.1 "Límites máximos permisibles para los efluentes de PTAR" donde se pueden observar dichos valores.

2.2.5. Decreto Supremo N° 010-2010-MINAM que Aprueba los Límites Máximos Permisibles para los efluentes líquidos de Actividades Minero – Metalúrgicas

Publicado el 21 de agosto de 2010, esta normativa dicta los valores límites para los efluentes líquidos generados de las actividades minero – metalúrgicas. Ver en Anexo, la Tabla N° 2.2 "Límites máximos permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero – metalúrgicas" donde se observan los valores.

2.2.6. Decreto Supremo N° 015-2015-MINAM que Modifican los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua y establecen disposiciones complementarias para su aplicación

Publicado el 19 de diciembre de 2015, esta normativa modifica los valores de los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, aprobados por el Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM, estos valores se detallan en Anexo, en la Tabla N° 2.3 "Parámetros y valores consolidados categoría a2 utilizados en la investigación". Para la presente investigación se utilizarán los valores de la Categoría A2.

2.3. Bases Teóricas

Los métodos biológicos de remoción de metales emplean varios microorganismos o diferentes especies de plantas, y son considerados como métodos efectivos de bajo costo, a comparación de los métodos fisicoquímicos (Ansari, Gill, Gill, Lanza, Newman 2015). En la era de la biorremediación, las especies vegetales son consideradas como un recurso biológico con una inmensa capacidad para remover varios contaminantes de ecosistemas que han sido estudiados. Las plantas remueven o degradan contaminantes selectos presentes en el suelo, lodos, sedimentos, aguas subterráneas, aguas superficiales y aguas residuales, utilizando sus procesos metabólicos e hidráulicos, de este modo mejoran la calidad del ambiente, en los últimos años este tratamiento ha sido llamado Fitorremediación (Dhir 2013).

2.3.1. Fitorremediación

El uso de plantas para remediar áreas contaminadas, es una técnica conocida como "fitorremediación", se ha perfilado como una nueva herramienta de remediación in situ en los últimos años. La fitorremediación aprovecha el hecho de que una planta viva actúe como bomba, impulsada por la energía solar, que puede extraer y concentrar ciertos metales pesados del medio ambiente, así como absorber contaminantes orgánicos para su metabolismo. Este método de remediación mantiene las propiedades biológicas y la estructura física del suelo, en caso de cuerpos superficiales mantiene las condiciones bioquímicas iniciales. La técnica es amigable con el medio ambiente, potencialmente barata, visualmente discreta, y ofrece la posibilidad de biorrecuperar los metales pesados y otros contaminantes (Yang, Feng, He, Stoffella 2005). Las estrategias de Fitorremediación se encuentran a detalle en la Tabla N° 2.4 "Lista de estrategias de Fitorremediación" del Anexo.

A. Fitorremediación acuática

Los recursos de agua dulce y de mar, están siendo contaminados por diversos elementos tóxicos a través de actividades antropogénicas y de fuentes naturales. Por lo tanto, la recuperación del medio ambiente acuático contaminado es importante como lo es para el medio ambiente terrestre. La Fitorremediación acuática de los contaminantes tóxicos se puede lograr fácilmente por los macrófitos acuáticos o por otras plantas acuáticas flotantes, ya que el proceso implica la biosorción y la bioacumulación de los contaminantes solubles y biodisponibles del agua (Brooks and Robinson 1998) (Rahman, Hasegawa 2011). Debido a las limitaciones de las tecnologías convencionales, el tratamiento biológico de metales, especialmente la Fitorremediación acuática, se está convirtiendo en una alternativa más atractiva. Una variedad de aguas contaminadas pueden ser fitorremediadas, éstas incluyen, las aguas residuales municipales, la escorrentía agrícola, agua de drenaje, aguas residuales industriales, escorrentía de pila de carbón, lixiviados de vertedero, drenaje de mina y aguas subterráneas de penachos (Olguín, Sánchez-Galván 2010). Las plantas acuáticas además durante la Fitorremediación acuática, pueden ejercer una profunda influencia en el medio ambiente fisicoquímico. Por su presencia física dentro de la columna de agua, estas plantas pueden atenuar la luz empinada y gradientes de temperatura, así como reducir la turbulencia suficiente para promover la sedimentación. La actividad

metabólica de las plantas sumergidas puede efectuar cambios en los perfiles de oxígeno, dióxido de carbono, el pH y el potencial redox dentro de la columna de agua y hacia abajo en el sedimento marcado (Titus, Urban 2009).

B. Especies de plantas acuáticas

Un número de especies de plantas acuáticas han sido investigadas para la remoción de contaminantes tóxicos como el As, Zn, Cd, Pb, Cr, Hg, etc. (Ansari, Gill, Gill, Lanza, Newman 2015). Rahman and Hasegawa (2011) investigaron la especie *Demersum Ceratophyllum*, macrófita acuática sumergida, se identificó como acumulador de arsénico. Miretzky, Saralegui, and Cirelli (2004) identificaron tres plantas acuáticas flotantes, comunes en las pampas de los lagos en Argentina, *Pista stratiotes*, *Spirodela intermedia*, y la *Lemna minor*, estas plantas fueron usadas para remover Fe, Cu, Zn, Mn, Cr y Pb, encontrándose un alto porcentaje de remoción. Por otro lado Skinner, Wright, and Porter-Goff (2007) expusieron a las especies *Eichornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Scirpus tabernaemontani* y a la *Colocasia esculenta*, a concentraciones de mercurio 0 mg/L, 0.5 mg/L y 2 mg/L por 30 días, los análisis indicaron que la toxicidad agua del mercurio inducido se redujo del agua. Todas las especies de plantas aparentemente redujeron las concentraciones de mercurio en el agua vía absorción de las raíces y acumulación. Lesage et al. (2007) investigaron al *Myriophyllum spicatum* L. como planta acuática potencial para absorber Co, Cu, Ni y Zn, el experimento fue evaluado en pruebas por lote con una solución mixta de metales pesados a diferentes concentraciones 0, 1, 5, 10, 50 y 100mg/L por cada metal. En el Anexo, la Tabla N° 2.5 "Plantas acuáticas de flotación libre con potencial fitoacumulador de metales pesados", la Tabla N° 2.6 "Plantas acuáticas sumergidas con potencial fitoacumulador de metales pesados" y la Tabla N° 2.7 "Plantas acuáticas emergentes con potencial fitoacumulador de metales pesados", muestran las plantas acuáticas de flotación, sumergidas y emergentes respectivamente, con potencial fitoacumulador de metales pesados.

C. Mecanismos de remoción de contaminantes por plantas acuáticas

Las especies de plantas acuáticas poseen eficiencia exorbitante para eliminar varios contaminantes inorgánicos y orgánicos, incluyendo metales

pesados, radionucleidos, los nutrientes, los explosivos y los hidrocarburos de las aguas residuales. La eliminación de contaminantes varía de especie a especie y también depende de la concentración del contaminante y duración de la exposición (Dhir 2013). Las plantas enraizadas sumergidas extraen los metales de los sedimentos a través de sus sistemas radiculares y directamente desde el agua circundante a través de sus brotes. Este último proceso ha sido sugerido para ser predominante cuando los niveles altos de metales están presentes en el agua. Generalmente, el proceso de absorción de metales en plantas acuáticas contiene dos pasos: a) una etapa fácil y rápida reversible que implica un proceso físico-químico de unión al metal tales como la quelación, intercambio iónico, precipitación y adsorción, b) una etapa lenta e irreversible de absorción iónica que consiste en procesos biológicos como la captación intracelular, la deposición vacuolar y la translocación. Estos procesos son llamados bioabsorción y bioacumulación (Lesage, Mundia, Rousseau, Van de Moortel, Du Laing, Meers, Tack, De Pauw, Verloo 2007). De acuerdo a Brix (1997); Souza et al. (2013) el principio de la Fitorremediación acuática es la capacidad fotosintética de las plantas acuáticas para biotransformar moléculas y ponerlos a disposición de la biota en la rizósfera, por lo tanto, contribuir a la autopurificación del medio ambiente afectado. En el Anexo, el Diagrama N° 2.1 "Categorías de contaminantes mayormente removidos por especies de plantas acuáticas" muestra las categorías de los contaminantes mayormente removidos por las especies de plantas acuáticas.

La Fitorremediación acuática se basa en diferentes mecanismos biológicos que ocurren en las plantas y sus microorganismos asociados. Estos mecanismos incluyen la fotosíntesis, transpiración, metabolismo, y nutrición mineral.

D. Mecanismos de absorción, translocación y tolerancia de metales pesados

Las plantas absorben los metales pesados del agua por sus raíces. Después de entrar por las raíces, los iones de metales pesados se pueden almacenar ya sea en las raíces translocadas a los brotes, principalmente a través de los vasos del xilema, donde se depositan principalmente en las vacuolas. La remoción de metales pesados en la vacuola es una de las formas de eliminar el exceso de iones metálicos desde el citosol y poder reducir sus interacciones con los procesos metabólicos celulares. La

compartimentación de metales complejos en vacuolas es parte del mecanismo de tolerancia en especies hiperacumuladoras de metales.

Todo el mecanismo de la fitoextracción de metales pesados tiene cinco aspectos básicos: la movilización de los metales pesados en el agua o suelo, la absorción de los iones metálicos por raíces de las plantas, la translocación de los metales acumulados desde las raíces hasta tejidos aéreos, la remoción de los iones metálicos en los tejidos vegetales y tolerancia metal. La tolerancia de metal es un requisito previo fundamental para la acumulación de metal, y por lo tanto de la fitorremediación. Mecanismos que regulan la tolerancia de metales pesados en las células vegetales son la pared celular, el transporte activo de iones en la vacuola y quelación través de la inducción de péptidos de metales vinculantes, y la formación de complejos metálicos.

El recorrido total de metales pesados a las vacuolas es controlado y regulado por una variedad de moléculas. Algunas moléculas están implicadas en el transporte transversal de la membrana de los metales pesados y otros están involucrados en su formación de complejos y posterior remoción. La captación de iones de metales pesados a partir de la solución del medio a tratar (agua o suelo) está mediada por transportadores especializados (proteínas de canal) o H⁺ proteínas transportadoras acopladas presentes en la membrana plasmática de la raíz. Por ejemplo, los transportadores de la familia **ZIP** (permeasa de zinc-hierro) contribuyen a la captación de Zn²⁺ y Fe²⁺. **Nramp** (resistencia natural asociada de macrófagos) es otra familia de proteínas, que desempeña un papel importante en el transporte de iones metálicos divalentes. Los metales pesados no esenciales pueden competir eficazmente por y entre las raíces a través de los mismos transportadores transmembrana utilizados por metales pesados esenciales que tienen los estados de oxidación similares y radios iónicos. Esta relativa falta de selectividad en el transporte de iones transmembrana puede explicar en parte la razón de entrada de metales pesados no esenciales en las células vegetales, incluso en contra de un gradiente de concentración. Los ácidos orgánicos y aminoácidos son sugeridos como ligandos para la quelación de iones de metales pesados, debido a la presencia de átomos donantes (S, N y O) en sus moléculas (Ali, Khan, Sajad 2013). En Anexo, la Tabla N° 2.8 "Mecanismos de fitorremediación" detalla los diferentes mecanismos de fitorremediación más estudiados.

2.3.2. Agua residual doméstica

Son aguas procedentes de los vertidos de las actividades humanas (Baca Neglia 2012). Su composición es muy variable dependiendo del uso que se le dé, a su vez estas pueden clasificarse en:

- **Aguas de cocina:**(sales, materia, grasa, sólidos etc.).
- **Aguas blancas de baño y lavado:** (jabones, detergentes, líquido de limpieza etc.).
- **Aguas negras:** Procedente de la defecación del ser humano.

Para definir la manera de utilizar el método de tratamiento de agua que se ha de aplicar es necesario conocer la composición del agua residual y los parámetros de contaminación.

Según Baca (2012), los parámetros fundamentales para determinar la contaminación de las aguas residuales urbanas pueden reducirse a:

A. Partículas en Suspensión, (Sólidos Totales): Es el contenido total de la materia sólida en el agua, comprendiendo tanto materia orgánica como inorgánica, estos sólidos pueden encontrarse como: Sólidos Disueltos, Sólidos en Suspensión, Sólidos Sedimentables y Sólidos no Sedimentables. Los sólidos orgánicos proceden de la actividad humana, siendo de origen animal y/o vegetal, contienen principalmente C, H, O, así como N, S, P y K etc. Su característica es la posibilidad de degradación y descomposición por reacciones químicas o acciones enzimáticas de los microorganismos. Los sólidos inorgánicos son sustancias inertes y no degradables, tales como minerales arenas y tierras.

B. Contenido de microorganismos.- Estos pueden ser benignos o patógenos y se clasifican en:

- **Aerobios:** Que constituye el 60 al 65 % de los microorganismos existentes en el agua residual, caracterizándose por captar en forma directa el oxígeno disuelto.
- **Anaerobios:** Que constituye del 10 al 25% de los microorganismos existentes en el agua residual, obtiene oxígeno por descomposición de la materia orgánica constituida por tres o más elementos (C, H, O, N, S, P, K).

- **Facultativos:** que constituyen del 10 al 30 %, estos pueden adaptarse a condiciones aerobias y anaerobias.

C. Contenido Orgánico: Materia Oxidable Biológicamente, materias de tipo orgánico que absorben en forma natural hasta su desmineralización una cierta cantidad de oxígeno, debido a los procesos químicos o biológicos de oxidación que se producen en el seno del agua.

- **Demanda Bioquímica de Oxígeno, (DBO5):** Es la cantidad de oxígeno disuelto consumida por el agua residual durante la oxidación (vía biológica) de la materia orgánica Biodegradable presente en el agua residual. Para el control de los procesos de depuración suele adoptarse la DBO5 a los 5 días y a 20 °C (DBO5), cuyo valor se aproxima al valor asintótico de la DBO5 correspondiente al ciclo del carbono. Para determinar este parámetro es necesario que el agua se encuentre a un pH entre 6,50 y 8,30.

- **Demanda Química de Oxígeno, (DQO):** Es la cantidad de oxígeno disuelto consumida por el agua residual (por vía química) provocada por un agente químico, fuertemente oxidante. La oxidación es activa sobre las sales minerales oxidables así como sobre la materia orgánica biodegradable, que existe en el agua analizada.

D. Contenido de nutrientes

- **Nitrógeno:** En su variedad amoniacal, nitritos, y nitratos señalan la proximidad o distancia al punto de vertido del agua residual. El contenido de nitrógeno en las aguas se debe a los vertidos urbanos (detergentes, fosas sépticas).
- **Concentración del ion Amonio:** Es la primera etapa del ciclo del nitrógeno por transformación de la urea, el agua con un contenido reducido de amoníaco no es perjudicial para usos agrícolas, pero si para la vida piscícola.
- **Nitritos y Nitratos:** Los nitritos y los nitratos constituyen una segunda y tercera etapa del ciclo del nitrógeno, al que se llega por la acción de bacterias aerobias, los nitrosomas y los nitrobacter.
- **Fósforo Total:** Elemento imprescindible para el desarrollo de los microorganismos en las aguas y para el proceso de la depuración biológica.

E. pH: En la naturaleza, así como en los vertidos urbanos se encuentran ácidos y bases que modifican ampliamente el pH de las aguas. Las aguas urbanas tienen un pH próximo al valor de 7, es decir son adecuadas para los microorganismos neutrófilos. Es necesario controlar el pH para garantizar los procesos biológicos, debiendo encontrarse entre valores de 6,2 y 8,3 para que no se generen problemas de inhibición.

F. Grasas: Las grasas generan problemas por su poder tenso activo que impiden la captación del oxígeno, o genera una película envolvente en los flóculos biológicos impidiendo su respiración, aligerándolos y llevándolos a flotación, dificultándose así la decantación secundaria.

2.3.3. Sinergia

Sinergia es un concepto muy amplio, que abarca muchas disciplinas específicamente es un término muy utilizado en microbiología ambiental donde dos especies se complementan de alguna manera para poder sobrevivir, reproducirse o etc., este término también fue acoplado en el contexto ambiental en los Estudios de Impacto Ambiental, fue introducido por (Gomez Orea, Gómez Villarino 2013) el cual indica que sinergia significa **REFORZAMIENTO**, dos o más impactos entran en sinergia cuando el resultado de su intervención conjunta es superior a la suma de ellos actuando aisladamente, el concepto también es aplicable a los tratamientos de agua y suelo.

A. Sinergismo o Co-tratamiento de aguas residual doméstica y agua ácida de mina

Se sabe que las aguas residuales domésticas tienen una característica principal de componentes como nitrato, fosforo materia orgánica, el cual permite el crecimiento de especies macrófitos y esta a su vez cumplen un papel de limpieza, por otro lado el agua ácida de mina por su gran acidez y cantidad elevada de metales no permite la proliferación, adaptación de ningún microorganismos, pero la mezcla de estas dos aguas tiene muchas ventajas potenciales para aplicarla a un tratamiento. Además de los beneficios mutuos de la mezcla de estos dos aguas residuales (que cada tienden a ser bajos en contaminantes que son altos en el otro), las propiedades biogeoquímicos de los tipos de aguas residuales se puede

esperar para producir sinergias reales en el tratamiento (Johnson, Younger 2006).

B. Beneficios del sinergismo de aguas domésticas y el agua ácida de mina

- Los sólidos en suspensión en las aguas residuales domésticas deben formar flóculos de hierro al entrar en contacto con el agua de la mina, lo que agiliza la precipitación de oxihidróxidos de hierro. Procesos similares pueden también acelerar la remoción de manganeso.
- El fosfato, que es generalmente difícil de eliminar mediante un tratamiento ya sea activo o pasivo puede ser eliminado a través de la sorción en precipitados de oxihidróxido de hierro.
- También es probable que proporcionar numerosos sitios ideales para la fijación de nitrificantes y desnitrificantes bacterias.

2.3.4. Descripción del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)

El [*Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vellozo) Verd, sinónimo de *M. brasiliense*] conocida comúnmente como “Pluma de loro” es una planta nativa invasoras acuáticas de América del Sur, no se considera una importante maleza acuática nociva en la mayor parte de su área de distribución, pero puede causar problemas graves localizadas en zanjas poco profundas, arroyos, estanques y lagos poco profundos. Poblaciones densas de esta planta pueden impedir el movimiento del agua en los arroyos y acequias, lo que resulta en aumento de la duración e intensidad de inundaciones (Wersal, Cheshier, Madsen, Gerard 2011).

A. Morfología Floral

La morfología del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vell.) Verd. visto de una manera general se definiría como una planta acuática arraigada que se encuentra muy difundida en lagunas y bordes de ríos y arroyos. Aparentemente, es la única especie del género que habita con flujos (Ranea 1996). La porción apical del tallo es emergente, erecta, lleva hojas verticiladas, pinnatisectas y flores unisexuadas, pequeñas y sésiles, ubicadas en las axilas de dichas hojas. La porción sumergida del tallo presenta numerosas y finas raicillas que se originan de los entrenudos y la fijan al sustrato por lo que se detallara su morfología fenológica.

• **Descripción del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vell). Verd.**

El *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vell.) Verd. posee hiervas con tallos parenquimatosos ascendentes, de hasta 1,5 m de longitud y 2-5 mm de diámetro poco ramificados en el ápice, color verde claro a pardo-rojizo, con hasta 10 emergencias filiformes en cada nudo. Hojas heterófilas, las sumergidas mayores que las aéreas, verticiladas, de a 4-6 por nudo, de 2-6 mm longitud, pinnatipartidas, con 18-30 lacinias cortamente apiculadas, con emergencias rudimentarias en su base, de 1,0-3,5 cm longitud x 0,3-1,2 cm lat. Espigas emergentes, con flores protegidas por 2 brácteas opuestas, triangular-alargadas, de 1,0-1,5 mm longitud, casi trifidas por 2 dientes marginales en la base. Flores estaminadas sobre pedicelos de 0,8-1,2 mm longitud que se alargan durante la antesis. Sépalos de 1,4 mm longitud x 0,3-0,4 mm lat., ápice laciniado. Pétalos obovados, de 2,0-2,4 mm longitud x 0,8-1,1 mm lat. Filamentos estaminales de 0,9-1,1 mm longitud.; anteras lineares de dehiscencia longitudinal, de 2,2-2,7 mm. Pistilodio de 0,5-0,7 mm longitud, con 4 ramas estigmatiformes. Flores pistiladas sobre 0,3-0,4 mm. Sépalos de 0,9-1,0 mm, de ápice laciniado. Pétalos nulos o vestigiales. Ovario 4-carpelar, de transcorte 4-lobado, longitudinalmente 4-acanalado. Esquizocarpo ovoide de 1,4 mm longitud por 1,0-1,4 mm lat., con sépalos persistentes, de 0,4-0,6 mm longitud x 0,2-0,3 mm. (Negritto, Novara 2012). Ver en Anexo, Figura N° 2.1 "Morfología floral del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)".

B. Taxonomía y nomenclatura

Hay 54 especies reconocidas actualmente de *Myriophyllum*, sumergidas, emergentes o estacionalmente terrestres (Chambers, Lacoul, Murphy, Thomaz 2008) pero sólo dos son las principales especies de maleza acuática: *Myriophyllum spicatum* y *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) .

Como adventive *M. aquaticum* se conoce generalmente con flores femeninas: los machos sólo se encuentran en su área de distribución natural en las tierras bajas del centro, este y oeste de América del Sur.

Dominio: Eucariontes
Reino: Plantae
phylum: Spermatophyta
Sub-phylum: angiospermas
Clase: dicotiledóneas
Orden: Haloragidales

Familia: Haloragidaceae
Género: *Myriophyllum*
Especie: *Myriophyllum aquaticum* (Vell.).

C. Distribución del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)

M. aquaticum es originaria de América del Sur, donde esta planta prefiere zonas cálidas en lugar de regiones tropicales muy calientes: especialmente en Argentina (por el sur hasta el norte de la Patagonia), Chile, Paraguay, Perú y el sur de Brasil, registrándose también en Uruguay, Bolivia y Colombia (Schessl 1999). Ahora es considerado como maleza acuática importante internacional, introducido en la mayor parte del mundo especialmente en las regiones subtropicales. La maleza se está extendiendo agresivamente en el sur de África, hasta el norte de Zambia (Foxcroft, Richardson 2003) también está causando problemas graves en los estados del sur de los EE.UU (Parsons, Fullerton 2003) Nueva Zelanda y Australia y el sur de Europa (Costa, Capelo, Espirito Santo, Lousa, Monteiro, Mesquita, Vasconcelos, Moreira 1999). Se han mencionado reportes donde en ocasiones causa problemas (con una tendencia a un aumento grave y la aparición de las infestaciones, posiblemente asociados con una tendencia a inviernos más cálidos) en las regiones más frías de en Europa central y las Islas Británicas (Clarke, Newman 2000) (Leppakoski Erkki Olenin Sergej 2002). Y fue designada a un rango de Especies Exóticas Invasoras (es decir, incluido entre los 16 malezas más invasivas) en Japón en 2004 (Muranaka, T.; Ishii, J.; Miyawaki, S.; Washitani 2005).

D. *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) en el Perú

Myriophyllum aquaticum (Vell.) (Vell.) Verd. crece en diversas partes del mundo como Europa, Asia, Australia, y las regiones templadas y tropicales de América. En Perú: se conoce de lado occidental de los Andes y valles interandinos, entre 5-3600 m. de altitud, en Anexo, la Tabla N° 2.9 "Distribución de plantas acuáticas por regiones en el Perú" presenta la distribución por regiones del Perú de las plantas acuáticas, donde se presenta al *Miryophyllum aquaticum* como un cosmopolita de las regiones costa y sierra en el Perú.

Anderson (1990) describe las diversas formas en que las malas hierbas acuáticas como *M. aquaticum* pueden tener efectos perjudiciales. Estos incluyen la interferencia con el flujo de agua de riego, el transporte, la producción de energía hidroeléctrica, la pesca, la recreación, y un mayor

riesgo de peligros para la salud. Algunos problemas específicos reportados para *M. aquaticum* incluyen: interferencia con la pesca, problemas importantes para la producción de energía hidroeléctrica y el desarrollo forestal en la Brasil (Thomaz, Bini, De Souza, Kita, Camargo 1999) aumento de la incidencia de los mosquitos como un protector natural para estos (Orr, Resh 1992).

2.3.5. Pasivos Ambientales Mineros (PAM)

Cuando un área minera es abandonada sin remediar los daños ambientales, y cuando estos daños son un riesgo para la población, entonces surge la obligación de realizar una remediación o de compensar a los afectados. En países como Chile, Perú y Bolivia esta problemática se conoce como Pasivos Ambientales Mineros (PAMs) mientras que en otros países como Canadá, los EE.UU. se tratan como zonas aisladas (orphaned sites) o como pasivos ambientales (environmental liabilities) (EPA 2011) (Arango Aramburo, Olaya 2012).

Aún en los países que no tienen un marco normativo específico para Pasivos Ambientales Mineros (PAMs), los impactos mineros que son denominados “huérfanos” (sin responsable asignado) se remedian dependiendo del riesgo que representen.

La remediación y la compensación que se generan cuando hay un pasivo, significan la estimación y valoración del daño ambiental, siendo esto un riesgo potencial. Entonces, para valorar un PAMs se necesita primero identificar el daño y segundo estimar el riesgo que este daño representa, para más detalle ver en Anexo, Figura N° 2.2 “Método para valorar los PAMs”.

A. Impactos Ambientales de los Pasivos Ambientales Mineros

La minería abandonada tiene un amplio rango de impactos ambientales y socioeconómicos (Worrall, Neil, Brereton, Mulligan 2009). Entre los impactos ambientales más predominantes originados por los pasivos ambientales mineros están: paisajes físicamente alterados, pilas de desechos, subsidencia, combustión espontánea de desechos de carbón, contaminación del agua, edificios y plantas abandonados, pérdida de vegetación, Tajo abiertos (open pits), huecos. Además, de ello que en las minas abandonadas hay numerosas fuentes de contaminación para aguas

superficiales y subterráneas así como también para el suelo; por ejemplo: filtraciones de ácido, lavado de metales, aumento en sedimentos y contaminación por hidrocarburos. Con frecuencia, la minería expone gran cantidad de metales, los cuales en la mayoría de casos no son adecuados para el crecimiento de plantas, dejando paisajes deforestados, donde es difícil que se establezcan plantas nativas y colonizadoras. Como resultado, las zonas de los pasivos ambientales mineros son inhóspitos para la vida silvestre y muchas especies no regresan a estas áreas afectadas (Worrall, Neil, Brereton, Mulligan 2009).

Los impactos socioeconómicos están directamente relacionados con los ambientales y suelen ser inseparables de estos. En general los impactos socioeconómicos ocurren porque se altera un bien necesario para la supervivencia humana, como el agua o el suelo productivo porque se eliminan empleos (Worrall, Neil, Brereton, Mulligan 2009).

B. Pasivos Ambientales Mineros en el Perú

En un hecho conocido que la actividad minera en el Perú funcionó durante algún tiempo sin un marco ambiental jurídico, asumiendo los impactos ambientales negativos y acumulando pasivos ambientales mineros a lo largo de la historia y del país. Se estima que la generación de pasivos fue crítica antes de 1993, tiempo en el cual se empezaron las discusiones sobre los impactos adversos de la actividad en el país. A partir de esta fecha, su número se ha controlado y se ha sensibilizado sobre su existencia tanto a la industria como al Gobierno utilizando para ello las herramientas legislativas diseñadas (Gonzales Ramirez 2008).

En Perú son considerados PAMs aquellas instalaciones, efluentes, emisiones, restos o depósitos de residuos producidos por operaciones mineras, en la actualidad abandonada o inactiva y que constituyen un riesgo permanente y potencial para la salud de la población, el ecosistema circundante y la propiedad. De los países de Sudamérica, Perú es el único que tiene una ley que regula tanto el cierre de minas como los PAMs; sin embargo, este país enfrenta uno de los principales retos del tema como: rehabilitar, monitorear, regular y sancionar las actividades mineras (Gonzales Ramirez 2008). En 2009 se habían identificado 850 minas abandonadas, ubicadas en las 23 regiones del Perú y en 600 de estas minas no se conoce el responsable (MINEM, 2009).

El Estado solo asumirá la tarea de remediación por aquellos pasivos mineros cuyos responsables no pueden ser identificados. En caso de que el titular de una concesión vigente la perdiera, a partir de la promulgación de la ley, por cualquiera de las causas establecidas en la Ley General de Minería, mantiene la responsabilidad por los pasivos ambientales.

C. Contaminación por PAMs

La contaminación generada por la minería metálica está relacionado con el nivel de metales residuales sin valor económico que contaminan el agua, ya sea: a) físicamente, afectando el color, olor, sabor y densidad; b) químicamente, con alteración del pH, déficit de nutrientes y exceso de metales tóxicos, y también c) biológicamente, mediante el descenso o eliminación de microorganismos en el agua y de los organismos mayores.

Uno de los impactos ambientales más importantes es la generación del drenaje ácido (drenaje ácido de roca - ARD o la minería de ácido drenaje - AMD). La exposición de sulfuro de los minerales al aire y humedad provoca la oxidación, que conduce a la formación de ácido sulfúrico, que puede persistir durante cientos de años. El agua muy ácida disuelve los metales pesados (aluminio, arsénico, cadmio, cobre, plomo, níquel y zinc) para llevar a ellos en los arroyos y ríos, lo cual causará un problema importante ya sea porque el consumo de pescado, donde éstos metales pesados han sido bioacumulado o porque el agua potable no se trata de tal manera para eliminar estos elementos (EPA 2011).

D. Riesgos de la contaminación por Pasivos Ambientales Mineros

Desde un punto de vista ambiental y sanitario, siempre es importante asegurar que la población no ingiera cantidades de compuestos tóxicos o metales pesados por encima de los valores máximos establecido por la Organización Mundial de la Salud, los Estándares de Calidad de agua, establecido por el D.S.002-2008-MINAM y el Reglamento de la calidad del agua para consumo humano establecido por el D.S. N° 031-2010-SA (Ministerio de Salud 2011) lo cual dependerá mucho de las actividades mineras que causan la contaminación del agua lo cual constituye un problema generalizado a nivel internacional (Jarvis, Younger 2000) (Donato, Nichols, Possingham, Moore, Ricci, Noller 2007) (Blacksmith Institute, Switzerland 2012) (Barenys, Boix, Farran-Codina, Palma-Linares, Montserrat, Curto, Gomez-Catalan, Ortiz, Deza, Llobet 2014) que puede

producir la salud impactos en los mineros y las comunidades que viven en los alrededores (EPA 2011).

2.3.6. Metales pesados

El término " Metales Pesados " se refiere a cualquier elemento metálico que tiene una densidad relativamente alta y es tóxica o venenosa incluso a baja concentración. "Metales Pesados" en un término colectivo general, que se aplica al grupo de los metales y metaloides con densidad atómica superior a 4 g / cm^3 , o 5 veces mayor que el agua o más. Sin embargo, las propiedades químicas de los metales pesados son los factores más influyentes en comparación con su densidad. Los metales pesados incluyen el plomo (Pb), cadmio (Cd), níquel (Ni), cobalto (Co), hierro (Fe), zinc (Zn), cromo (Cr), hierro (Fe), arsénico (As), plata (Ag) (Nagajyoti, Lee, Sreekanth 2010). Los Metales tóxicos comunes son el mercurio (Hg), plomo (Pb), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), manganeso (Mn), zinc (Zn), y el aluminio (Al) (Ullah, Heng, Munis, Fhad, Yang 2015). Una clasificación alternativa de los metales en función de su coordinación química, los categoriza como metales de clase B que se encuentren bajo oligoelementos no esenciales siendo elementos altamente tóxicos, tales como Hg, Ag, Pb, Ni. (Nagajyoti, Lee, Sreekanth 2010). Por otro lado, algunos metaloides también son tóxicos, tales como antimonio (Sb) y arsénico (As). Los 20 Sustancias más peligrosas para la Agencia de los Estados Unidos de Protección Ambiental (EPA) y la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) incluyen algunos metales pesados y metaloides, por ejemplo, As, Pb, Hg y Cd para ellos son los más tóxicos. Estos metales pesados tienen graves efectos sobre los ecosistemas terrestres y acuáticos, lo que aumenta los riesgos fisiológicos de salud (Pandey 2012).

A. Naturaleza de los Metales pesados

Los metales pesados se encuentran en gran parte de forma dispersa en las formaciones rocosas. La industrialización y la urbanización antropogénica han aumentado la contribución de metales pesados en la biosfera. Estos tienen mayor disponibilidad en el suelo, los ecosistemas acuáticos y de una proporción relativamente menor en la atmósfera como partículas o vapores (Nagajyoti, Lee, Sreekanth 2010).

Todos los metales pesados son provenientes de las actividades antropogénicas tales como la minería, fundición, galvanoplastia, producción de combustible y energía, transmisión de potencia, vertido de lodos, operaciones militares y la aplicación de fertilizantes (superfosfato) o pesticidas en suelos agrícolas (Mani, Kumar, Patel 2014; Kumar, Baudh, Kumar, Dwivedi, Singh, Barman 2013).

Ninguna vida orgánica puede desarrollarse y sobrevivir sin la participación de los iones metálicos. La investigación de (Nagajyoti, Lee, Sreekanth 2010) ha puesto de manifiesto que la vida es tanto inorgánica como orgánica. Generalmente, el término de oligoelemento se utiliza libremente. En la literatura de (Nagajyoti, Lee, Sreekanth 2010) designa a los oligoelementos como elementos que se producen en pequeñas concentraciones en los sistemas biológicos naturales. La creciente preocupación pública por el deterioro de la calidad del medio ambiente ha llevado a un uso generalizado cuando se refiere a los oligoelementos. Por lo tanto, para todos los propósitos prácticos, otros términos tales como "metales traza", "inorgánicos traza", "metales pesados", "micro elementos" y "micronutrientes" son tratados como sinónimos con los elementos traza. En conclusión son constituyentes elementales de las plantas, los animales y la vida humana y pueden ser clasificadas como principales y oligoelementos, este último grupo comprende tanto elementos esenciales y no esenciales (incluidos los elementos tóxicos).

B. Contaminación ambiental de los metales pesados

El medio ambiente es considerado todo ecosistema donde las comunidades de seres vivos residen. Un contaminante es cualquier sustancia en el medio ambiente que provoca efectos indeseables, alterando el bienestar del medio ambiente, la reducción de la calidad de vida y con el tiempo puede causar la muerte. Los metales pesados son contaminantes ambientales significativos, y su toxicidad es un problema de creciente importancia por razones ecológicas, evolutivas, nutricionales y ambientales. Dicha sustancia tiene que estar presente en el medio ambiente más allá de un límite establecido o tolerancia. Por lo tanto, la contaminación ambiental es la presencia de un contaminante en el medio ambiente de aire, agua y suelo, que pueden ser venenosas o tóxicas y causará daño a los seres vivos en el medio ambiente contaminado (Nagajyoti, Lee, Sreekanth 2010).

Algunos de estos metales pesados son bioacumulables, y ellos no se descomponen en el medio ambiente ni fácilmente metabolizado. Estos metales se acumulan en la cadena alimenticia ecológica a través de la captación a nivel de productor primario y luego a través del consumo en niveles superiores (Chen, Zhang, Li, He, Cai 2015; Nagajyoti, Lee, Sreekanth 2010).

Es importante determinar el nivel de riesgo ambiental de los metales pesados sobre diversos representantes del ecosistema terrestre utilizando bioensayos eco-toxicológicos, (Maura, Dominguez 2013). En cuerpos naturales como ríos o lagos contaminados no sólo afectan a la vida acuática, también alteran la fisiología y la morfología de las plantas, tanto en el nivel celular y de órganos.

C. Toxicidad de los Metales Pesados

Los metales pesados están considerados como muy peligrosos para los seres vivos en general, pues poseen una gran toxicidad, en parte debido a su elevada tendencia a bioacumularse. La bioacumulación es un aumento de la concentración de un producto químico en un organismo biológico en un cierto plazo, de forma que llega a ser superior a la del producto químico en el ambiente. La toxicidad está causada frecuentemente por la imposibilidad del organismo afectado para mantener los niveles necesarios de excreción.

La toxicidad de los metales pesados depende de la concentración, la forma química y la persistencia. Un elemento indispensable para un ser vivo en concentraciones traza puede llegar a ser tóxico en concentraciones elevadas. Por otra parte, la mayoría de metales pesados se combina con otras formas químicas, antes de entrar en los organismos o cuando se encuentra en el interior de los mismos: por tanto, antes de determinar la toxicidad de un elemento es necesario determinar la forma química en la que se encuentra. La persistencia se define como el tiempo que tarda un contaminante en transformarse en una forma no tóxica (Maura, Dominguez 2013).

El proceso se agrava durante el paso por las distintas cadenas tróficas, debido a que los niveles de incorporación sufren un fuerte incremento a lo largo de sus sucesivos eslabones, siendo en los superiores donde se hallan los mayores niveles de contaminantes. A este proceso se le denomina

biomagnificación; es decir, muchas toxinas que están diluidas en un medio, pueden alcanzar concentraciones dañinas dentro de las células, especialmente a través de la cadena trófica (Maura, Dominguez 2013).

Los metales pesados ingresan al cuerpo a través de los alimentos, el agua, el aire y el contacto con la piel. Los riesgos importantes de salud asociados con metales pesados incluyen la enfermedad cardiovascular, anemia crónica, el deterioro cognitivo, el cáncer, el daño de los riñones, sistema nervioso, el cerebro, piel, dientes, huesos y mucho más. Por lo tanto, es fundamental para disminuir estos riesgos para la salud la exclusión de los metales pesados del medio ambiente (Ullah, Heng, Munis, Fhad, Yang 2015).

2.3.7. Fitotoxicidad por Metales pesados

Al igual que todos los organismos vivos, las plantas son a menudo sensibles tanto a la deficiencia y al exceso de disponibilidad de algunos iones de metales pesados y micronutrientes esenciales. Los metales pesados son fuertemente venenosos para las actividades metabólicas de las plantas. Se han llevado a cabo investigaciones en todo el mundo para determinar los efectos tóxicos de los metales pesados en las plantas, por ejemplo los compuestos presentes en un radio cerca de semilla / planta pueden afectar la permeabilidad celular (la fisiología, el transporte de electrones en la fotosíntesis, la variación en las actividades enzimáticas y la inhibición del crecimiento) (Ali, Phull, Zia, Shah, Malik, ul-Haq 2015). La toxicidad de los metales pesados en las plantas varía con las especies de plantas, de metal específico, la concentración, la forma química y la composición del medio y pH, ya que muchos metales pesados se consideran esenciales para el crecimiento de la planta.

Sin embargo, las plantas tienen sistemas de tolerar las tensiones a través de enfoques bioquímicos y enzimáticos. Las plantas tienen algún tipo de interacción entre el sistema antioxidante y la resistencia a las tensiones ambientales. El estrés aumenta la generación de especies reactivas de oxígeno (ROS) dentro de las células que pueden resultar en la peroxidación de lípidos de membrana, dañar los ácidos nucleicos, aminoácidos y proteínas que pueden causar lesión celular, cambios metabólicos y la muerte celular. Las plantas tienen ROS mecanismo a través del barrido fotoquímicos tales como moléculas de radicales libres y enzimas, es decir,

peroxidasas, superóxidasas dismutasa, etc. para evitar que el daño oxidativo (Ali, Phull, Zia, Shah, Malik, ul-Haq 2015).

2.3.8. Fitotoxicidad de plantas acuáticas

Las plantas son estacionarias, y las raíces de una planta son el sitio de contacto principal para iones de metales pesados. En los sistemas acuáticos, el cuerpo de toda la planta está expuesto a estos iones. Los metales pesados también son absorbidas directamente a las hojas debido a las partículas depositadas en las superficies foliares.

Existen estudios con la planta acuáticas como de lenteja de agua (*Lemna minor*, *Lemna gibba* y *Lemna perpusilla*) estos han sido frecuentemente utilizado para probar la fitotoxicidad de contaminantes debido a su pequeño tamaño, la cultura fácil, y tasa de reproducción rápida (tiempo de duplicación, 1-4 días o más corto) esta planta es muy común en estudios (Li and Xiong 2004).

2.4. Definiciones de Términos Básicos

Algunas de las definiciones básicas que se tomarán en cuenta para la investigación, son las siguientes:

- **Remediación:** La remediación es el proceso que tiene por objetivo reducir o anular los impactos negativos de los riesgos industriales en áreas residenciales, ecosistemas naturales, y en la mayoría de casos, sobre el mismo sitio industrial. La remediación implica la aplicación de una solución, y el último objetivo de esta solución es reducir el riesgo. Se espera que el tratamiento o solución para mitigar el riesgo en el ambiente sea seguro para la vida humana y la habitabilidad ecológica. En este sentido, el uso del término "remediación" se aplica principalmente a los ecosistemas que han sido contaminados durante la extracción, molienda, transporte o la fundición de minerales u otro agente contaminante. El tratamiento se diferencia de un sitio a otro de acuerdo al esfuerzo y el costo que la comunidad, y la industria estén dispuestos a emprender dentro de sus recursos disponibles. En cuanto a los gastos financieros, algunos tratamientos cuestan cientos de millones de dólares, y algunos cuestan casi nada en absoluto. En términos de impactos ecológicos o comunitarios, el tratamiento, en algunos casos, resulta en o prosigue con

el cierre de la industria, además de la pérdida de puestos de trabajo; en otros casos, la comunidad se recupera y prospera (Elias, Gulson 2003).

- **Tecnologías ex situ o in situ:** Varias tecnologías se han ido desarrollando para remediar áreas contaminadas. Estas tecnologías pueden agruparse como tecnologías ex situ o in situ. Las tecnologías de remediación ex situ implican la remoción del medio contaminado para tratarlo en el lugar, o fuera del lugar de la subsuperficie. Por el contrario, las tecnologías de remediación in situ implican tratar el medio contaminado en su lugar, sin sacarlo de la subsuperficie. A menudo, se prefieren las tecnologías de remediación in situ porque alteran mínimamente las características del lugar, y exponen a la población que lo rodea a la menor cantidad de contaminantes posibles (Reddy 2010).
- **Fitorremediación:** Es el nombre dado a un conjunto de tecnologías que utilizan plantas para limpiar áreas contaminadas. Muchas técnicas y aplicaciones han sido llamadas fitorremediación, llegando a ocasionar una confusión. La Agencia de Protección Ambiental (EPA) utiliza el término fitorremediación para referirse a un conjunto de interacciones entre las plantas y los contaminantes, y no a cualquier aplicación específica. Muchas de las técnicas de fitorremediación implican la aplicación de la información que se conoce desde hace años en la agricultura, la silvicultura y la horticultura a los problemas ambientales. El término fitorremediación (fito = planta y remediación = corregir lo malo) es relativamente nuevo, acuñado en 1991. La información básica para lo que ahora se llama la fitorremediación viene de forma variada de áreas de investigación, incluidos los humedales construidos, derrames de petróleo, y la acumulación de metales pesados en plantas agrícolas. El término se ha utilizado ampliamente desde su creación, con una variedad de significados específicos. (United States Protection Agency (USPA) 2000)
- **Fitorremediación acuática:** La fitorremediación acuática es el uso de plantas acuáticas u otras plantas flotantes para la recuperación del ambiente acuático contaminado, el proceso implica la biosorción y la bioacumulación de los contaminantes solubles y biodisponibles en el agua. En los sistemas de fitorremediación acuática, las plantas acuáticas pueden estar flotando sobre la superficie del agua o sumergidas dentro del agua. Las plantas acuáticas flotantes hiperacumuladoras absorben o acumulan contaminantes en sus raíces, mientras que las plantas

sumergidas acumulan metales por todo su cuerpo. (Brooks and Robinson 1998)

- **Planta acuática:** Las plantas acuáticas constituyen la flora hidrófila que crece en humedales, especialmente dulceacuícolas, conformando el eslabón inicial de varias cadenas tróficas y sirviendo de lugar de refugio, alimentación y anidamiento de numerosos animales, especialmente aves. Estas plantas no son algas, sino que pertenecen al reino vegetal; es decir, la mayoría de ellas presentan un cormo con raíz, tallo y hojas, como cuerpo vegetativo y flor, frutos y semillas como cuerpo reproductivo. Se trata de plantas superiores con flores, que escogieron como lugar de vida los medios húmedos. (Ramírez, San Martín [no date])
- **Pasivos Ambientales Mineros:** Son considerados pasivos ambientales aquellas instalaciones, efluentes, emisiones, restos o depósitos de residuos producidos por operaciones mineras. en la actualidad abandonadas o inactivas, y que constituyen un riesgo permanente y potencial para la salud de la población, el ecosistema circundante y la propiedad (Ministerio de Energía y Minas 2004).
- **Efluente líquido de Actividades Minero-Metalúrgicas:** Es cualquier flujo regular o estacional de sustancia líquida descargada a los cuerpos receptores, que proviene de: a) Cualquier labor, excavación o movimiento de tierras efectuado en el terreno cuyo propósito es el desarrollo de actividades mineras o actividades conexas, incluyendo exploración, explotación, beneficio, transporte y cierre de minas, así como campamentos, sistemas de abastecimiento de agua o energía, talleres, almacenes, vías de acceso de uso industrial (excepto de uso público), y otros; b) Cualquier planta de procesamiento de minerales. incluyendo procesos de trituración, molienda, flotación, separación gravimétrica, separación magnética, amalgamación, reducción, tostación, sintetización, fundición, refinación, lixiviación, extracción por solventes, electrodeposición y otros; c) Cualquier sistema de tratamiento de aguas residuales asociado con actividades mineras o conexas, incluyendo plantas de tratamiento de efluentes mineros, efluentes industriales y efluentes domésticos; d) Cualquier depósito de residuos mineros, incluyendo depósitos de relaves, desmontes, escorias y otros; e) Cualquier infraestructura auxiliar relacionada con el desarrollo de actividades mineras; y, f) Cualquier combinación de los antes mencionados. (Ministerio del Ambiente 2010)

- **Agua residual doméstica:** Las aguas residuales domésticas, son aquellas de origen residencial, comercial e institucional que contienen desechos fisiológicos y otros provenientes de la actividad humana. (Autoridad Nacional del Agua 2010)
- **Límites Máximos Permisibles:** Medida de la concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, que caracterizan al efluente líquido de actividades minero-metalúrgicas, y que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente. Su cumplimiento es exigible legalmente por el Ministerio del Ambiente y los organismos que conforman el sistema de gestión ambiental. (Ministerio del Ambiente 2010).

CAPÍTULO III VARIABLES E HIPÓTESIS

3.1. Variables de la Investigación

Las variables que intervienen en el estudio son del tipo cuantitativa en su mayoría, además de una variable cualitativa. A continuación se dará la definición conceptual de las variables:

- Variable Independiente:

Tratamiento por Fitorremediación acuática con *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vell): Tecnología sustentable que utiliza plantas para reducir in situ la concentración o toxicidad de contaminantes inorgánicos del agua, a partir de procesos bioquímicos realizados por las especies acuáticas, en este caso el *Myriophyllum aquaticum* (Vell.), y microorganismos asociados a su sistema de raíz.

- Variable Dependiente:

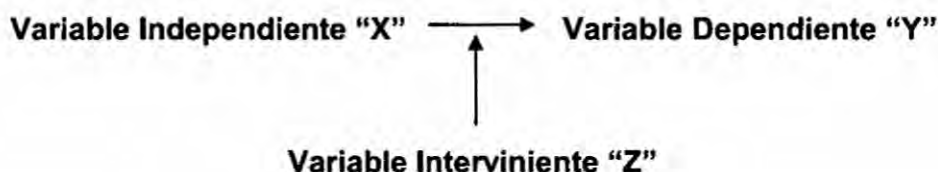
Reducción de la concentración de contaminantes en los efluentes generados por pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca: Proceso de disminución de las sustancias contaminantes presentes en los efluentes causado por la acción del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) durante el tratamiento por Fitorremediación.

- Variable Interviniente:

Dilución de Agua residual doméstica: Tipo de agua de origen doméstico e institucional que contiene en su composición desechos fisiológicos y otros provenientes de la actividad humana.

3.2. Operacionalización de variables

La investigación ha realizar será netamente experimental, en ese sentido existe una relación entre las variables, del tipo:



- Variable Independiente:

X= Tratamiento por Fitorremediación acuática con *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vell).

Indicadores:

- Adaptabilidad de la planta X₁
- Tolerancia de la Planta X₂
- Factor de Bioacumulación de metales pesados X₃

- Variable Dependiente:

Y= Reducción de la concentración de contaminantes en los efluentes generados por pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca.

Indicadores:

- Concentración de Metales Pesados Fe Y₁
- Concentración de Metales Pesados Zn Y₂
- pH Y₃
- Conductividad Y₄
- STD Y₅
- Temperatura Y₆
- Turbidez Y₇

- Variable Interviniente:

Z= Agua residual doméstica

Indicadores:

- | | |
|-------------------------------------|----------------|
| ○ Concentración de Nitratos | Z ₁ |
| ○ Concentración de Fosfatos | Z ₂ |
| ○ Concentración de DQO _T | Z ₃ |
| ○ Cantidad de Coliformes Totales | Z ₄ |
| ○ Concentración de Oxígeno Disuelto | Z ₅ |

3.3. Hipótesis

La Hipótesis general de la investigación es **“El tratamiento por fitorremediación acuática con *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) reducirá considerablemente la concentración de contaminantes en los efluentes generados por pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca.”**

CAPÍTULO IV METODOLOGÍA

4.1 Tipo de Investigación

Para definir el tipo de investigación se consultó el libro “**Metodología de la investigación científica**” de Jaime M. Deza Rivasplata y Sabino Muñoz Ledesma (Deza, & Muñoz, 2010), por lo que se concluyó que la investigación es de tipo de combinada.

El tipo de investigación es **experimental**, se descubrió que la variable “**X= Tratamiento por Fitorremediación acuática con *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)**” hará variar cada vez a la variable “**Y= Reducción de la concentración de contaminantes en los efluentes generados por pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca**” También se pudo observar un tipo de **investigación Correlacional** donde la incidencia se da en cómo se comporta la variable **Y** conociendo el comportamiento de la variable **X**.

4.2 Diseño de la investigación

Para el diseño de la investigación se consideraron varios aspectos, como la selección de la planta acuática, la selección de los metales representativos, y los experimentos de laboratorio, a continuación de dará detalle de cada uno de ellos:

4.2.1. La caracterización de los efluentes generados de los pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca.

Los efluentes de los pasivos ambientales mineros que se encuentran en Hualgayoc han sido caracterizados en el año 2014 por la consultora ambiental PASMINEA S.A.C. para la elaboración del Estudio a nivel de Perfil “Cierre de pasivos ambientales mineros de la Ex Unidad Minera (EUM) Los Negros”, en ese estudio se evaluó la calidad de efluentes generados por pasivos ambientales mineros, se obtuvieron los resultados mostrados en la Tabla N° 4.1 “Parámetros registrados en los efluentes generados de pasivos ambientales – EUM Los Negros” del Anexo en el que se comparan los resultados del análisis ICP (*Inductively Coupled Plasma*) realizado para el estudio con los Límites Máximos Permisibles para la

descarga de Efluentes Líquidos de Actividades Minero-Metalúrgicas aprobados por D.S. N° 010-2010-MINAM. En la Tabla N° 4.1 se muestra sombreado de color rojo los valores que sobrepasan los LMP para efluentes mineros, los cuales serán tomados como referencia para la presente investigación.

4.2.2. Selección de Metales pesados a ser remediados:

Según el estudio en referencia se evidenció un pH ácido en la mayoría de los efluentes muestreados, además de una alta concentración de metales pesados (As, Cd, Cu, Pb, Fe y Zn) superando de manera significativa los LMP de efluentes minero-metalúrgicos. En tal sentido en la presente investigación se opta por evaluar la fitorremediación realizada por *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) frente a distintas concentraciones de Fe y Zn en referencia al autor Galal and Shehata (2014) quien señala que las especies *Myriophyllum spp.* poseen un factor de bioacumulación (FBA) >1 para los metales Fe y Zn, motivo por el cual se seleccionaron estos metales como representativos para la investigación, ya que tienen el potencial a ser acumulados en las plantas acuáticas.

4.2.3. Selección de la planta acuática

Pluma de loro [*Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vellozo), sinónimo de *M. brasiliense*] es una planta no nativa invasora acuática de América del Sur (Wersal, Cheshier, Madsen, & Gerard, 2011), *M. aquaticum* puede colonizar una amplia gama de hábitats y tolerar las perturbaciones a estos hábitats. Una investigación realizada por Kamal (2004) concluye que esta planta acuática a comparación de otras plantas tiene una gran capacidad de acumular metales como (Zn, Cu, Fe, Hg) , y por estas cualidades, se ha seleccionado como planta a estudiar al *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vell).

4.2.4. Reproducción hidropónica del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)

Se reprodujo la planta *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) utilizando soluciones hidropónicas obtenidas del Centro de Investigación de Hidroponía y Nutrición Mineral de la Universidad Nacional Agraria La Molina. En hidroponía es común la aplicación de dos soluciones concentradas, denominadas A y B para obtener la solución nutritiva final, los electrolitos presentes en dicha solución final se encuentran detallados en Anexo, Tabla

Nº 4.2 “Concentración de electrolitos de la solución nutritiva”. Para preparar un litro de solución nutritiva se añadieron 5 ml de solución concentrada A y 2 ml de solución concentrada B. La concentración de electrolitos de la solución nutritiva se muestra a continuación:

El periodo de reproducción fue de 1 mes y se realizó durante los meses de mayo a junio, la frecuencia de alimentación fue de 3 veces por semana. Se trabajó bajo una incidencia de luz parcial durante el periodo de reproducción. Ver Figura Nº 4.1 “Reproducción hidropónica del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)” en el Apéndice.

4.2.5. Proceso de adaptación de la planta acuática *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) en los efluentes generados por pasivos ambientales mineros

-Descripción:

Con el objeto de encontrar un tratamiento adecuado para las aguas provenientes de los pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca, se realizaron diferentes tipos de experiencias en la facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales.

Las primeras 2 experiencias estuvieron encaminadas para determinar la adaptabilidad y tolerancia de la planta acuática *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a los parámetros fisicoquímicos de las diluciones, de una manera cuali-cuantitativa.

-Aguas a estudiar:

Las aguas a estudiar, las cuales serán utilizadas en cada experiencia se detallan en la Tabla Nº 4.3 “Tipos de agua aplicadas en la experimentación” que se encuentra en el Apéndice.

-Experiencias:

A) Experiencia 1: Adaptabilidad y tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a distintas unidades de pH

Para determinar la adaptabilidad y tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) se realizaron pruebas a distintas unidades de pH utilizando el método titulométrico. Se realizó una primera prueba a nivel cualitativo y una segunda prueba a nivel cuantitativo, en esta última se midieron indicadores que ajustaron la adaptabilidad y tolerancia de la planta. La adaptabilidad se ajustó a tres condiciones de pH (2, 4 y 6), mientras que la tolerancia se ajustó a las unidades de pH (2, 2.25, 2.5, 2.75, 3, 3.5, 4 y 6).

Preparación del agua ácida simulada

En la primera prueba se prepararon 3 recipientes con dimensiones de 10x15x10 cm de ancho, largo y alto respectivamente. En estos recipientes se colocaron volúmenes de 1.7 L de agua destilada, y para cada unidad de pH (2, 4 y 6) se tituló con Ácido Sulfúrico (H_2SO_4), para la titulación se llenó la bureta volumétrica con ácido sulfúrico, luego se procedió a dejar caer gotas en el recipiente donde colocaron volúmenes de 1.7 L de agua destilada, mientras que potenciómetro marca SCHOTT handyLab marcó el aumento de la acidez hasta que se obtuvo el pH deseado, se repitió la misma secuencia para los demás recipientes Ver Apéndice, Figura N° 4.2 "Preparación del medio ácido mediante titulación".

En la segunda prueba se prepararon 8 recipientes con las mismas dimensiones que la prueba anterior, y de la misma forma se obtuvieron las unidades de pH (2, 2.25, 2.5, 2.75, 3, 3.5, 4 y 6) por titulometría, sin embargo para esta prueba se utilizó un medidor de pH de bolsillo HANNA modelo HI 98129.

Exposición del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) al agua ácida simulada

En la primera prueba se expuso al *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) en las unidades de pH anteriormente mencionadas y se observaron los cambios cualitativamente. Por cada recipiente se utilizó 2 plantas de aproximadamente 25 cm de altura. El tiempo de evaluación fue de 3 semanas, la nutrición de la planta acuática en el medio se realizó mediante sustancias hidropónicas bajo una frecuencia de 3 veces por semana.

En la siguiente prueba se evaluó la adaptabilidad y tolerancia a nivel cualitativo. Se utilizó por cada recipiente 2 plantas de aproximadamente 25 cm de altura. La nutrición de la planta acuática en el medio se realizó bajo los mismos procedimientos que en la prueba preliminar, así como su frecuencia de alimentación y el tiempo de evaluación. Ver Apéndice, Figura N° 4.3 "Exposición del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a diferentes unidades de pH".

B) Experiencia 2: Tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a distintas concentraciones de Sulfato de Zinc y Sulfato de Hierro

La segunda experiencia se realizó en recipientes de vidrio con 1.7 L de agua simulada con altas concentraciones de metales Fe y Zn, se utilizó Sulfato de Hierro Heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) 0.1M para obtener concentraciones de 1000, 600, 300, 100 ppm y se utilizó Sulfato de Zinc (ZnSO_4) 0.1M para obtener concentraciones de 100, 50, 30, 10 ppm. Ver Apéndice, Figura N° 4.4 "Preparación del agua con distintas concentraciones de sulfato de hierro y sulfato de zinc", los cálculos para obtener las concentraciones de los metales antes mencionados, fueron los siguientes:

Cálculo de la concentración de Fe y Zn en el agua simulada

Para obtener las concentraciones a diluir, se utilizaron compuestos de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y ZnSO_4 en forma sólida (polvo), por lo que primero se tuvo que formar una solución de estos compuestos a 0.1M, luego se procedió a diluir utilizando la siguiente ecuación:

$$C_1 \times V_1 = C_2 \times V_2 \dots \dots (1)$$

Sulfato de Hierro

- ✓ Se calculó la dilución de gramos de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ para obtener una solución a 0.1 M

Datos:

PM $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ = 277.84 g/mol

$$0.1 \text{ M FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} \\ = 0.1 \frac{\text{mol FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}}{\text{L solución}} \times 277.84 \frac{\text{g FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}}{\text{mol FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}}$$

$$0.1 \text{ M g FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = 27.784 \frac{\text{g FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}}{\text{L solución}}$$

$$0.1 \text{ M g FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = 27784 \frac{\text{mg FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}}{\text{L solución}}$$

Para obtener $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.1 M se necesita diluir 27784 mg de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ en 1 Litro de agua destilada.

- ✓ Se calculó el volumen de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ a diluir en 1.7L de agua destilada para obtener concentraciones de 1000, 600, 300, 100 ppm de agua simulada.

100 ppm de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$:

$$C_1 \times V_1 = C_2 \times V_2$$

$$27784 \text{ ppm} \times V_1 = 100 \text{ ppm} \times 1.7 \text{ L}$$

$$V_1 = \frac{170 \text{ L}}{27784}$$

$$V_1 = \frac{170 \text{ L}}{27784} \times \frac{1000 \text{ ml}}{\text{L}}$$

$$V_1 = 6.12 \text{ ml}$$

Se necesitará 6.12 ml de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.1M para obtener una concentración de 100 ppm de solución simulada. De igual manera se utilizó el mismo procedimiento para obtener los volúmenes de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ para obtener las concentraciones de 300 ppm, 600 ppm y 1000 ppm de solución simulada, estos valores se muestran en Apéndice, Tabla N° 4.4 "Volúmenes de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y ZnSO_4 para obtener diluciones".

Sulfato de Zinc

- ✓ Se calculó la dilución de gramos de $ZnSO_4$ para obtener una solución a 0.1 M

Datos:

$PM_{ZnSO_4} = 161.838 \text{ g/mol}$

$$0.1 \text{ M } ZnSO_4 = 0.1 \frac{\text{mol } ZnSO_4}{L \text{ solución}} \times 161.38 \frac{\text{g } ZnSO_4}{\text{mol } ZnSO_4}$$

$$0.1 \text{ M } ZnSO_4 = 16.138 \frac{\text{g } ZnSO_4}{L \text{ solución}}$$

$$0.1 \text{ M } ZnSO_4 = 16138 \frac{\text{mg } ZnSO_4}{L \text{ solución}}$$

Para obtener $ZnSO_4$ 0.1 M se necesita diluir 16138 mg de $ZnSO_4$ en 1 Litro de agua destilada.

- ✓ Se calculó el volumen de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ a diluir en 1.7L de agua destilada para obtener concentraciones de 100, 50, 30, 10 ppm de agua simulada.

100 ppm de $ZnSO_4$:

$$C_1 \times V_1 = C_2 \times V_2$$

$$16138 \text{ ppm} \times V_1 = 10 \text{ ppm} \times 1.7 \text{ L}$$

$$V_1 = \frac{17 \text{ L}}{16138}$$

$$V_1 = \frac{17 \text{ L}}{16138} \times \frac{1000 \text{ ml}}{L}$$

$$V_1 = 1.05 \text{ ml}$$

Se necesitará 1.05 ml de $ZnSO_4$ 0.1M para obtener una concentración de 10 ppm de solución simulada. De igual manera se obtuvieron los volúmenes de $ZnSO_4$ para obtener las concentraciones de 30 ppm, 50 ppm y 100 ppm de solución

simulada, estos valores se muestran en Apéndice, Tabla N° 4.4 “Volúmenes de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y ZnSO_4 para obtener diluciones”.

Preparación del agua simulada con metales

Obtenidos los cálculos teóricos de concentración de Fe, Zn, se preparó 8 recipientes con dimensiones de 10x15x10 cm de (ancho, largo, alto, respetivamente), la distribución de concentraciones de Fe y Zn se encuentran en la Tabla N° 4.5 “Distribución de concentraciones de Fe y Zn” del Apéndice. En estos recipientes se colocaron volúmenes de 1.7 L por cada recipiente, 4 para el hierro, 4 para Zn, las concentraciones se distribuyeron de la siguiente manera:

Exposición del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) al agua simulada con diferentes concentraciones de ZnSO_4 y FeSO_4

Se expuso al *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vell). en las soluciones establecidas evaluando (Ver Apéndice, Figura N° 4.5 “Concentraciones de sulfato de hierro y sulfato de zinc” y Figura N° 4.6 “Exposición de la planta a distintas concentraciones sulfato de hierro y sulfato de zinc”) su tolerancia a cambios fisiológicos de su estructura y su resistencia al medio.

La nutrición de la planta acuática en el medio se realizó mediante las sustancias hidropónicas mencionadas en la Experiencia 1, la duración de esta experiencia fue de 2 semanas.

C) Experiencia 3: Prueba de jarra entre agua residual urbana (ARU) y efluente generado por pasivos ambientales mineros (EGPAM)

Como antecedente se mostró que Dobbie et al., (2009) resalta en la investigación “*Evaluation of iron ochre from mine drainage treatment for removal of phosphorus from wastewater*” que la mezcla de agua ácida de mina y agua residual urbana genera una especie de floculación entre sus constituyentes para luego sedimentar así concluyendo que la reacción de Fe y el Fosforo forman fosfatos férricos y de esta manera conlleva al fenómeno de floculación. Para experimentar detalladamente este proceso de reacción se siguió un esquema de prueba de jarra, el efluente generado por pasivos ambientales mineros se sometió a la prueba teniendo como coagulante al agua residual urbana, Ver Apéndice Figura N° 4.7 “Prueba

de jarra del efluente generado por pasivo ambiental minero y el agua residual urbana”.

Evaluación de la dosis óptima

El efluente proveniente de pasivo ambiental se mezcló de la siguiente manera con el agua residual domestica (coagulante):

- ✓ C₁ (4/1 v/v).- 400 ml de (EGPAM) con 100 ml de agua residual urbana.
- ✓ C₂ (3/2 v/v).- 300 ml de (EGPAM) con 200 ml de agua residual urbana.
- ✓ C₃ (2/3 v/v).- 200 ml de (EGPAM) con 300 ml de agua residual urbana.
- ✓ C₄ (1/4 v/v).- 100 ml de (EGPAM) con 400 ml de agua residual urbana.

El tiempo de mezcla rápida fue de 15 minutos a 143 rpm, el tiempo de mezcla media fue de 15 minutos a 100 rpm y el tiempo de mezcla lenta fue de 15 minutos a 42 rpm; el tiempo de sedimentación se llevó a cabo durante 10 minutos.

Se determinó la turbidez (NTU) de las aguas iniciales y del agua tratada después de la prueba de jarra. Los experimentos se realizaron por triplicado. Los ensayos realizados fueron:

Ensayo I (n=3): El tiempo de mezcla rápida fue de 15 minutos a 143 rpm, con las mezclas C₁, C₂, C₃, C₄.

Ensayo II (n=3): El tiempo de mezcla media fue de 15 minutos a 100 rpm, con las mezclas C₁, C₂, C₃, C₄.

Ensayo III (n=3): El tiempo de mezcla lenta fue de 15 minutos a 42 rpm, con las mezclas C₁, C₂, C₃, C₄.

4.2.6. La capacidad de remoción de metales pesados (Zn y Fe), mediante el proceso de fitorremediación con *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)

-Descripción:

Luego de los experimentos en lotes donde se evaluó el comportamiento del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) (Vell.) en medios simulados (experiencias 1 y 2), y se evaluó comportamiento de la mezcla (experiencia 3) del efluente generado por pasivos ambientales mineros y el agua residual urbana.

En la experiencia 4 se evaluó el sinergismo entre el efluente generado por pasivos ambientales mineros y el agua residual urbana, y el comportamiento del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) en el tratamiento por fitorremediación a flujo continuo.

D) Experiencia 4: Celdas de contacto y flujo continuo: Sistema de tratamiento continuo sedimentador dinámico y biofloculador de contacto de laboratorio

El sistema de tratamiento toma como modelo el diseño de los sedimentadores y floculadores convencionales; sin embargo, para este sistema se realizaron algunas variaciones necesarias y convenientes de acuerdo a los resultados obtenidos de las experiencias anteriores.

La preparación en vidrio se realizó en un periodo de 10 días, la instalación del sistema se realizó en 4 días, las pruebas hidráulicas y la puesta en marcha se realizaron en 7 días, y finalmente la evaluación del tratamiento se desarrolló en 15 días, a continuación se presenta un diagrama del sistema de tratamiento por fitorremediación acuática a flujo continuo. Ver Apéndice, Diagrama N° 4.1 "Sistema de tratamiento continuo de sedimentación dinámica y biofloculación de contacto".

Entrada del efluente ácido y agua residual doméstica

El efluente ácido generado del pasivo ambiental se almacenó en un balde de 15 cm de diámetro con una altura de agua de 18cm, la salida del efluente se dio a través una válvula de ½ pulgada, reduciéndose a mangueras de 1/8 de pulgada con sus respectivas válvulas de 1/8.

El agua residual doméstica se almacenó en un tanque de 1 m³, sin embargo luego se cambió el recipiente debido a un colapso en el sistema, pasando a reiniciar el procedimiento, el agua residual doméstica pasó a ser almacenada en un Balde de 30cm de diámetro con una altura de 30cm de agua, la salida del agua se dio por la parte inferior del balde por una válvula de ½ pulgada, reduciéndose a mangueras de 1/8 con sus respectivas válvulas de 1/8. Ver Apéndice, Figura N° 4.8 "Entrada de efluentes al sistema de tratamiento".

Diseño del Sedimentador dinámico

Actualmente, se utiliza la sedimentación para la remoción por medio de la gravedad de partículas o precedida del fenómeno de coagulación. De acuerdo a las experiencias 1, 2 y 3, este proceso de sedimentación permitió que se desarrolle el mezclado y la coagulación que se produce en el sinergismo del agua residual urbana y efluente ácido proveniente de los pasivos ambientales mineros.

El diseño del sedimentador estuvo sujeto a los siguientes criterios:

- La variable de diseño "velocidad de sedimentación" fue muy alta en la prueba de jarras.
- Se diseñó un sedimentador estándar (la presente investigación no abarca el modelado y diseño del sistema, sin embargo se enfoca en el análisis del fenómeno de remoción), considerando el volumen de efluente ácido limitante.
- Para un mejor desempeño de sedimentación se consideró una inclinación para que la recepción de lodos sea a través de una pequeña tolva rectangular.
- Se consideró una pantalla de aproximadamente 38 cm en la entrada, la cual tuvo la función de separar la zona 2 y zona 3, además se colocó una pequeña pantalla a 7 cm que separaba la zona 1 y zona 2. Para más detalles ver Apéndice, Figura N° 4.9 "Recorrido del flujo de la mezcla en el sedimentador dinámico", a continuación se detallan las zonas trabajadas en el Sedimentador dinámico:

a. Zona de entrada o de Mezcla (Zona 1)

Aquí los dos flujos entrantes se combinan, también es el lugar de control de los caudales.

b. Zona sedimentación y mezcla (Zona 2)

Es la zona media donde el agua desciende dando lugar a una reacción completa y el esfuerzo por bordear la pantalla por la parte inferior, produciendo una sedimentación del coágulo formado.

c. Zona de Salida (Zona 3)

En esta zona, el agua asciende sin coágulos para luego ingresar a la siguiente unidad de tratamiento.

➤ **Cálculo del sedimentador**

Para el cálculo se utilizó una ecuación ideal simple:

$$TRH = Vol/Q...(2)$$

Dónde:

TRH: Tiempo retención hidráulica en Horas (hr)

Vol: Volumen del sedimentador en m³

Q: Caudal total / suma del Q de ARU y EGPAM

El cálculo del tiempo de retención hidráulica TRH se realizó para la zona 2 y zona 3 por la dirección del flujo (descendente y ascendente) siendo el TRH la suma del TRH de la zona 1 y el TRH de la zona 2.

➤ **Construcción y acondicionamiento del sedimentador dinámico**

El sedimentador dinámico fue construido con material de vidrio, posee una forma rectangular y una inclinación para mejorar la sedimentación, además se utilizaron unas placas que ayudaron al flujo a tener un recorrido más descendente, de esta manera se mejoró el proceso de floculación. La instalación y puesta en marcha del Sedimentador Sinérgico se llevó a cabo en las instalaciones del centro de investigación en aguas residuales CITRAR. El plano de diseño se presenta en Apéndice, la Figura N° 4.10 "Diseño del sedimentador dinámico".

En Apéndice, Tabla N° 4.6 "Datos de diseño del sistema" se muestra los datos de diseño del sedimentador sinérgico, los TRH fueron obtenidos por la ecuación (1).

Diseño del Biofloculador de contacto

Para realizar esta experiencia se diseñó unas celdas que simularon las condiciones existentes a un floculador (llamado para esta investigación Biofloculador de contacto, debido al contacto biológico) construido para tratamiento de aguas, la diferencia que tiene con un floculador convencional está en su uso, el cual será para el contacto del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) con el efluente del sedimentador sinérgico.

Las celdas de contacto (por donde recorre el flujo) del biofloculador son paralelepípedos de vidrio grueso (esto ayudó a observar las interacciones de la planta acuática y de la mezcla sinérgica) en el que el agua a tratar penetra por una arista y sale por la opuesta. Se le ha dispuesto en su interior un dispositivo de laberinto para facilitar el serpenteo del agua y conseguir un mayor recorrido total de esta, así como de tener un mayor tiempo de contacto de la planta acuática.

En esta experiencia se combinan las condiciones de tratamiento fitorremediador del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) y se mantiene el flujo constante del agua.

Para el diseño se tomaron los siguientes criterios:

- Los tratamientos convencionales de floculación presentan tiempos de floculación desde (5-20 min) con rangos de gradiente de velocidad ($80-45 \text{ s}^{-1}$) (Baca Neglia, 2012). El Biofloculador de contacto no busca una floculación rápida, al contrario, buscó que la mezcla tenga un mayor tiempo de floculación, para que de esta manera se genere contacto e interacción con la planta acuática.
- Se consideró que el TRH esté entre un rango de $24\text{h} < \text{TRH} < 48$ por lo que el cálculo de dimensionamiento fue de una manera simple, pues no se ajusta a los diseños convencionales.
- Se consideró TRH altos, por investigaciones mostradas en los antecedentes como (January, Cutright, Keulen, & Wei, 2008) que muestran que las plantas acuáticas tienen una interacción con los metales después de acondicionarse al medio después de varios días.

➤ **Cálculos de dimensionamiento**

Para facilitar el llenado y puesta en marcha del sistema, se fijó un caudal de **0.7 ml/s**, para lo cual se estimaron los siguientes tiempos de residencia en el biofloculador utilizando las siguientes formulas:

➤ **Recorrido del flujo de la mezcla (R)**

Para el recorrido se consideró un rango total de 12-15 celdas (Ver Apéndice, Figura N° 4.11 "Recorrido del efluente del sedimentador dinámico en el biofloculador de contacto") y, para el cálculo de se utilizó la siguiente ecuación:

$$R = a_0 + \pi \cdot r + a_1 + \pi \cdot r + a_2 + \dots + a_{n-1} + \pi \cdot r + a_n \dots \quad (3)$$

Dónde:

a_n recorrido por celdas ; r : radio de curvatura entre celdas

➤ **Calculo del Volumen de agua en el Biofloculador**

El volumen de agua dependió del recorrido total (R), del ancho de la celda (W) y la altura de agua (H). Se tomó una altura de agua de H=6cm de acuerdo a la experiencia 1 y 2, y un ancho de celda de ancho W=8 cm.

$$Vol = H \times W \times R \dots(4)$$

➤ **Cálculo del Tiempo de Retención Hidráulica (TRH).**

El tiempo de TRH se calculó utilizando la siguiente ecuación:

$$TRH = Vol/Q \dots(5)$$

➤ **Construcción y acondicionamiento del sedimentador**

Para la construcción del sistema se halló el recorrido del agua (R) en las celdas según la ecuación (3):

$$\begin{aligned} R(m) &= (15 \times 80 \text{ cm}) + (15 \times \pi \times 8 \text{ cm}) \\ R(m) &= 1200 \text{ cm} + 376.399 \text{ cm} \\ R(m) &= 1576.99 \text{ cm} \\ R(m) &\approx 15.8 \text{ m} \end{aligned}$$

Luego, se halló el Volumen del Biofloculador de contacto según la ecuación (4):

$$Vol = 15.8 \text{ m} \times 0.08 \text{ m} \times 0.06 \text{ m}$$

$$Vol = 0.075 m^3$$

$$Vol = 75.84 L$$

Se halló el TRH del Biofloculador de contacto según la ecuación (5):

$$TRH = \frac{75840 ml}{0.7 ml/s}$$

$$TRH = 108342.85 seg$$

$$TRH = 30.1 horas$$

El TRH se ajustó a lo planteado en el criterio de diseño, en la siguiente figura se presentan las dimensiones de la estructura del Biofloculador de contacto. Ver Apéndice, Figura N° 4.12 “Estructura del biofloculador”).

La instalación y puesta en marcha del Biofloculador de contacto se llevó a cabo en las instalaciones del centro de investigación en aguas residuales CITRAR. Donde se acondicionó el sistema. Ver Apéndice, Figura N° 4.13 “Instalación del biofloculador de contacto”).

➤ **Acondicionamiento del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) en el Biofloculador de contacto**

El flujo de contacto de la mezcla con el *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) se desarrolló en las celdas, para establecer un contacto directo se colocó la planta acuática con un promedio de altura de 30 cm y se distribuyó desde la segunda celda hasta a la última celda (celda 15), dejando los espacios de cambio de celda sin plantas para su posterior control y muestreo. Ver Apéndice, Figura N° 4.14 “Acondicionamiento del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) en el sistema”.

Puesta en marcha del sistema

La puesta en marcha del sistema se llevó a cabo dejando ingresar los flujos de agua hacia el sedimentador sinérgico, se llenó por 12.5 horas, pasando por la zona 1, descendiendo por la zona 2 para luego ascender en la zona 3, de esta manera el agua se mantuvo saliendo del sedimentador por reboce. Ver Apéndice, Figura N° 4.15 “Arranque del sedimentador sinérgico” y Figura N° 4.16 “Arranque del sistema de tratamiento pasivo”.

Luego, una vez que salió del sedimentador sinérgico, la mezcla al ingresar al Biofloculador de contacto estuvo 30 horas en contacto con la planta acuática. El sistema se evaluó durante 2 semanas.

Cálculo del Factor de Bioacumulación:

El factor de Bioacumulación o Bioconcentración indica la eficiencia de las especies vegetales en la acumulación de metales del ambiente en sus tejidos. Se calcula como lo expresa el autor (Ali, Khan, & Sajad, 2013):

$$\text{Factor de Bioacumulación (FBA)} = \frac{C_{\text{tejido recogido}}}{C_{\text{agua}}}$$

Donde el $C_{\text{tejido recogido}}$ es la concentración del metal en el tejido recogido de la planta, y el C_{agua} es la concentración del mismo metal en el agua (sustrato).

4.3 Población y muestra

Población: La población del estudio fueron los efluentes generados por los pasivos mineros en Hualgayoc – Cajamarca.

Muestra: La muestra fueron alícuotas del canal colector de los efluentes generados por pasivos ambientales mineros de la ex Unidad Minera “Los Negros” en Hualgayoc-Cajamarca.

4.4 Técnicas e instrumentos de recolección de datos

La toma de muestra de los efluentes para el presente estudio se basó en el Protocolo de Monitoreo de Calidad de Efluentes y Aguas Superficiales en las Actividades Minero-Metalúrgicas publicado por el Ministerio de Energía y Minas, el año 2011. En la Tabla N° 4.7 “requisitos de toma de muestra y preservación” que se encuentran en Apéndice, se detallan los requisitos de toma de muestra y preservación que se tomaron en cuenta de acuerdo al Protocolo de Monitoreo.

Los métodos y equipos de medición a utilizar se detallan en Apéndice, Tabla N° 4.8 “Métodos y equipos”.

- **Análisis del pH (Método Electrométrico):**

El principio básico de la determinación electrométrica del pH es la medida de la actividad de los iones hidrógeno por mediciones potenciométricas utilizando un electrodo patrón de hidrógeno y otro de referencia. El electrodo de hidrógeno consiste en un electrodo de platino por el que se pasan burbujas de hidrógeno gaseoso a una presión de 101 kPa. Debido a la dificultad de utilizarlo y al potencial de intoxicación del electrodo de hidrógeno, se utiliza comúnmente el electrodo de vidrio. (American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation, 1999)

La fuerza electromotriz (fem) producida en el sistema de electrodo de vidrio varía linealmente con el pH y esta relación lineal se describe comparando la fem medida con el pH de diferentes tampones. El pH de la muestra se determina por extrapolación. (American Public Health Association et al., 1999)

- **Análisis de la conductividad (Método de Laboratorio):**

La medición de la conductividad en laboratorio es relativamente exacta, pero otros medios de determinación menos precisos encuentran numerosas aplicaciones, como son el mareaje del agotamiento de resinas de intercambio iónico y la determinación rápida de cambios significativos en el contenido inorgánico de las aguas potables y residuales. (American Public Health Association et al., 1999)

Utilídense células de conductividad con electrodos hechos de metales comunes duraderos (acero inoxidable entre otros) para monitorización continua y estudios de campo. Calíbrense estas células mediante comparación de la conductividad de la muestra con los resultados obtenidos con un instrumento de laboratorio. Para reducir al mínimo los errores de la constante celular, utilícese una célula y un aparato adecuadamente diseñados y homologados. (American Public Health Association et al., 1999)

- **Análisis del Oxígeno Disuelto (Método de electrodo de membrana):**

Los electrodos de membrana proporcionan un método excelente para analizar OD en aguas contaminadas, muy coloreadas y diluyentes

residuales fuertes. Se recomiendan para condiciones especialmente desfavorables al uso del método yodométrico, o cuando esta prueba y sus modificaciones están sujetas a errores graves debidos a interferencias. (American Public Health Association et al., 1999)

Los electrodos de membrana sensibles al oxígeno, de tipo polarográfico o galvánico, están compuestos por dos electrodos metálicos sólidos en contacto con un electrólito de soporte separado de la solución problema por una membrana selectiva. La diferencia básica entre el sistema galvánico y el polarográfico es en que en el primero la reacción es espontánea (similar a la de una célula de combustible), mientras en el segundo se precisa una fuente de voltaje aplicado para polarizar el electrodo indicador. Normalmente, se usan membranas de polietileno y fluorocarbono, al ser permeables al oxígeno molecular y relativamente robustas. (American Public Health Association et al., 1999)

- **Análisis de la Turbidez (Método Nefelométrico):**

Este método se basa en la comparación de la intensidad de la luz dispersada por la muestra en condiciones definidas y la dispersada por una solución patrón de referencia en idénticas condiciones. Cuanto mayor es la intensidad de la luz dispersada, más intensa es la turbidez. Como suspensión patrón de turbidez de referencia se emplea el polímero formacina. Es fácil de preparar y, en cuanto a propiedades de dispersión de luz, más reproducible que la arcilla o el agua turbia natural. La turbidez de una concentración especificada de suspensión de formacina se define como el equivalente a 40 unidades nefelométricas. (American Public Health Association et al., 1999)

- **Análisis de Metales pesados (Método de Plasma de acoplamiento inductivo-PAI):**

Consiste en una corriente de flujo de gas argón ionizado por aplicación de un campo de radiofrecuencias típicamente oscilantes a 27,1 MHz. Este campo está acoplado inductivamente al gas ionizado por una bobina refrigerada con agua que rodea a una «lámpara» de cuarzo que soporta y confina el plasma. En un apropiado nebulizador y cámara de pulverización se genera un aerosol de la muestra que se lleva al plasma a través de un tubo inyector colocado dentro de la lámpara. El aerosol de la muestra se inyecta directamente en el PAI, que somete a los átomos que lo componen

a temperaturas de aproximadamente 6.000 a 8.000 °K. (American Public Health Association et al., 1999)

Debido a ello, tiene lugar una disociación de moléculas casi completa, consiguiéndose una reducción significativa de interferencias químicas. La elevada temperatura del plasma excita eficazmente la emisión atómica. La ionización de un elevado porcentaje de átomos produce un espectro de emisión iónica. El PAI proporciona una fuente ópticamente «delgada», que no está sujeta a autoabsorción, excepto a concentraciones muy altas. De esta forma, se observan, para muchos elementos, recorridos dinámicos lineales de orden de magnitud cuatro a seis. (American Public Health Association et al., 1999).

- **Análisis de Demanda Química de Oxígeno (Método Colorímetro):**

Los vasos de reacción colorimétrica son ampollas de cristal selladas o tubos de cultivo tapados. El consumo de oxígeno se mide a 600 nm con un espectrofotómetro frente los estándares. La mayor parte de la materia orgánica resulta oxidada por una mezcla a ebullición de los ácidos crómico y sulfúrico. Se somete a reflujo una muestra en una solución acida fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$). Después de la digestión, el $K_2Cr_2O_7$ no reducido que quedese determina con sulfato de amonio ferroso para determinar la cantidad de $K_2Cr_2O_7$ consumido y calcular la materia orgánica oxidable en términos de equivalente de oxígeno. Manténganse constantes las proporciones de pesos de reactivos, de volúmenes y de concentraciones cuando se utilicen volúmenes de muestra distintos de 50 ml. El tiempo estándar de reflujo de 2 horas puede reducirse si se ha demostrado que un período más corto produce los mismos resultados. (American Public Health Association et al., 1999)

- **Análisis de Fosfatos (Método Colorímetro del ácido vanadomolibdofosfórico):**

En una solución diluida de ortofosfato, el molibdato amónico reacciona en condiciones acidas para formar un heteropoliácido, ácido molibdofosfórico. En presencia de vanadio, se forma ácido vanadomolibdofosfórico amarillo. La intensidad del color amarillo es proporcional a la concentración de fosfato. La concentración mínima detectable es de 200 µg P/l en cubetas de espectrofotómetro de 1 cm. (American Public Health Association et al., 1999).

- **Análisis de Nitratos (Método cromatográfico de iones):**

Principio: Inyéctese una muestra de agua en una corriente de disolvente carbonato-bicarbonato y pásese a través de una serie de intercambiadores iónicos. Los aniones que interesan se separan según sus afinidades relativas mediante un intercambiador de baja capacidad, fuertemente aniónico (columnas de protección y separación). Los aniones separados son dirigidos hacia un intercambiador catiónico fuertemente ácido (supresor de lecho de empaquetamiento compacto, o a través de una fibra hueca de membrana intercambiadora de cationes (supresor de fibra); también puede pasarse a través de un supresor de micromembrana bañado en una solución muy acida de flujo continuo (solución regenerante). En el supresor, los aniones separados se transforman en su forma acida de alta conductividad, y el disolvente carbonato- bicarbonato se convierte en ácido carbónico débilmente conductor. Los aniones separados en sus formas acidas se miden por conductividad. Se identifican sobre la base del tiempo de retención, comparado con los patrones. La determinación cuantitativa se realiza midiendo la altura del pico o la superficie que éste delimita. (American Public Health Association et al., 1999).

- **Análisis de Coliformes Totales (Técnicas estandarizadas de fermentación en tubo múltiple-NMP de coliformes totales):**

La determinación de microorganismos coliformes totales por el método del Número más Probable (NMP), se fundamenta en la capacidad de este grupo microbiano de fermentar la lactosa con producción de ácido y gas al incubarlos a $35^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ durante 48 h., utilizando un medio de cultivo que contenga sales biliares. Esta determinación consta de dos fases, la fase presuntiva y la fase confirmativa.

En la fase presuntiva el medio de cultivo que se utiliza es el caldo lauril sulfato de sodio el cual permite la recuperación de los microorganismos dañados que se encuentren presentes en la muestra y que sean capaces de utilizar a la lactosa como fuente de carbono. Durante la fase confirmativa se emplea como medio de cultivo caldo lactosado bilis verde brillante el cual es selectivo y solo permite el desarrollo de aquellos microorganismos capaces de tolerar tanto las sales biliares como el verde brillante. (American Public Health Association et al., 1999)

4.5 Procedimientos de recolección de datos

Experiencia 1

En esta experiencia se recolectaron datos de los 2 tipos de pruebas, una cualitativa y otra cuantitativa.

La primera fue a nivel cualitativo, se recolectaron datos de las concentraciones de pH 2, 4 y 6 durante un periodo de 3 semanas. La segunda prueba fue a nivel cuantitativo ya que se midieron indicadores para evaluar la adaptabilidad, se obtuvieron valores de pH: 2, 2.25, 2.5, 2.75, 3, 3.5, 4 y 6. Ver Apéndice, Tabla N° 4.9 "Parámetros de adaptabilidad y tolerancia evaluados en la experiencia 1".

Con respecto a los límites de adaptabilidad de la planta en la segunda prueba se realizó un conteo foliar (altura, número de anillos, cantidad de brotes) al inicio y al final de la experiencia.

Experiencia 2

La recolección de datos para la segunda experiencia se realizó por dos pruebas, método cualitativo y otro cuantitativo. El método cuantitativo se basó en la recolección de indicadores para los metales Fe y Zinc. Ver Apéndice, Tabla N° 4.10 "Parámetros de adaptabilidad y tolerancia evaluados en la experiencia 2".

La recolección de datos para la segunda prueba (método cualitativo), se basó en el seguimiento de los cambios producidos por la exposición de la planta a las diferentes concentraciones de los metales.

Experiencia 3

La toma de datos en la experiencia 3 se realizó en 2 pruebas, la primera durante el Test-Prueba de jarra midiendo los parámetros de Turbidez y la segunda post- Prueba de jarra, haciendo un seguimiento durante 14 días a los siguientes indicadores (pH, STD (mg/l), Turbidez (NTU), Conductividad (uS/cm), OD (mg/l), Temperatura (°C)).

También se analizaron los siguientes iniciadores de Metales (Pb, Cd, Fe, Zn, As mg/l). El primer análisis se realizó al término de la prueba de jarras, la segunda medición se realizó a los 17 días después de la prueba de jarras.

Experiencia 4

➤ Puntos de monitoreo del sistema de tratamiento

Se monitoreó durante 2 semanas los parámetros descritos en la Tabla N° 4.11 “Parámetros físico-químicos”; Tabla N° 4.12 “Parámetros de concentración de metales pesados” y Tabla N° 4.13 “Parámetros biológicos”, las cuales se encuentran en Apéndice. Por otro lado, los puntos monitoreados se pueden observar en el Diagrama N° 4.2 “Puntos de monitoreo en el sistema de tratamiento de flujo continuo”, en Apéndice.

El monitoreo del sistema se realizó de manera intercalada cada 3 días debido al acondicionamiento de la planta. Las muestras tomadas en las plantas para los análisis de absorción de metales se tomaron en 2 lotes.

4.6 Procesamiento estadístico y análisis de datos

Un primer paso que se realizó para analizar los datos es conocer la naturaleza de los indicadores (o variables según bibliografía estadística) con las que se trabaja, es decir, la escala de medida de las mismas. En el caso de la búsqueda de relaciones o diferencias entre variables (bivariantes o multivariante), esta escala determina el tipo de análisis estadístico a realizar. De igual manera, la descripción de los indicadores (análisis univariante) utiliza diferentes procedimientos según naturaleza (Arriaza Balmón, 2006).

4.6.1 Fase 1: Análisis Univariado

EL análisis univariante, como su nombre indica, estudia la distribución individual de cada variable. Este análisis se centra en dos aspectos: La tendencia central de la distribución y su dispersión. En el primer caso hablamos de un valor característico o medio de la distribución, en el segundo de la variabilidad interna de los datos (Arriaza Balmón, 2006). Usualmente esto involucra revisar las estadísticas básicas y gráficos claves para cada experiencia. Este procedimiento tiene como propósito general distinguir en los datos características muy marcadas o comportamientos inusuales (Francisco & Roddy, 2013). Esto consideró los siguientes análisis para el procesamiento de la información.

- Estadísticas básicas (medias, desviación estándar)
- Gráficos de indicadores en función del tiempo de prueba.
- Calidad de ajustes de regresión lineal simple.

Estadísticas básicas

Prueba para la media

Cuando se estudia el comportamiento del indicador, también se suele usarla media y su varianza, puesto que los valores de estos parámetros tienen que ver directamente con la posibilidad de que cumplan con alguna comparación con otros valores (Gutiérrez & Vara, 2004).

Ajustes de regresión lineal simple

Coefficiente de determinación R^2

El primer criterio para evaluar la calidad del ajuste es observar la forma en el modelo se ajustó a los datos. En el caso de la regresión lineal simple esto se puede apreciar en gráficas donde se muestran que los puntos tienden a ajustarse razonablemente bien a la línea recta. Pero otro criterio más cuantitativo el que nos proporciona el *coeficiente de determinación*, que está definido por (Gutiérrez & Vara, 2004):

$$R^2 = \frac{\text{Variabilidad explicada por el modelo}}{\text{Variabilidad total}}$$

Es claro que $0 < R^2 \leq 1$. En general R^2 se interpreta como la proporción de la variabilidad en los indicadores que es explicada por el modelo.

4.6.2 Fase 2: Análisis Bivariado

La siguiente fase, denominada análisis bivariable estudia el efecto de una variable sobre otra. Podemos clasificar las técnicas estadísticas en dos grandes familias. Las Pruebas paramétricas y las pruebas no paramétricas. Cuatro Son los requisitos para el uso de pruebas paramétricas (Arriaza Balmón, 2006).

- Distribución normal de las variables. Para llevar a cabo pruebas de estadística paramétricas se asume que la variable estudiada de la población sigue una distribución normal.
- Uniformidad de Varianza. Se requiere que la varianza de una variable no depende del nivel de la otra variable.
- Escala medida. Las variables deben medirse en una escala métrica.
- Independencia. Las respuestas de un sujeto no dependen de las de otro.

Los dos últimos puntos sólo pueden contrastarse siguiendo el sentido común del investigador. Para los dos primeros si existen pruebas objetivas. Algunas de las pruebas más comunes utilizadas para determinar la relación entre dos variables son (Arriaza Balmón, 2006):

-Pruebas paramétricas: Comparación de medias (prueba t), análisis de correlación de (Pearson) y análisis de varianza (ANOVA I).

- Pruebas no paramétricas: Comparación de medias (Mann-Whitney), análisis de correlación (Spearman, Kendal tau), análisis de varianza (Kruskai-Walls) y tablas de contingencia (Chi-cuadrado, Fisher.)

En este punto, se comenzó a mezclar los indicadores, luego nuevamente se aplicó el análisis gráfico como una herramienta practica para detectar posibles asociaciones entre los datos (Francisco & Roddy, 2013).De acuerdo a lo descrito anteriormente las pruebas bivariate para la investigación fue las siguientes.

- Gráficos de dispersión entre indicadores.
- Calidad de ajustes de regresión lineal simple.
- Pruebas de Normalidad
- Graficas de correlaciones

Prueba de Normalidad

Consistió en un modelo de prueba de Shapiro Wilks, esto nos indica que la distribución de los datos tiende a tener un grado de significancia de la distribución de los datos hacia una curva gaussiana. El cumplimiento de esta prueba, nos permite abarcar métodos estadísticos más completos, y el no

cumplimientos nos restringe poder abarcar más análisis con otros modelos estadísticos. (Francisco & Roddy, 2013)

Gráficas correlacionales

El objetivo de este análisis fue cuantificar la relación entre variables estadísticas (Indicadores). Si bien un alto grado de correlación, medido por el coeficiente de correlación, puede sugerir una relación causa-efecto. Esto es debido a que el análisis de correlación mide el grado de relación lineal entre dos variables. Conviene aclarar que un coeficiente de correlación alto no implica necesariamente una relación de causalidad, ya que dos variables independiente pueden moverse en la misma dirección por efecto de otra tercera sin una el resultado de la otra (Arriaza Balmón, 2006). Este análisis permite obtener gráficas entre todos los indicadores de la experiencia, éstas gráficas muestran una relación significativa entre indicadores pares, llegando a mostrar el nivel de significancia entre todos los indicadores, y la relación que existe entre éstos, así como su nivel de confianza. (Francisco & Roddy, 2013)

Para el análisis de correlación calculamos el coeficiente de Pearson (prueba paramétrica) y los coeficientes Spearman y Kendall tau (Prueba no paramétricas). Estos coeficientes de correlación varían entre -1 (relación lineal negativa perfecta) y +1 (relación lineal positiva perfecta). El análisis de los datos de esta investigación solo se calculó el coeficiente de Pearson.

4.6.3 Prueba de Hipótesis

En cualquier tipo de prueba estadística se compara el valor de un estadístico con su valor teórico en caso de seguir una distribución determinada. Los conceptos relacionados con una prueba de hipótesis son:

- Valor calculado de un estadístico: Es el valor que se obtiene a partir de los datos de la muestra aplicando una fórmula matemática.

- Valor crítico estadístico: Es el valor que deja a la derecha de la distribución (o a la izquierda si es negativo) un porcentaje del área total de la misma. Este porcentaje representa la probabilidad de exceder ese valor crítico y se denomina nivel de significancia.

- Hipótesis nula (H₀): Aquella que rechazamos si el valor calculado del estadístico excede el valor crítico del mismo.

- Hipótesis nula (H1): Aquella que aceptamos cuando rechazamos la hipótesis nula.

4.6.4 Software estadístico

Para poder escoger una prueba estadística se analizó con 3 paquetes estadísticos de acuerdo a su funcionalidad, Paquete estadístico Microsoft Excel 2013, R-STADISTIC (Software libre), MINITAB versión G17 estadistic.

CAPÍTULO V RESULTADOS

Las pruebas experimentales se realizaron desde el 9 de julio hasta el 13 de noviembre del 2015.

5.1. Objetivo 1: Determinar la adaptabilidad y tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a diferentes concentraciones de (pH).

5.1.1. Experiencia 1: Resultados de la adaptabilidad y tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a distintas unidades de pH

A. Resultados de la Primera Prueba: Evaluación cualitativa de la adaptabilidad del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)

FIGURA N° 5. 1
VISTA DEL ANTES Y DESPUÉS DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) EXPUESTO A UN AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO DILUIDO HASTA UN pH 2



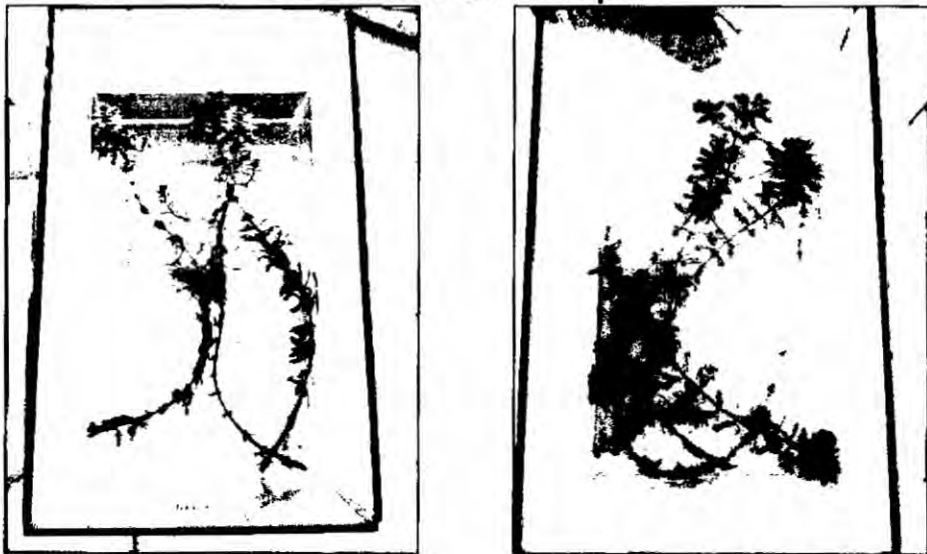
Fuente: Elaboración propia

FIGURA N° 5. 2
VISTA DEL ANTES Y DESPUÉS DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM*
(VELL.) EXPUESTO A UN AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO
DILUIDO HASTA UN pH 4



Fuente: Elaboración propia

FIGURA N° 5. 3
VISTA DEL ANTES Y DESPUÉS DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM*
(VELL.) EXPUESTO A UN AGUA SIMULADA CON ACIDO SULFURICO
DILUIDO HASTA UN pH 6



Fuente: Elaboración propia

B. Resultados de la Segunda Prueba: Adaptabilidad y tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a distintas unidades de pH

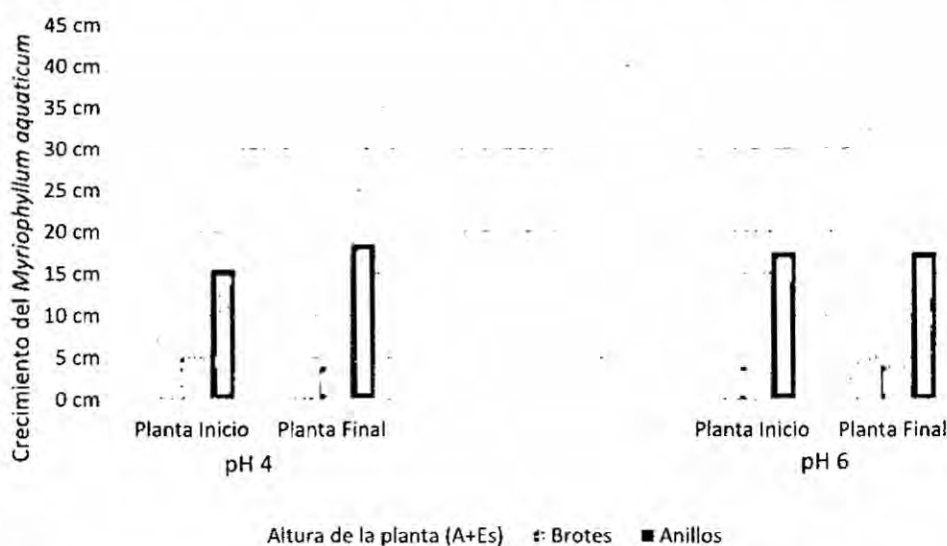
TABLA N° 5. 1
RESULTADOS DE ADAPTABILIDAD DEL *MYRIOPHYLLUM*
***AQUATICUM* (VELL.) EXPUESTO A UN AGUA SIMULADA CON**
ACIDO SULFURICO DILUIDO A DIFERENTES pH

Descripción	pH 4		pH 6	
	Tamaño de la planta al Inicio	Tamaño de la planta al Final	Tamaño de la planta al Inicio	Tamaño de la planta al Final
Altura de la planta (A+Es) (cm)	31	40.9	30.5	33.25
Brotos (unidades)	5	4	4	4
Anillos(unidades)	15.5	18.5	17.5	17.5

Fuente: Elaboración propia

*A+Es: significa que se midió la altura del tallo conjuntamente con los estolones

GRÁFICO N° 5. 1
RESULTADOS DE ADAPTABILIDAD DEL *MYRIOPHYLLUM*
***AQUATICUM* (VELL.) EXPUESTO A UN AGUA SIMULADA CON**
ACIDO SULFURICO DILUIDO A DIFERENTES pH



Fuente: Elaboración propia

DATA: Tabla N° 5.1

*A+Es: significa que se midió la altura del tallo conjuntamente con los estolones

TABLA N° 5. 2
RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO
SULFURICO DILUIDO A UN pH 2 EN CONTACTO CON EL
MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS

pH = 2				
Días	pH	Conductividad mS/cm	Temperatura (°C)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	2.04	6.50	21.8	3.25
Día 2	2.10	6.52	20.9	3.26
Día 5	2.14	6.64	20.5	3.32
Día 6	2.16	6.89	20.1	3.45
Día 7	2.20	6.92	20.2	3.47
Día 8	2.24	7.06	20.0	3.53
Día 9	2.22	7.14	20.4	3.57
Día 12	2.21	7.27	19.4	3.63
Día 13	2.21	7.25	20.2	3.62
Día 14	2.22	7.25	20.7	3.63
Día 15	2.23	7.34	20.1	3.67
Día 16	2.24	7.43	19.4	3.72
Día 21	2.24	7.73	19.2	3.86

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 3
RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO
SULFURICO DILUIDO A UN pH 4 EN CONTACTO CON EL
MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS

pH = 4				
Días	pH	Conductividad mS/cm	Temperatura (°C)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	4.07	0.85	22.2	0.43
Día 2	4.45	0.84	21.0	0.42
Día 5	4.62	0.85	20.5	0.43
Día 6	4.77	1.13	20.2	0.57
Día 7	4.83	1.14	20.2	0.57
Día 8	4.93	1.29	20.1	0.64
Día 9	5.01	1.30	20.3	0.64
Día 12	5.10	1.32	19.5	0.66
Día 13	5.19	1.33	20.3	0.66
Día 14	5.24	1.34	20.7	0.67
Día 15	5.34	1.35	20.1	0.67
Día 16	5.50	1.36	19.3	0.68
Día 21	5.69	1.41	19.2	0.71

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 4
RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO
SULFURICO DILUIDO A UN pH 6 EN CONTACTO CON EL
MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS

pH = 6				
Días	pH	Conductividad mS/cm	Temperatura (°C)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	6.05	0.76	22.2	0.38
Día 2	7.17	0.77	21.0	0.39
Día 5	7.21	0.77	20.6	0.39
Día 6	7.37	1.07	20.4	0.53
Día 7	7.48	1.08	20.3	0.54
Día 8	7.52	1.10	20.1	0.55
Día 9	7.52	1.10	20.2	0.56
Día 12	7.51	1.13	19.7	0.56
Día 13	7.51	1.14	20.4	0.57
Día 14	7.50	1.14	20.8	0.57
Día 15	7.47	1.15	20.0	0.58
Día 16	7.41	1.16	19.4	0.58
Día 21	7.26	1.21	19.2	0.61

Fuente: Elaboración propia

C. Resultados de la segunda prueba: Tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a distintas concentraciones de pH ajustados

TABLA N° 5. 5
RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO
SULFURICO DILUIDO A UN pH 2.25 EN CONTACTO CON EL
MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS

pH = 2.25				
Días	pH	Conductividad mS/cm	Temperatura (°C)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	2.25	4.20	22.0	2.10
Día 2	2.32	4.23	20.9	2.12
Día 5	2.34	4.30	20.7	2.15
Día 6	2.40	4.57	20.4	2.28
Día 7	2.39	4.60	20.3	2.30
Día 8	2.42	4.76	20.2	2.38
Día 9	2.42	4.81	20.3	2.40
Día 12	2.44	4.88	19.8	2.44
Día 13	2.44	4.90	20.1	2.44
Día 14	2.44	4.91	20.9	2.45
Día 15	2.44	4.97	19.9	2.49
Día 16	2.44	5.03	19.4	2.52
Día 21	2.45	5.28	19.2	2.64

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 6
RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO
SULFURICO DILUIDO A UN pH 2.5 EN CONTACTO CON EL
MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS

pH = 2.5				
Días	pH	Conductividad mS(cm)	Temperatura (°C)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	2.50	2.66	21.9	1.33
Día 2	2.57	2.66	20.7	1.33
Día 5	2.62	2.69	20.4	1.34
Día 6	2.65	3.00	20.3	1.50
Día 7	2.66	3.04	20.2	1.52
Día 8	2.69	3.22	20.1	1.61
Día 9	2.70	3.33	20.4	1.67
Día 12	2.71	3.42	19.9	1.71
Día 13	2.71	3.46	20.4	1.72
Día 14	2.70	3.50	21.0	1.75
Día 15	2.71	3.60	19.2	1.80
Día 16	2.71	3.67	19.3	1.83
Día 21	2.71	4.02	19.1	2.01

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 7
RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO
SULFURICO DILUIDO A UN pH 2.75 EN CONTACTO CON EL
MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS

pH = 2.75				
Días	pH	Conductividad mS(cm)	Temperatura (°C)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	2.75	1.82	22.5	0.91
Día 2	2.86	1.74	20.7	0.87
Día 5	2.92	1.74	20.5	0.87
Día 6	2.95	1.98	20.3	0.99
Día 7	2.97	1.99	20.4	0.99
Día 8	3.00	2.11	20.3	1.06
Día 9	3.01	2.13	20.3	1.06
Día 12	3.03	2.16	19.9	1.08
Día 13	3.03	2.16	20.2	1.08
Día 14	3.03	2.17	21.3	1.09
Día 15	3.04	2.19	19.8	1.10
Día 16	3.04	2.21	19.7	1.11
Día 21	3.06	2.30	19.2	1.15

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 8
RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO
SULFURICO DILUIDO A UN pH 3 EN CONTACTO CON EL
MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS

pH = 3				
Días	pH	Conductividad mS(cm)	Temperatura (°C)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	3.04	1.31	21.6	0.65
Día 2	3.15	1.28	20.7	0.64
Día 5	3.20	1.29	20.4	0.65
Día 6	3.25	1.57	20.3	0.78
Día 7	3.27	1.58	20.5	0.79
Día 8	3.30	1.73	20.4	0.86
Día 9	3.31	1.74	20.2	0.86
Día 12	3.33	1.76	20.0	0.88
Día 13	3.33	1.78	20.2	0.88
Día 14	3.33	1.79	21.4	0.89
Día 15	3.34	1.80	19.7	0.90
Día 16	3.34	1.82	19.8	0.91
Día 21	3.35	1.91	19.2	0.95

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 9
RESULTADOS DE INDICADORES DEL AGUA SIMULADA CON ACIDO
SULFURICO DILUIDO A UN pH 3.5 EN CONTACTO CON EL
MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) MEDIDOS EN 21 DÍAS

pH = 3.5				
Días	pH	Conductividad mS(cm)	Temperatura (°C)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	3.52	0.94	21.7	0.47
Día 2	3.64	0.92	20.8	0.46
Día 5	3.74	0.92	20.5	0.46
Día 6	3.79	1.21	20.4	0.61
Día 7	3.83	1.22	20.5	0.61
Día 8	3.86	1.37	20.4	0.69
Día 9	3.89	1.38	20.3	0.69
Día 12	3.90	1.40	20.1	0.70
Día 13	3.89	1.42	20.1	0.70
Día 14	3.87	1.43	21.5	0.71
Día 15	3.88	1.44	19.8	0.72
Día 16	3.86	1.45	19.9	0.73
Día 21	3.82	1.53	19.3	0.77

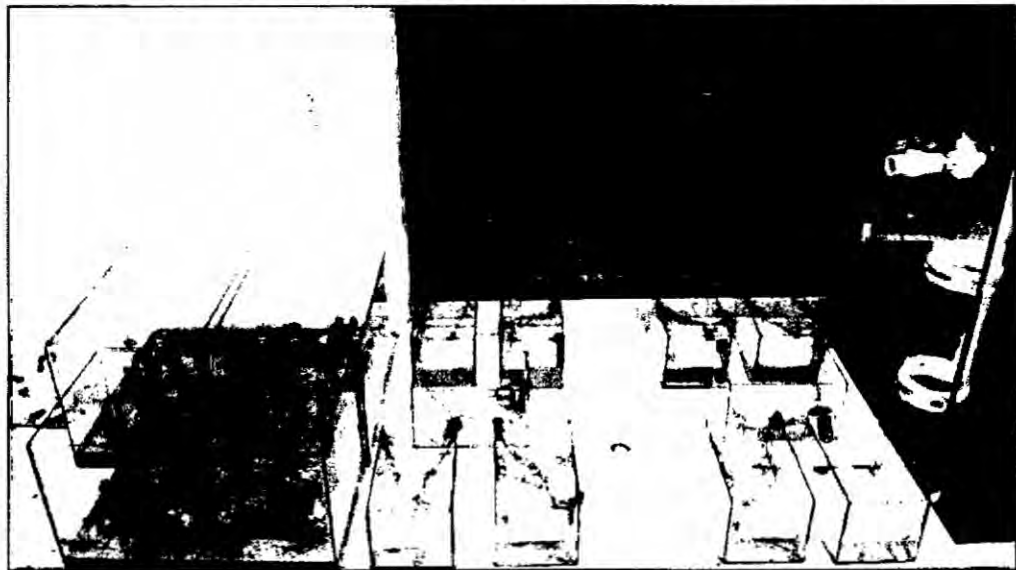
Fuente: Elaboración propia

5.2. **Objetivo 2: Determinar la adaptabilidad y tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a diferentes concentraciones de metales (Fe y Zn)**

5.2.1. **Experiencia 2: Resultados de la adaptabilidad y tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) a distintas concentraciones de Sulfato de Zinc y Sulfato de Hierro**

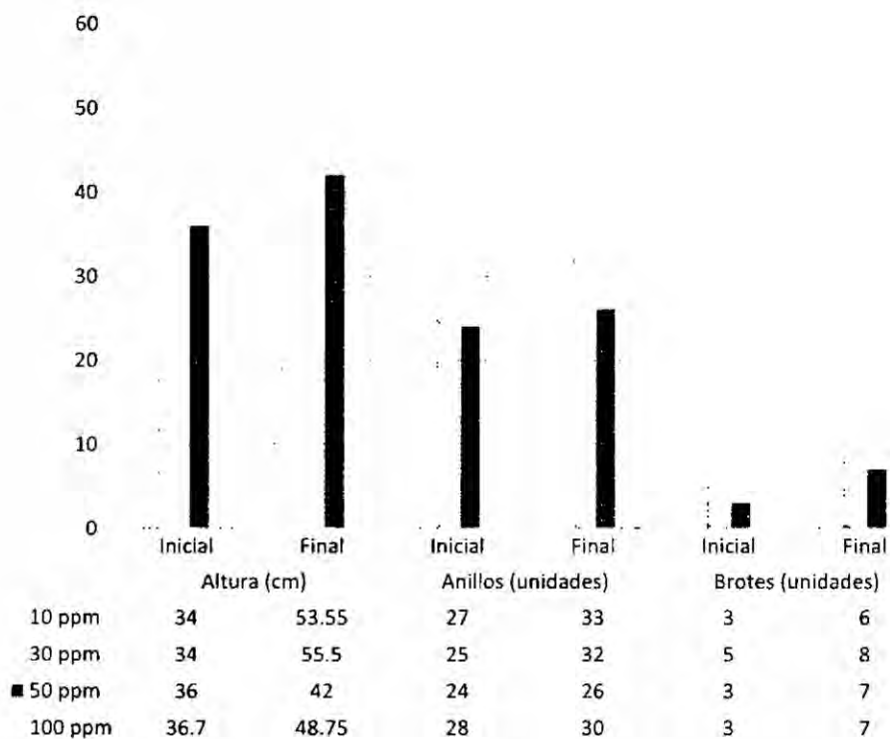
A. **Adaptabilidad del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) en el agua simulada de Sulfato de Zinc**

**FIGURA N° 5. 4
ACONDICIONAMIENTO DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) A
DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO ZINC**



Fuente: Elaboración propia

GRÁFICO N° 5. 2
RESULTADOS ADAPTABILIDAD DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM*
(VELL.) EXPUESTO A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE
SULFATO DE ZINC



Fuente: Elaboración propia

B. Tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) en el agua simulada de Sulfato de Zinc

**TABLA N° 5. 10
RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO CON 10 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE ZINC**

Días	pH	Conductividad (mS/cm)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	6.53	0.23	5.76	0.11
Día 2	6.23	0.23	5.16	0.12
Día 5	5.83	0.23	5.18	0.12
Día 6	4.98	0.48	6.12	0.25
Día 7	4.94	0.18	5.28	0.24
Día 8	5.26	0.51	5.15	0.25
Día 9	4.19	0.70	4.61	0.35
Día 12	3.80	0.74	4.99	0.37
Día 13	3.79	0.74	4.9	0.37
Día 14	2.74	0.86	4.65	0.43
Día 15	2.87	0.88	4.89	0.44
Día 16	2.86	1.10	4.54	0.55
Día 18	2.73	1.21	4.12	0.60
Día 21	2.72	1.28	4.65	0.63

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 11
RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA
DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO
CON 30 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE ZINC

Días	pH	Conductividad (mS/cm)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	6.46	0.24	5.76	0.12
Día 2	6.28	0.25	5.39	0.12
Día 5	6.10	0.25	5.44	0.13
Día 6	4.98	0.48	6.12	0.25
Día 7	5.30	0.50	5.81	0.25
Día 8	5.44	0.50	5.63	0.25
Día 9	4.41	0.73	4.73	0.37
Día 12	4.19	0.73	5.23	0.37
Día 13	4.02	1.22	4.55	0.58
Día 14	2.96	1.27	4.98	0.64
Día 15	3.11	1.28	5.07	0.64
Día 16	3.08	1.51	5.03	0.76
Día 18	2.96	1.58	4.56	0.79
Día 21	2.96	1.62	4.72	0.81

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 12
RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA
DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO
CON 50 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE ZINC

Días	pH	Conductividad (mS/cm)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	6.39	0.26	5.61	0.13
Día 2	6.28	0.25	5.39	0.12
Día 5	6.19	0.27	5.29	0.14
Día 6	5.64	0.51	5.12	0.26
Día 7	5.65	0.52	5.36	0.26
Día 8	5.62	0.54	5.29	0.27
Día 9	5.14	0.76	4.33	0.38
Día 12	4.80	0.74	4.88	0.37
Día 13	4.87	0.99	4.87	0.49
Día 14	3.41	1.11	5.37	0.55
Día 15	3.52	1.13	4.98	0.57
Día 16	3.48	1.35	4.55	0.68
Día 18	3.27	1.43	5.04	0.72
Día 21	3.26	1.50	4.91	0.75

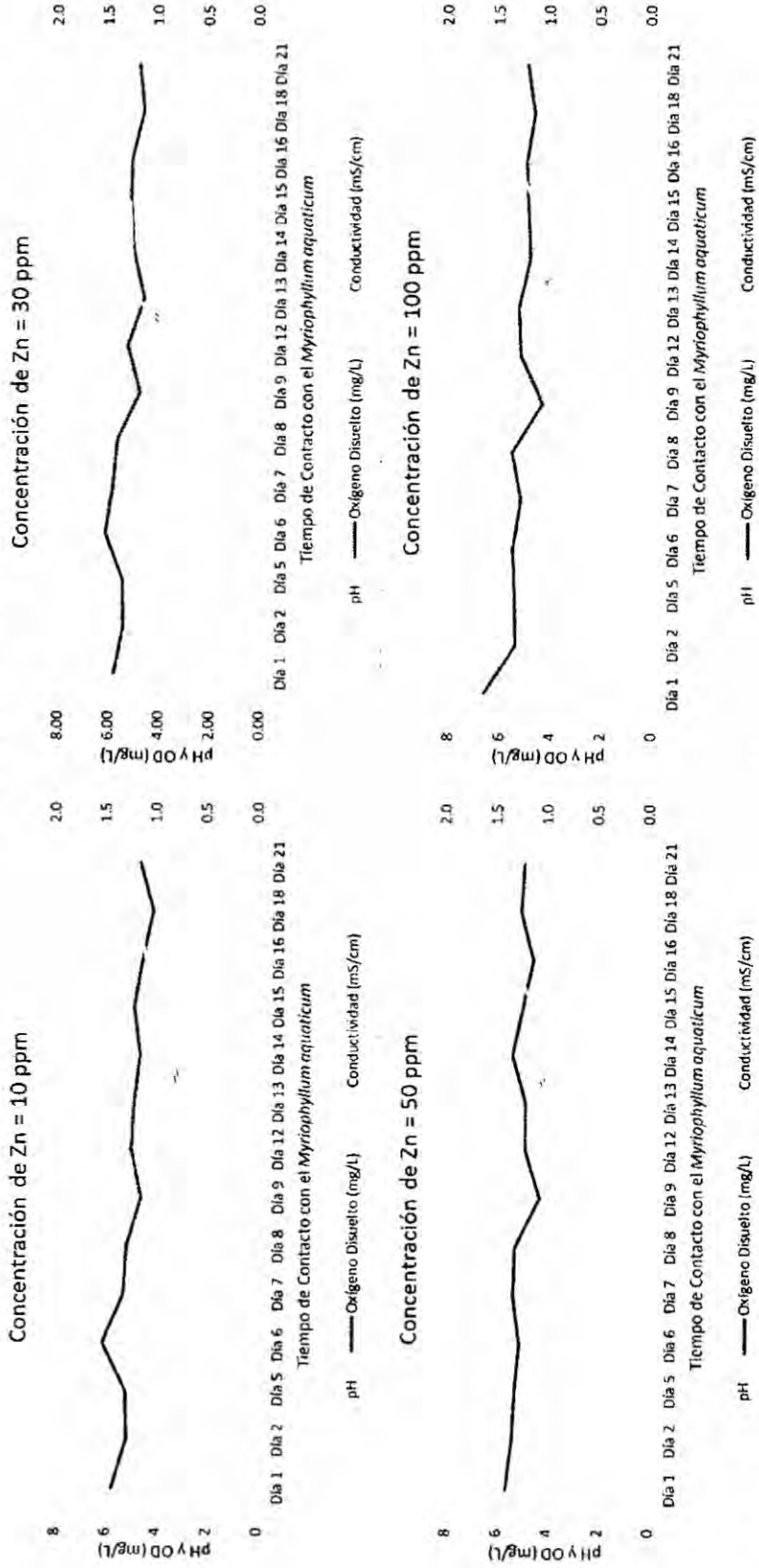
Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 13
RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA
DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO
CON 100 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE ZINC

Días	pH	Conductividad (mS/cm)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	6.34	0.30	6.60	0.15
Día 2	6.29	0.31	5.34	0.16
Día 5	6.14	0.31	5.38	0.16
Día 6	5.64	0.53	5.44	0.27
Día 7	5.61	0.52	5.13	0.26
Día 8	5.77	0.55	5.47	0.27
Día 9	5.33	0.75	4.28	0.38
Día 12	4.89	0.79	5.14	0.40
Día 13	4.85	0.93	5.21	0.47
Día 14	3.43	1.08	4.76	0.54
Día 15	3.57	1.11	4.82	0.56
Día 16	3.49	1.34	4.89	0.67
Día 18	3.29	1.39	4.58	0.69
Día 21	3.36	1.45	4.86	0.72

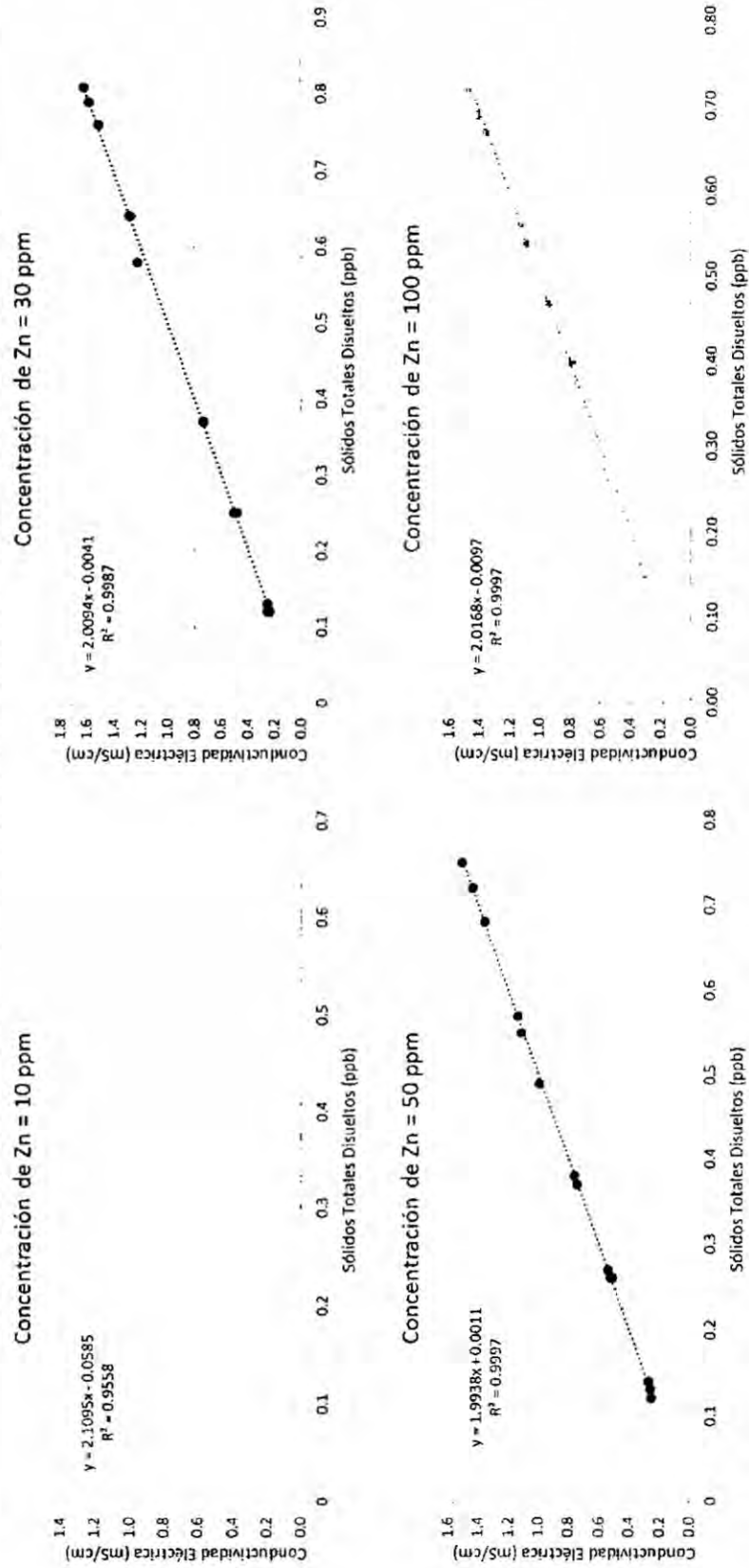
Fuente: Elaboración propia

GRÁFICO N° 5.3
COMPARACIÓN ENTRE LOS INDICADORES DE CONDUCTIVIDAD, pH Y OXÍGENO DISUELTO QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO DE ZINC



Fuente: Elaboración propia

GRÁFICO N° 5.4
RESULTADOS DE CORRELACIÓN ENTRE LOS SÓLIDOS TOTALES DISUELTOS Y LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN LAS DIFERENTES CONCENTRACIONES DEL SULFATO DE ZINC



Fuente: Elaboración propia

➤ Análisis de la Normalidad (Shapiro-Willk)

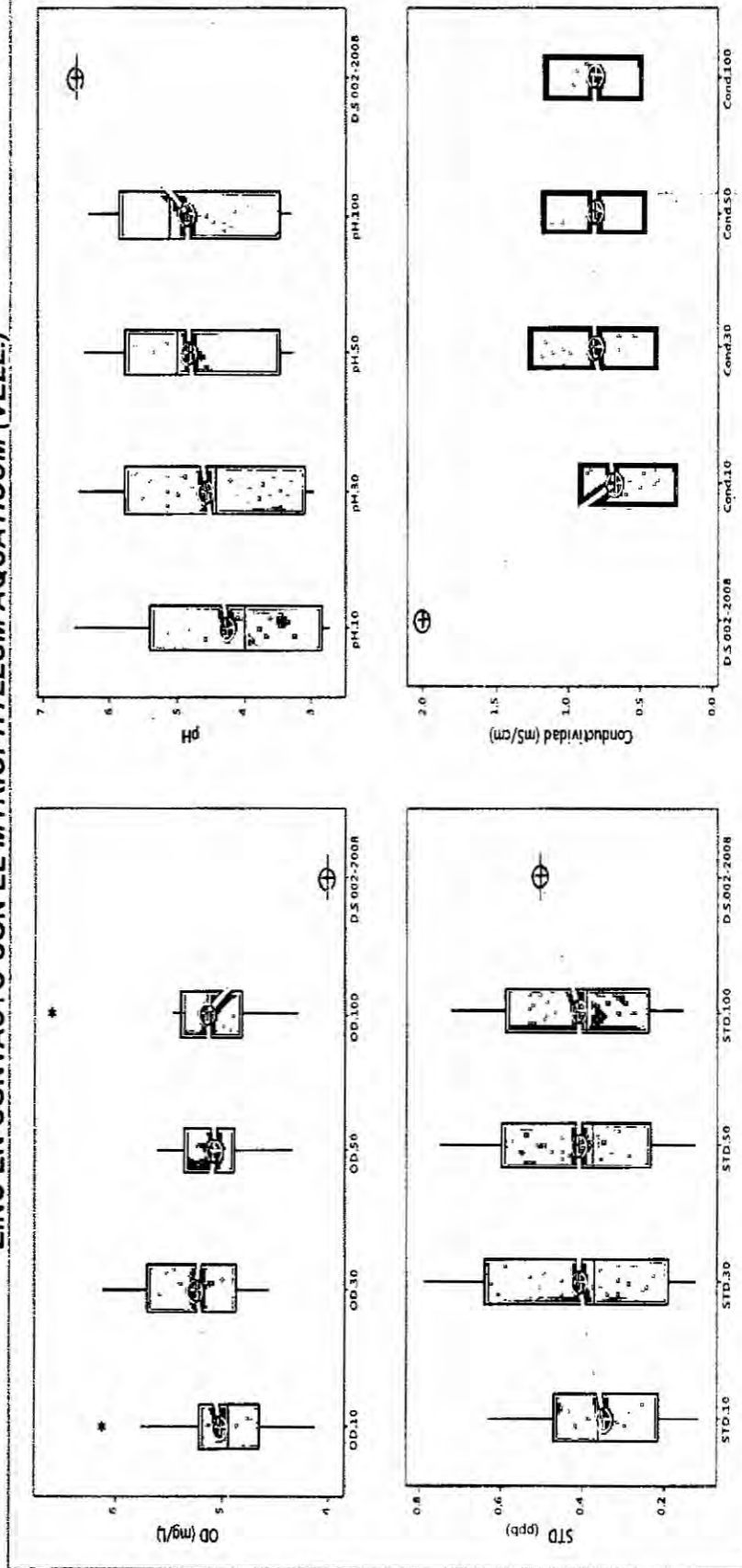
TABLA N° 5. 14
RESULTADOS DE P-VALUE DE LOS INDICADORES EN LAS
DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO DE ZINC

Concentración		pH	CE	OD	STD	Temp.
10ppm	p-value	0.08963	0.2642	0.6182	0.3831	0.09281
30ppm	p-value	0.1618	0.07337	0.8229	0.09289	0.007617
50ppm	p-value	0.03769	0.2191	0.5747	0.2378	0.1448
100ppm	p-value	0.02893	0.1889	0.1040	0.1867	0.05625

Fuente: Elaboración Propia

La TABLA N° 5.14 muestra las representaciones de los p-value puntuales que presentan normalidad (celdas de color verde) y otro grupo que no lo presenta (celdas de color naranja).

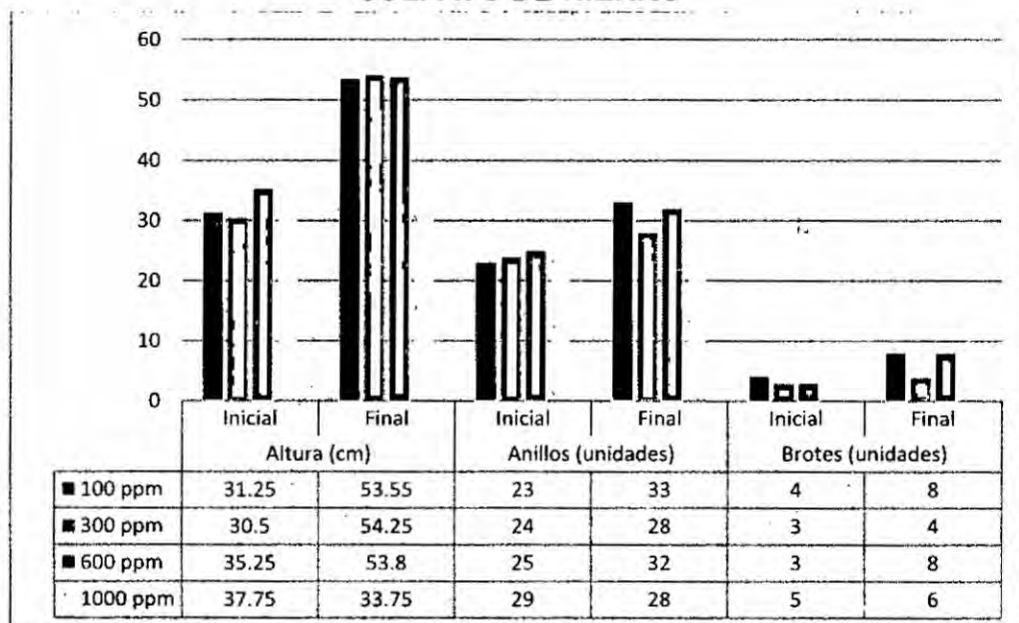
GRÁFICO N° 5.5
DIAGRAMA DE CAJAS DE LOS INDICADORES EN LAS DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO DE
ZINC EN CONTACTO CON EL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.)



Fuente: Elaboración propia

A. Adaptabilidad del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) en el agua simulada de Sulfato de Hierro

**GRÁFICO N° 5. 6
RESULTADOS ADAPTABILIDAD DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM*
(VELL.) EXPUESTO A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE
SULFATO DE HIERRO**



Fuente: Elaboración propia

B. Tolerancia del *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) en el agua simulada de Sulfato de Hierro

**TABLA N° 5. 15
RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO CON 100 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE HIERRO**

Días	pH	Conductividad (mS/cm)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	5.85	0.25	5.36	0.12
Día 2	4.38	0.26	5.03	0.13
Día 5	4.17	0.26	5.08	0.13
Día 6	3.60	0.61	4.98	0.31
Día 7	3.52	0.63	5.58	0.31
Día 8	3.83	0.62	5.00	0.31
Día 9	3.37	0.79	4.54	0.40
Día 12	3.28	0.96	4.89	0.43
Día 13	3.26	1.07	4.11	0.51
Día 14	2.92	1.16	5.24	0.58
Día 15	2.74	1.19	4.76	0.59
Día 16	2.60	1.39	4.32	0.70
Día 18	2.58	1.43	4.21	0.72
Día 21	2.71	1.47	4.62	0.74

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 16
RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA
DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO
CON 300 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE HIERRO

Días	pH	Conductividad (mS/cm)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	5.24	0.40	5.54	0.20
Día 2	4.19	0.41	5.11	0.21
Día 5	4.04	0.43	5.75	0.21
Día 6	3.52	0.63	5.05	0.31
Día 7	3.36	0.63	5.34	0.32
Día 8	3.47	0.63	5.34	0.32
Día 9	3.20	0.81	4.55	0.41
Día 12	3.17	0.85	4.99	0.43
Día 13	3.17	1.03	4.60	0.52
Día 14	2.54	1.15	4.22	0.58
Día 15	2.70	1.16	4.33	0.53
Día 16	2.63	1.34	4.26	0.68
Día 18	2.61	1.41	4.81	0.71
Día 21	2.74	1.44	4.45	0.64

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 17
RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA
DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO
CON 500 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE HIERRO

Días	pH	Conductividad (mS/cm)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	4.89	0.60	5.62	0.30
Día 2	4.05	0.63	5.73	0.31
Día 5	3.94	0.63	5.25	0.32
Día 6	3.34	0.83	5.76	0.41
Día 7	3.34	0.84	5.49	0.42
Día 8	3.21	0.84	5.50	0.42
Día 9	2.99	1.12	4.46	0.56
Día 12	2.97	1.14	4.97	0.57
Día 13	2.96	1.32	4.99	0.66
Día 14	2.64	1.48	4.84	0.74
Día 15	2.46	1.51	4.78	0.75
Día 16	2.44	1.72	4.37	0.85
Día 18	2.38	1.79	4.84	0.90
Día 21	2.46	1.88	4.38	0.94

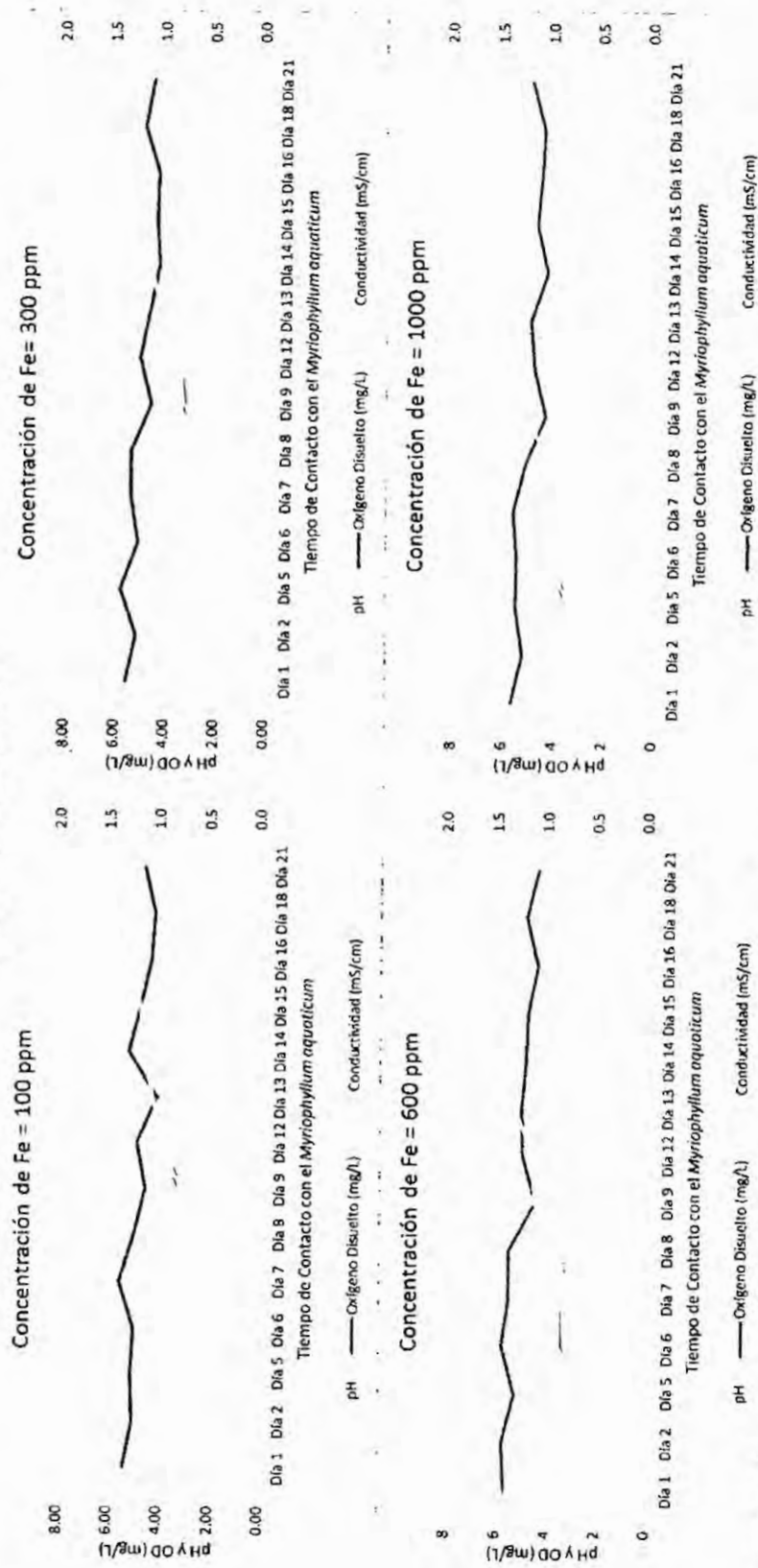
Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 18
RESULTADOS DE INDICADORES QUE MUESTRAN LA TOLERANCIA
DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.) A UN MEDIO SIMULADO
CON 1000 PPM DE CONCENTRACIÓN DE SULFATO DE HIERRO

Días	pH	Conductividad (mS/cm)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)
Día 1	4.70	0.79	5.61	0.40
Día 2	3.99	0.82	5.19	0.41
Día 5	3.85	0.84	5.46	0.42
Día 6	3.25	1.00	5.43	0.50
Día 7	3.25	1.02	5.54	0.51
Día 8	3.20	1.02	5.09	0.51
Día 9	3.08	1.26	4.28	0.68
Día 12	3.14	1.25	4.74	0.62
Día 13	3.13	1.38	4.87	0.69
Día 14	2.47	1.58	4.23	0.79
Día 15	2.63	1.60	4.64	0.80
Día 16	2.62	1.82	4.46	0.91
Día 18	2.58	1.87	4.36	0.94
Día 21	2.66	1.94	4.82	0.97

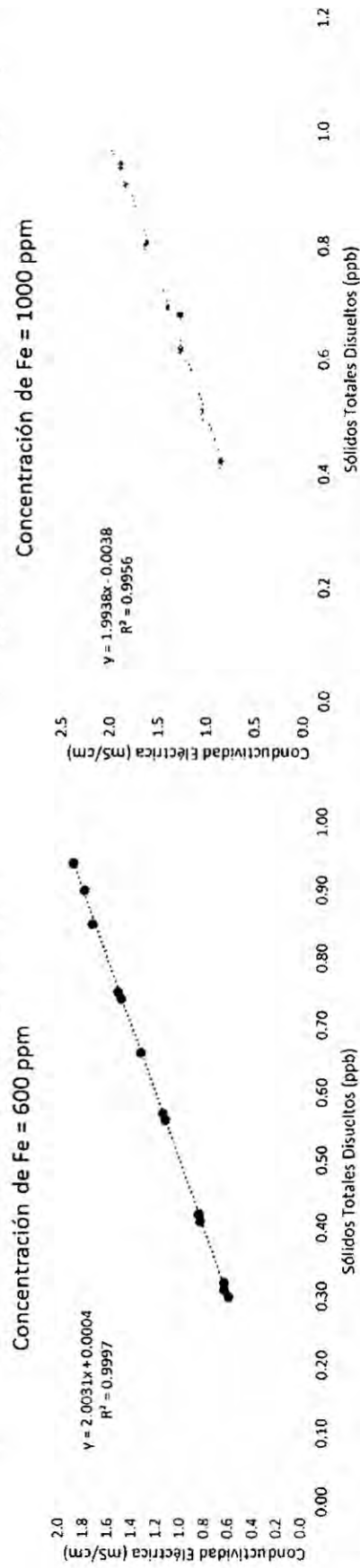
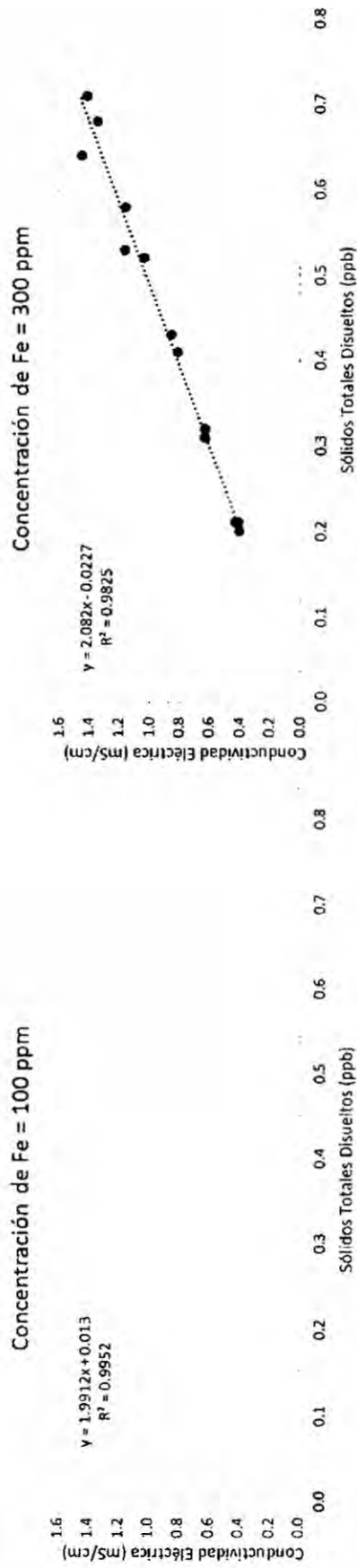
Fuente: Elaboración propia

GRÁFICO N° 5.7
COMPARACIÓN ENTRE LOS INDICADORES DE CONDUCTIVIDAD, pH Y OXÍGENO DISUELTO QUE MUESTRAN
LA TOLERANCIA DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE
SULFATO DE HIERRO



Fuente: Elaboración propia

GRÁFICO N° 5.8
RESULTADOS DE CORRELACIÓN ENTRE LOS SÓLIDOS TOTALES DISUELTOS Y LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN LAS DIFERENTES CONCENTRACIONES DEL SULFATO DE HIERRO



Fuente: Elaboración propia

➤ Análisis de la Normalidad (Shapiro-Willk)

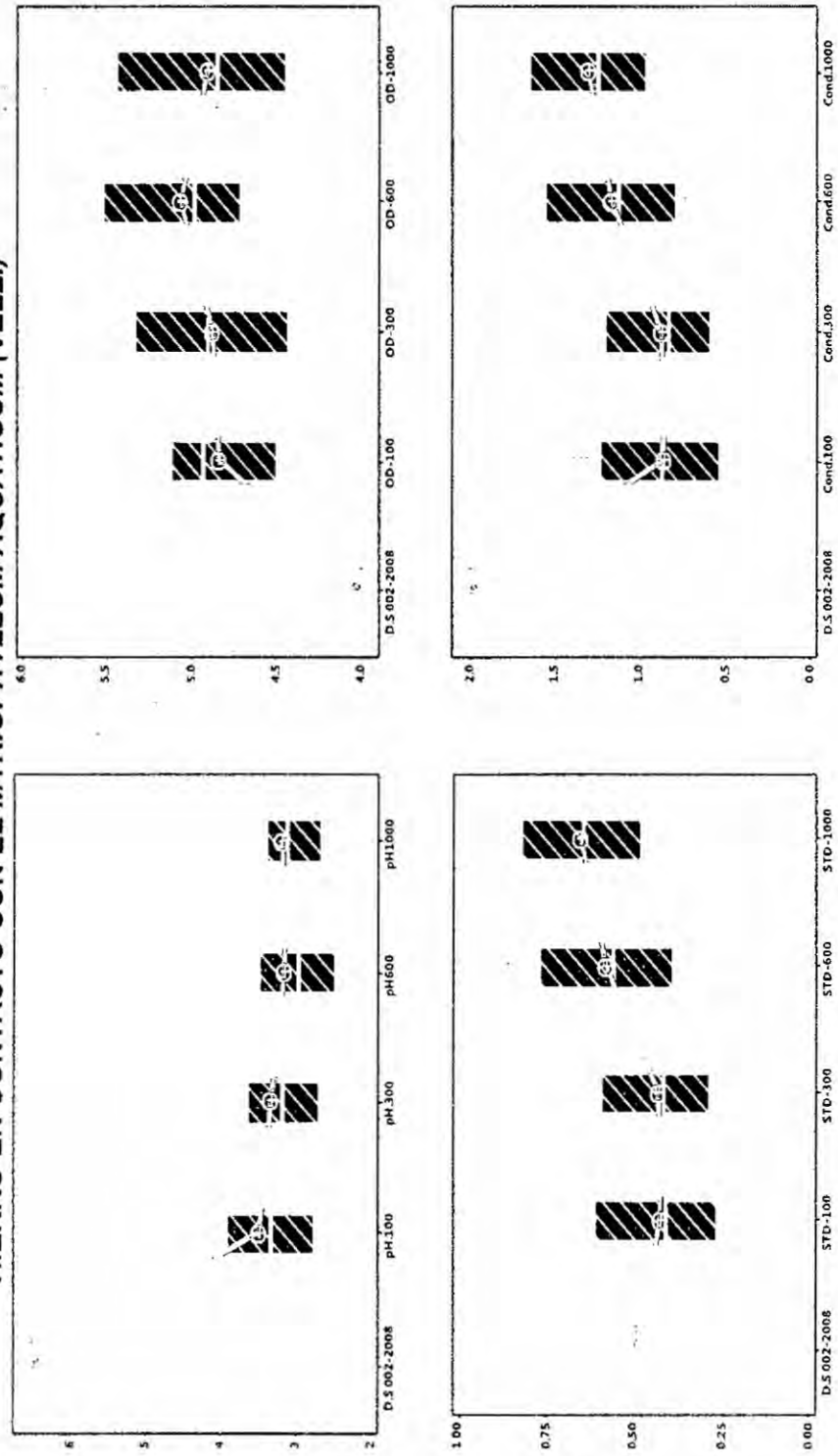
TABLA N° 5. 19
RESULTADOS DE P-VALUE DE INDICADORES EN LAS DIFERENTES
CONCENTRACIONES DE SULFATO DE HIERRO

Concentración		pH	CE	OD	STD	Temp.
100ppm	p-value	0.03638	0.1984	0.8987	0.2337	0.02991
300ppm	p-value	0.04707	0.1759	0.5172	0.2669	0.01449
600ppm	p-value	0.07118	0.1816	0.2258	0.1957	0.04991
1000ppm	p-value	0.05484	0.1887	0.3020	0.1844	0.10460

Fuente: Elaboración propia

La TABLA N° 5.19 muestra las representaciones de los p-value puntuales que presentan normalidad (celdas de color verde) y otro grupo que no lo presenta (celdas de color naranja).

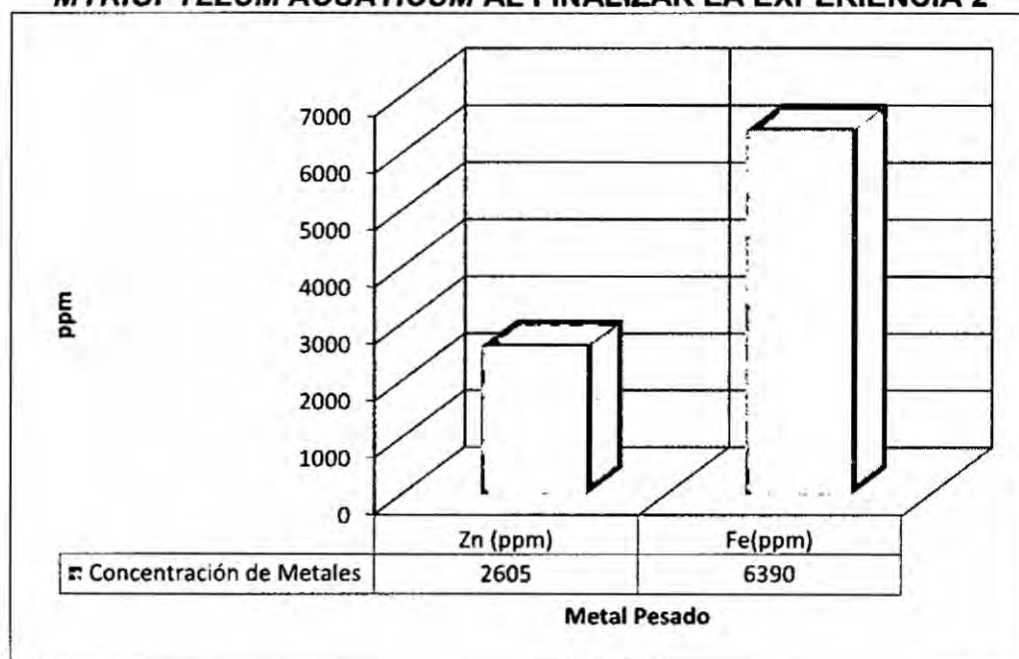
GRÁFICO N° 5.9
DIAGRAMA DE CAJAS DE LOS INDICADORES EN LAS DIFERENTES CONCENTRACIONES DE SULFATO DE
HIERRO EN CONTACTO CON EL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.)



Fuente: Elaboración propia

C. Bioabsorción de Zinc y Hierro por el *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)

GRÁFICO N° 5. 10
CONCENTRACIÓN DE Zn y Fe BIOACUMULADOS EN EL TEJIDO DEL
***MYRIOPYLLUM ACUATICUM* AL FINALIZAR LA EXPERIENCIA 2**



Fuente: Elaboración propia

5.3. Objetivo 3: Determinar la dosis óptima de dilución para el efluente generado por pasivos ambientales mineros con el agua residual doméstica.

5.3.1. Experiencia 3: Prueba de jarras entre agua residual urbana (ARU) y efluente generado por pasivos ambientales mineros (EGPAM)

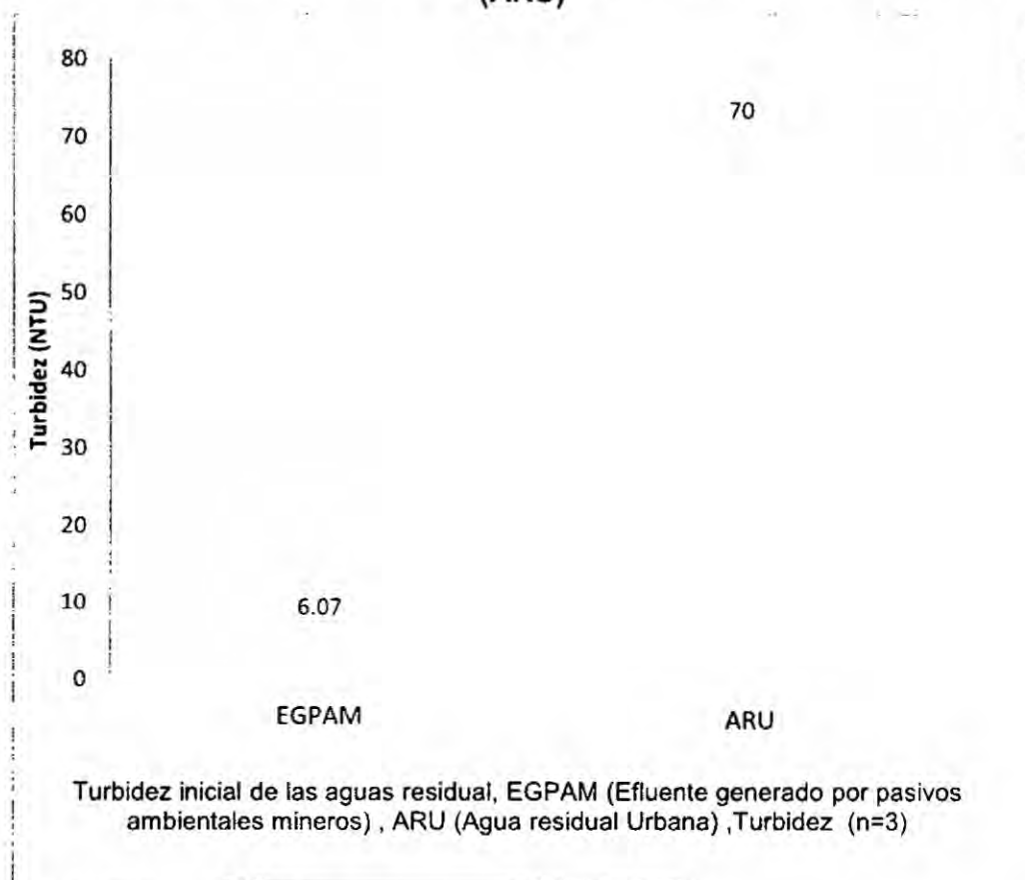
A. Características del agua residual (ARU) y efluente generado de pasivos ambientales mineros (EGPAM)

El efluente generado por pasivos ambientales mineros presenta una concentración de metales pesados (GRÁFICO N° 5.11 y N° 5.12 mostrado en Anexos), a continuación se presenta una serie de datos tomados en la Prueba de Jarras.

B. Prueba de Jarras

En la experiencia de prueba de jarras, la turbidez es el indicador adecuado para comparar a distintas velocidades, las 4 concentraciones de mezcla, la turbidez inicial de agua acida generada por pasivo ambiental mineros (EGPAM), y el agua residual urbana (ARU) se muestra en el GRÁFICO N° 5.13.

GRÁFICO N° 5. 13
TURBIDEZ INICIAL DEL EFLUENTE GENERADO POR PASIVOS
AMBIENTALES MINEROS (EGPAM) Y AGUA RESIDUAL URBANA
(ARU)



Fuente: Elaboración propia

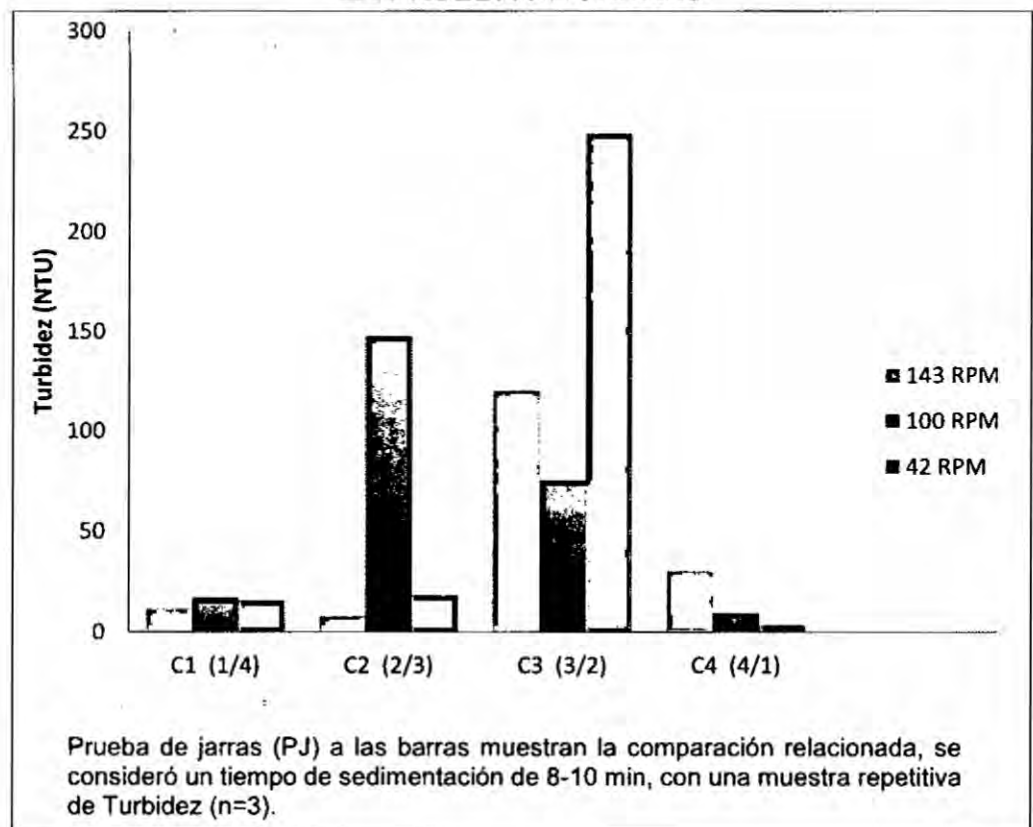
Realizadas las pruebas de jarra a distintas velocidades (42, 100, 143 RPM), las concentraciones de mezcla variaron de la siguiente manera:

- C₁ (1v de ARU / 4v de EGPAM)
- C₂ (2v de ARU / 3v de EGPAM)
- C₃ (3v de ARU / 2v de EGPAM)
- C₄ (4v de ARU / 1v de EGPAM)

El (GRÁFICO N° 5.14) muestra el comportamiento del agua mezclada, con 10 minutos de reposo, la turbidez de las concentraciones C₁ y C₄ en las 3 velocidades es significativamente menor viéndose una precipitación instantánea de la mezcla, todo el material particulado sedimenta de un color amarillo-naranja, por el contrario la turbidez de C₂ y C₃ es alta y presenta material en suspensión.

Entre las concentraciones C₁ Y C₄ la concentración C₁ a 42 rpm de velocidad presenta la menor turbidez.

GRÁFICO N° 5. 14
COMPARACIÓN DE LA TURBIDEZ (NTU) DE LOS RESULTADOS DE LA PRUEBA DE JARRAS



Fuente: Elaboración propia

La experiencia de la prueba de jarra no fue muy concluyente respecto a la sedimentación del material en suspensión y tampoco sobre otros indicadores del agua (pH, Temperatura, conductividad, etc.) (FIGURA N° 5.5).

El material de suspensión C₂, C₃ sedimentó en un 1 día, mientras que la sedimentación de C₁ se llevó a cabo solo en horas, por otro lado la sedimentación de C₄ fue en minutos, esto después de la prueba de jarras.

FIGURA N° 5. 5
PRUEBA DE JARRAS EN EL LABORATORIO



Fuente: Elaboración propia

C. Post Prueba de Jarras

Luego de realizar la prueba de jarra se realizó un seguimiento a los indicadores (pH, Conductividad, Oxígeno Disuelto, Sólidos Totales y Turbidez). Los resultados se representan con un análisis estadístico Univariado (Ver Capítulo IV-ítem 4.6, Metodología), con un periodo de muestra de 2 semanas. Los resultados invariados se presentan a continuación:

TABLA N° 5. 20
RESULTADOS DE INDICADORES DE LA PRUEBA DE JARRAS
MEDIDOS A 13 DÍAS EN LA RELACIÓN DE 1/4 (ARU/EGPAM)

Relación de Volumen de ARU / Volumen de EGPAM = 1/4					
Días	pH	Conductividad (mS/cm)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)	Turbidez (NTU)
Día 1	2.29	1.95	4.36	0.97	6.96
Día 2	2.21	1.96	4.39	0.93	2.31
Día 5	2.58	1.96	4.39	0.98	1.54
Día 6	2.22	1.97	3.49	0.98	0.87
Día 7	2.16	2.05	3.51	1.03	0.79
Día 8	2.23	2.08	3.78	1.04	0.84
Día 9	2.32	2.12	4.28	1.06	0.88
Día 12	2.28	2.14	4.45	1.07	0.52
Día 13	2.24	2.16	4.72	1.08	0.40

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 21
RESULTADOS DE INDICADORES DE LA PRUEBA DE JARRAS
MEDIDOS A 13 DÍAS EN LA RELACIÓN DE 2/3 (ARU/EGPAM)

Relación de Volumen de ARU / Volumen de EGPAM = 2/3					
Días	pH	Conductividad (mS/cm)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)	Turbidez (NTU)
Día 1	2.43	1.54	4.60	0.77	7.34
Día 2	2.35	1.69	4.60	0.84	1.77
Día 5	2.29	1.74	4.60	0.87	1.21
Día 6	2.28	1.80	3.56	0.90	1.29
Día 7	2.31	1.89	2.97	0.94	0.56
Día 8	2.33	1.94	3.05	0.96	0.69
Día 9	2.35	2.00	3.16	1.00	0.88
Día 12	2.32	2.02	3.45	1.01	0.91
Día 13	2.30	2.05	4.60	1.03	1.28

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 22
RESULTADOS DE INDICADORES DE LA PRUEBA DE JARRAS
MEDIDOS A 13 DÍAS EN LA RELACIÓN DE 3/2 (ARU/EGPAM)

Relación de Volumen de ARU / Volumen de EGPAM = 3/2					
Días	pH	Conductividad (mS/cm)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)	Turbidez (NTU)
Día 1	2.45	1.35	5.02	0.68	3.51
Día 2	2.40	1.54	3.74	0.77	1.86
Día 5	2.42	1.44	3.74	0.72	1.00
Día 6	2.49	1.49	4.69	0.75	1.75
Día 7	2.37	1.62	4.15	0.81	0.63
Día 8	2.41	1.63	4.18	0.82	1.78
Día 9	2.52	1.64	4.30	0.83	2.77
Día 12	2.51	1.69	5.11	0.84	0.47
Día 13	2.49	1.72	5.62	0.86	0.13

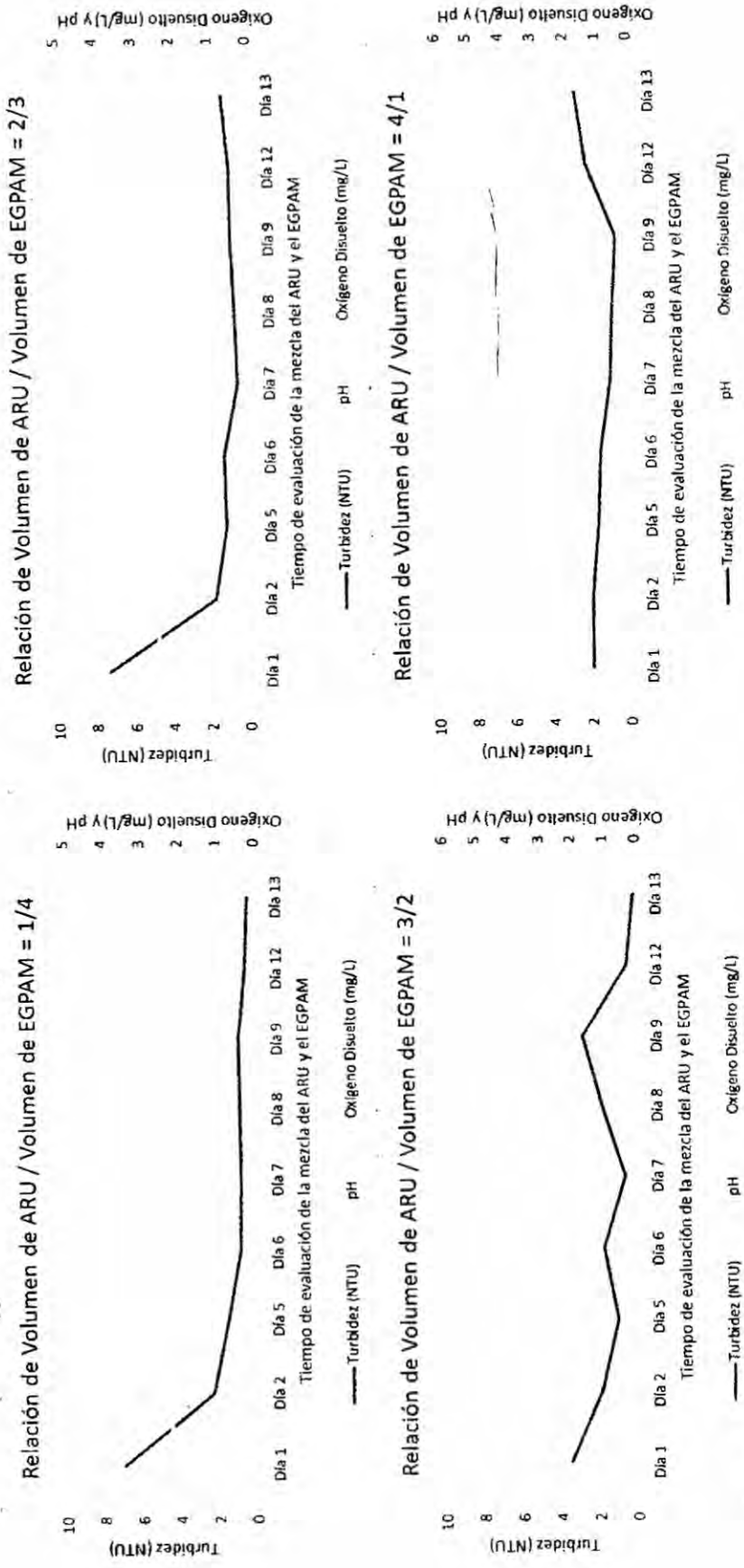
Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 23
RESULTADOS DE INDICADORES DE LA PRUEBA DE JARRAS
MEDIDOS A 13 DÍAS EN LA RELACIÓN DE 4/1 (ARU/EGPAM)

Relación de Volumen de ARU / Volumen de EGPAM = 4/1					
Días	pH	Conductividad (mS/cm)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Sólidos Totales Disueltos (ppb)	Turbidez (NTU)
Día 1	3.67	0.87	4.83	0.44	2.00
Día 2	3.89	0.87	4.01	0.44	2.00
Día 5	3.81	0.89	4.01	0.42	1.69
Día 6	3.83	0.89	4.51	0.44	1.53
Día 7	4.06	0.93	4.18	0.46	0.99
Día 8	4.07	0.94	4.09	0.47	0.87
Día 9	4.18	0.97	4.01	0.49	0.67
Día 12	4.24	0.99	4.51	0.49	2.15
Día 13	4.31	1.01	5.13	0.50	2.72

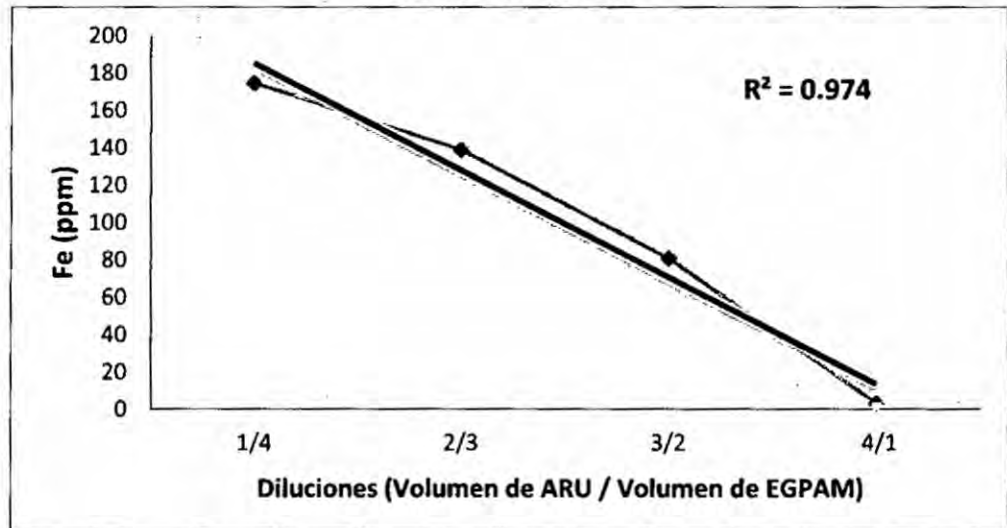
Fuente: Elaboración propia

GRÁFICO N° 5. 14
COMPARACIÓN ENTRE LOS INDICADORES DE TURBIDEZ, OXÍGENO DISUELTTO Y pH DE LAS MEZCLAS A UNA VELOCIDAD DE AGITACIÓN DE 42 RPM



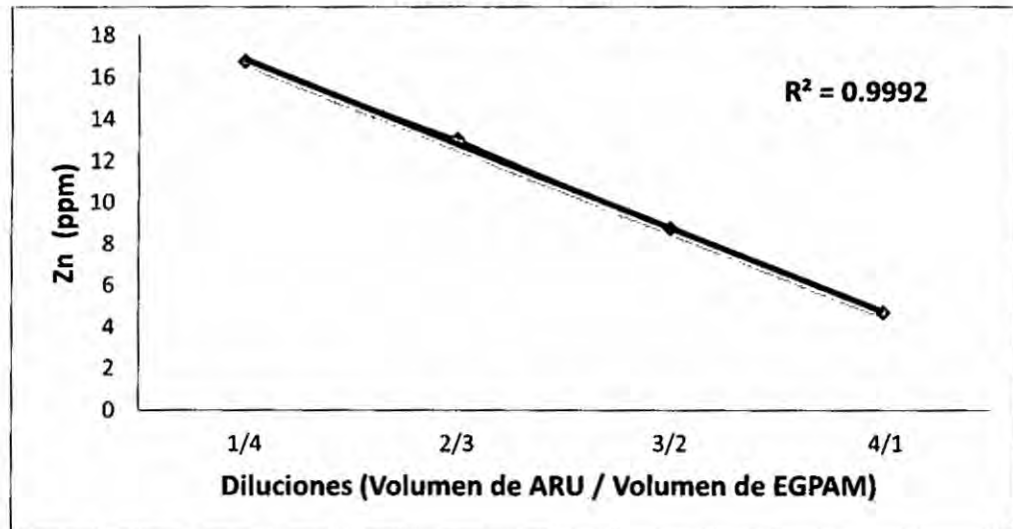
Fuente: Elaboración propia

GRÁFICO N° 5. 15
CARACTERIZACIÓN DE Fe (ppm) EN LAS DIFERENTES MEZCLAS
DE ARU/EGPAM



Fuente: Elaboración propia

GRÁFICO N° 5. 16
CARACTERIZACIÓN DE Zn (ppm) EN LAS DIFERENTES MEZCLAS
DE ARU/EGPAM



Fuente: Elaboración propia

5.4. Objetivo 4: Diseñar un sistema de tratamiento a flujo continuo para el efluente generado por pasivos ambientales mezclado con el agua residual doméstica a escala laboratorio.

5.4.1. Experiencia 4: Celdas de contacto y flujo continuo: Sistema de tratamiento continuo sedimentador dinámico y biofloculador de contacto de laboratorio

A. Prueba hidráulica del Sistema de tratamiento continuo

Luego de instalado el sistema (ver Capítulo IV, Metodología, Diseño del sistema de tratamiento), se requirió hacer una prueba hidráulica para que en el funcionamiento no presente algún inconveniente o fuga. Esta prueba tomó en cuenta varios ajustes técnicos para el biofloculador de contacto y del sedimentador dinámico. (DIAGRAMA N° 4.1) Ver Apéndice.

B. Caracterización del efluente generado por pasivo ambiental y el agua residual urbana

Antes de comenzar el arranque del sistema se caracterizó el efluente generado por pasivo ambiental, y también se caracterizó el agua residual doméstica, ambas caracterizaciones se presentan en las siguientes tablas:

**TABLA N° 5. 24
CARACTERIZACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS
PRESENTES EN EL EGPAM**

Parámetro	Unidad	Valor
pH	Unid. de pH	3.1
Temperatura	°C	11.6
Conductividad	uS/cm	1.5
OD	(mg/l)	1.6

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 25
CARACTERIZACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES
PESADOS PRESENTES EN EL EGPAM

Metal	Valor(mg/L)	Metal	Valor(mg/L)
Li (Tot)	0.018	Cd (Tot)	0.1475
B (Tot)	0.0098	Sn (Tot)	0.0004
Be (Tot)	0.0039	Sb (Tot)	0.0073
Al (Tot)	9.9923	Ba (Tot)	0.004
P (Tot)	0.7623	Ce (Tot)	0.0156
Ti (Tot)	0.0057	Hg (Tot)	0.0001
V (Tot)	0.0255	Ti (Tot)	0.0012
Cr (Tot)	0.0104	Pb (Tot)	0.1148
Mn (Tot)	36.6646	Bi (Tot)	0.0003
Co (Tot)	0.0562	Th (Tot)	0.0034
Ni (Tot)	0.1044	U (Tot)	0.0016
Cu (Tot)	2.1355	Na (Tot)	0.243
Zn (Tot)	19.5896	Mg (Tot)	21.5436
As(Tot)	0.2657	K (Tot)	0.2986
Se (Tot)	0.0024	Ca (Tot)	31.1436
Sr (Tot)	0.0565	Fe (Tot)	219.6616
Mo (Tot)	0.0002	Si (Tot)	8.0303
Ag (Tot)	0.0009		

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 5. 26
CARACTERIZACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS
PRESENTES EN EL ARU

Parámetro	Unidad	Valor
N-NO ₃	(mg/l)	0.06
PO ₃ ⁴	(mg/l)	10.057
DBO ₅	(mg/l)	191.7
DQO _T	(mg/l)	314
pH	Unid. de pH	7.2

Fuente: Elaboración propia

C. Puesta en marcha del Sistema de Tratamiento Continuo

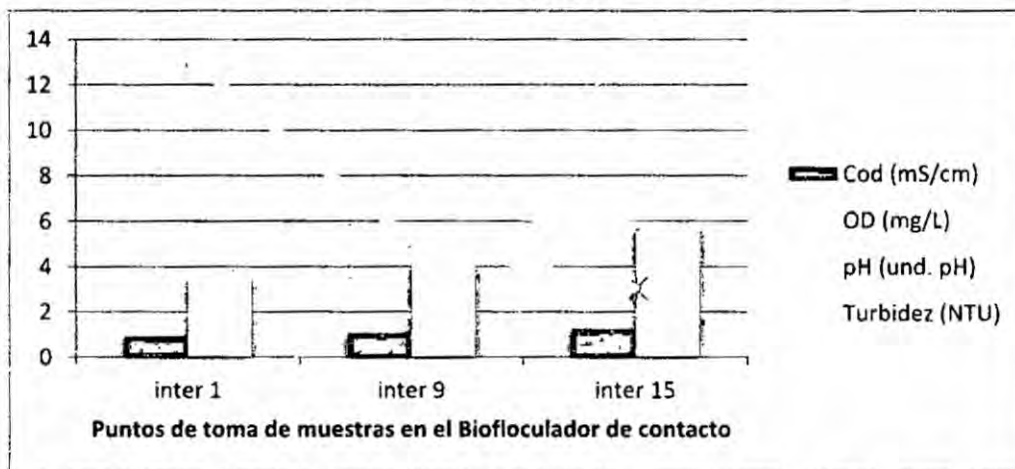
La puesta en marcha del sistema comenzó desde la apertura de las válvulas de los recipientes que contienen el ARU y el EGPAM. Se aforaron ambos caudales de acuerdo a la relación más eficiente determinada en la experiencia 3. La relación de Caudales para esta experiencia fue de 4/1

volumen de ARU sobre volumen de EGPAM, por lo que los caudales establecidos fueron:

- Caudal de Agua residual urbana: 0.6 ml/s
- Caudal del Efluente generado por pasivo ambiental: 1.5 ml/s

La puesta en marcha del sistema se realizó el 17 de setiembre, durante los primeros días de evaluación del sistema, se realizó un seguimiento al biofloculador de contacto, resultando lo siguiente:

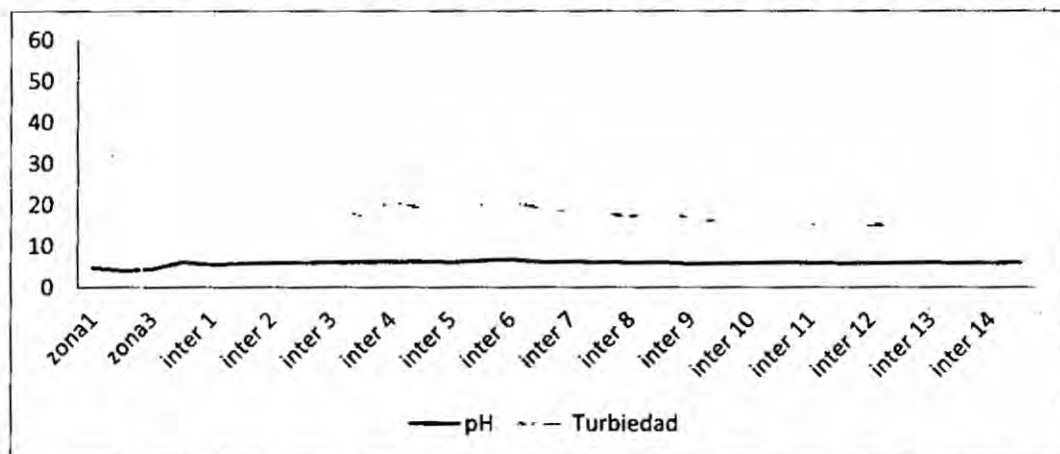
GRÁFICO N° 5. 17
RESULTADOS DE LA ESTABILIZACIÓN DEL BIOFLOCULADOR DE CONTACTO A LOS 5 DÍAS DE PUESTA EN MARCHA DEL SISTEMA CONTINUO



Fuente: Elaboración propia

Después se tomaron datos de los parámetros pH y turbidez de todo el sistema, desde la zona 1 hasta la 3 del sedimentador sinérgico, y todas las intersecciones presentes en el biofloculador de contacto.

GRÁFICO N° 5. 18
RESULTADOS DE LA ESTABILIZACIÓN DEL SISTEMA DE
TRATAMIENTO CONTINUO A LOS 15 DÍAS DE PUESTA EN MARCHA



Fuente: Elaboración propia

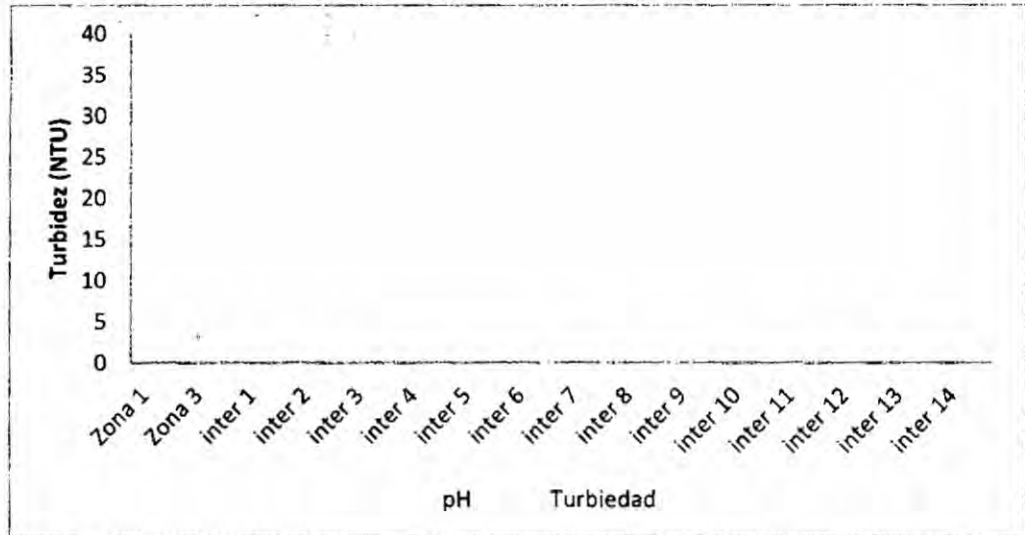
➤ Fallo del sistema

Luego de la última toma de muestra el sistema tubo un colapso, el agua residual urbana de entrada tuvo unas características negras el cual contaminó todo el sistema haciendo retomar la experiencia.

D. Comportamiento de la Turbidez, pH, Conductividad Eléctrica y STD en el Sistema de tratamiento por fitorremediación acuática

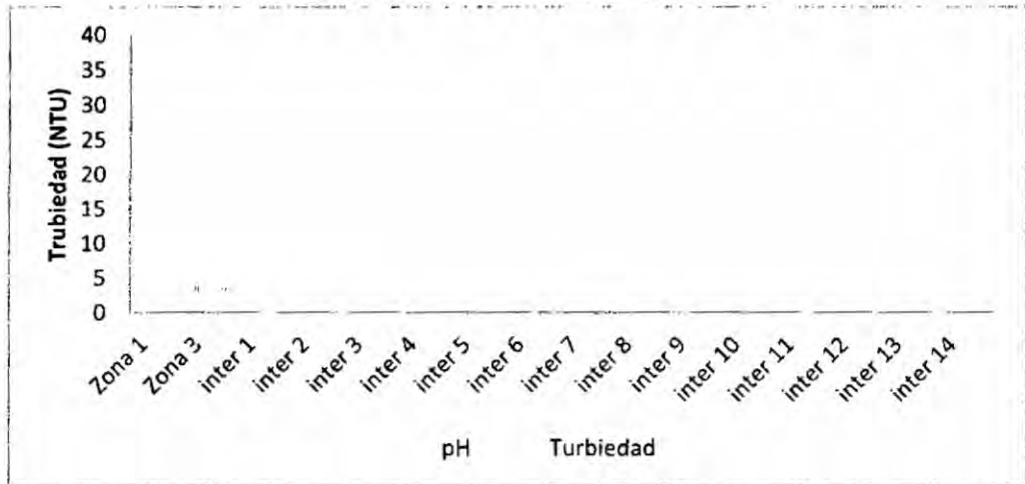
El análisis de los indicadores en el agua tratada agua se llevó a cabo en intervalos de 7 días.

GRÁFICO N° 5. 19
RESULTADOS DE LA TURBIDEZ Y DEL pH EN EL SISTEMA DE
TRATAMIENTO A LOS 10 DÍAS DE COLAPSO



Fuente: Elaboración propia

GRÁFICO N° 5. 20
RESULTADOS DE LA TURBIDEZ Y DEL pH EN EL SISTEMA DE
TRATAMIENTO A LOS 17 DÍAS DEL COLAPSO



Fuente: Elaboración propia

- 5.5. **Objetivo 5: Cuantificar el porcentaje de remoción de contaminantes de los efluentes tratados en el sistema de tratamiento a flujo continuo**

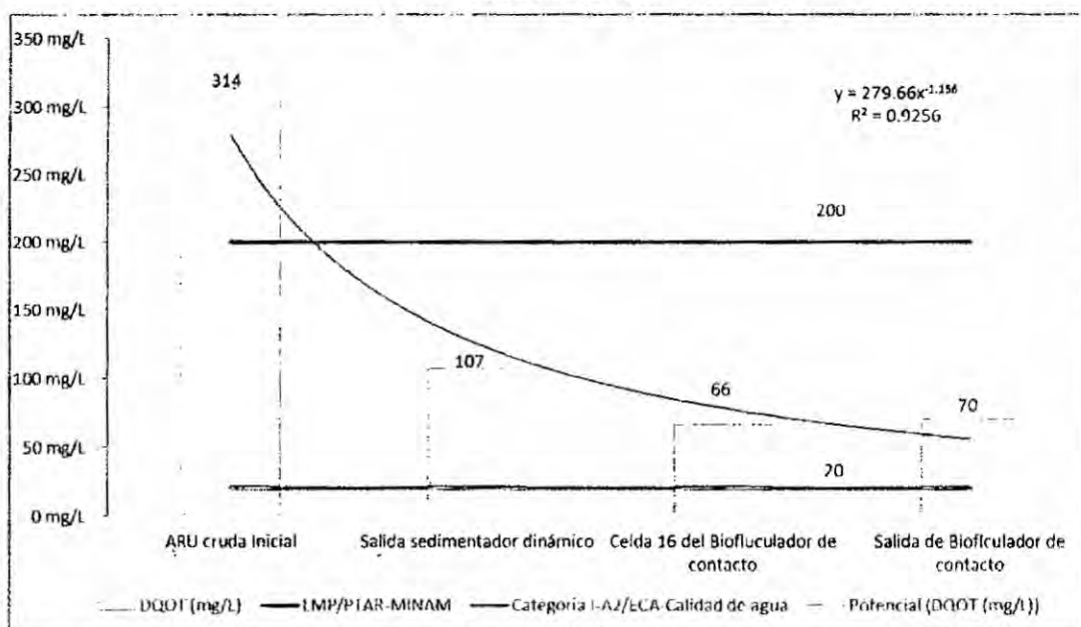
TABLA N° 5. 27
PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES PRESENTES EN
LA MEZCLA SINÉRGICA POR EL TRATAMIENTO DE
FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA

Parámetro	Entrada del sistema	Salida sedimentador dinámico	Salida del sistema	%Remoción Salida sedimentador dinámico	% Remoción Salida del Sistema
Fe	219.66 ppm	4.64 ppm	20.3 ppm	97.89%	90.76%
Zn	19.58 ppm	0.03 ppm	8.84 ppm	99.85%	54.85%
DQO _t	314 mg/L	107 ppm	70 mg/L	65.92%	77.71%
PO ₄	10.057 mg/L	-	0.261 mg/L	-	97.40%
Coliformes Totales	9200 NMP/100ml	-	1.8 NMP/100ml	-	99.98%

Fuente: Elaboración Propia

A. Remoción del DQO_T en el Sistema de Tratamiento de fitorremediación acuática

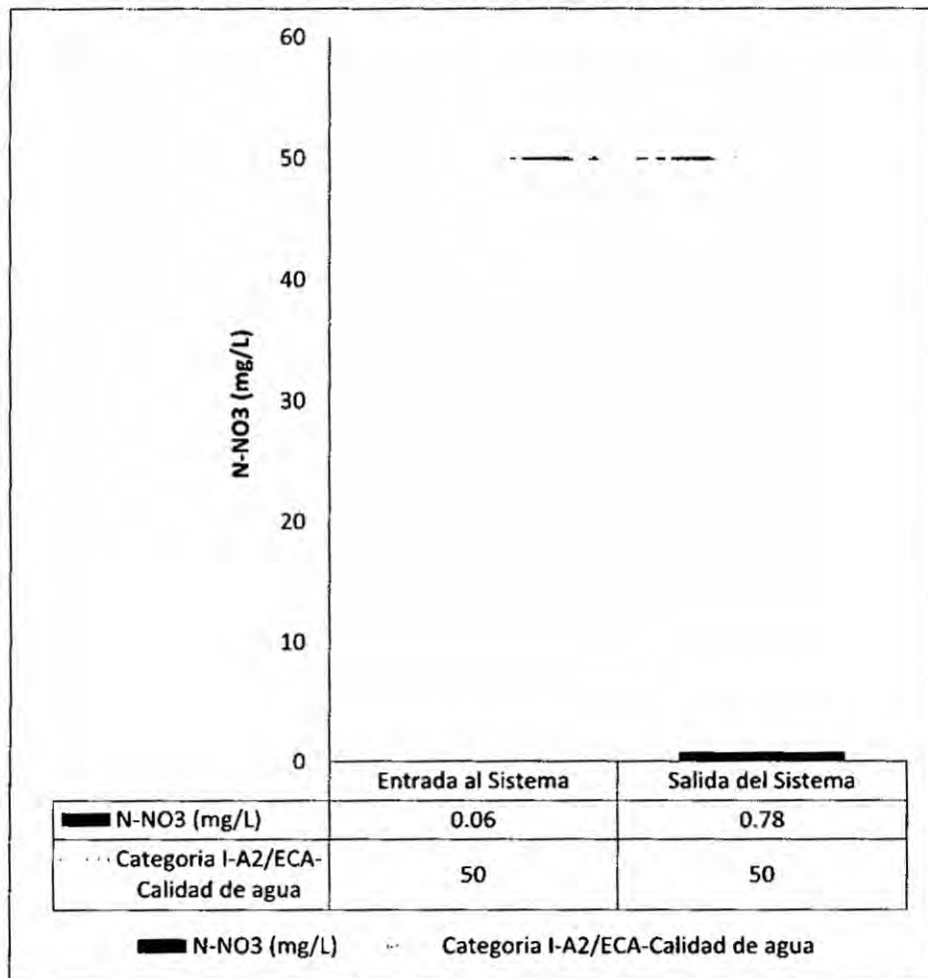
GRÁFICO N° 5. 21
COMPARACIÓN DE LA VARIACIÓN DE DQO_T (mg/L) CON EL LMP
(SECTOR VIVIENDA) Y EL ECA-CALIDAD DE AGUA EN LAS
DISTINTAS ETAPAS DE TRATAMIENTO DE FITORREMEDIACIÓN
ACUÁTICA



Fuente: Elaboración propia

B. Variación de Nitratos en el Sistema de Tratamiento por Fitorremediación acuática

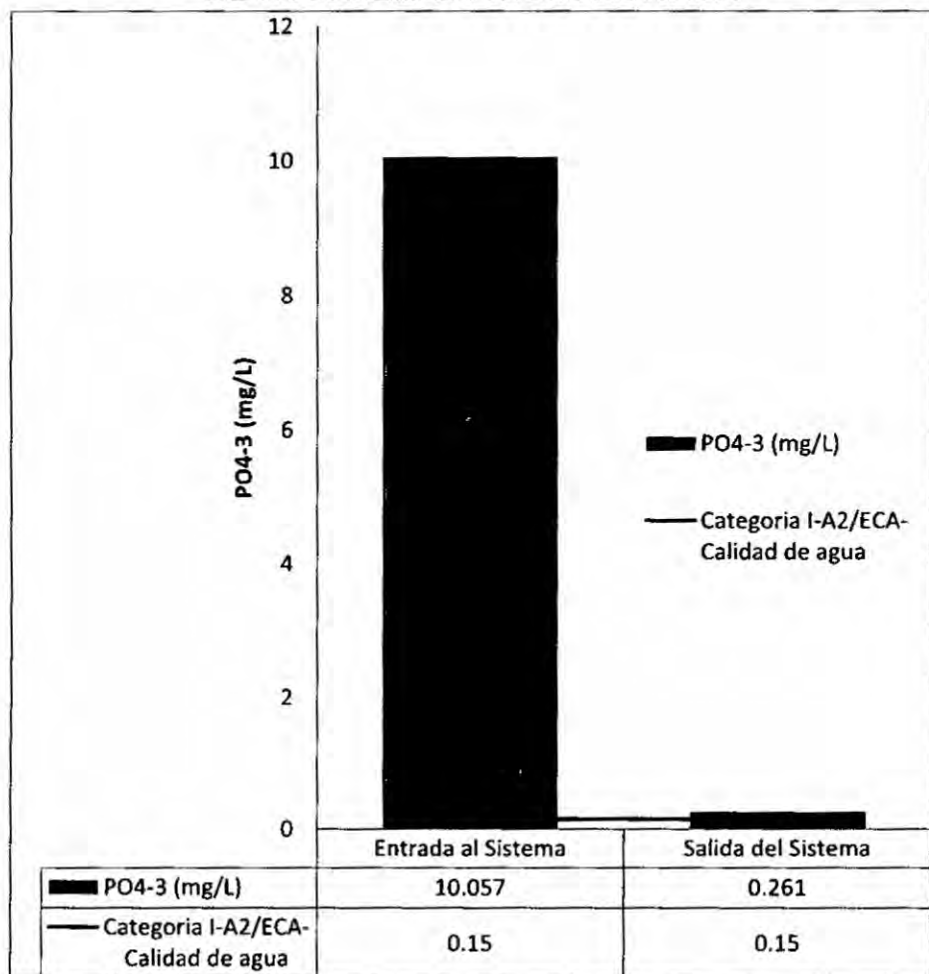
**GRÁFICO N° 5. 22
COMPARACIÓN DE LA VARIACIÓN DEL N-NO3 (mg/L) Y EL ECA-CALIDAD DE AGUA EN LAS DISTINTAS ETAPAS DE TRATAMIENTO DE FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA**



Fuente: Elaboración propia

C. Remoción de Fosfatos en el Sistema de Tratamiento por Fitorremediación acuática

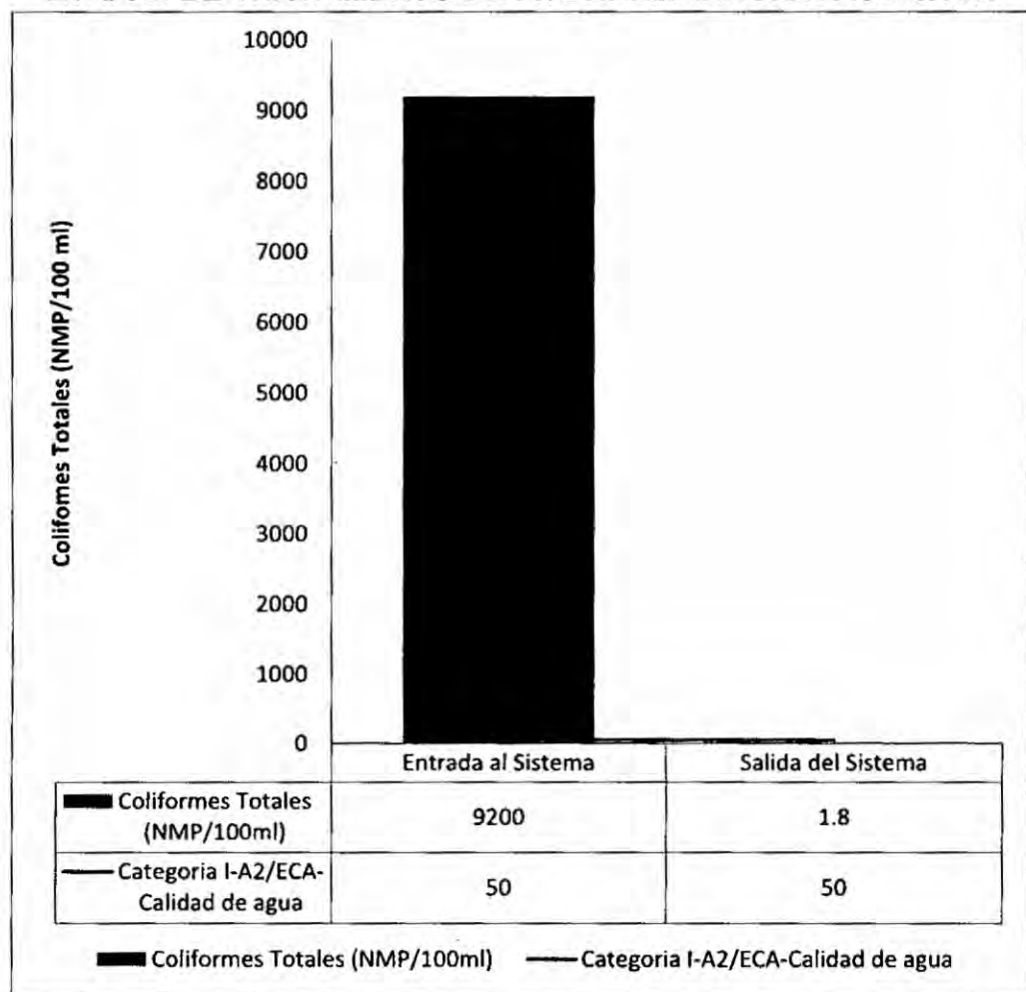
**GRÁFICO N° 5. 23
COMPARACIÓN DE LA VARIACIÓN DEL PO₄⁻³ (mg/L) Y EL ECA-
CALIDAD DE AGUA EN LAS DISTINTAS ETAPAS DE TRATAMIENTO
DE FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA**



Fuente: Elaboración propia

D. Remoción de Coliformes Termotolerantes en el Sistema de Tratamiento por Fitorremediación acuática

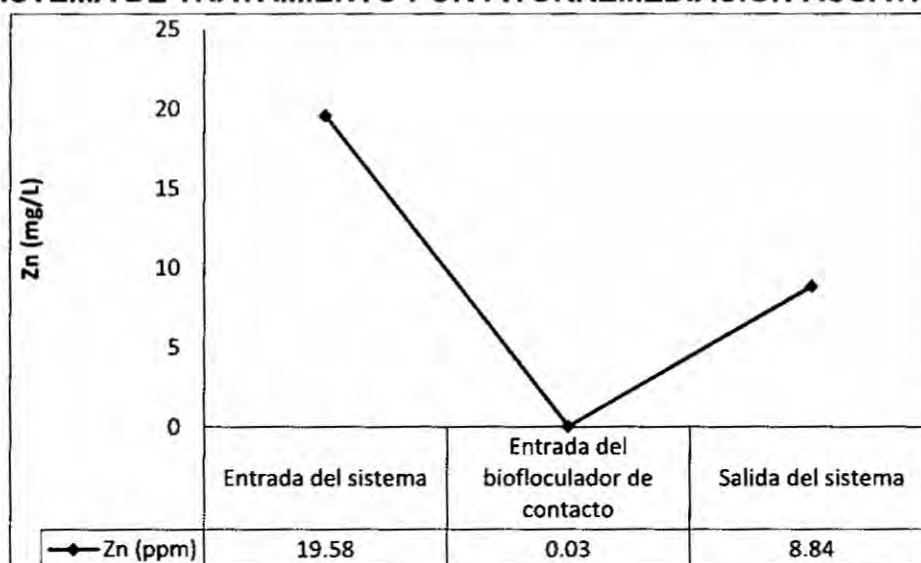
**GRÁFICO N° 5. 24
COMPARACIÓN DE LA VARIACIÓN DE COLIFORMES TOTALES (NMP/100 ml) Y EL ECA-CALIDAD DE AGUA EN LAS DISTINTAS ETAPAS DE TRATAMIENTO DE FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA**



Fuente: Elaboración propia

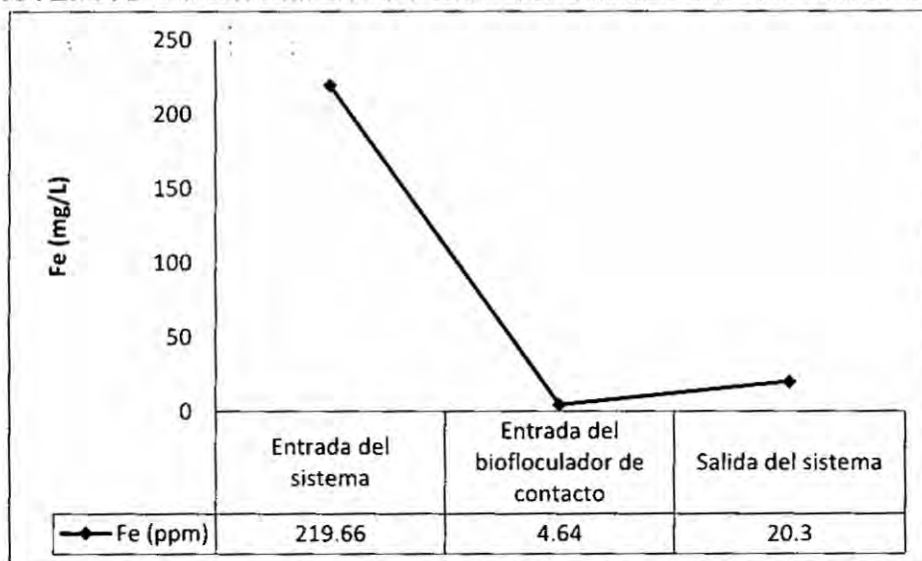
E. Remoción de Zinc Y Fe en el Sistema de Tratamiento por Fitorremediación acuática

GRÁFICO N° 5. 25
VARIACIÓN DEL ZINC (mg/L) EN LAS DIFERENTES ETAPAS EL SISTEMA DE TRATAMIENTO POR FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA



Fuente: Elaboración propia

GRÁFICO N° 5. 26
REMOCIÓN DEL FE (mg/L) EN LAS DIFERENTES ETAPAS EL
SISTEMA DE TRATAMIENTO POR FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA



Fuente: Elaboración propia

5.6. Objetivo 6: Determinar la fitoacumulación de metales pesados por el *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) en el sistema de tratamiento a flujo continuo.

➤ Resultados de la bioacumulación de Fe y Zn por el *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)

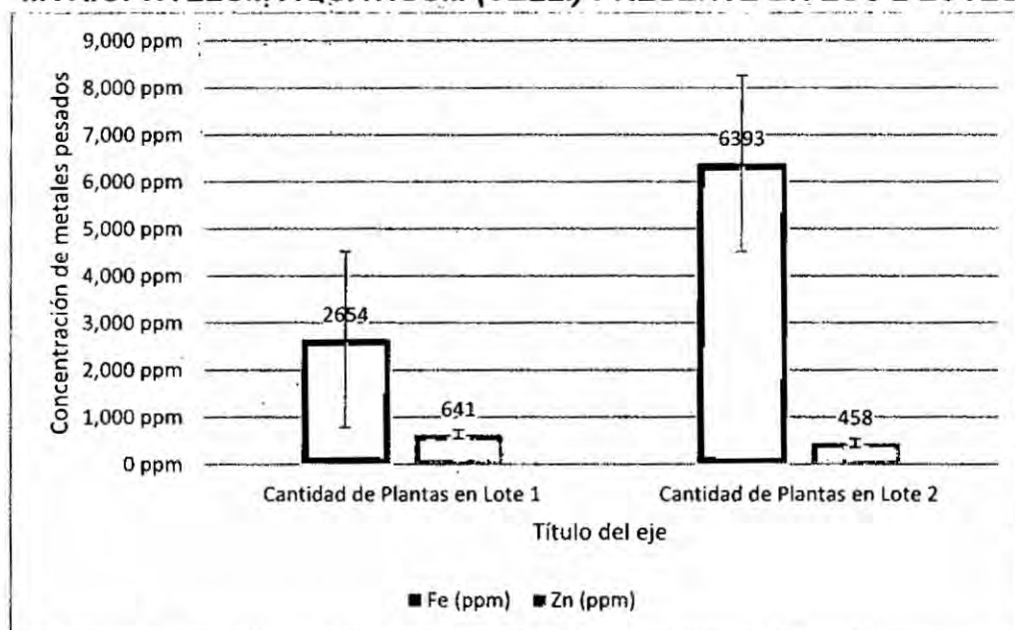
La cuantificación de los metales (TABLA N° 5.36) en la planta se llevó a cabo por lotes, por lo que para la toma de muestra se hicieron en 2 lotes de plantas.

TABLA N° 5. 36
RESULTADOS DE BIOACUMULACIÓN DE Fe Y Zn EN EL
MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) PRESENTE EN LOS 2 LOTES

Lote	Fe (ppm)	Zn (ppm)
Cantidad de Planta Lote 1	2654	641
Cantidad de Planta Lote 2	6393	458

Fuente: Elaboración Propia

GRÁFICO N° 5. 25
RESULTADOS DE BIOACUMULACIÓN DE Fe Y Zn EN EL
MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) PRESENTE EN LOS 2 LOTES



Fuente: Elaboración propia

➤ Factor de Bioacumulación (FBA)

Se realizó el cálculo según el Capítulo IV- Metodología, y utilizando la siguiente ecuación:

TABLA N° 5. 29
BIOACUMULACIÓN TOTAL TDE Fe Y Zn EN EL MYRIOPHYLLUM
AQUATICUM (VELL.)

Descripción	Fe (ppm)	Zn (ppm)
Concentración de metales en la parte foliar (estolón, brotes) del <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.)	9047	1099

Fuente: Elaboración Propia

$$FBA_{(Zn)} = \frac{\text{Cantidad de Zn absorbido por el M.aquaticum (ppm)}}{\text{Cantidad de concentración en la variación Zn en el biofloculador (ppm)}}$$

$$FBA_{(Zn)} = \frac{1099 \text{ (ppm)}}{8.87 \text{ (ppm)}}$$

$$FBA_{(Zn)} = 123.9$$

$$FBA_{(Fe)} = \frac{\text{Cantidad de Fe absorbido por el } M.aquaticum \text{ (ppm)}}{\text{Cantidad de concentración en la variación Fe en el biofloculador (ppm)}}$$

$$FBA_{(Fe)} = \frac{9047 \text{ (ppm)}}{16.61 \text{ (ppm)}}$$

$$FBA_{(Fe)} = 544.7$$

Se puede notar una alta absorción de Fe y Zn en el *Myriophyllum aquaticum* (Vell.), su bioacumulación también se presenta de una manera muy incrementada.

CAPÍTULO VI DISCUSIÓN DE RESULTADOS

6.1. Contratación de hipótesis con los resultados

Para la contrastación de la Hipótesis "El tratamiento de efluentes generados por pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca diluidos con agua residual doméstica, usando la fitorremediación acuática con *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) reducirá considerablemente la concentración de metales Fe y Zn" se contrastaron los resultados obtenidos en la experiencia 4, siendo la experiencia de laboratorio más representativa puesto que los resultados de las demás experiencias sirvieron como *resultados base* para el desarrollo de esta misma.

Se utilizó el procedimiento Estadístico "Prueba de Hipótesis", con un nivel de significancia de 1%, el mismo que se ejecutó en cinco pasos y, finalmente se realizó una comprobación a través del procedimiento de intervalos de confianza, esta contrastación se efectuó para cada indicador de la variable dependiente (Y), siendo en este caso la media muestral equivalente al Límite Máximo Permisible (LMP) para descargas de efluentes mineros del D.S. 010-2010/MINAM y con ciertos parámetros del ECA de Calidad de Agua D.S. N° 015-2015-MINAM-Categoría1-A2, del indicador y la variable interviniente, (Z), equivalente al D.S. 003-2010/MINAM Límite Máximo Permisible (LMP) para efluentes de la planta de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales.

6.1.1. Concentración de Fe

Siguiendo el procedimiento estadístico de prueba de hipótesis para investigar si el indicador Fe, cuyo valor del ECA D.S. N° 015-2015-MINAM-Categoría1-A2 de la variable dependiente es 1 mg/L, Concentración de componentes físicos químicos.

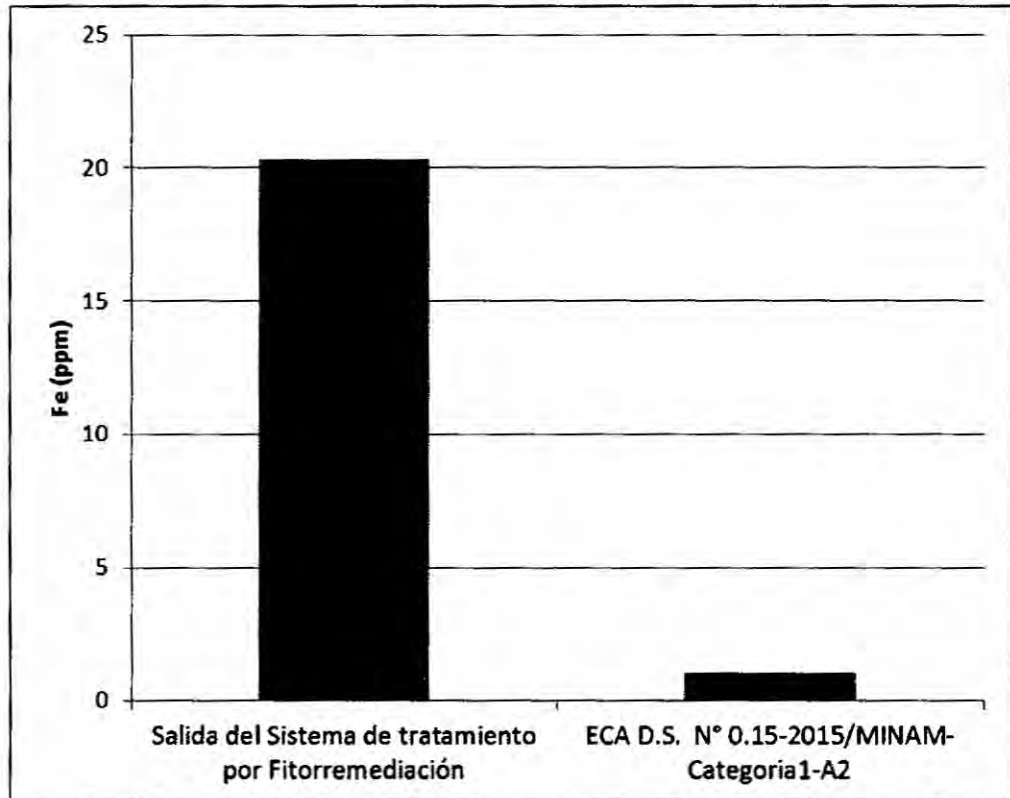
La hipótesis nula es "La media poblacional es menor o igual a 1 mg de Fe/L". La hipótesis alternativa es "La media mayor de 1 mg de Fe/L", las dos hipótesis se expresan como sigue:

$H_0: \mu \leq 1 \text{ mg de Fe/L}$

$H_1: \mu > 1 \text{ mg de Fe/L}$

Es una prueba de contraste directo entre los valores de siguiente gráfico:

GRÁFICO N° 6. 1
COMPARACIÓN DE VALORES DE Fe (ppm)



Fuente: Elaboración propia

Por consiguiente, la regla de decisión es: Rechazar la hipótesis nula y Aceptar la hipótesis alternativa.

En el gráfico de contraste se muestra que el valor del Fe en el efluente es mayor que el ECA-Calidad de agua que corresponde al valor medio del indicador, por lo tanto se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa. Se concluye que la hipótesis para este indicador no se ha demostrado, contrastando esta con el resultado.

6.1.2. Concentración de Zn

Siguiendo el procedimiento estadístico de prueba de hipótesis para investigar si el indicador Zn, cuyo valor del LMP D.S. 010-2010/MINAM de la variable dependiente es 1.5 mg/L, Concentración de componentes físicos químicos.

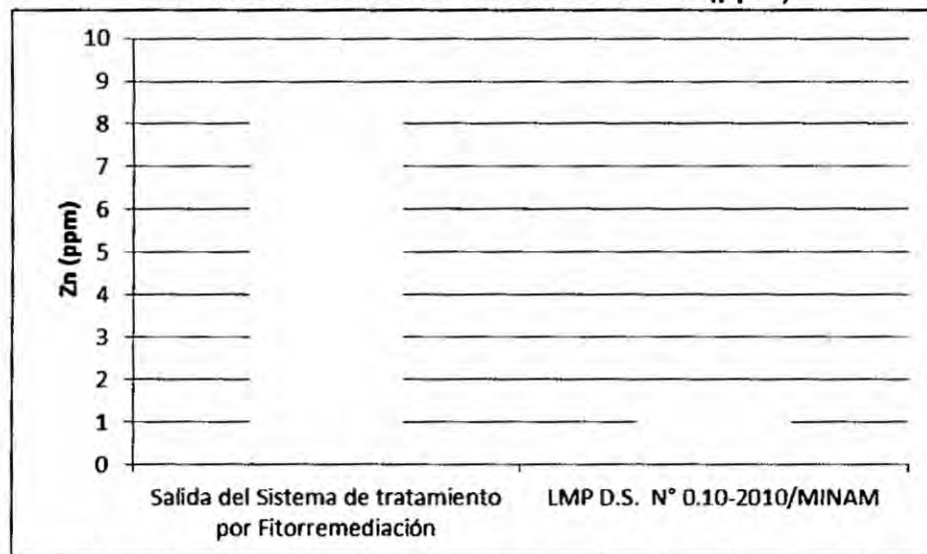
La hipótesis nula es "La media poblacional es menor o igual a 1 mg de Fe/L". La hipótesis alternativa es "La media mayor de 1.5 mg de Zn/L", las dos hipótesis se expresan como sigue:

$$H_0: \mu \leq 1.5 \text{ mg de Zn/L}$$

$$H_1: \mu > 1.5 \text{ mg de Zn/L}$$

Es una prueba de contraste directo entre los valores de siguiente gráfico:

GRÁFICO N° 6. 2
COMPARACIÓN DE VALORES DE Zn (ppm)



Fuente: Elaboración propia

Por consiguiente, la regla de decisión es: Rechazar la hipótesis nula y Aceptar la hipótesis alternativa.

En el gráfico de contraste se muestra que el valor del Zn en el efluente es mayor que el LMP-Efluentes Mineros que corresponde al valor medio del indicador, por lo tanto se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis

alternativa. Se concluye que la hipótesis para este indicador no se ha demostrado, contrastando esta con el resultado.

6.1.3. Concentración de DQO_T

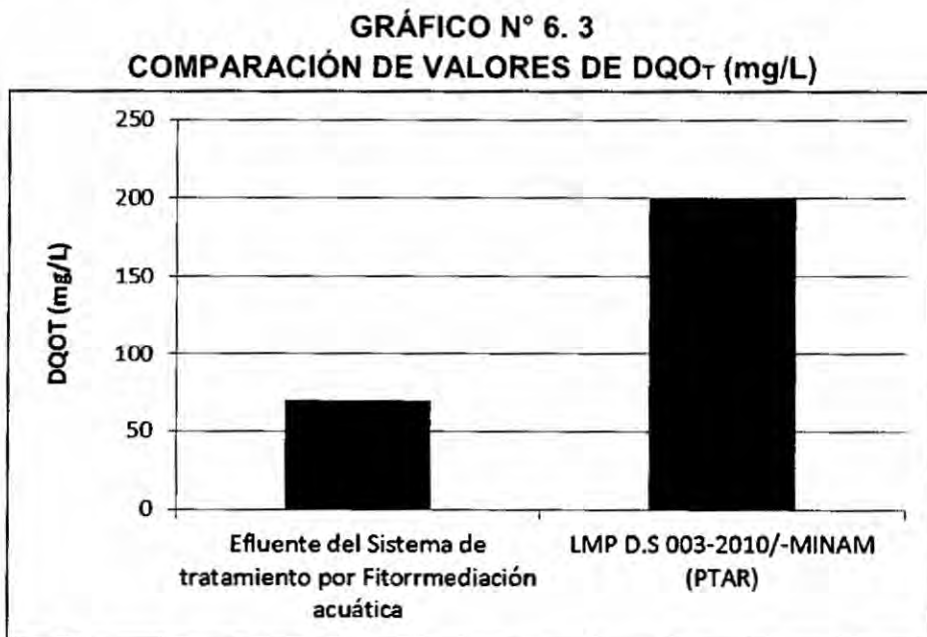
Siguiendo el procedimiento estadístico de prueba de hipótesis para investigar si el indicador DQO_T, cuyo valor del LMP D.S. 003-2010/MINAM de la variable interviniente es 200 mg/L, Concentración de componentes físicos químicos.

La hipótesis nula es "La media poblacional es menor o igual a 200 mg de DQO_T/L". La hipótesis alternativa es "La media mayor de 200 mg de DQO_T/L", las dos hipótesis se expresan como sigue:

$$H_0: \mu \leq 1.5 \text{ mg de Zn/L}$$

$$H_1: \mu > 1.5 \text{ mg de Zn/L}$$

Es una prueba de contraste directo entre los valores de siguiente gráfico:



Fuente: Elaboración propia

Por consiguiente, la regla de decisión es: Rechazar la hipótesis nula y Aceptar la hipótesis alternativa.

En el gráfico de contraste se muestra que el valor del DQO_T en el efluente es menor que el LMP-Efluentes PTAR que corresponde al valor medio del indicador, por lo tanto se Acepta la hipótesis nula y se rechaza la hipótesis alternativa. Se concluye que se ha demostrado, la hipótesis para este indicador, contrastando esta con el resultado.

6.1.4. Concentración de Nitrato

Siguiendo el procedimiento estadístico de prueba de hipótesis para investigar si el indicador N-NO₃, cuyo valor del ECA D.S. N° 0.15-2015/MINAM-Categoría1-A2 de la variable interviniente es 50 mg/L, Concentración de componentes físicos químicos.

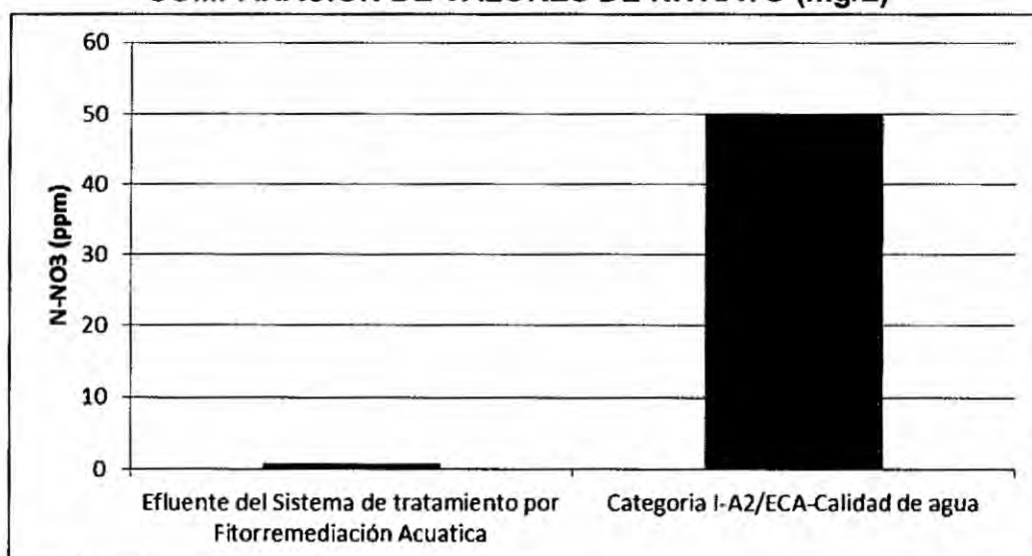
La hipótesis nula es "La media poblacional es menor o igual a 50 mg de N-NO₃/L". La hipótesis alternativa es "La media mayor de 50 mg de N-NO₃/L", las dos hipótesis se expresan como sigue:

$$H_0: \mu \leq 50 \text{ mg de N-NO}_3/\text{L}$$

$$H_1: \mu > 50 \text{ mg de N-NO}_3/\text{L}$$

Es una prueba de contraste directo entre los valores de siguiente gráfico:

GRÁFICO N° 6. 4
COMPARACIÓN DE VALORES DE NITRATO (mg/L)



Fuente: Elaboración propia

Por consiguiente, la regla de decisión es: Rechazar la hipótesis nula y Aceptar la hipótesis alternativa.

En el gráfico de contraste se muestra que el valor del N-NO₃ en el efluente es menor que el ECA D.S N° 0.15-2015/MINAM-Categoría1-A2 que corresponde al valor medio del indicador, por lo tanto se Acepta la hipótesis nula y se rechaza la hipótesis alternativa. Se concluye que se ha demostrado la hipótesis para este indicador, contrastando esta con el resultado.

6.1.5. Concentración de Fosfato

Siguiendo el procedimiento estadístico de prueba de hipótesis para investigar si el indicador PO₄⁻³, cuyo valor del ECA D.S. N° 0.15-2015/MINAM-Categoría1-A2 de la variable interviniente es 0.15 mg de PO₄⁻³/L, Concentración de componentes físicos químicos.

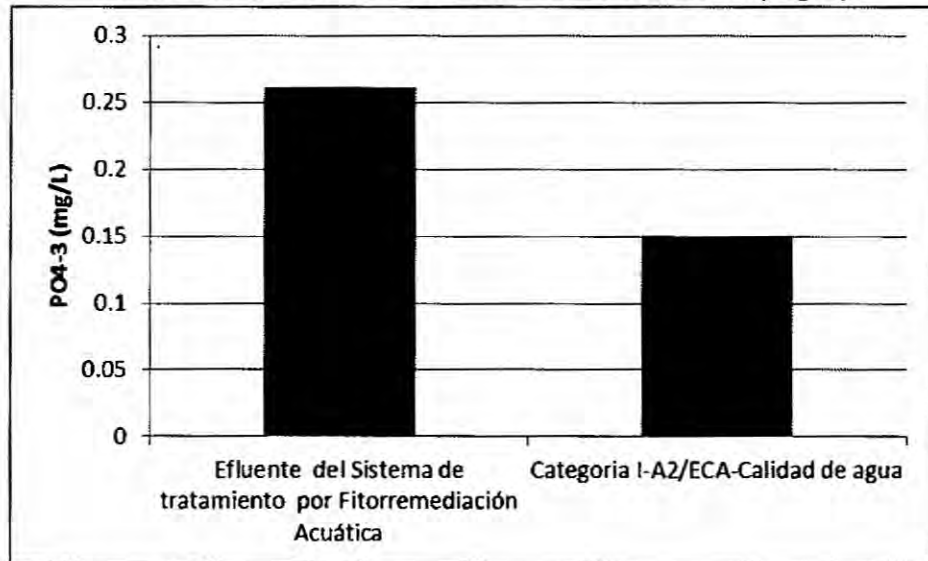
La hipótesis nula es "La media poblacional es menor o igual a 0.15 mg de PO₄⁻³/L". La hipótesis alternativa es "La media mayor de 0.15 mg de PO₄⁻³/L", las dos hipótesis se expresan como sigue:

$$H_0: \mu \leq 0.15 \text{ mg de PO}_4^{-3}/\text{L}$$

$$H_1: \mu > 0.15 \text{ mg de PO}_4^{-3}/\text{L}$$

Es una prueba de contraste directo entre los valores de siguiente gráfico:

**GRÁFICO N° 6. 5
COMPARACIÓN DE VALORES DE FOSFATO (mg/L)**



Fuente: Elaboración propia

Por consiguiente, la regla de decisión es: Rechazar la hipótesis nula y Aceptar la hipótesis alternativa.

En el gráfico de contraste se muestra que el valor del PO_4^{3-} en el efluente es mayor que el ECA D.S. N° 0.15-2015/MINAM-Categoría1-A2 que corresponde al valor medio del indicador, por lo tanto se rechaza la hipótesis nula y se Acepta la hipótesis alternativa. Se concluye que No se ha demostrado la hipótesis para este indicador, contrastando esta con el resultado.

6.1.6. Cantidad de Coliformes Totales

Siguiendo el procedimiento estadístico de prueba de hipótesis para investigar si el indicador Coliformes Totales, cuyo valor del ECA D.S. N° 0.15-2015/MINAM-Categoría1-A1 de la variable interviniente es 50 NMP/100 ml, Concentración de componentes físicos químicos.

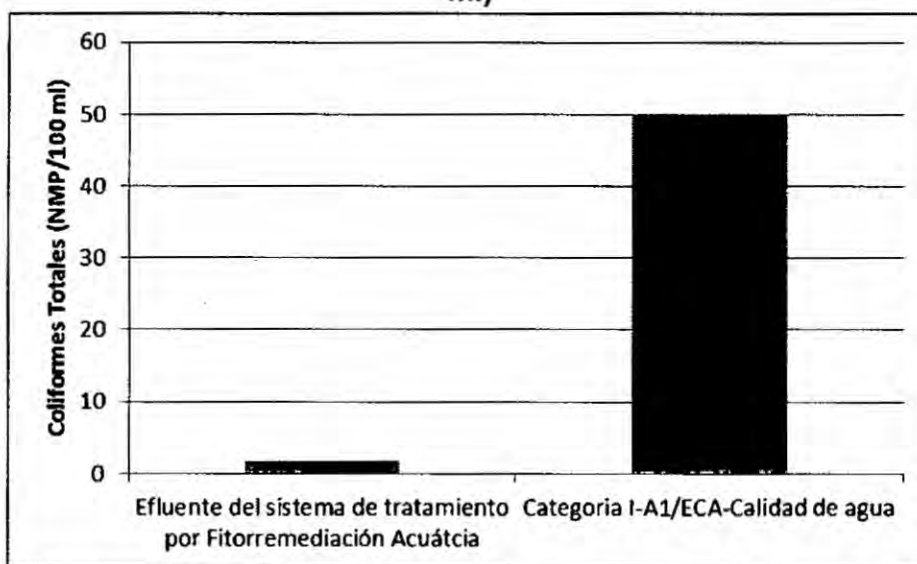
La hipótesis nula es "La media poblacional es menor o igual a 50 NMP/100 ml. La hipótesis alternativa es "La media mayor de 0.15 mg de PO_4^{3-} /L", las dos hipótesis se expresan como sigue:

$$H_0: \mu \leq 50 \text{ NMP/100 ml}$$

$$H_1: \mu > 50 \text{ NMP/100 ml}$$

Es una prueba de contraste directo entre los valores de siguiente gráfico:

GRÁFICO N° 6. 6
COMPARACIÓN DE VALORES DE COLIFORMES TOTALES (NMP/100 ml)



Fuente: Elaboración propia

Por consiguiente, la regla de decisión es: Rechazar la hipótesis nula y Aceptar la hipótesis alternativa.

En el gráfico de contraste se muestra que el valor de Coliformes Totales en el efluente es menor que el ECA D.S N° 0.15-2015/MINAM-Categoría 1-A1 que corresponde al valor medio del indicador, por lo tanto se Acepta la hipótesis nula y se rechaza la hipótesis alternativa. Se concluye que se ha demostrado la hipótesis para este indicador, contrastando esta con el resultado.

6.1.7. Contrastación del pH

La contrastación se efectuó utilizando el procedimiento estadístico de prueba de hipótesis, para investigar si el indicador pH cumple el valor en el ECA D.S N° 0.15-2015/MINAM-Categoría 1-A1, esta contrastación se explica de una manera secuencial.

- La hipótesis nula es "La media poblacional es 6.5 Uni. de pH. La hipótesis alternativa es "La media es diferente de 6.5 Uni. de pH" o "La media no es 10 ", las dos hipótesis se expresan como sigue:

$$H_0: \mu = 6.5$$

$$H_1: \mu < 6.5$$

Esta es una prueba de una cola debido a que la hipótesis alternativa establece una dirección que la media es menor que 6.5.

- Aplicando un nivel de significancia de 0.01, esto es α , la probabilidad de cometer un error de tipo I, (rechazar la hipótesis verdadera).
- El estadístico de prueba para una media es t de una muestra, para comparar la muestra con un objetivo, cuya fórmula de **cálculo** es la siguiente:

Dónde: X: es la media muestral,

μ : Media poblacional,

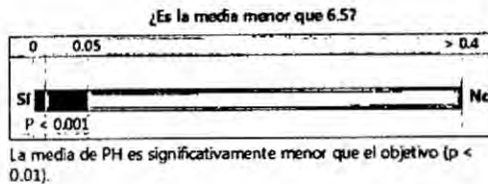
σ : Desviación estándar de la población,

n: Número en la muestra.

- La regla de decisión se formuló hallando el valor crítico de t, utilizando el paquete estadístico MINITAB v.7. Por consiguiente, la regla de decisión es: rechazar la hipótesis nula y aceptar la hipótesis alternativa (que establece que la media poblacional es menor que 6.5), si el valor de significancia de p es menor a 0.01. En caso contrario, no se rechaza la hipótesis nula si p es mayor a 0.01. En el siguiente cuadro se muestra el Resumen de la prueba de hipótesis para la muestra de pH.

GRÁFICO N° 6.7 PRUEBA T PARA LA MEDIA DE pH

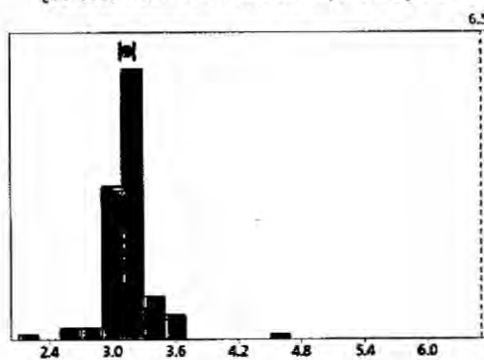
Prueba t de 1 muestra para la media de PH
Informe de resumen



Estadísticas

Tamaño de la muestra	86
Media	3.1491
IC de 98%	(3.0834, 3.2148)
Desviación estándar	0.25697
Objetivo	6.5

Distribución de los datos
¿Dónde se encuentran los datos con respecto al objetivo?



Comentarios

- Prueba: Usted puede concluir que la media es menor que 6.5 en el nivel de significancia de 0.01.
- IC: Cuantifica la incertidumbre asociada a la estimación de la media a partir de los datos de las muestras. Usted puede tener una seguridad de 98% de que la media verdadera se encuentra entre 3.0834 y 3.2148, y una seguridad de 99% de que es menor que 3.2148.
- Distribución de datos: Compare la ubicación de los datos con el objetivo. Busque datos poco comunes antes de interpretar los resultados de la prueba.

Fuente: Elaboración propia

Este cuadro resumen se concluye que el pH de la experiencia 4 es menor al ECA-Calidad de agua con una seguridad de 99%, no cumpliéndola normativa.

6.1.8. Contrastación de la Turbidez

La contrastación se efectuó utilizando el procedimiento estadístico de prueba de hipótesis, para investigar si el indicador Turbidez (NTU) cumple el valor en el ECA D.S N° 0.15-2015/MINAM-Categoría1-A1, esta contrastación de explica de una manera secuencial.

- La hipótesis nula es "La media es mayor o igual de 5 (NTU) de Turbidez". La hipótesis alternativa es o "La media es menor que 5 (NTU)", las dos hipótesis se expresan como sigue:

$$H_0: \mu \geq 5$$

$$H_1: \mu < 5$$

Esta es una prueba de dos colas debido a que la hipótesis alternativa establece dos direcciones que la media es mayor o igual y menor que 5.

- Aplicando un nivel de significancia de 0.01, esto es α , la probabilidad de cometer un error de tipo I, (rechazar la hipótesis verdadera).
- El estadístico de prueba para una media es t de una muestra, para comparar la muestra con un objetivo, cuya fórmula de **cálculo** es la siguiente:

Dónde: X: es la media muestral,

μ : Media poblacional,

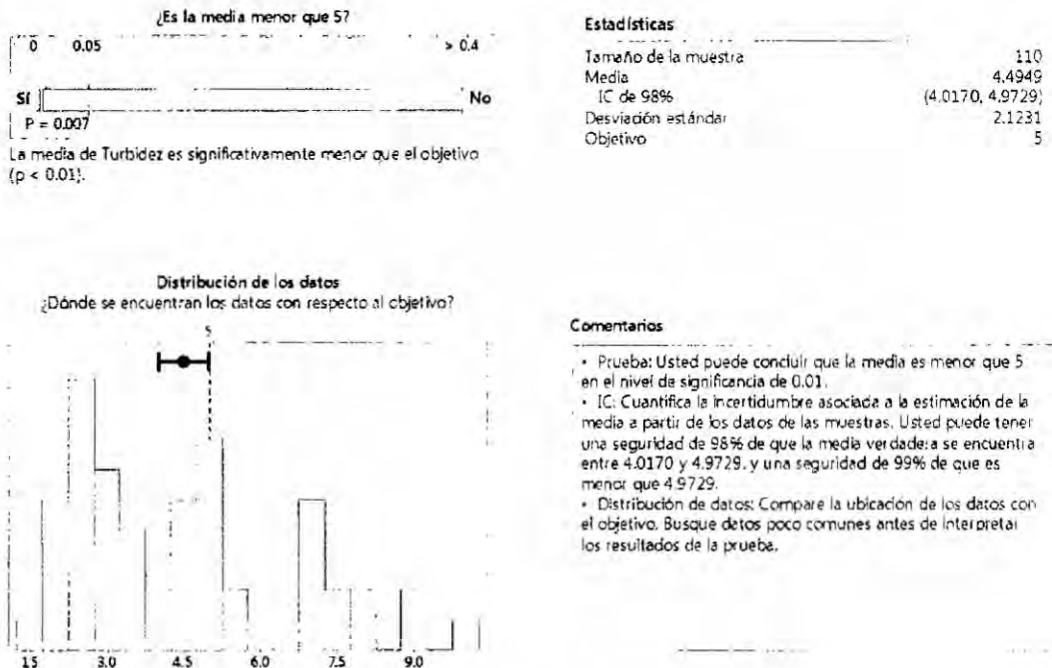
σ : Desviación estándar de la población,

n: Número en la muestra.

- La regla de decisión se formuló hallando el valor crítico de t, utilizando el paquete estadístico MINITAB v.7. Por consiguiente, la regla de decisión es: rechazar la hipótesis nula y aceptar la hipótesis alternativa (que establece que la media poblacional es menor que 5), si el valor de significancia de p es menor a 0.01. En caso contrario, no se rechaza la hipótesis nula si p es mayor a 0.01. En el siguiente cuadro se muestra el resumen de la prueba de hipótesis para la muestra de 5.

GRÁFICO N° 6. 8 PRUEBA T PARA LA MEDIA DE TURBIDEZ

Prueba t de 1 muestra para la media de Turbidez
Informe de resumen



Fuente: Elaboración propia

Este cuadro resumen se concluye que la Turbidez de la experiencia 4 es menor al ECA-Calidad de agua con una seguridad de 99%, cumpliendo la normativa.

6.1.9. Contratación de la Conductividad

La contratación se efectuó utilizando el procedimiento estadístico de prueba de hipótesis, para investigar si el indicador Conductividad (uS/cm) cumple el valor en el ECA D.S N° 0.15-2015/MINAM-Categoría1-A1, esta contratación de explica de una manera secuencial.

- La hipótesis nula es "La media es mayor o igual de 1500 (uS/cm) de Conductividad". La hipótesis alternativa es "1500 (uS/cm) de Conductividad ", las dos hipótesis se expresan como sigue:

$$H_0: \mu \geq 5$$

$$H_1: \mu < 5$$

Esta es una prueba de dos colas debido a que la hipótesis alternativa establece dos direcciones que la media es mayor o igual y menor que 5.

- Aplicando un nivel de significancia de 0.01, esto es α , la probabilidad de cometer un error de tipo I, (rechazar la hipótesis verdadera).
- El estadístico de prueba para una media es t de una muestra, para comparar la muestra con un objetivo, cuya fórmula de **cálculo** es la siguiente:

Dónde: X: es la media muestral,

μ : Media poblacional,

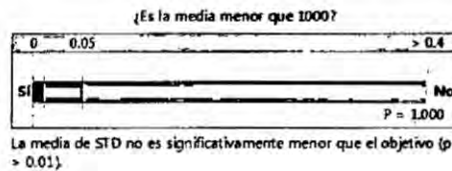
σ : Desviación estándar de la población,

n: Número en la muestra.

- La regla de decisión se formuló hallando el valor crítico de t, utilizando el paquete estadístico MINITAB v.7. Por consiguiente, la regla de decisión es: rechazar la hipótesis nula y aceptar la hipótesis alternativa (que establece que la media poblacional es menor que 1500 (uS/cm)), si el valor de significancia de p es menor a 0.01. En caso contrario, no se rechaza la hipótesis nula si p es mayor a 0.01. En el siguiente cuadro se muestra el resumen de la prueba de hipótesis para la muestra de 1500 (uS/cm).

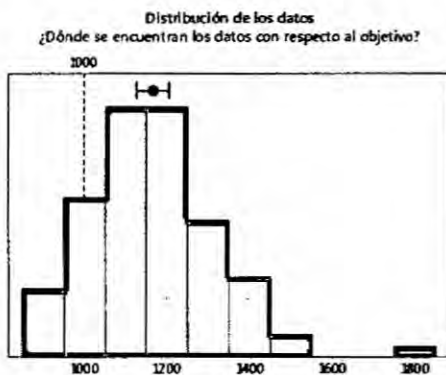
GRÁFICO N° 6. 9 PRUEBA T PARA LA MEDIA DE SÓLIDOS TOTALES DISUELTOS

Prueba t de 1 muestra para la media de STD
Informe de resumen



Estadísticas

Tamaño de la muestra	86
Media	1165.4
IC de 98%	(1125.3, 1205.4)
Desviación estándar	156.53
Objetivo	1000



Comentarios

- Prueba: No existe suficiente evidencia para concluir que la media es menor que 1000 en el nivel de significancia de 0.01.
- IC: Cuantifica la incertidumbre asociada a la estimación de la media a partir de los datos de las muestras. Usted puede tener una seguridad de 98% de que la media verdadera se encuentra entre 1125.3 y 1205.4, y una seguridad de 99% de que es menor que 1205.4.
- Distribución de datos: Compare la ubicación de los datos con el objetivo. Busque datos poco comunes antes de interpretar los resultados de la prueba.

Fuente: Elaboración propia

Este cuadro resumen se concluye que la Conductividad de la experiencia 4 es menor al ECA-Calidad de agua con una seguridad de 99%, cumpliendo la normativa.

6.1.10. Contrastación de los STD

La contrastación se efectuó utilizando el procedimiento estadístico de prueba de hipótesis, para investigar si el indicador STD (ppt) cumple el valor en el ECA D.S N° 0.15-2015/MINAM-Categoría1-A1, esta contrastación de explica de una manera secuencial.

- La hipótesis nula es "La media es mayor o igual de 1000 (ppt) de STD". La hipótesis alternativa es "1000 (ppt) de STD Conductividad", las dos hipótesis se expresan como sigue:

$$H_0: \mu \geq 1000$$

$$H_1: \mu < 1000$$

Esta es una prueba de dos colas debido a que la hipótesis alternativa establece dos direcciones que la media es mayor o igual y menor que 5.

- Aplicando un nivel de significancia de 0.01, esto es α , la probabilidad de cometer un error de tipo I, (rechazar la hipótesis verdadera).
- El estadístico de prueba para una media es t de una muestra, para comparar la muestra con un objetivo, cuya fórmula de cálculo es la siguiente:

Dónde: X : es la media muestral,

μ : Media poblacional,

σ : Desviación estándar de la población,

n : Número en la muestra.

- La regla de decisión se formuló hallando el valor crítico de t , utilizando el paquete estadístico MINITAB v.17. Por consiguiente, la regla de decisión es: rechazar la hipótesis nula y aceptar la hipótesis alternativa (que establece que la media poblacional es menor que 1000 (ppt) de STD, si el valor de significancia de p es menor a 0.01. En caso contrario, no se rechaza la hipótesis nula si p es mayor a 0.01. En el siguiente cuadro se muestra el resumen de la prueba de hipótesis para la muestra de 1000 (ppt) de STD.

Este cuadro resumen se concluye que el STD de la experiencia 4 no existe suficiente evidencia para concluir que la media es menor al ECA-Calidad de agua con una seguridad de 99%, no cumpliendo la normativa.

**TABLA N° 6. 2
TABLA DE RESUMEN DE LA CONTRASTACIÓN DE HIPÓTESIS**

Variables del Sistema de tratamiento de fitorremediación acuática	Unidad	Descripción	Contraste	Hipótesis		Estadístico
				Hipótesis Ho	n>30 p-Value	
Variable independiente						
Variable Dependiente						
Concentración de Fe	mg/L		Ho: $\mu \leq$ Estándar Referencial	No	-	
Concentración de Zn	mg/L			No	-	
pH	Uni. De pH	La regla de decisión es: Rechazar la hipótesis nula y aceptar la hipótesis alternativa:		Si	<0.001	
Conductividad	mS/cm			Si	<0.001	
Turbidez	NTU			Si	<0.001	
STD	mg/L			No	<0.001	
Variable Interviniente						
Concentración de Nitrato	mg/L		Hi: $\mu >$ Estándar Referencial	Acepta	-	
Concentración de Fosfato	mg/L			Rechaza	-	
Concentración de DQOT	mg/L			Acepta	-	
Cantidad de Coliformes	NMP/100 ml			Acepta	-	

Fuente: Elaboración propia

6.2. Contrastación de resultados con otros estudios similares

La composición química del agua utilizada para la última experiencia fue de característica ácida, con una demanda química de oxígeno de (314 mg DQOT/L) moderadamente alta. Todos los parámetros se mantuvieron dentro del mismo rango en el biofloculador de contacto con la planta (Turbidez (<3NTU), Temperatura (18-22°C), conductividad <2mS/cm) excepto la concentración de metales pesados que empezó a variar. El análisis de la concentración de metales en el tiempo de contacto sugirió una disminución de estas concentraciones en 20 días, sin presentar ninguna fitotoxicidad presente en el *M. aquaticum*. La acumulación de metales pesados por el *M. aquaticum* en la presente investigación fue alta. Otros estudios presentan plantas acuáticas con gran potencial de acumulación de metales pesados como la *E. crassipes*, la cual es altamente eficiente en la eliminación de metales pesados (Mishra, Tripathi 2008) y quien afirma que la absorción de metales sucede en plantas acuáticas que tienen una elevada biomasa de raíces fibrosas y hojas anchas (como *E. crassipes*) debido a que absorben mayores concentraciones de metales pesados, esta afirmación no se cumple para el *M. aquaticum* que tiene un crecimiento en forma enraizada y de estolones con ramas muy delgadas (Wersal, Madsen 2011) y una adaptabilidad muy efectiva para medios ácidos y metálicos, probadas en esta investigación. Así también, las plantas acuáticas *Pistia stratiotes* L. (lechuga de agua), *Spirodela intermedia* W. Koch (lenteja de agua modificada) y *Lemna minor* L. (lenteja de agua) presentan una alta tasa de crecimiento y se han utilizado para la eliminación de Fe, Zn, Cd, Cr y Pb en aguas contaminadas con metales (Miretzky, Saralegui, Cirelli 2004). Las respuestas fisiológicas en las experiencias realizadas con *M. aquaticum* tuvieron un comportamiento directamente proporcional a la absorción de los metales, es decir cuando la planta presenta crecimiento, reproducción y se adapta al medio contaminado produce unos mecanismos de bioacumulación del metal en su tejido, estas mismas deducciones fueron realizadas por Harguinteguy, Schreiber, Pignata (2013) cuyos resultados en su investigación demuestran que el *M. aquaticum* tiene un uso potencial como biomonitor y acumulación de metales en las primeras etapas de la contaminación por metales pesados en los ríos dejando claro que esta especie tiene una afinidad por la absorción de metales de forma natural, así también las investigaciones de (Kamal, Ghaly, Mahmoud, CoteCôté 2004), quienes compararon la adaptabilidad y absorción de metales pesados por 3 plantas acuáticas (*M. aquaticum*, menta acuática y el rastrero de

primavera) concluyeron que el *M. aquaticum* tiene la más alta habilidad de eliminar metales pesados, siendo el Fe el más bioacumulado. El comportamiento de *M. aquaticum* expuesto a las aguas con presencia de Zn y de Fe, no afectó adversamente el crecimiento de *M. aquaticum*. Esto se evidenció por un crecimiento abundante y presencia de un color verdusco intenso en sus hojas. Existen dos posibles causas de esta capacidad de adaptabilidad de la planta acuática en el sistema: (i) el sistema presentó bajas concentraciones tóxicas de metales pesados en el agua (ii) presentó nutrientes como PO_4^{3-} de forma continua. El Fe en el agua es un elemento tóxico para las plantas (Batty, Younger 2004).

El diseño del sistema donde la planta acuática tiene contacto con el agua contaminada es determinante para la adaptabilidad, por ejemplo las investigaciones de (Batty, Younger 2004) muestran que la macrófita *Phragmites australis* expuesta a altas concentraciones de metales (específicamente Fe) en un tratamiento de agua por un diseño de Humedal artificial, causó toxicidad en su crecimiento, encontrando acumulación de hasta $124,368 \text{ mg kg}^{-1}$ de peso seco de Fe en la raíz esto debido a la acumulación del metal en las bases del humedal. Sin embargo en el sistema diseñado para esta investigación (biofloculador) la base del sistema no presentó placas de hierro sobre las raíces de las plantas (evidente no hubo precipitación) esto reflejó indirectamente la alta absorción del *M. aquaticum* hacia el Zn y el Fe. El análisis de absorción del Fe y Zn por el *M. aquaticum* reportó valores de $9047 \text{ mg de Fe/Kg peso seco}$ y $1099 \text{ mg de Zn/Kg peso seco}$ confirmando la alta fitoacumulación de metales en el sistema diseñado.

Para el desarrollo y crecimiento del *M. aquaticum* los nutrientes juegan el rol fisiológico más importante (Wersal, Cheshier, Madsen, Gerard 2011), ya que sin un buen desarrollo de la planta acuática el potencial de bioacumulación sería deficiente. El nutriente relevante en el sistema de contacto con *M. aquaticum* está dado por el agua residual doméstica quien en la mezcla aporta con nitrógeno y fósforo.

Los resultados muestran que hubo un ligero incremento de N-NO_3 en el agua en contacto con el *M. aquaticum*, este comportamiento del N-NO_3 es distinto al de otras investigaciones de plantas acuáticas que tienen altas remociones de N-NO_3 como lo presenta Garcia Trujillo, (2012) donde evaluó 3 especies de plantas acuáticas (Azola, Lenteja de agua y Jacinto de agua) en la remoción de aguas residuales domésticas llegando a rangos

de 90-100% de remoción de Nitrato según la estación del año. Sin embargo, según Batty & Younger, (2004) las plantas como el arroz que se adaptan a humedales de bajo potencial redox tienen una preferencia por el ión amonio (NH^+4) como fuente de nitrógeno. Por lo tanto, pudo ser el caso que, aunque las concentraciones de nitrato aumenten en el efluente, las plantas no pueden usar este, y la concentración de amonio es mucho menor. Desafortunadamente las concentraciones de amonio no se evaluaron en esta investigación, por lo que esta hipótesis no se puede probar.

Un problema potencial para una eficiente bioacumulación del *M. aquaticum* es la existencia de una alta fuerza iónica del agua mezclada, por lo tanto, la mezcla con las aguas residuales domésticas podría inhibir ciertos procesos microbianos importantes que son importantes en la eliminación de nutrientes, en particular $\text{PO}_4\text{-P}$. Por ejemplo, los experimentos de laboratorio de (Strosnider, Winfrey, Nairn 2011) indican la inhibición potencial del ciclo de desnitrificación por la mezcla de agua ácida de mina mezclado con aguas residuales doméstica. En nuestra experiencia, la fuerza iónica también fue alta y ácida, esto es conocido por ser perjudicial para los patógenos (Winfrey, Strosnider, Nairn, Strevett 2010), por lo tanto en el sistema se comprobó que existió una reducción de 100% de Coliformes Totales y posiblemente también otras bacterias. Sin embargo, si bien el efluente del sistema tenía pH ácido esto no inhibió el comportamiento del *M. aquaticum* y de su gama de microorganismos adjuntos a ella, la experiencia 1 mostraba que la planta alcanzó su máximo desarrollo a pH ácidos deduciendo que todos los microorganismos y la planta acuática son de alta adaptación al medio. Sobre la base de los coliformes Totales eliminados reportados aquí, no hay razón para sospechar la inhibición importante de bacterias desnitrificantes-nitrificantes por las aguas ácidas o por la fuerza iónica relativamente alta, que sugiere (Winfrey, Strosnider, Nairn, Strevett 2010), el sistema no presenta algún efecto en las raíces de la planta acuática y, por los datos reportados existió un aumento de nitrógeno, por lo tanto es más atribuible el aumento de las bacterias autóctonas de la planta adaptadas a la mezcla de las aguas.

Los resultados también indicaron que es necesario seguir trabajando en el diseño de las unidades de tratamiento tanto como el sedimentador dinámico y el biofluclador de contacto para un posible escalamiento y lograr remociones por encima del 90% en todos los indicadores y así mejorar el contacto del agua con el *M. aquaticum*.

CAPÍTULO VII CONCLUSIONES

- El *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) se adapta y tolera rangos de unidades de pH 4 a 7 pero muestra un mejor desarrollo a un pH ácido de 4 unidades.
- EL *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) se adapta y tolera concentraciones menores de 100 ppm de Zn y concentraciones menores de 1000 ppm de Fe. Sin embargo, cabe resaltar que presenta un buen desarrollo y crecimiento a concentraciones menores 30 ppm de Zn y concentraciones menores de 600 ppm de Fe, sin presentar signos de intoxicación, mientras que a concentración de 1000ppm muestra signos de intoxicación en su fisiología.
- La dosis óptima de dilución del efluente generado por pasivos ambientales mineros (EGPAM) y agua residual urbana (ARU) para el tratamiento por fitorremediación acuática fue una relación de 4 veces el volumen de ARU sobre 1 volumen de EGPAM a una velocidad de agitación de 42 RPM.
- El diseño del sistema y su aplicación al tratamiento por fitorremediación acuática resultó óptimo. Se resalta que el fenómeno de sedimentación que se presentó en el sedimentador dinámico no influye ni condiciona el diseño de este.
- El *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) tiene un potencial de bioacumulación muy alto llegando a describirlo como una metalofita acuática, su alta acumulación de Fe y Zn en su tejido la hace atractiva para tratamientos de remoción de metales pesados en toda su aplicación.
- El *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) posee un alto potencial de fitoacumulación ($FBA_{Zn}= 123.9$ y $FBA_{Fe}= 544.7$) considerándola una planta acuática hiperacumuladora.

- Los indicadores Coliformes Totales, Fosfato y Metales pesados como Fe y Zn fueron removidos en porcentajes mayores al 90%. Mientras que el DQO_T se removió en un 77.71%.

CAPÍTULO VIII RECOMENDACIONES

- Es necesario seguir trabajando en el diseño de las unidades de tratamiento tanto como el sedimentador dinámico y el biofluculador de contacto para un posible escalamiento y lograr mayores remociones de contaminantes.
- Continuar con la línea de investigación a escala piloto pero en flujo continuo.
- El uso de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) es sostenible para tratamientos de fitorremediación acuática, es una planta acuática altamente adaptable a distintas condiciones. Por lo tanto se recomienda evaluar el potencial de fitoacumulación de esta planta con diferentes concentraciones de otros metales no estudiados en la presente investigación.

CAPÍTULO IX REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Ali, A., Phull, A. R., Zia, M., Shah, A. M. A., Malik, R. N., & ul-Haq, I. (2015). Phytotoxicity of River Chenab sediments: In vitro morphological and biochemical response of *Brassica napus* L. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 4, 74–84. <http://doi.org/10.1016/j.enmm.2015.09.003>
2. Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. *Chemosphere*. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
3. American Public Health Association. (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19 th, 541.
4. American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19 th, 541.
5. Anderson, L. W. . (1993). Aquatic weed problems and management in the western United States and Canada. In E. Pieterse AH, Murphy KJ (Ed.), (2nd ed., p. 1993). Oxford, UK: *Aquatic Weeds* (2nd.
6. Ansari, A. A., Gill, S. S., Gill, R., Lanza, G. R., & Newman, L. (2015). *Phyto-remediation* (Vol. 2). <http://doi.org/10.1007/978-3-319-10969-5>
7. Arana, M. (2005). Impactos ambientales de la gran minería en Cajamarca-Perú. Grupo de formación e intervención para el desarrollo sostenible. Retrieved April 27, 2015, from <http://www.grufides.org/>
8. Arango Aramburo, M., & Olaya, Y. (2012). Problemática de los pasivos ambientales.
9. Arriaza Balmón, M. (2006). *Guía práctica de análisis de datos*. (I. de I. y F. A. y Pesquera, Ed.) *Guía práctica de análisis de datos*. España.

10. Autoridad Nacional del Agua. (2010). Ley N° 29338 - Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos. Lima: ANA.
11. Baca Neglia, M. F. (2012). Tratamiento de los efluentes domésticos mediante humedales artificiales para el riego de áreas verdes en el distrito de Marcona. Tesis. Universidad Nacional del Callao.
12. Barenys, M., Boix, N., Farran-Codina, A., Palma-Linares, I., Montserrat, R., Curto, A., ... Llobet, J. M. (2014). Heavy metal and metalloids intake risk assessment in the diet of a rural population living near a gold mine in the Peruvian Andes (Cajamarca). *Food and Chemical Toxicology*. <http://doi.org/10.1016/j.fct.2014.06.018>
13. Batty, L. C., & Younger, P. L. (2004a). Growth of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex. Steudel in mine water treatment wetlands: effects of metal and nutrient uptake, 132, 85–93. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.03.022>
14. Batty, L. C., & Younger, P. L. (2004b). Growth of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex. Steudel in mine water treatment wetlands: Effects of metal and nutrient uptake. *Environmental Pollution*, 132(1), 85–93. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.03.022>
15. Blacksmith Institute, & Switzerland, G. C. (2012). *The World's Worst Pollution Problems: Assessing Health Risks at Hazardous Waste Sites*.
16. BRIX, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35(5), 11–17. [http://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00047-4](http://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00047-4)
17. Brooks and Robinson. (1998). Aquatic phytoremediation by accumulator plants. In B. RR (Ed.), *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals: Their Role in Phytoremediation, Microbiology, Archaeology, Mineral Exploration and Phytomining* (pp. 203–226). New York: CAB International.
18. Carrasco, E. (2004). Análisis del cierre de operaciones mineras subterráneas para alcanzar la protección ambiental. caso: mimosa, 7(14), 39–47.

19. Chambers, P. a., Lacoul, P., Murphy, K. J., & Thomaz, S. M. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 9–26. <http://doi.org/10.1007/s10750-007-9154-6>
20. Chen, M., Zhang, L.-L., Li, J., He, X.-J., & Cai, J.-C. (2015). Bioaccumulation and tolerance characteristics of a submerged plant (*Ceratophyllum demersum* L.) exposed to toxic metal lead. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 122, 313–321. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.08.007>
21. Clarke, S., & Newman, J. R. (2000). Assessment of alien invasive aquatic weeds in the UK. In *Thirteenth Australian Weeds Conference Assessment* (pp. 142–145). UK.
22. Cooke, C. A., & Abbott, M. B. (2008). A paleolimnological perspective on industrial-era metal pollution in the central Andes, Peru. *Science of the Total Environment*. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.12.034>
23. Costa, J., Capelo, J., Espirito Santo, M., Lousa, M., Monteiro, a., Mesquita, S., ... Moreira, I. (1999). Plant communities of the lagoons of the Portuguese Coastal Superdistrict-a multivariate approach. *Hydrobiologia*, 415, 67–75. Retrieved from <http://www.springerlink.com/index/H452539U48312270.pdf>
24. Deza, J. M., & Muñoz, S. (2010). " Metodología de la investigación científica ." (U. A. Peruanas, Ed.) (3ra edicio).
25. Dhir, B. (2013). Phytoremediation: Role of Aquatic Plants in Environmental Clean-Up. <http://doi.org/10.1007/978-81-322-1307-9>
26. Dobbie, K. E., Heal, K. V., Aumônier, J., Smith, K. a., Johnston, A., & Younger, P. L. (2009). Evaluation of iron ochre from mine drainage treatment for removal of phosphorus from wastewater. *Chemosphere*, 75(6), 795–800. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.12.049>
27. Donato, D. B., Nichols, O., Possingham, H., Moore, M., Ricci, P. F., & Noller, B. N. (2007, October). A critical review of the effects of gold cyanide-bearing tailings solutions on wildlife. *Environment International*. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2007.04.007>

28. Elias, R. W., & Gulson, B. (2003). Overview of lead remediation effectiveness. *Science of the Total Environment*. [http://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00361-3](http://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00361-3)
29. EPA. (2011). *Mining Activities : Health Impacts*.
30. Foxcroft, L. C., & Richardson, D. M. (2003). Managing alien plant invasions in the Kruger National Park , South Africa. *Plant Invasions: Ecological Threats and Management Solutions*, (Scholes 1997), 385–403.
31. Francisco, J., & Roddy, R.-L. (2013). *Econometría Aplicada*. Centro de Investigación de la Universidad del Pacífico (Primera, Vol. 1). Lima: Centro de Investigación.
32. Galal, T. M., & Shehata, H. S. (2014). Evaluation of the invasive macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. as a bioaccumulator for heavy metals in some watercourses of Egypt. *Ecological Indicators*, 41, 209–214. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.004>
33. Garbisu, C., & Alkorta, I. (2001). Phytoextraction: A cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology*. [http://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00108-5](http://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00108-5)
34. Garcia Trujillo, Z. M. (2012). Comparación Y Evaluación De Tres Plantas Acuáticas Para Determinar La Eficiencia De Remoción De Nutrientes En El Tratamiento De Aguas Residuales Domésticas, 282.
35. Gomez Orea, D., & Gómez Villarino, M. T. (2013). *Evaluación de Impacto Ambiental*, 747.
36. Gonzales Ramirez, A. M. (2008). *Diseño Metodologico para la identificación de pasivos Ambientales Mineros en Colombia*, 109.
37. Gutiérrez, H., & Vara, R. de la. (2004). *Análisis y diseño de experimentos*. (McGrawHill, Ed.) (Vol. 1). México. D.F Isbn.
38. Harguinteguy, C. a., Schreiber, R., & Pignata, M. L. (2013). *Myriophyllum aquaticum* as a biomonitor of water heavy metal input

related to agricultural activities in the Xanaes River (Córdoba, Argentina). *Ecological Indicators*, 27, 8–16. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.11.018>

39. January, M. C., Cutright, T. J., Keulen, H. Van, & Wei, R. (2008). Hydroponic phytoremediation of Cd, Cr, Ni, As, and Fe: Can *Helianthus annuus* hyperaccumulate multiple heavy metals? *Chemosphere*. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.066>
40. Jarvis, A. P., & Younger, P. L. (2000, February). Broadening the scope of mine water environmental impact assessment: A UK perspective. *Environmental Impact Assessment Review*. [http://doi.org/10.1016/S0195-9255\(99\)00032-3](http://doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00032-3)
41. Johnson, K. L., & Younger, P. L. (2006). The co-treatment of sewage and mine waters in aerobic wetlands. *Engineering Geology*, 85(1-2), 53–61. <http://doi.org/10.1016/j.enggeo.2005.09.026>
42. Kahn, F; Leon, B; Young, K. (1993). Las plantas vasculares en las aguas continentales del Perú.
43. Kamal, M., Ghaly, A. E., Mahmoud, N., & CoteCôté, R. (2004). Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. *Environment International*, 29(8), 1029–1039. [http://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00091-6](http://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00091-6)
44. Kumar, N., Baudh, K., Kumar, S., Dwivedi, N., Singh, D. P., & Barman, S. C. (2013). Accumulation of metals in weed species grown on the soil contaminated with industrial waste and their phytoremediation potential. *Ecological Engineering*. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.004>
45. Leppakoski Erkki Olenin Sergej, G. S. (2002). Invasions by alien species in inland freshwaters bodies in Western Europe: The Rhine delta. *Invasive aquatic species of europe*. Kluwer Academic 2002. Retrieved from versio en paper

46. Lesage, E., Mundia, C., Rousseau, D. P. L., Van de Moortel, a. M. K., Du Laing, G., Meers, E., ... Verloo, M. G. (2007). Sorption of Co, Cu, Ni and Zn from industrial effluents by the submerged aquatic macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. *Ecological Engineering*, 30(4), 320–325. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.04.007>
47. Li, T. Y., & Xiong, Z. T. (2004). Cadmium-induced colony disintegration of duckweed (*Lemna paucicostata* Hegelm.) and as biomarker of phytotoxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59(2), 174–179. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.11.007>
48. Mani, D., Kumar, C., & Patel, N. K. (2014). Integrated micro-biochemical approach for phytoremediation of cadmium and zinc contaminated soils. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.09.019>
49. Maura, C., & Dominguez, M. (2013). Metales Pesados en Suelos y Plantas: Contaminación y Fitotoxicidad. Universidad Nacional José Faustino Sanchez Carrión.
50. McCullough, C. D., Lund, M. a., & May, J. M. (2008). Field-scale demonstration of the potential for sewage to remediate acidic mine waters. *Mine Water and the Environment*, 27(1), 31–39. <http://doi.org/10.1007/s10230-007-0028-y>
51. MINEM, (D.S. Nro 059-2005-EM). Reglamento de pasivos ambientales de la actividad minera (2005).
52. Ministerio de Energia y Minas. (2004). Ley N° 28271 - Ley que regula los Pasivos ambientales de la actividad minera. Lima.
53. Ministerio de Salud. (2011). Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano.
54. Ministerio del Ambiente. (2010, August). Aprueban Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de Actividades Minero-Metalúrgicas. Diario "El Peruano," pp. 424114–424117. Lima.
55. Miretzky, P., Saralegui, A., & Cirelli, A. F. (2004a). Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, 57(8), 997–1005.

56. Miretzky, P., Saralegui, A., & Cirelli, A. F. (2004b). Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, 57(8), 997–1005. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.07.024>
57. Mishra, V. K., & Tripathi, B. D. (2008). Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. *Bioresource Technology*, 99(15), 7091–7097. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.002>
58. Muranaka, T.; Ishii, J.; Miyawaki, S.; Washitani, I. J. (2005). Vascular plants to be designated as Invasive Alien Species according to the Invasive Alien Species Act of Japan. In *Japanese Journal of Conservation Ecology* (Vol. 10, pp. 19–33).
59. Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., & Sreekanth, T. V. M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 8(3), 199–216. <http://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
60. Negritto, M., & Novara, L. (2012). *FLORA DEL VALLE DE LERMA* (Vol.3 ed.). Buenos Aires 177-4400 Salta-Republica Argentina: APORTES BOTÁNICOS DE SALTA - Ser. Flora.
61. Olguin, E. J., & Sánchez-Galván, G. (2010). Aquatic phytoremediation: Novel insights in tropical and subtropical regions. *Pure and Applied Chemistry*, 82(1), 27–38. <http://doi.org/10.1351/PAC-CON-09-02-13>
62. Ordoñez, A. (1999). Sistema de tratamiento pasivo para aguas ácidas de mina. Universidad de Ovideo.
63. Orr, B. K., & Resh, V. H. (1992). Influence of *Myriophyllum aquaticum* cover on *Anopheles* mosquito abundance, oviposition, and larval microhabitat. *Oecologia*, 90(4), 474–482. <http://doi.org/10.1007/BF01875440>
64. Pandey, V. C. (2012). Phytoremediation of heavy metals from fly ash pond by *Azolla caroliniana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 82, 8–12. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.05.002>

65. Parsons, J., & Fullerton, A. (2003). Aquatic Plants Technical Assistance Program 2002 Activity Report. Aquatic Plants Technical Assistance Program, (03), 1–33.
66. PASMINEA. (2014). ESTUDIO DE PRE INVERSIÓN A NIVEL DE PERFIL DEL PROYECTO MEJORAMIENTO DE ÁREAS DEGRADADAS ORIGINADAS POR LOS 49 PASIVOS AMBIENTALES MINEROS DE LA EX UNIDAD MINERA LOS NEGROS, DISTRITO - HUALGAYOC - REGIÓN CAJAMARCA.
67. Pedro, C. a., Santos, M. S. S., Ferreira, S. M. F., & Gonçalves, S. C. (2013). The influence of cadmium contamination and salinity on the survival, growth and phytoremediation capacity of the saltmarsh plant *Salicornia ramosissima*. *Marine Environmental Research*, 92, 197–205. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.09.018>
68. Rahman, M. A., & Hasegawa, H. (2011). Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere*, 83(5), 633–646. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.045>
69. Ramírez, C., & San Martín, C. (n.d.). Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos.
70. Ranea, R. (1996). Estudio Anatómico de *Myriophyllum aquaticum*, Especie Propia del Macrosistema Iberá. Morfolgia de Plantas Vasculares. Argentina.
71. Reddy, K. R. (2010). Technical challenges to in-situ remediation of polluted sites. *Geotechnical and Geological Engineering*, 28(3), 211–221. <http://doi.org/10.1007/s10706-008-9235-y>
72. Samecka-Cymerman, a., & Kempers, a. J. (2004). Toxic metals in aquatic plants surviving in surface water polluted by copper mining industry. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59(1), 64–69. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.12.002>
73. Sánchez España, J., Pamo, E. L., Pastor, E. S., & Ercilla, M. D. (2008). The acidic mine pit lakes of the Iberian Pyrite Belt: An approach to their physical limnology and hydrogeochemistry. *Applied Geochemistry*. <http://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.12.036>

74. Schessl, M. (1999). Floristic Composition and Structure of Floodplain Vegetation in the Northern Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Phyton*, 39(2), 303–336.
75. Skinner, K., Wright, N., & Porter-Goff, E. (2007). Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. *Environmental Pollution*, 145(1), 234–237. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.017>
76. Souza, F. A., Dziedzic, M., Cubas, S. A., & Maranhão, L. T. (2013). Restoration of polluted waters by phytoremediation using *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., Haloragaceae. *Journal of Environmental Management*, 120, 5–9. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.029>
77. Strosnider, W. H., & Nairn, R. W. (2010). Effective passive treatment of high-strength acid mine drainage and raw municipal wastewater in Potosí, Bolivia using simple mutual incubations and limestone. *Journal of Geochemical Exploration*, 105(1-2), 34–42. <http://doi.org/10.1016/j.gexplo.2010.02.007>
78. Strosnider, W. H., Winfrey, B. K., & Nairn, R. W. (2011). Biochemical oxygen demand and nutrient processing in a novel multi-stage raw municipal wastewater and acid mine drainage passive co-treatment system. *Water Research*, 45(3), 1079–1086. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.026>
79. Thomaz, S. M., Bini, L. M., De Souza, M. C., Kita, K. K., & Camargo, a. F. M. (1999). Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: Survey of species and ecological considerations. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 42(1), 15–22.
80. Titus, J. E., & Urban, R. a. (2009). AIR / WATER AND LAND / WATER INTERFACES , *Aquatic Plants : A General Introduction*, 43–51.
81. Ullah, A., Heng, S., Munis, M. F. H., Fhad, S., & Yang, X. (2015). Phytoremediation of Heavy Metals Assisted by Plant Growth Promoting (PGP) Bacteria: a review. *Environmental and Experimental Botany*, 117, 28–40. <http://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2015.05.001>
82. United States Protection Agency (USPA). (2000). *Introduction to Phytoremediation*. U.S. Environmental Protection Agency, 1–72.

83. Wei, B., & Yang, L. (2010). A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*. <http://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014>
84. Wersal, R. M., Cheshier, J. C., Madsen, J. D., & Gerard, P. D. (2011). Phenology, starch allocation, and environmental effects on *Myriophyllum aquaticum*. *Aquatic Botany*, 95(3), 194–199. <http://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.05.012>
85. Wersal, R. M., & Madsen, J. D. (2011). Comparative effects of water level variations on growth characteristics of *myriophyllum aquaticum*. *Weed Research*. <http://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00854.x>
86. Winfrey, B. K., Strosnider, W. H., Nairn, R. W., & Strevett, K. a. (2010). Highly effective reduction of fecal indicator bacteria counts in an ecologically engineered municipal wastewater and acid mine drainage passive co-treatment system. *Ecological Engineering*, 36(12), 1620–1626. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.025>
87. Worrall, R., Neil, D., Brereton, D., & Mulligan, D. (2009). Towards a sustainability criteria and indicators framework for legacy mine land. *Journal of Cleaner Production*, 17(16), 1426–1434. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.04.013>
88. Yang, X., Feng, Y., He, Z., & Stoffella, P. J. (2005). Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. In *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* (Vol. 18, pp. 339–353). <http://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.007>
89. Younger, P. L., & Henderson, R. (2014). Synergistic wetland treatment of sewage and mine water: Pollutant removal performance of the first full-scale system. *Water Research*, 55(0), 74–82. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.024>
90. Zhuang, P., McBride, M. B., Xia, H., Li, N., & Li, Z. (2009). Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China. *Science of the Total Environment*, 407(5), 1551–1561. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.061>

APÉNDICE

**TABLA N° 1. 1
MATRIZ DE CONSISTENCIA**

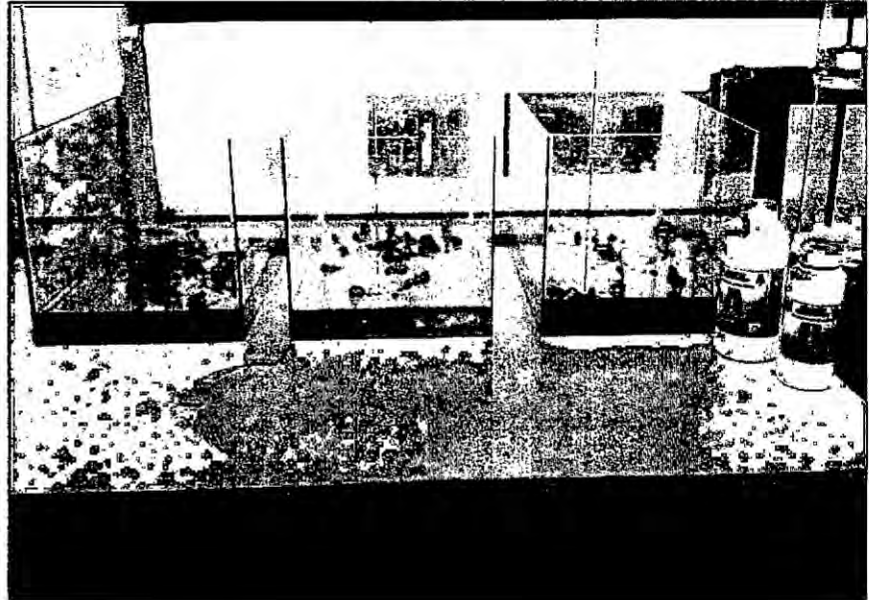
Problema General		Objetivos		Hipótesis de Investigación	Operacionalización de las variables			Metodología
					Variable Independiente X	Indicador	Unidad	
Inexistencia de un tratamiento adecuado de los efluentes generados por los pasivos ambientales mineros. ¿La fitorremediación acuática con <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) será un método adecuado para tratar efluentes generados por		General: Evaluar el potencial de la fitorremediación acuática con <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) a nivel laboratorio para tratar los efluentes generados por pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca.		"El tratamiento por fitorremediación acuática con <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) reducirá considerablemente e la concentración de contaminantes en los efluentes generados por pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca."	Características del Tratamiento			Cuali-cuantitativa
		Específicos: Determinar la adaptabilidad y tolerancia del <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) a diferentes concentraciones de (pH).			Adaptabilidad de la planta	-	-	
					Factor de Bioacumulación	-	-	
				Tolerancia de metales en la Planta		mg/l	8010-G (*)	
				Dependiente Y	Concentración de componentes fisicoquímicos			
				Reducción de la concentración de contaminantes en	Concentración de Metales Pesados Fe	mg/l	3210 B (*)	

TITULO DE LA TESIS: FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA A NIVEL PILOTO CON <i>MYRIOPHYLLUM AQUATICUM</i> (VELL.) PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES GENERADOS POR PASIVOS AMBIENTALES MINEROS DE HUALGAYOC-CAJAMARCA						
Problema General	Objetivos	Hipótesis de Investigación	Operacionalización de las variables		Metodología	
			Variable	Indicador		Unidad
pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca?	Determinar la adaptabilidad y tolerancia del <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) a diferentes concentraciones de metales (Fe y Zn).		los efluentes generados por pasivos ambientales mineros de Hualgayoc-Cajamarca.	Concentración de Metales Pesados Zn	mg/l	3210 B (*)
				pH	-	4500-H+ B (*)
			Conductividad		mS/cm	2510 B (*)
			STD		ppt	Membrana
			Temperatura		°C	Membrana
			Turbidez		NTU	2130 B (*)
			Concentración de componentes fisicoquímicos y biológicos			
	Determinar la dosis óptima de dilución para el efluente generado por pasivos ambientales mineros con el agua residual doméstica.		Interviniente Z	Concentración de Nitratos	mg/l	4500-NO ₃ -C (*)
	Diseñar un sistema de tratamiento a flujo continuo para el efluente generado por pasivos ambientales mezclado con el agua residual doméstica a escala laboratorio.		Agua residual doméstica	Concentración de Fosfatos	mg/l	4500-P C (*)

TÍTULO DE LA TESIS: FITORREMEDIACIÓN ACUÁTICA A NIVEL PILOTO CON <i>MYRIOPHYLLUM AQUATICUM</i> (VELL.) PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES GENERADOS POR PASIVOS AMBIENTALES MINEROS DE HUALGAYOC-CAJAMARCA						
Problema General	Objetivos	Hipótesis de Investigación	Operacionalización de las variables		Metodología	
			Variable	Indicador		Unidad
	Determinar la fitoacumulación de metales pesados por el <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) en el sistema de tratamiento a flujo continuo.			Concentración de DQO _T	mg/l	5220 D (*)
	Cuantificar el porcentaje de remoción de los contaminantes de los efluentes tratados en el sistema de tratamiento a flujo continuo.			Cantidad de Coliformes Totales	NMP/100 ml	9221-B (*)
				Concentración de Oxígeno Disuelto	mg/l	4500-O G (*)

(*) Tomado de (American Public Health Association 1999)

FIGURA N° 4. 1
REPRODUCCIÓN HIDROPÓNICA DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM
(VELL.)



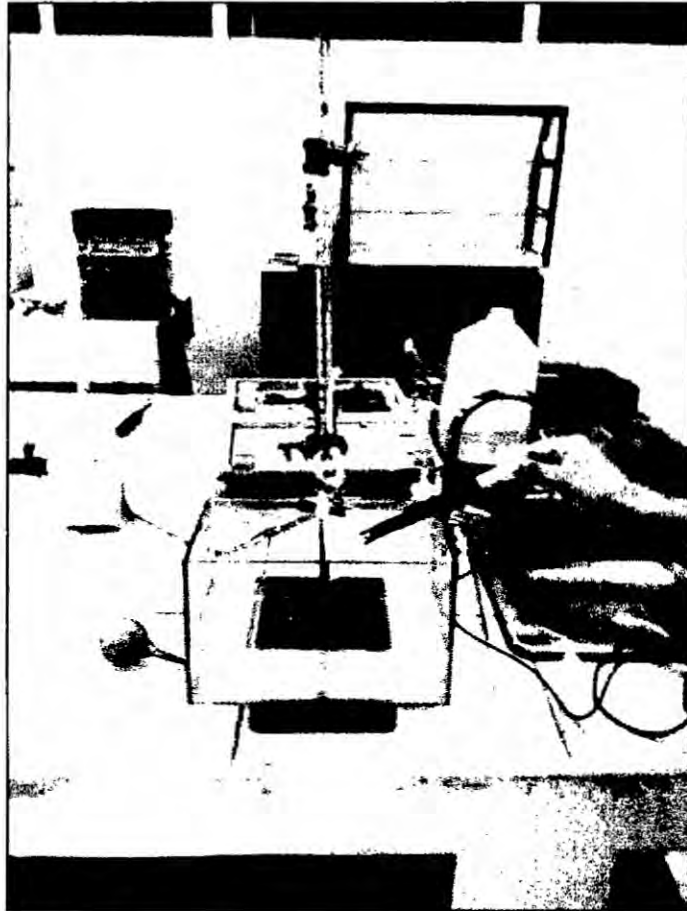
Fuente: Elaboración Propia

TABLA N° 4. 3
TIPOS DE AGUA APLICADAS EN LA EXPERIMENTACIÓN

Tipo de Agua	Descripción
Agua residual simulada	Esta agua se utilizó para la experiencia 1 y 2
Efluente generado de pasivos ambientales mineros + Agua residual doméstica	Esta agua se utilizó para la experiencia 3 y 4

Fuente: Elaboración Propia

FIGURA N° 4. 2
PREPARACIÓN DEL MEDIO ÁCIDO MEDIANTE TITULACIÓN



Fuente: Elaboración Propia

FIGURA N° 4. 3
EXPOSICIÓN DEL MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.) A
DIFERENTES UNIDADES DE pH



Fuente: Elaboración Propia

TABLA N° 4. 4
VOLÚMENES DE $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y ZnSO_4 PARA OBTENER DILUCIONES

Concentración	Volumen
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	
300 ppm	18.35 ml
600 ppm	36.71 ml
1000 ppm	61.2 ml
ZnSO_4	
30 ppm	3.2 ml
50 ppm	5.3 ml
100 ppm	10.53 ml

Fuente: Elaboración Propia

TABLA N° 4. 5
DISTRIBUCIÓN DE CONCENTRACIONES DE FE Y ZN

Recipiente	Hierro (ppm)	Zinc (ppm)
1	1000	100
2	600	50
3	300	30
4	100	10

Fuente: Elaboración propia

FIGURA N° 4. 4
PREPARACIÓN DEL AGUA CON DISTINTAS CONCENTRACIONES DE SULFATO DE HIERRO Y SULFATO DE ZINC



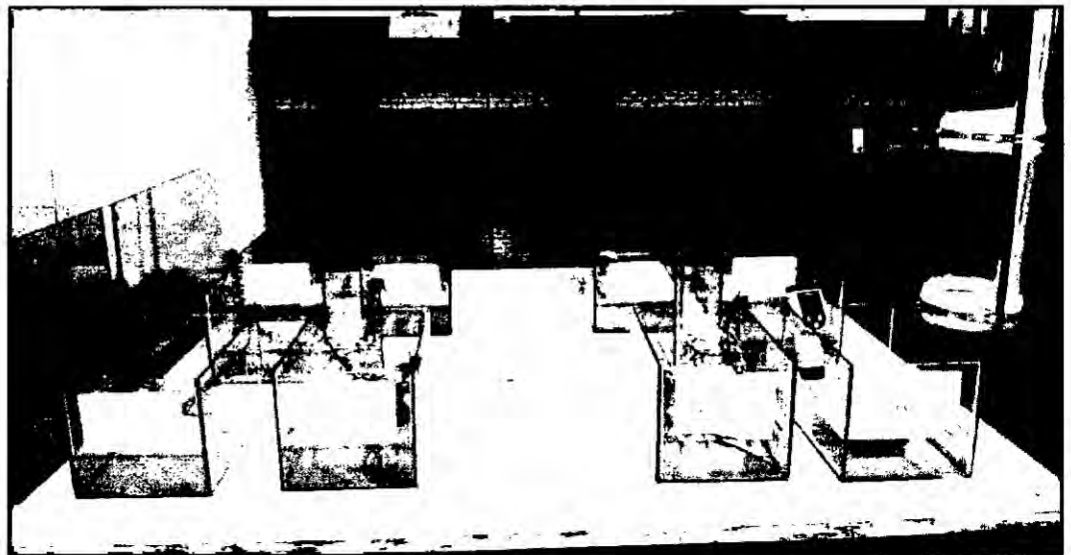
Fuente: Elaboración Propia

FIGURA N° 4. 5
CONCENTRACIONES DE SULFATO DE HIERRO Y SULFATO DE ZINC



Fuente: Elaboración Propia

FIGURA N° 4. 6
EXPOSICIÓN DE LA PLANTA A DISTINTAS CONCENTRACIONES
SULFATO DE HIERRO Y SULFATO DE ZINC



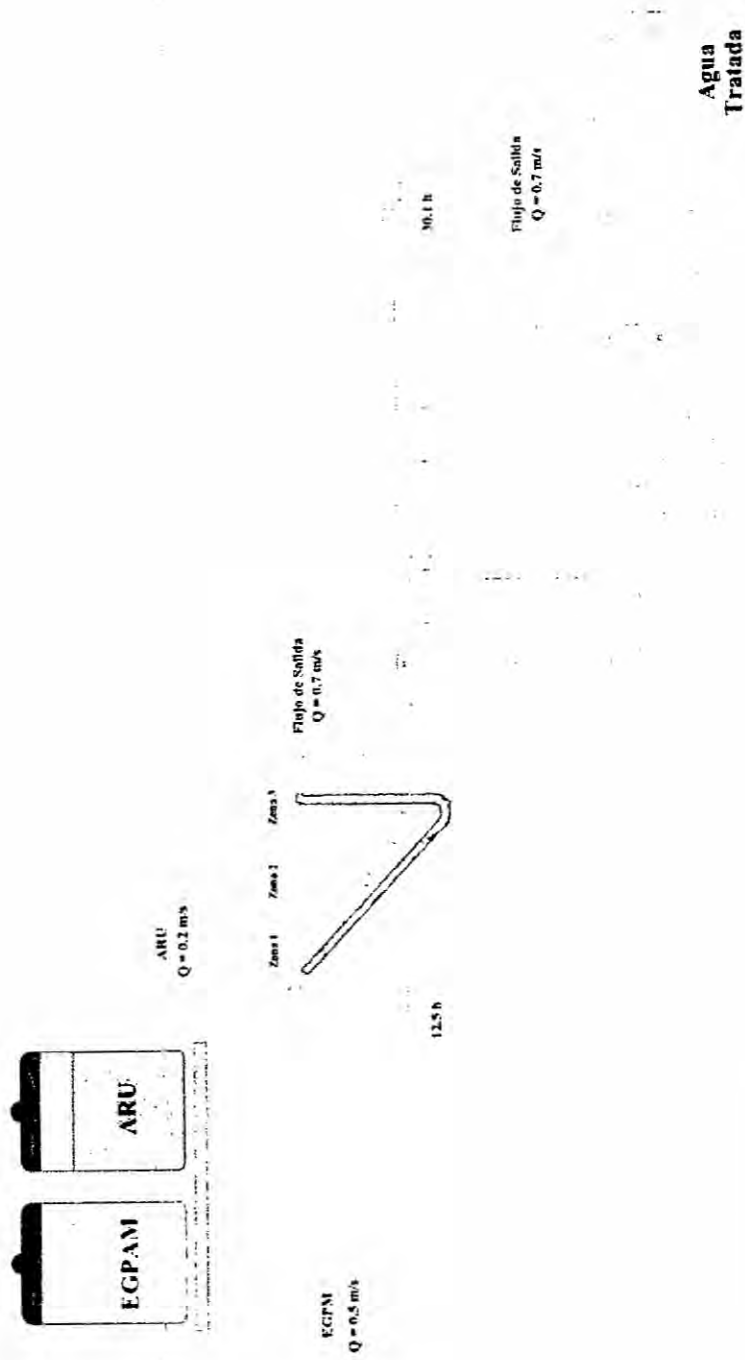
Fuente: Elaboración Propia

FIGURA N° 4. 7
PRUEBA DE JARRA DEL EFLUENTE GENERADO POR PASIVO
AMBIENTAL MINERO Y EL AGUA RESIDUAL URBANA



Fuente: Elaboración Propia

DIAGRAMA N° 4. 1
SISTEMA DE TRATAMIENTO CONTINUO DE SEDIMENTACIÓN DINÁMICA Y BIOFLOCULACIÓN DE CONTACTO



Fuente: Elaboración propia

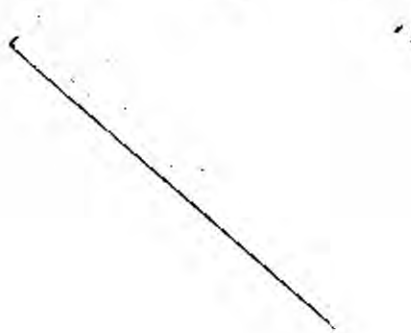
FIGURA N° 4. 8
ENTRADA DE EFLUENTES AL SISTEMA DE TRATAMIENTO



Fuente: Elaboración Propia

FIGURA N° 4. 9
RECORRIDO DEL FLUJO DE LA MEZCLA EN EL SEDIMENTADOR
DINÁMICO

Zona 1 Zona 2 Zona 3



Fuente: Elaboración Propia

FIGURA N° 4. 10
DISEÑO DEL SEDIMENTADOR DINÁMICO

VISTA DE PLANTA

VISTA FRONTAL

VISTA LATERAL

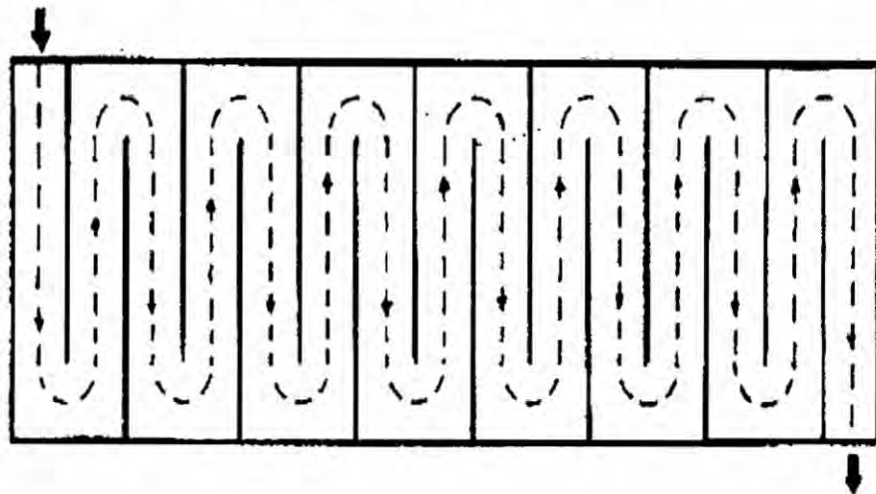
Fuente: Elaboración Propia

**TABLA N° 4. 6
DATOS DE DISEÑO DEL SISTEMA**

Caudal Q (ml/s)	Zona	Volumen (L)	TRH parciales (horas)	TRH total (horas)
0.7	Zona 2	19.49	9.85	12.43
	Zona 3	5.13	2.59	

Fuente: Elaboración propia

**FIGURA N° 4. 11
RECORRIDO DEL EFLUENTE DEL SEDIMENTADOR DINÁMICO EN EL
BIOFLOCULADOR DE CONTACTO**



Fuente: Elaboración propia

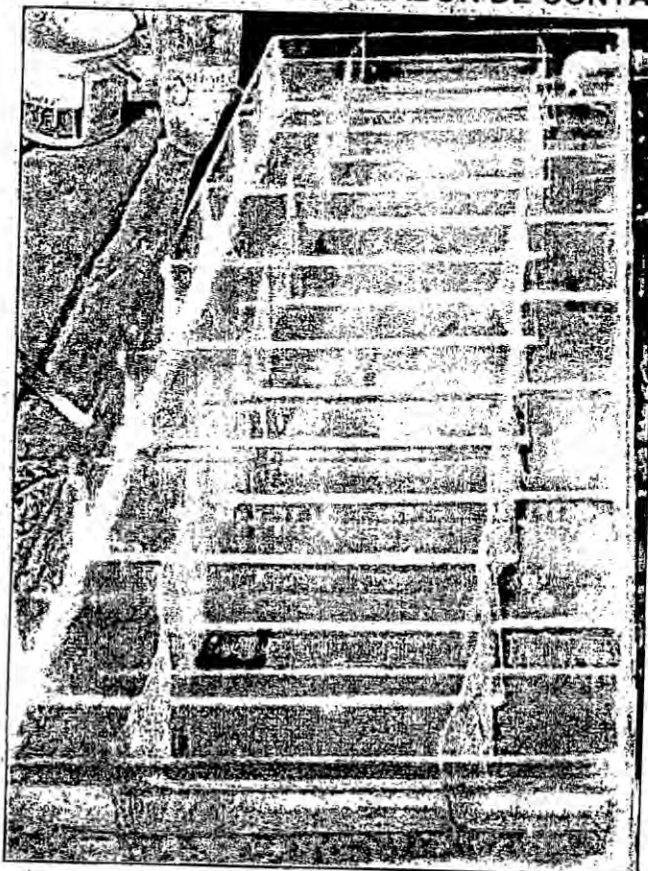
FIGURA N° 4. 12
ESTRUCTURA DEL BIOFLOCULADOR

BIOFLOCULADOR DE
CONTACTO



Fuente: Elaboración propia

FIGURA N° 4. 13
INSTALACIÓN DEL BIOFLOCULADOR DE CONTACTO



Fuente: Elaboración Propia

FIGURA N° 4. 14
ACONDICIONAMIENTO DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.)
EN EL SISTEMA



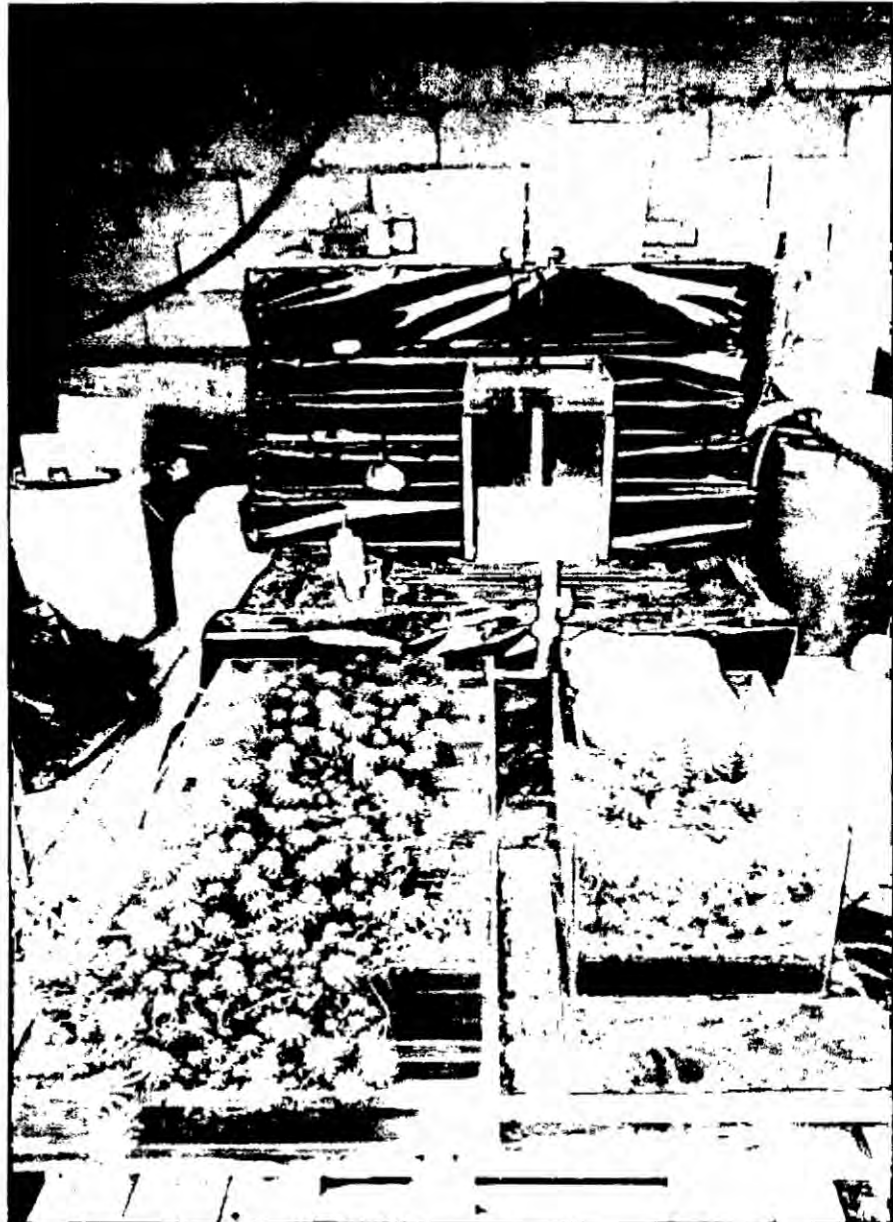
Fuente: Elaboración Propia

FIGURA N° 4. 15
ARRANQUE DEL SEDIMENTADOR SINÉRGICO



Fuente: Elaboración Propia

FIGURA N° 4. 16
ARRANQUE DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO PASIVO



Fuente: Elaboración Propia

TABLA N° 4. 7
REQUISITOS DE TOMA DE MUESTRA Y PRESERVACIÓN

Parámetro	Recipiente	Volumen mínimo	Tipo de muestra	Preservación y conservación	Tiempo máximo de duración
Oxígeno disuelto	Análisis en campo				
pH					
CE					
DQO	Plástico Vidrio	100ml	AS. AR	Analizar lo más pronto posible, o agregar H ₂ SO ₄ , hasta pH<2, refrigerar	28 días
Fe	Plástico	100 ml	AS	Refrigerar	6 meses
Zn	Plástico	100 ml	AS	Refrigerar	6 meses
Fosfato	Vidrio Ámbar	100 ml	AS	Refrigerar	48 horas
Nitrato	Plástico Ámbar	100 ml	AS. AR	Refrigerar	48 horas
Turbidez	Plástico Vidrio	100 ml	AS	Refrigerar	48 horas
Coliformes Totales	Vidrio	250 ml	AR, AS	Refrigerar a 4°C	6 – 24 horas

Fuente: Elaboración Propia

**TABLA N° 4. 8
MÉTODOS Y EQUIPOS**

Parámetro	Unidades	Equipo	Método APHA(*)
			Código
Efluente			
pH	-	Potenciómetro de membrana	4500-H+ B
Conductividad	mS/cm	Conductímetro de membrana	2510 B
Metales Pesados	mg/l	Espectrómetro	3210 B
Oxígeno Disuelto	mg/l	Oxímetro de membrana	4500-O G
Turbidez	UNT	Turbidímetro de membrana	2130 B
Agua residual doméstica			
Demanda Química de Oxígeno	mg/l	Colorímetro	5220 D
Fosfatos	mg/l	Colorímetro	4500-P C
Nitratos	mg/l	Cromatógrafo de iones	4500-NO ₃ ⁻ C
Coliformes Totales	NMP/100 ml	Microscopio	9221-B
Plantas acuáticas			
Metales en Plantas	mg/Kg	Espectrofotómetro de Absorción Atómica	8010-G

Fuente: Elaboración Propia (*) (American Public Health Association, 1999)

TABLA N° 4. 9
PARÁMETROS DE ADAPTABILIDAD Y TOLERANCIA EVALUADOS
EN LA EXPERIENCIA 1

Valor de pH	Indicadores de tolerancia	Indicadores de adaptabilidad
2	✓ Conductividad ✓ Sólidos Totales Disueltos ✓ pH ✓ Temperatura	✓ Altura de la planta acuática ✓ Número de brotes ✓ Número de anillos
2.25		
2.5		
2.75		
3		
3.5		
4		
6		

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 4. 10
PARÁMETROS DE ADAPTABILIDAD Y TOLERANCIA EVALUADOS
EN LA EXPERIENCIA 2

Metal	Concentración (ppm)	Indicadores de tolerancia	Indicadores de adaptabilidad
Fe (Hierro)	1000	✓ pH ✓ Temperatura ✓ Conductividad ✓ Sólidos Totales Disueltos ✓ Oxígeno Disuelto	✓ Altura de la Planta acuática ✓ Número de brotes ✓ Número de anillos
	600		
	300		
	100		
Zn (Zinc)	100		
	50		
	30		
	10		

Fuente: Elaboración propia

TABLA N° 4. 11
PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Sistema	Ubicación	Indicador	Cantidad	Días de monitoreo
Sedimentador Sinérgico	Zona1 (Entrada)	pH	1	5
		Temperatura	1	5
		OD	1	5
		Conductividad	1	5
		TDS	1	5
	Zona 2	pH	1	5
		Temperatura	1	5
		OD	1	5
		Conductividad	1	5
		TDS	1	5
	Zona 3 (Salida)	pH	1	5
		Temperatura	1	5
		OD	1	5
		Conductividad	1	5
		TDS	1	5
Biofloculador de contacto	*Sección 1- seccion 15	pH	15	5
		Temperatura	15	5
		OD	15	5
		Conductividad	15	5
		TDS	15	5
	Inter 1-Inters15	pH	15	5
		Temperatura	15	5
		OD	15	5
		Conductividad	15	5
		TDS	15	5

Fuente: Elaboración propia

*Ver DIAGRAMA N°4.2 de puntos de monitoreo del sistema

**TABLA N° 4. 12
PARÁMETROS DE CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS**

Sistema	Ubicación	Indicador concentración (ppm)	Cantidad	Días de monitoreo
Sedimentador Sinérgico	Zona 1 (Agua entrante del recipiente con agua acida)	Fe	1	1
		Zn	1	1
		Cd	1	1
		Pb	1	1
		Ar	1	1
Biofloculador de contacto	Inter 1 (Entrada de agua al Biofloculador)	Fe	1	1
		Zn	1	1
		Cd	1	1
		Pb	1	1
		Ar	1	1
	Inter 15 (Salida de agua del Biofloculador)	Fe	1	1
		Zn	1	1
		Cd	1	1
		Pb	1	1
		Ar	1	1

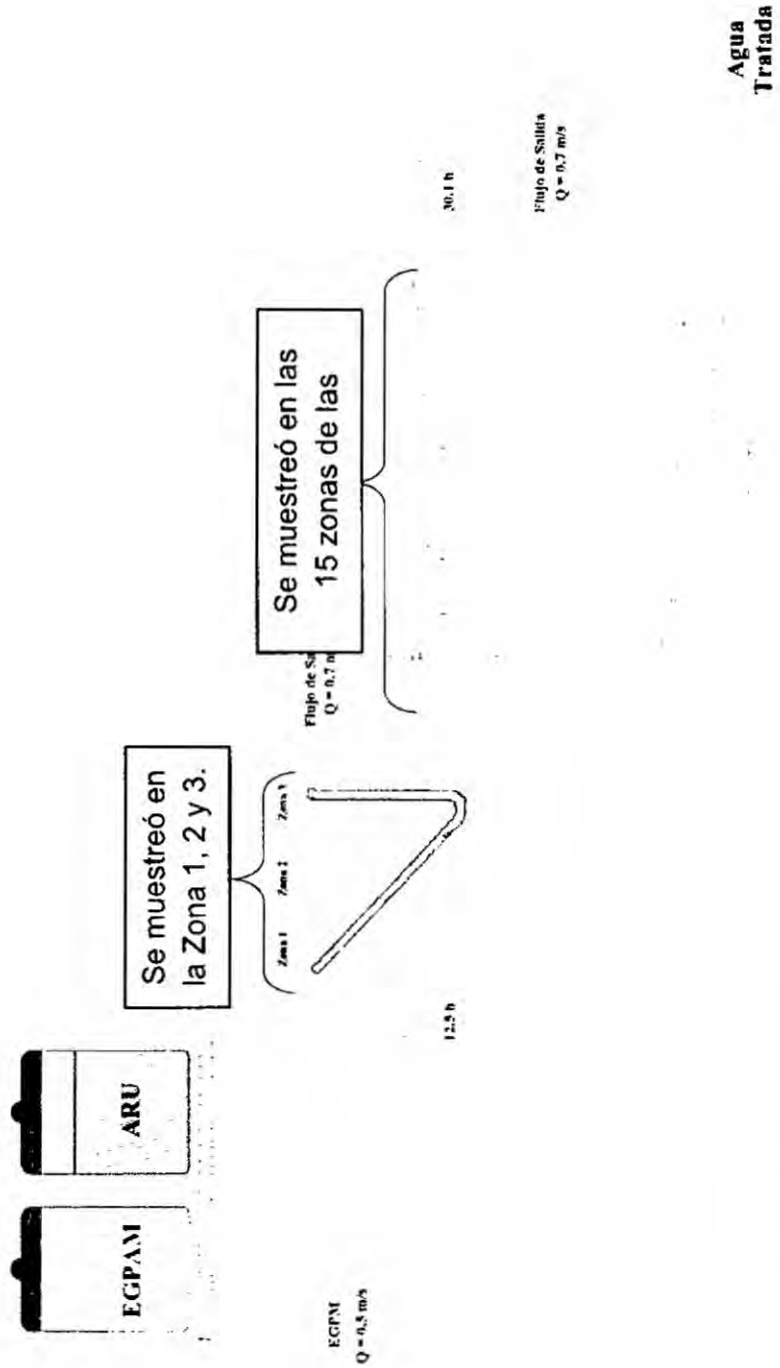
Fuente: Elaboración propia

**TABLA N° 4. 13
PARÁMETROS BIOLÓGICOS**

Sistema	Ubicación	Indicador concentración (NMP/100)	Cantidad	Días de monitoreo
Sedimentador Sinérgico	Zona 1 (Agua entrante del recipiente con agua acida)	Coliformes Totales	1	1
Biofloculador de contacto	Inter 15 (Salida de agua al Biofloculador)	Coliformes Totales	1	1

Fuente: Elaboración propia

DIAGRAMA N° 4.2
PUNTOS DE MONITOREO EN EL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE FLUJO CONTINUO



Fuente: Elaboración Propia

ANEXO

TABLA N° 2. 1
LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA LOS EFLUENTES DE PTAR

Parámetro	Unidad	LMP de Efluentes para vertidos a Cuerpos de Aguas
Aceite y grasas	mg/L	20
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	10 000
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	100
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	200
pH	unidad	6.5-8.5
Sólidos Totales en Suspensión	mg/L	150
Temperatura	°C	<35

Fuente: D.S. N° 003-2010-MINAM

TABLA N° 2. 2
LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA LA DESCARGA DE EFLUENTES LÍQUIDOS DE ACTIVIDADES MINERO - METALÚRGICAS

Parámetro	Unidad	Límite en cualquier momento	Límite para el Promedio anual
pH	unidad	6-9	6-9
Sólidos Totales en Suspensión	mg/L	50	25
Aceites y Grasas	mg/L	20	16
Cianuro Total	mg/L	1	0.8
Arsénico Total	mg/L	0.1	0.08
Cadmio Total	mg/L	0.05	0.04
Cromo Hexavalente (*)	mg/L	0.1	0.08
Cobre Total	mg/L	0.5	0.4

Parámetro	Unidad	Límite en cualquier momento	Límite para el Promedio anual
Hierro (Disuelto)	mg/L	2	1.6
Plomo Total	mg/L	0.2	0.16
Mercurio Total	mg/L	0.002	0.0016
Zinc Total	mg/L	1.5	1.2

Fuente: D.S. N° 010-2010-MINAM

TABLA N° 2. 3
PARÁMETROS Y VALORES CONSOLIDADOS CATEGORÍA A2
UTILIZADOS EN LA INVESTIGACIÓN

Parámetro	Unidad	Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional
Conductividad	uS/cm	1600
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	5
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	20
Fósforo Total	mg/L	0.15
Nitratos (NO ₃ ⁻)	mg/L	50
Oxígeno Disuelto	mg/L	>=5
pH	Unidad de pH	5.5-9
Sólidos Totales Disueltos	mg/L	1000
Temperatura	°C	Δ3
Turbiedad	UNT	100
Hierro	mg/L	1
Zn	mg/L	5
Coliformes Totales (35-37°C)	NMP/100 ml	5000

Fuente: D.S. N° 015-2015-MINAM

TABLA N° 2. 4
LISTA DE ESTRATEGIAS DE FITORREMEDIACIÓN

Técnicas de Fitorremediación	Mecanismos de Acción	Medio tratado
Fitoextracción	Acumulación directa de contaminantes en los brotes de las plantas con eliminación posterior de los brotes de las plantas.	Suelo
Rizofiltración (fitofiltración)	Absorción y, absorción de contaminantes en las raíces de las plantas.	Agua superficial y el agua bombeada a través de las raíces.
Fitoestabilización	Exudados de las raíces causan precipitación de los metales y la biomasa se hace menos biodisponible.	Aguas subterráneas, el suelo, desechos de minería
Fitovolatilización	Evaporación de ciertos iones metálicos y compuestos orgánicos volátiles por las plantas.	El suelo, aguas subterráneas.
Fitodegradación (biorremediación asistida por la planta)	Degradación microbiana en la región de la rizósfera.	Aguas subterráneas dentro de la rizósfera y el suelo.
Fitotransformación	Absorción de contaminantes orgánicos y degradación por las plantas.	Aguas superficiales y subterráneas
Remoción de contaminantes aéreos	Absorción de diversos compuestos orgánico volátiles por las hojas.	Aire

Fuente: Adaptado de (Yang, Feng, He, Stoffella 2005)

TABLA N° 2.5
PLANTAS ACUÁTICAS DE FLOTACIÓN LIBRE CON POTENCIAL
FITOACUMULADOR DE METALES PESADOS

Especie de Planta	Metal pesado	Acumulaciones	Referencia
<i>Azolla filiculoides</i>	Pb	228 mg/kg p.s.	Zayed et al. (1998)
	Cd	2600- 9000 mg/kg p.s.	Benaroya et al. (2004)
	Cu	62 mg/kg p.s.	Arora et al. 2006
	Zn	48 – 1200 mg/kg p.s.	Taghi Ganji et al. (2005)
	Ni	1000 mg/kg p.s.	
<i>Azolla caroliniana</i>	Hg	578 mg/kg p.s.	Rahman y Hasegawa (2011)
	Cr	356 mg/kg p.s.	
	As	284 mg/kg p.s.	
<i>Pistia stratiotes</i>	Hg	156 mg/kg p.s.	Maine et al. (2004)
	Cr	800 – 1600 mg/kg p.s.	Miretzky et al. (2004)
	Cu	~1000 mg/kg	Molisani et al. (2006)
<i>Salvinia cucullata</i>	Cd	1636.1 ug/g p.s.	Phetsombat et al. (2006)
	Pb	14305.6 ug/g p.s.	
<i>Salvinia natans</i>	Cr	10.6 mg/kg p.s.	Dhir et al. (2008)
	Zn	4.8 mg/kg p.s.	
<i>Spirodela polyrhiza</i>	As	400 – 900 mg/kg p.s.	Zhang et al. (2011)
<i>Eichhornia crassipes</i>	Cr	4000 – 6000 mg/kg p.s.	Hu et al. (2007)
	Cu	6000 – 7000 mg/kg p.s.	Molisani et al. (2006)
	Cd	2200 ug/kg p.s.	Zhu et al. (1999)
	Arsenito	909.58 mg/kg p.s.	Delgado et al. (1993)
	Arsenato	805.20 mg/kg p.s.	Low et al. (1994)
	Ni	1200 mg/kg p.s.	
	Zn	10000 mg/kg p.s.	
Hg	1000 ng/kg p.s.		

Fuente: Adaptado de (Dhir 2013)

p.s. : peso seco

TABLA N° 2.6
PLANTAS ACUÁTICAS SUMERGIDAS CON POTENCIAL
FITOACUMULADOR DE METALES PESADOS

Especie de Planta	Metal pesado	Acumulaciones (peso seco)	Referencia
<i>Ceratophyllum</i>	Ni	489 – 774 mg/kg p.s.	Kara (2010)
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Arsenato	862 ug As/g p.s.	Xue et al. (2012)
	Arsenito	963 ug As/g p.s.	Saygideger at al. (2004)
	Pb	1143 ug/g p.s.	Osmolovskaya y Kurilenko (2005)
	Cr	149 mg/kg p.s.	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Co	1675 mg/kg p.s.	Wang et al. (1996)
	Ni	1529 mg/kg p.s.	Sivaci et al. (2004)
	Cu	766 mg/kg p.s.	Lesage et al. (2008)
	Zn	2883 mg/kg p.s.	
<i>Potamogeton pectinates</i>	Cd	596 mg/kg p.s.	Rai et al. (2003)
	Pb	318 mg/kg p.s.	Tripathi et al. (2003)
	Cu	62.4,g/kg p.s.	Singh et al. (2005)
	Zn	6590 mg/kg p.s.	
	Mn	16000 mg/kg p.s.	
<i>Hydrilla vrticillata</i>	Cu	770 – 3083 mg/kg p.s.	Srivastava et al. (2011)
	As	121 – 231 mg/kg p.s.	

Fuente: Adaptado de (Dhir 2013)
p.s.: peso seco

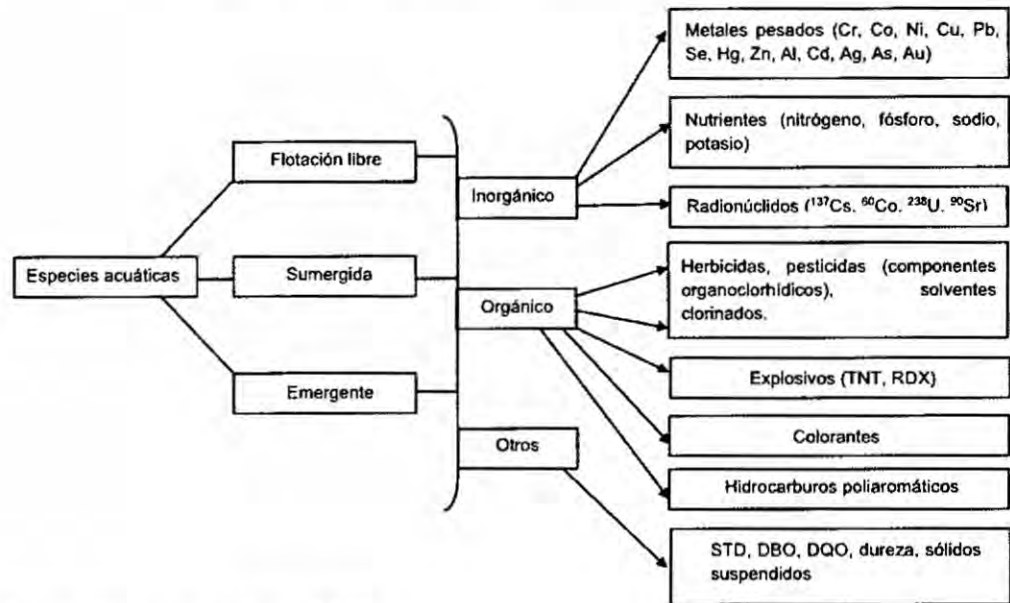
TABLA N° 2.7
PLANTAS ACUÁTICAS EMERGENTES CON POTENCIAL
FITOACUMULADOR DE METALES PESADOS

Especie de Planta	Metal pesado	Acumulaciones (peso seco)	Referencia
<i>Typha latifolia</i>	As	1120 ug/g p.s.	Ye te al. (1997)
	Zn	1231.7 mg/kg p.s.	Quian et al. (1999)
	Cu	1156.7 mg/kg p.s.	Nguyen et al. (2009)
	Ni	296.7 mg/kg p.s.	Manios et al. (2003) y Afrous et al. (2011)
<i>Typha angustifolia</i>	Pb	7492.6 mg Pb/kg p.s.	Panich-pat et al. (2011)
<i>Elodea densa</i>	Hg	82 – 177 mg Hg/kg p.s.	Molisani et al. (2006)
<i>Phragmites australis</i>	As	119.55 mg/kg p.s.	Windham et al. (2001, 2003)
	Hg	6.23 mg/kg p.s.	Afrous et al. (2011)
<i>Scirpus maritimas</i>	As	65.25 mg/ kg	Afrous et al. (2011)
	Hg	2.23 mg/kg	
<i>Spartina alterniflora</i>	As, Hg, Cu, Pb, Al, Fe, Zn, Cr, Se	0.3 – 7.2 mg As/kg p.s.	Carbonell et al. (1998)
			Ansedde et al. (1999)
			Windham et al. (2001, 2003)
<i>Spartina patens</i>	Cd, As	250 mg Cd/g p.s.	Zayed et al. (2000)
			Carbonell et al. (1998)

Fuente: Adaptado de (Dhir 2013)

p.s. : peso seco

DIAGRAMA N° 2. 1
CATEGORÍAS DE CONTAMINANTES MAYORMENTE REMOVIDOS
POR ESPECIES DE PLANTAS ACUÁTICAS



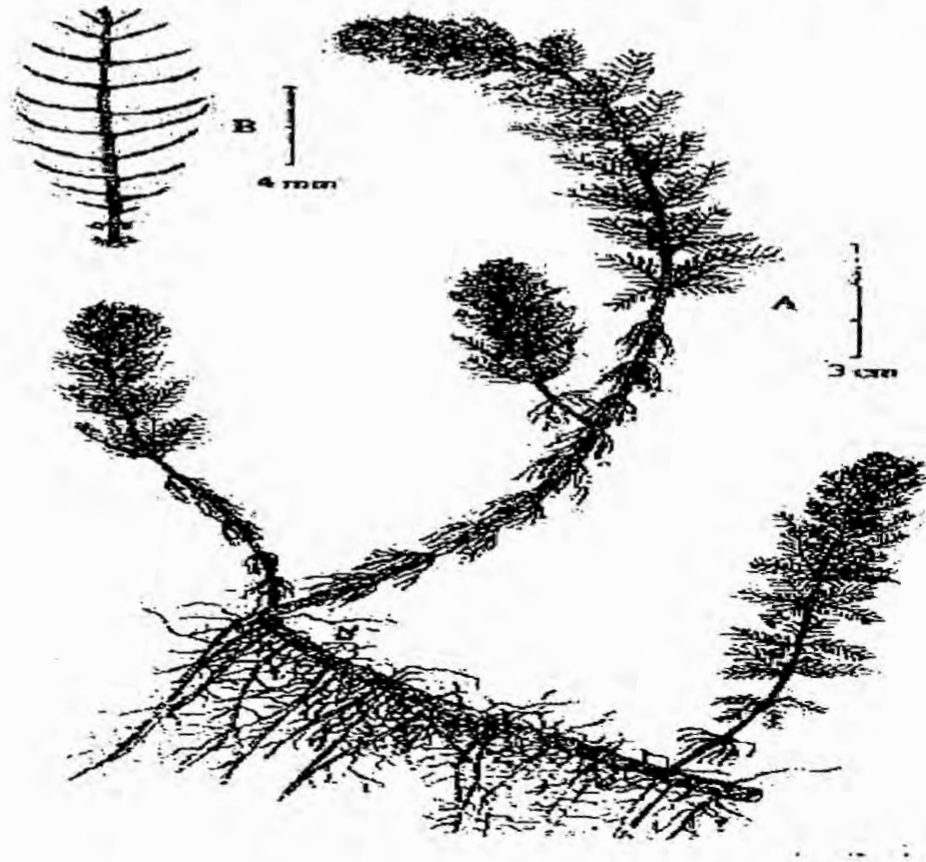
Fuente: Adaptado de (Dhir 2013)

TABLA N° 2.8
MECANISMOS DE FITORREMEDIACIÓN

Mecanismo	Descripción
Fitoextracción	En este proceso, los contaminantes absorbidos por las plantas son trasladados y se almacenan en la biomasa cosechable o parte aérea de las plantas. Este proceso se observa generalmente en las plantas hiperacumuladoras resistentes a los contaminantes.
Fitoestabilización	En este proceso, la planta reduce la movilidad y fitodisponibilidad en los sedimentos del suelo y las aguas subterráneas, pero no los elimina de los sitios contaminados. Estos contaminantes entonces se procesan en la forma estable.
Fitovolatilización	Este proceso consiste en la captación de contaminantes del suelo y el agua, y los libera de las partes aéreas de la planta en forma de gas.
Fitodegradación (Fitotransformación)	Es un mecanismo de defensa de las plantas contra los contaminantes ambientales. Las plantas hiperacumuladoras modifican, inactivan, degradan o inmovilizan los contaminantes a través de su metabolismo.
Rizofiltración	Este proceso se refiere a la remediación de aguas subterráneas contaminadas en lugar del suelo contaminado. Por lo general, las plantas acuáticas realizan este proceso. Las plantas absorben contaminantes del medio ambiente acuático.

Fuente: Adaptado de (Ansari, Gill, Gill, Lanza, Newman 2015)

FIGURA N° 2. 1
MORFOLOGÍA FLORAL DEL *MYRIOPHYLLUM AQUATICUM* (VELL.)



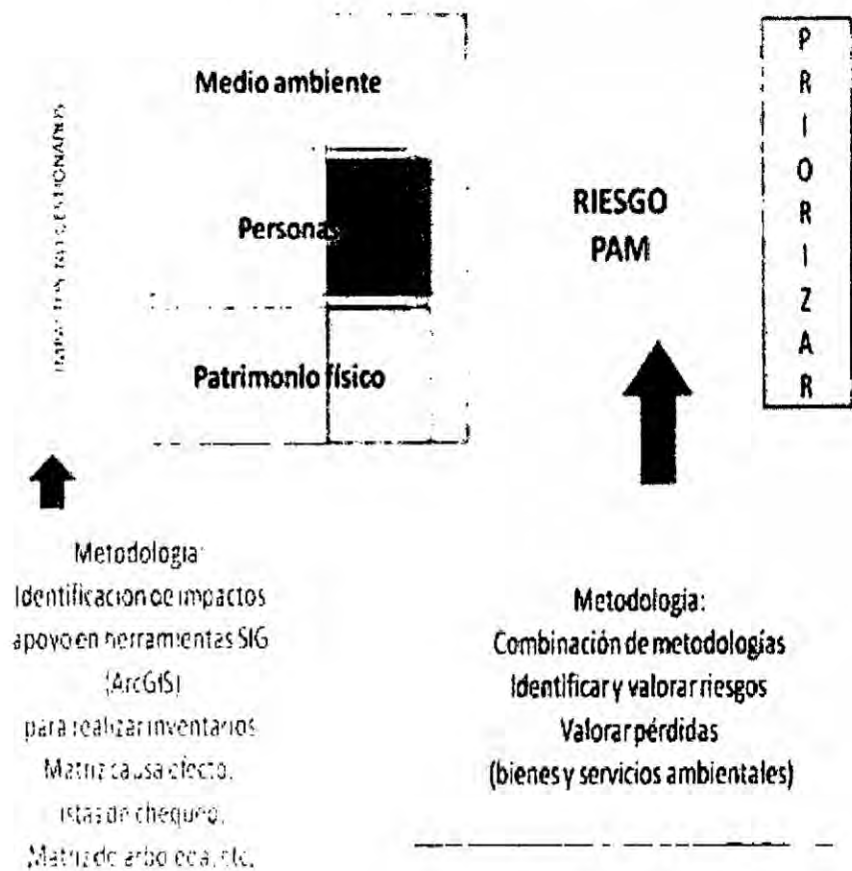
Fuente: Problemática de los PAM (Negritto, Novara 2012)

TABLA N° 2. 9
DISTRIBUCIÓN DE PLANTAS ACUÁTICAS POR REGIONES EN EL PERÚ

Costa, Sierra y Selva	Costa y Sierra	Costa y Selva	Sierra y Selva
<ul style="list-style-type: none"> ➤ <i>Spirodela intermedia</i> 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ <i>Equisetum bogotense</i> ➤ <i>E. giganteum</i> ➤ <i>Hydrocotyle bomariensis</i> ➤ <i>H. umbellata</i> ➤ <i>Lemna gibba</i> ➤ <i>Lemna valdiviana</i> ➤ <i>Myriophyllum aquaticum</i> ➤ <i>Potamogeton striatus</i> ➤ <i>Rorippa nasturtium-aquaticum</i> 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ <i>Marathrum striatifolium</i> ➤ <i>Nymphaea glanduifera</i> ➤ <i>Paspalum repens</i> ➤ <i>Phragmites australis</i> ➤ <i>Pistia stratiotes</i> ➤ <i>Thalia geniculata</i> ➤ <i>Typha domingensis</i> ➤ <i>Utricularia gibba</i> 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ <i>Hydrocotyle ranunculoides</i>

Fuente: Adaptado de (Khan et al, 1993)

**FIGURA N° 2. 2
MÉTODO PARA VALORAR LOS PAMs**



Fuente: Problemática de los PAMs (Arango Aramburo, Olaya 2012)

TABLA N° 4. 1
PARÁMETROS REGISTRADOS EN LOS EFLUENTES GENERADOS
DE PASIVOS AMBIENTALES – EUM LOS NEGROS

Parámetro	D.S. N° 010- 2010- MINAM	EF-01	EF-02	EF-03	EF-04	EF-05	EF-06	EF-07
pH	6-9	3.05	3.08	2.66	6.5	2.84	3.84	3.57
Conductividad (mS)	---	1.59	0.86	2.61	0.16	6.27	0.13	2.79
Temperatura °C	---	16.9	13.3	14.6	13.8	11.3	12.7	14
Sólidos suspendidos (mg/l)	50	16	15	<5	16	<5	<5	56
Aceites y Grasas (mg/l)	20	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Cianuro Total (mg/l)	1	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
Arsénico Total (mg/l)	0.1	<0.008	0.033	0.044	<0.008	3.748	0.018	<0.008
Cadmio Total (mg/l)	0.05	0.232	0.052	0.129	0.007	0.795	0.016	0.166
Cromo Hexavalente (*)	0.1	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Cobre (mg/l)	0.5	1.111	1.417	2.114	0.025	19.067	0.267	0.117
Hierro Disuelto (mg/l)	2	68.62	16.02	124	0.07	993	0.4	36.19
Plomo Total (mg/l)	0.2	0.63	2.57	0.41	0.58	0.22	0.26	0.03
Mercurio Total (mg/l)	0.002	0.0002	0.0002	0.0003	0.0004	0.0002	0.0001	0.0002
Zinc Total (mg/l)	1.5	42.642	5.823	11.62	0.849	70.158	1.049	128

Fuente: PASMING S.A.C.- Estudio a Nivel Perfil Remedación de PAMs de la EUM Los Negros

TABLA N° 4. 2
CONCENTRACIÓN DE ELECTROLITOS DE LA SOLUCIÓN NUTRITIVA

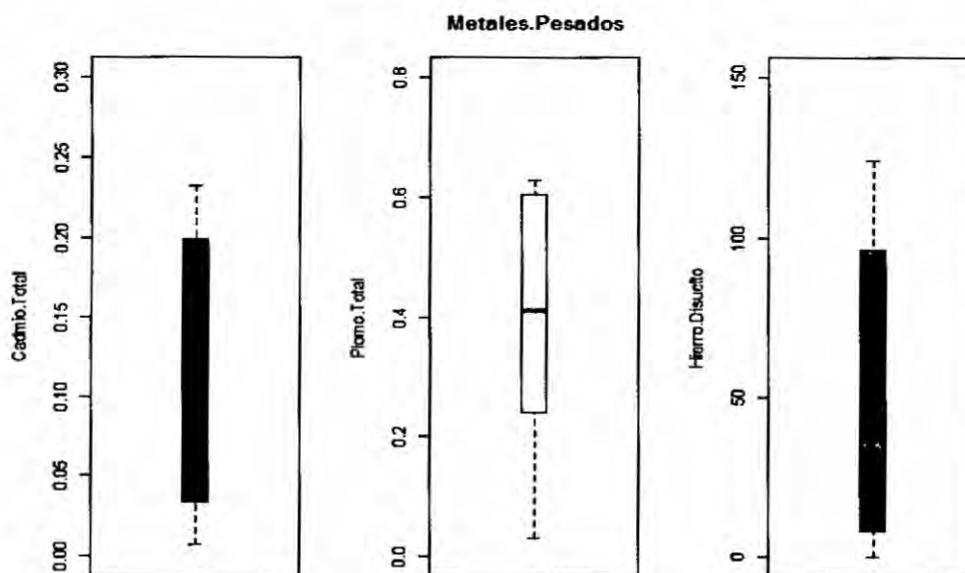
Electrolitos	
210 ppm K	1.00 ppm Fe
190 ppm N	0.50 ppm Mn
150 ppm Ca*	0.50 ppm B*
70 ppm S*	0.15ppm Zn
45 ppm Mg*	0.10 ppm Cu
35 ppm P	0.05 ppm Mo

Fuente: Centro de Investigación de Hidroponía y Nutrición Mineral – Universidad Nacional Agraria La Molina

1 ppm (una parte por millón) = 1 mg/litro

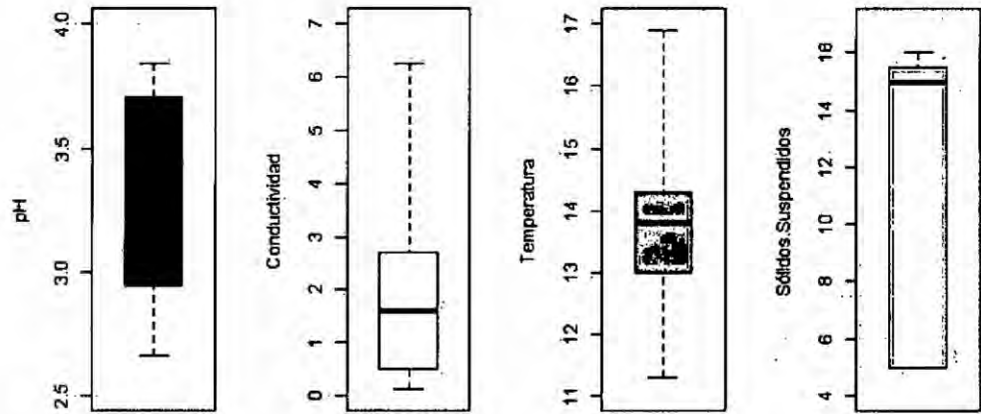
* incluye las cantidades que aporta el agua

GRÁFICO N° 5. 11
DIAGRAMA DE CAJAS DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN EL EGPAM



Fuente: PASMING S.A.C.- Estudio a Nivel Perfil Remediación de PAMs de la EUM Los Negros

GRÁFICO N° 5. 12
DIAGRAMMA DE CAJAS DE LOS PARAMETROS FISICOS-QUIMICOS



Fuente: PASMING S.A.C.- Estudio a Nivel Perfil Remedación de PAMs de la EUM Los Negros

**ANEXO 1 - ANÁLISIS DE Fe y Zn PRESENTES EN EL
MYRIOPHYLLUM AQUATICUM (VELL.)**



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE AGRONOMIA
LABORATORIO DE ANÁLISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN FOLIAR

SOLICITANTE : LUIGI BRAVO TOLEDO
PROCEDENCIA : LIMA
MUESTRA : PLANTAS ACUÁTICAS
REFERENCIA : H.R. 51278
BOLETA : 12403
FECHA : 25/09/2015

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	Zn ppm
4094	Zn - 30	2605



Socry Garcia Bepdezu
Jefe de Laboratorio

Av. La Molina s/n Campus UNALM
Telf.: 614-7800 Anexo 222 Telefax: 340-5622
e-mail: labsuelo@lamolina.edu.pe

INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN FOLIAR

SOLICITANTE : LUIGI BRAVO TOLEDO
PROCEDENCIA : LIMA
MUESTRA : PLANTAS ACUÁTICAS
REFERENCIA : H.R. 51277
BOLETA : 12403
FECHA : 25/09/2015

N Lab.	CLAVE DE CAMPO	Fe ppm
4093	Fe 600, Fe 100	6390



Sady García Bendezu
Jefe de Laboratorio



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE AGRONOMIA
LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN FOLIAR

SOLICITANTE : LUIGI BRAVO TOLEDO

PROCEDENCIA : LIMA

MUESTRA : PLANTAS ACUÁTICA

REFERENCIA : H.R. 52218

BOLETA : 12683

FECHA : 27/11/2015

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	Fe ppm	Zn ppm	Cd ppm
4727	Planta Inicial	2654	641	3.35
4728	Planta Final	6393	458	2.50

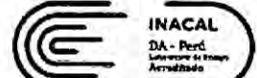

D^a Sady García Bendejú,
Jefe de Laboratorio.

Av. La Molina s/n Campus UNALM
Telf.: 614-7800 Anexo 222 Teléfono Directo: 349-5622
e-mail: labsuelo@lamolina.edu.pe

ANEXO 2 - ANÁLISIS DE CALIDAD DE LOS EFLUENTES



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 031



Registro INACAL - 031

INFORME DE ENSAYO CON VALOR OFICIAL No. 100719/L15-MA

Pág 010

Ciudad: I. Kuyo Patar Salazar Añez
Dirección: II. Av. Suiza 373 Magisterio del Mar Departamental 622A
Procedimiento: III. Agua Residual
Número de Muestras: IV. 04
Presentación de las muestras: V. Frasco de plástico preparados por Inspectorate Servicios Perú S.A.C
Presencia de la muestra: VI. Muestra analizada por el cliente indicando fecha de muestreo: 2015-10-27; 13.23:22:40
Referencia del Cliente: VII. Puentes Anticorrosivos - Huelgas - Cajamarca - Huancayo - Las Negras - Cajamarca - Cajamarca - Agua Residual domesticas
Fecha de recepción de las muestras: VIII. 2015-10-27
Fecha de inicio de análisis: IX. 2015-10-27
Fecha de término de análisis: X. 2015-10-27
Dirección del Servicio: XI. BR 025705-154-06A
Dirección del Cliente: XII. 046 10071-15-LMA

Muestra Turbia (CM40)

Código de	Descripción de Muestra	U (Turb)	B (Turb)	De (Turb)	Al (Turb)	P (Turb)	T (Turb)	V (Turb)	D (Turb)	M (Turb)	Co (Turb)
Los resultados											
0141-12018	MA-01	0,017	0,027	0,030	0,077	0,122	0,024	0,004	0,000	0,000	0,000
0141-12019	MA-02	0,000	0,186	0,027	0,194	0,113	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0141-12021	MA-03	0,000	0,133	0,029	0,029	0,029	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0141-12022	MA-04	0,000	0,047	0,029	0,029	0,029	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Unidad de Conversión											
U (Turb)	B (Turb)	De (Turb)	Al (Turb)	P (Turb)	T (Turb)	V (Turb)	D (Turb)	M (Turb)	Co (Turb)		

Muestra de Color (CM40)

Código de	Descripción de Muestra	U (Color)	Co (Color)	De (Color)	Al (Color)	P (Color)	T (Color)	V (Color)	D (Color)	M (Color)	Co (Color)
Los resultados											
0241-12118	MA-01	0,119	0,119	0,201	0,201	0,201	0,201	0,201	0,201	0,201	0,201
0441-12120	MA-02	0,120	0,276	0,104	0,100	0,027	0,122	0,104	0,000	0,000	0,000
0241-12121	MA-03	0,000	1,701	0,000	0,000	0,017	0,013	0,119	0,000	0,000	0,000
0241-12122	MA-04	0,019	0,276	11,000	0,000	0,027	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Unidad de Conversión											
U (Color)	Co (Color)	De (Color)	Al (Color)	P (Color)	T (Color)	V (Color)	D (Color)	M (Color)	Co (Color)		

Muestra de Sólidos (CM40)

Código de	Descripción de Muestra	U (Sólidos)	De (Sólidos)	Co (Sólidos)	Fg (Sólidos)	P (Sólidos)	T (Sólidos)	V (Sólidos)	D (Sólidos)	M (Sólidos)	Co (Sólidos)
Los resultados											
0441-12123	MA-01	0,000	0,130	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0441-12120	MA-02	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0441-12121	MA-03	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0441-12122	MA-04	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Unidad de Conversión											
U (Sólidos)	De (Sólidos)	Co (Sólidos)	Fg (Sólidos)	P (Sólidos)	T (Sólidos)	V (Sólidos)	D (Sólidos)	M (Sólidos)	Co (Sólidos)		

Muestra de Sólidos (CM40)

Código de	Descripción de Muestra	U (Sólidos)	Co (Sólidos)	De (Sólidos)	Fg (Sólidos)	P (Sólidos)	T (Sólidos)	V (Sólidos)	D (Sólidos)	M (Sólidos)	Co (Sólidos)
Los resultados											
0141-12018	MA-01	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0141-12019	MA-02	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0141-12021	MA-03	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0141-12022	MA-04	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Unidad de Conversión											
U (Sólidos)	Co (Sólidos)	De (Sólidos)	Fg (Sólidos)	P (Sólidos)	T (Sólidos)	V (Sólidos)	D (Sólidos)	M (Sólidos)	Co (Sólidos)		

Muestra de Sólidos (CM40)

Código de	Descripción de Muestra	U (Sólidos)	Co (Sólidos)	De (Sólidos)	Fg (Sólidos)	P (Sólidos)	T (Sólidos)	V (Sólidos)	D (Sólidos)	M (Sólidos)	Co (Sólidos)
Los resultados											
0141-12018	MA-01	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0141-12019	MA-02	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0141-12021	MA-03	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0141-12022	MA-04	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Unidad de Conversión											
U (Sólidos)	Co (Sólidos)	De (Sólidos)	Fg (Sólidos)	P (Sólidos)	T (Sólidos)	V (Sólidos)	D (Sólidos)	M (Sólidos)	Co (Sólidos)		

Muestra de Sólidos (CM40)

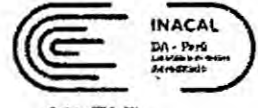
Código de	Descripción de Muestra	U (Sólidos)	Co (Sólidos)	De (Sólidos)	Fg (Sólidos)	P (Sólidos)	T (Sólidos)	V (Sólidos)	D (Sólidos)	M (Sólidos)	Co (Sólidos)
Los resultados											
0141-12018	MA-01	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0141-12019	MA-02	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0141-12021	MA-03	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0141-12022	MA-04	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Unidad de Conversión											
U (Sólidos)	Co (Sólidos)	De (Sólidos)	Fg (Sólidos)	P (Sólidos)	T (Sólidos)	V (Sólidos)	D (Sólidos)	M (Sólidos)	Co (Sólidos)		

Muestra de Sólidos (CM40)
 ESTABLECIMIENTO Y/O SERVIDOR EN: 046 10071-15-LMA
 AGUA POR CONDUCCIÓN DE: 046 10071-15-LMA
 DIRECCIÓN DE: 046 10071-15-LMA
 TÍTULO DE: 046 10071-15-LMA
 DISEÑO DE: 046 10071-15-LMA
 INGENIERO: 046 10071-15-LMA
 INGENIERO: 046 10071-15-LMA
 INGENIERO: 046 10071-15-LMA
 INGENIERO: 046 10071-15-LMA

Este informe no podrá ser reproducido parcialmente sin autorización de Inspectorate Servicios Perú S.A.C.
 Los resultados presentados corresponden sólo a la muestra indicada.
 No deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producción o como evidencia del sistema de calidad de la entidad que lo produce.
 El presente informe es válido únicamente para el uso que se le indica.
 A excepción de los propósitos permitidos los servicios de nuestros dependientes del laboratorio que realice el análisis.
 Este servicio se otorga desde 7 días hábiles antes de iniciar el mismo.
 Av. Eimor Faucet N° 444 Callao - Perú / Central: (511) 613-6000 Fax: (511) 628-8016
 www.inspectorate.com.pe



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 031



Registro N° LE - 031

Pág. 012

INFORME DE ENSAYO CON VALOR OFICIAL No. 99309L715-MA

Clien: Juan Pedro Escobar Alago
Dirección: Av. Sucre 320 Magdalena del Mar Depto. Lima No. 622 A
 Lima
Producto: Agua Roducial
Número de Muestras: 0
Presentación de las muestras: 1 Frazco de plástico polipropileno por Inspección Servicio Perú S.A.C
Fecha de la muestra: 1 Muestra enviada por el cliente mediante fecha de muestra: 2015-05-19 09:17 (11:30) P.M.
Referencia del Cliente: 1 Paises Atendidos: México, Los Negros - La Tazna - Nizajay - Maricón - Casmar - Agua natural domestic - Agua roducial (S.M.S.)
Fecha de Recepción de las Muestras: 1 2015-05-17
Fecha de Inicio de Análisis: 2 2015-05-17
Fecha de Terminación de Análisis: 3 2015-05-18
Unidad de Servicio: 4 D.S. 003-MO-124-MA
Orden de Servicio: 5 D.S. 003-MO-15-48MA

Código de Laboratorio	Descripción de Muestra	Unidades	Resultado	Comentario
000000000	000000000	mg/L	0.00	
000000000	000000000	mg/L	0.00	
000000000	000000000	mg/L	0.00	

Código de Laboratorio	Descripción de Muestra	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Cl (mg/L)	S (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	NO ₂ (mg/L)	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)
000000000	000000000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Código de Laboratorio	Descripción de Muestra	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Cl (mg/L)	S (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	NO ₂ (mg/L)	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)
000000000	000000000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Código de Laboratorio	Descripción de Muestra	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Cl (mg/L)	S (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	NO ₂ (mg/L)	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)
000000000	000000000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Código de Laboratorio	Descripción de Muestra	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Cl (mg/L)	S (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	NO ₂ (mg/L)	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)
000000000	000000000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Reservados todos los derechos. No se permite la explotación económica ni la transformación de esta obra. Queda permitida la impresión en su totalidad.

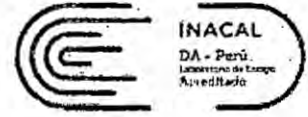
Este informe no puede ser interpretado parcialmente sin el consentimiento de Inspección Servicio Perú S.A.C.
 Los resultados presentados corresponden solo a la muestra analizada.
 No deben ser utilizados como una referencia de conformidad con ninguna de las normas de control de calidad de productos.
 A excepción de los resultados presentados, los demás resultados de laboratorio no se realizan ni se reportan.
 Este informe es válido desde 7 días hasta 6 meses como máximo.

Av. Elmer Faucett N° 444 Callao - Perú / Central: (511) 613-8280 Fax: (511) 628-9016
 www.inspectorsto.com.pe



INSPECTORATE

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACION INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 031



Registro N° LE - 031

INACAL DA - Perú Laboratorio de Ensayo Acreditado

Pág. 012

INFORME DE ENSAYO CON VALOR OFICIAL No 111334/L15-MA-MB

Cliente: DRIGO MUÑOZ MENDOZA FLORES
Direccion: Av. Bure 251, Condominio "Bure Maritimo" Dpto. COTA - Magdalena de la Sierra
Muestra: Agua Residual
Referencia del Cliente:
Fecha de Recepción de la Muestra: 2015-11-15 10:30 (Horario Normal)
Fecha de Inicio de Análisis: 2015-11-15, Hora: 10:45 (Horario Normal)
Orden de Servicio: 005 00076 15-LMA
005 1120-15-LMA

Table with columns: Código, Descripción de Muestra, Unidad, Valor, Error, Diferencia Total. Rows include various chemical parameters like Sulfato, Cloruro, Calcio, Magnesio, etc.

Minutos de ensayo: 170
Método: EPA 821.2 (199) Método de Nitrato (Colorimétrico)
Referencia: EPA 821.2 (199) Método de Nitrato (Colorimétrico)
Método de Nitrato (Colorimétrico)
Método de Nitrato (Colorimétrico)

Este informe no podrá ser reproducido sin la autorización de Inspectorate Servicios Perú S.A.C.
Los resultados presentados en este informe son válidos solo si se cumple con las condiciones de validez de la prueba que se indican.
A excepción de los procedimientos que se indican, el tiempo de validez de los resultados de este laboratorio es de 12 meses desde la fecha de emisión de este informe.

Av. Elmer Faucett N° 444 Callao - Perú / Central: (511) 613-8080 Fax: (511) 028-8016
www.inspectorate.com.pe