

# UNIVERSIDAD NACIONAL DEL CALLAO

## FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y DE RECURSOS NATURALES

### ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y DE RECURSOS NATURALES



## “EFECTO DE LAS CONDICIONES DE OPERACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES EN LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE LOS EFLUENTES DEL CO- TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS DE LA LAGUNA QUIULACOCHA”

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

AUTORES:

**BACH. DELIA KAROLINA AYMARA CHINCHAY**  
**BACH. CRISTER JESÚS CHAVEZ CHUQUILLANQUI**

ASESOR:

**MSC. ALEX WILLY PILCO NUÑEZ**

Asesor:

M.Sc. Alex Willy  
Pilco Nuñez

Callao, 2021

PERÚ





# UNIVERSIDAD NACIONAL DEL CALLAO

FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y DE RECURSOS NATURALES

(Resolución N° 019-2021-CU del 20 de enero de 2021)



## ANEXO 3

**ACTA N° 001-2021 DE SUSTENTACIÓN DE TESIS CON CICLO DE TESIS PARA LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AMBIENTAL Y DE RECURSOS NATURALES.**

**LIBRO 01 FOLIO No. 4 ACTA N°001-2021 DE SUSTENTACIÓN DE TESIS CON CICLO DE TESIS PARA LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AMBIENTAL Y DE RECURSOS NATURALES.**


A los 02 días del mes de octubre del año 2021, siendo las 08:33 horas, se reunieron, en la sala meet: <https://meet.google.com/azq-yihb-iji>, el **JURADO DE SUSTENTACION DE TESIS** para la obtención del **TÍTULO profesional de Ingeniero Ambiental y de Recursos Naturales** de la **Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales**, conformado por los siguientes docentes ordinarios de la **Universidad Nacional del Callao**:

<b>Mg.</b>	<b>Teófilo Allende Ccahuana</b>	<b>: Presidente</b>
<b>Mtro.</b>	<b>Américo Carlos Milla Figueroa</b>	<b>: Secretario</b>
<b>Blgo.</b>	<b>Carlos Odorico Tome Ramos</b>	<b>: Vocal</b>
<b>Ms.C.</b>	<b>Alex Willy Pilco Nuñez</b>	<b>: Asesor</b>

Se dio inicio al acto de sustentación de la tesis de los Bachilleres Delia Karolina Aymara Chinchay y Crister Jesús Chavez Chuquillanqui, quienes habiendo cumplido con los requisitos para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental y de Recursos Naturales, sustentan la tesis titulada: **"EFECTO DE LAS CONDICIONES DE OPERACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES EN LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE LOS EFLUENTES DEL CO-TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS DE LA LAGUNA QUIULACOCHA, PASCO"**, cumpliendo con la sustentación en acto público, de manera no presencial a través de la Plataforma Virtual, en cumplimiento de la declaración de emergencia adoptada por el Poder Ejecutivo para afrontar la pandemia del Covid19, a través del D.S. N° 044-2020-PCM y lo dispuesto en el DU N° 026-2020 y en concordancia con la Resolución del Consejo Directivo N°039-2020-SUNEDU-CD y la Resolución Viceministerial N° 085-2020-MINEDU, que aprueba las "Orientaciones para la continuidad del servicio educativo superior universitario";

Con el quórum reglamentario de ley, se dio inicio a la sustentación de conformidad con lo establecido por el Reglamento de Grados y Títulos vigente. Luego de la exposición, y la absolución de las preguntas formuladas por el Jurado y efectuadas las deliberaciones pertinentes, acordó: Dar por Aprobada con la escala de calificación cualitativa Bueno y calificación cuantitativa Dieciséis (16), la presente Tesis, conforme a lo dispuesto en el Art. 27 del Reglamento de Grados y Títulos de la UNAC, aprobado por Resolución de Consejo Universitario N° 245-2018- CU del 30 de Octubre del 2018.

Se dio por cerrada la Sesión a las 09:16 horas del día sábado 02 de octubre del año en curso.



---

Presidente



---

Secretario



---

Vocal



---

Asesor

## **DEDICATORIA**

A Dios, por ser nuestra fortaleza.

A nuestros padres por el apoyo constante e incondicional.

Y a los docentes que nos brindaron el apoyo necesario para el desarrollo de la tesis.

## **AGRADECIMIENTO**

Agradecemos a Dios, por mantenernos fuertes e impulsarnos día a día para continuar en la vida.

A nuestros padres, por brindarnos su apoyo incondicional y todo lo que estuvo a su alcance para nuestro desarrollo profesional.

A nuestro asesor Alex Pilco Nuñez y jurado evaluador, por todo el apoyo brindado en el proceso para elaboración de nuestra tesis.

Finalmente, a la Universidad Nacional del Callao, a nuestra facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales por todo el aprendizaje transmitido a lo largo de nuestra carrera.

# ÍNDICE

DEDICATORIA	2
AGRADECIMIENTO	3
ÍNDICE	4
ÍNDICE DE TABLAS	8
ÍNDICE DE FIGURAS	10
RESUMEN	12
ABSTRACT	13
INTRODUCCIÓN	14
I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	15
1.1. Descripción de la realidad problemática	15
1.2. Formulación del Problema	17
1.2.1. Problema General	17
1.2.2. Problemas específicos	17
1.3. Objetivos	17
1.3.1. Objetivo general	17
1.3.2. Objetivos específicos	18
1.4. Justificación	18
1.5. Limitantes de la investigación	19
II. MARCO TEÓRICO	21
2.1. Antecedentes	21
2.2. Bases teóricas	26
2.2.1. Pasivos ambientales y las aguas ácidas	26
2.2.2. Drenajes ácidos, hierro y sulfatos	28
2.2.3. Tratamiento de drenajes ácidos	30

2.2.4. Humedales artificiales _____	31
2.3. Marco conceptual _____	43
2.3.1. Ecología Industrial _____	43
2.2.5. Sostenibilidad y tratamiento de las aguas _____	44
2.2.6. Contaminación de agua _____	45
2.2.7. Metales pesados _____	46
2.2.8. Ecotoxicología _____	47
2.2.9. Plantas macrófitas o acuáticas _____	47
2.2.10. Co-tratamiento de aguas ácidas _____	47
2.3. Definición de términos básicos _____	47
III. HIPÓTESIS Y VARIABLES _____	49
3.1. Hipótesis _____	49
3.1.1. Hipótesis General _____	49
3.1.2. Hipótesis Específicas _____	49
3.2. Definición de las variables _____	50
3.3. Operacionalización de variables _____	51
IV. DISEÑO METODOLÓGICO _____	52
4.1. Tipo y diseño de Investigación _____	52
4.1.1. Tipo _____	52
4.1.2. Diseño _____	52
4.2. Método de investigación _____	59
4.3. Población y muestra _____	59
4.4. Lugar de estudio _____	60
4.5. Técnicas e instrumentos de recolección de información _____	60
4.5.1. Técnica de recolección de datos _____	60
4.5.2. Instrumento de recolección de datos _____	61
4.6. Análisis y procedimientos de datos _____	62

V.	RESULTADOS	63
5.1.	Resultados descriptivos.	63
5.1.1.	Resultado del co-tratamiento mediante prueba de jarras (ADM/ARU)	63
5.1.2.	Resultados experimentales del tratamiento en los humedales	65
5.1.3.	Resultados temporales de los tratamientos en los humedales	67
5.1.4.	Comparación de la variación de $SO_4^{2-}$ y Fe T con Estándar de Calidad de Agua (ECA)	69
5.2.	Resultados inferenciales	71
5.2.1.	Análisis ANOVA del diseño factorial completo	71
VI.	DISCUSIÓN DE RESULTADOS	75
6.1.	Contrastación y demostración de la hipótesis con los resultados	75
6.1.1.	Contrastación de hipótesis del modelo estadístico	75
6.1.2.	Contrastación de las hipótesis de estudio	76
6.2.	Contrastación de los resultados con estudios similares	78
6.2.1.	Remoción de sulfatos en humedales	78
6.2.2.	Remoción de FeT en humedales	78
6.3.	Responsabilidad ética	79
VII.	CONCLUSIONES	81
VIII.	RECOMENDACIONES	82
IX.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83
X.	ANEXO	92
	Anexo 1. Matriz de consistencia	93
	Anexo 2. Fotos del experimento en laboratorios de la FIARN	94



Anexo 3. Informe de ensayo de laboratorio ALAB E.I.R.L. _____	100
Anexo 4. Resultados de los monitoreos _____	102

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Tipos de PAMs _____	27
Tabla 2. Conceptualización de variables _____	50
Tabla 3. Matriz de operacionalización _____	51
Tabla 4. Diseño experimental referente a los parámetros inorgánicos ____	58
Tabla 5. Análisis de parámetros físico-químicos e inorgánicos del tratamiento con mayor eficiencia de remoción 58	
Tabla 6. Métodos analíticos _____	61
Tabla 7. Métodos de ensayo para parámetros metálico _____	61
Tabla 8. Instrumento de medición de parámetros inorgánicos _____	61
Tabla 9. Instrumento de medición de parámetro metálico_____	62
Tabla 10. Resultados físico-químicos de la prueba de jarras _____	63
Tabla 11. Resultados de la matriz experimentales de los diferentes tratamientos factoriales_____	66
Tabla 12. Resumen de los resultados _____	67
Tabla 14. Matriz ANOVA del % FeT _____	71
Tabla 15. Coeficientes codificados del efecto sobre el % FeT _____	72
Tabla 16. Matriz ANOVA del $\text{SO}_4^{2-}$ _____	73
Tabla 17. Coeficientes codificados del efecto sobre el $\text{SO}_4^{2-}$ _____	74
Tabla 18. Análisis de normalidad de los residuos usando Anderson - Darling_____	75
Tabla 19. Análisis de la homogeneidad de la varianza de los residuos usando prueba de Bartlett _____	76
Tabla 20. Resultados de la semana 1 _____	102

Tabla 21. Resultados de la semana 2	102
Tabla 22. Resultados de la semana 3	103
Tabla 23. Resultados de la semana 4	103

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Inventario de pasivos mineros 2018 _____	28
Figura 2. Clasificación del sistema de humedal construido _____	32
Figura 3. Modelo de humedal artificial de superficie de agua libre _____	33
Figura 4. Modelo de humedal artificial de flujo horizontal _____	34
Figura 5. Modelo de humedal artificial de flujo horizontal _____	34
Figura 6. Modelo de humedal artificial híbrido _____	35
Figura 7. Modelo de la biotransformación del azufre y remoción de sulfato _____	42
Figura 8. Fundamentos para el diseño de procesos _____	43
Figura 9. Vetiver ( <i>Chrysopogon zizanioides</i> ) _____	53
Figura 10. Flujograma del proceso de tratamiento _____	54
Figura 11. Agua residual urbana ingresando a la PTAR de Independencia _____	55
Figura 12. Co-tratamiento de aguas ácidas y agua residual urbana _____	56
Figura 13. Efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas y agua residual urbana _____	56
Figura 14. Instalación y dimensionamiento del humedal artificial _____	57
Figura 15. Preparación del efluente de co-tratamiento _____	63
Figura 16. Comparación del valor de FeT presente en el efluente de co- tratamiento con el ECA-agua (categoría 3-D1) _____	64
Figura 17. Comparación del valor de SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> presente en el efluente de co- tratamiento con el ECA-agua (categoría 3-D1) _____	65
Figura 18. Variación semanal de sulfatos _____	67
Figura 19. Variación semanal del hierro _____	68
	10

Figura 20. Comparación de la variación de SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L) con ECA – agua, categoría 3	69
Figura 21. Comparación de la variación de FeT (mg/L) con ECA – agua, categoría 3	70
Figura 22. Relación del ciclo del hierro y el nitrógeno en los humedales artificiales	79
Figura 23. Adquisición y pesaje de planta Vetiver	94
Figura 24. Habilitación de dispositivos de vidrio que simularon el humedal artificial a escala laboratorio	94
Figura 25. Solución hidropónica A y B para adaptación y climatización de Vetiver	95
Figura 26. Preparación del efluente del co-tratamiento de agua ácida de la laguna Quiulacocha	95
Figura 27. Sedimentación de flocs que se generan del co-tratamiento	96
Figura 28. Colocación de efluente de co-tratamiento en humedales tipo lote de superficie de agua libre a escala laboratorio	96
Figura 29. Instalación de Vetiver en sistema de rejilla dentro del humedal	97
Figura 30. Equipamiento para mediciones y monitoreo	97
Figura 31. Evaluación de efectos en semana 1	98
Figura 32. Evaluación de efectos en semana 1	98
Figura 33. Evaluación de efectos en semana 1	99
Figura 34. Evaluación de efectos en semana 1	99

## RESUMEN

La remoción de sulfatos y hierro en el efluente de un co-tratamiento es actualmente desafiante para la reutilización del agua ácida y agua residual urbana. En este trabajo de investigación se buscó evaluar el efecto de las condiciones de operación de humedales artificiales en la remoción de contaminantes del efluente del co-tratamiento de aguas ácidas de la laguna Quiulacocha, Pasco. Se realizó un diseño experimental factorial completo  $2^2$  con 2 réplicas para evaluar los efectos de la relación entre densidad de la planta Vetiver (22 g/L y 36 g/L) y el tipo de sustrato (con grava y sin grava). El experimento se llevó a cabo en humedales tipo lotes con superficie de agua libre y monitoreo de parámetros durante 4 semanas. Los resultados mostraron que la remoción de hierro (FeT) es alta en todos los tratamientos alcanzando hasta 96,71 % en la cuarta semana, la remoción máxima de sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) se dio hasta el 64,8 % solo en el tratamiento con grava en las primeras semanas y presentando variaciones de concentración hasta la semana cuatro, estas condiciones de operación con mejores resultados de remoción presentaron parámetros físico-químicos e inorgánicos como pH final de 5,7; así también una remoción de demanda química de oxígeno (DQO) máximo de 83,49 % en los humedales con gravas y altas remociones de demanda bioquímica de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ) hasta un 98,58 %. Finalmente se determinó que el uso de humedales con grava como sustrato es necesario para remover los contaminantes del efluente del co-tratamiento de aguas ácidas y aguas residuales urbanas, mejorando la calidad y su posible reúso.

## ABSTRACT

The removal of sulfates and total iron in the effluent of a co-treatment is currently challenging for the reuse of acidic water and urban wastewater. In this research work it was sought to evaluate the effect of the operating conditions of artificial wetlands in the removal of pollutants from the effluent of the acid water co-treatment of the Quiulacocha lagoon, Pasco. A full factorial experimental design 2<sup>2</sup> was carried out with 2 replications to evaluate the effects of the relationship between the density of the vetiver plant (22 g / L and 36 g / L) and the type of substrate (with gravel and without gravel). The experiment was carried out in batch-type wetlands with free water surface and parameter monitoring for 4 weeks. The results showed that the removal of total iron (FeT) is high in all treatments, reaching up to 96,71 % in the fourth week, the maximum removal of sulfate (SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) occurred up to 64,8 % only in the gravel treatment in the first weeks and presenting concentration variations until week four, these operating conditions with better removal results presented physical-chemical and inorganic parameters such as final pH of 5,7; as well as a maximum removal of chemical oxygen demand (COD) of 83,49 % in wetlands with gravels and high removals of biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) up to 98,58 %. Finally, it was determined that the use of wetlands with gravel as a substrate is necessary to remove pollutants from the effluent from the co-treatment of acidic water and urban wastewater, improving the quality and its possible reuse.

## INTRODUCCIÓN

La región de Pasco es considerada como la primera unidad minera en la producción de concentrados de zinc, plomo y plata en Sudamérica. Los relaves mineros que genera esta actividad contaminan las aguas de la laguna Quiulacocha, produciendo un impacto ambiental negativo. Los depósitos de relaves de Quiulacocha afectan seriamente la calidad del agua del río San Juan y el ecosistema circundante, debido a que los minerales sulfurados como las piritas, cuya granulometría es muy fina, al contacto con el oxígeno atmosférico y aguas de lluvia se oxidan generando aguas ácidas con pH menor a 3 (Ledesma-Velita, 2019).

Actualmente, el tratamiento típico de los drenajes ácidos de mina (DAM), implica la adición de agentes neutralizantes como la cal para elevar el pH y precipitar metales pesados en forma de lodo que contiene una mezcla de varios hidróxidos y/u óxidos (Ruihua, Lin, Tao, & Bo, 2011). Últimas investigaciones muestran un prometedor tratamiento de las aguas ácidas combinadas con aguas residuales urbanas que da lugar a sinergias si los dos se mezclan y se tratan conjuntamente: por ejemplo, eliminación de Fe del agua ácida de mina y P de las aguas residuales urbanas se espera que ocurra por precipitación rápida de fosfato férrico sólido (Dobbie et al. 2009).

Este tipo de co-tratamiento, muestran efectividad pero sus efluentes quedan con trazas de contaminantes debido a que no existe una buena eliminación de Sulfatos y el Hierro en su totalidad (Ruihua et al., 2011a), debido a esta problemática esta investigación busca evaluar métodos alternativos y de bajo costo, potenciar y mejorar la eficiencia de remoción de contaminantes de los efluentes. Por lo tanto, se propone el uso de humedales artificiales y evaluar las diferentes condiciones de operación, como la densidad de siembra en el uso de vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la presencia del sustrato en el humedal, esperando una remoción completa de los contaminantes.



# I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

## 1.1. Descripción de la realidad problemática

La industria minera juega un papel crucial en la economía tanto de los países desarrollados y subdesarrollados. China, Estados Unidos y Rusia son los países donde se realiza la mayor parte de la minería. Lamentablemente, el agua es uno de los recursos naturales que se ven seriamente afectados por esta importante actividad (Abinandan et al., 2018). En los diferentes procesos mineros intervienen grandes cantidades de agua y los desechos de la minería, como los relaves y el agua ácida de las minas, contribuyen a la contaminación de los depósitos de aguas superficiales y subterráneas (Jiménez-Rodríguez et al., 2009).

La minería moderna en el Perú tiene conflictos socioambientales latentes por la generación del agua ácida de mina. La fuente de los drenajes de mina proviene de los yacimientos de una geología y mineralogía compleja, el cual contiene la pirita como principal mineral de ganga (Rodríguez Vásquez, 2018).

En el distrito de Quiulacocha, Pasco, desde 1930 las empresas Cooper Corporation y Centromin comenzaron a operar en el lugar por un prolongado tiempo, depositando sus relaves sin tratar en zonas aledañas a la laguna Quiulacocha, impactando la flora y fauna, así como a las poblaciones locales.

Los relaves de Quiulacocha cubren 114 ha, comprendiendo una cantidad de 79 t, conteniendo 50 % en masa de pirita. Durante años estos relaves se han infiltrado hacia la laguna Quiulacocha (actualmente, pH es 2,3) generando una alta concentración de  $Fe^{+3}$  (Dold et al., 2009). El hierro (III) constituye uno de los principales contaminantes, caracterizándose por su facilidad de oxidación, y siendo altamente inestable en ambientes oxigenados (Schippers, 2007). Así también, los sulfatos presentes en estas aguas ácidas,

presenta una alta solubilidad y estabilidad que dificulta su eliminación, convirtiéndose en una fuente importante de toxicidad para los organismos vivos (Mamelkina et al., 2017).

Actualmente existen diferentes tratamientos de las aguas ácidas para reducir el hierro y los sulfatos. Un tratamiento activo implica agregarle reactivos alcalinos para aumentar el pH y luego precipitar los metales disueltos en forma de hidróxidos. Aunque el tratamiento activo puede proporcionar una remediación efectiva, sus desventajas son los altos costos operativos y problemas con la eliminación del lodo voluminoso que se produce (de Almeida Silva et al., 2019).

En los últimos años, un tratamiento prometedor es el co-tratamiento aguas ácidas mezclándolo con las aguas residuales urbanas, teniendo el mismo efecto que los tratamientos activos pero produciendo un bajo costo de operación y altas eficiencias, mejorando con éxito la calidad del agua (Strosnider & Nairn, 2010). Este tratamiento tiene el sustento conceptual que fosfato (presente en el agua residual urbana) reacciona con el hierro (III), produciendo la coagulación-floculación de los contaminantes (Ruihua, Lin, Tao, & Bo, 2011).

Las investigaciones muestran que los efluentes producidos del co-tratamiento aun contienen contaminantes (Ruihua et al., 2011b) como la prevalencia de sulfatos, presencia de hierro, fósforo y bajos niveles de pH. Por lo tanto, una alternativa para mejorar la calidad del efluente del co-tratamiento de aguas ácidas y agua residual urbana, es el uso de tratamientos pasivos de bajo costo como humedales artificiales.

Los humedales artificiales han demostrado una eficiencia prometedora en estos tratamientos (K. L. Johnson & Younger, 2006) para la remoción de metales pesados, y el uso de macrófitas de *Vetiver* (*Chrysopogon zizanioides*) han demostrado una alta eficiencia en la remoción de sulfatos (Kiiskila et al., 2019), es una hierba

tolerante a las condiciones ácidas y puede resistir y acumular variedad de metales (Kiiskila et al., 2017).

En consecuencia, este trabajo de investigación tiene como objetivo evaluar diferentes efectos que puede darse al variar distintas condiciones de operación de un humedal como la densidad de siembra de Vetiver y la presencia de sustrato para evaluar el nivel de remoción de los contaminantes que aún quedan en los efluentes del co-tratamiento de aguas ácidas y agua residual urbana permitiendo llegar a una mejora en la calidad del agua.

## **1.2. Formulación del Problema**

### ***1.2.1. Problema General***

¿Cuál será el efecto de las condiciones de operación de humedales artificiales en la remoción de contaminantes del efluente del co-tratamiento de aguas ácidas de la laguna Quiulacocha?

### ***1.2.2. Problemas específicos***

- ¿Cuál será el efecto de la densidad de siembra de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) en la remoción de sulfatos del efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas?
- ¿Cuál será el efecto que genera la presencia de sustrato del humedal en la remoción de sulfatos del efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas?
- ¿Cuál será el efecto de la densidad de siembra de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) en la remoción de hierro del efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas?
- ¿Cuál será el efecto que genera la presencia de sustrato del humedal en la remoción de hierro del efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas?

## **1.3. Objetivos**

### ***1.3.1. Objetivo general***

Evaluar el efecto de las condiciones de operación de humedales artificiales en la remoción de contaminantes del efluente del co-tratamiento de aguas ácidas de la laguna Quiulacocha, Pasco.

### **1.3.2. Objetivos específicos**

- Determinar el efecto de la densidad de siembra de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) en la remoción de sulfatos del efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas.
- Determinar la influencia que genera la presencia de sustrato del humedal en la remoción de sulfatos del efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas.
- Determinar el efecto de la densidad de siembra de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) en la remoción de hierro del efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas.
- Determinar la influencia que genera la presencia de sustrato del humedal en la remoción de hierro del efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas.

## **1.4. Justificación**

### **Ambiental**

Una de las tecnologías que se ha destacado en las últimas décadas en el tratamiento de efluentes domésticos e industriales son los humedales artificiales que engloba procesos de mejora en la calidad de agua y sus características físicas, químicas y biológicas (Oliveira et al., 2021). Además, la aplicación de este trabajo de investigación permitirá obtener una alternativa escalable para el tratamiento de aguas contaminadas con hierro y sulfatos y así minimizar el impacto ambiental.

### **Social**

El resultado de este trabajo de investigación propone la remoción del hierro y los sulfatos del efluente del co-tratamiento de aguas

residuales. Esto permitiría que el agua tratada tenga uso para riego sostenible beneficiando a centros poblados con cultivos cerca de la laguna Quiulacocha.

### **Legal**

La normativa ambiental relacionada con la gestión del recurso hídrico para el sector minero aprobada en los últimos años en Perú, contempla el cumplimiento D.S N° 010-2010-MINAM: Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas, tanto en efluentes procedentes de las instalaciones mineras como en aguas de cursos circundantes denominados cuerpos receptores. La aplicación de este trabajo de investigación busca obtener resultados de mejora de calidad de agua en relación con los parámetros que indica la normativa.

### **Económico**

El humedal artificial es una tecnología de tratamiento de bajo costo en comparación con otras tecnologías, teniendo un costo operativo y de mantenimiento muy bajo en comparación con otras tecnologías (Parde et al., 2020). Por lo tanto, los resultados de la investigación podrían reducir aún más los costos usando el humedal y la Vetiver como tecnologías de alta eficiencia para la remoción del hierro y sulfatos.

## **1.5. Limitantes de la investigación**

### **Teórico**

El limitante en esta investigación fue la escasa información nacional respecto al uso de humedales artificiales considerando a la especie Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) como potencial fitorremediador, también la información sobre las características de efluentes de co-tratamiento entre aguas acidas y aguas residuales urbanas a nivel nacional.

### **Temporal**

El tiempo de desarrollo experimental fue limitado por el I Ciclo de taller de tesis y las restricciones establecidas durante el estado de emergencia sanitaria, influyeron en el tiempo que requiere las condiciones de operación (Vetiver y sustrato) para remover los contaminantes presentes en los humedales artificiales.

### **Espacial**

El acceso a los laboratorios especializados fue una limitante espacial, debido a que la investigación a desarrollar se basó en el acondicionamiento y operación de humedales de manera in situ.

## II. MARCO TEÓRICO

### 2.1. Antecedentes

#### Internacionales

Kiiskila, Sarkar, Panja, Sahi, & Datta, (2019) en la investigación titulada *“Remediación del agua afectada por el drenaje de minas ácidas por el pasto vetiver (Chrysopogon zizanioides): un estudio a largo plazo de múltiples escalas”*; el objetivo fue determinar la efectividad del Vetiver para el tratamiento de las aguas afectadas por drenajes ácidos de mina del sitio de la mina Tab-Simco en el sur de Illinois. Para el estudio mesocósmico a gran escala, se suspendieron las balsas de vetiver en contenedores de 100 galones. La calidad del agua se controló mediante análisis químico de muestras cada 28 días y al final del experimento (364 días). Se controló la salud de la planta midiendo los cambios en la biomasa y registrando los cambios visuales en la coloración y morfología de las raíces y los brotes. Los resultados mostraron una mayor eliminación neta de Fe (81 %) y Pb (81 %) con una menor eliminación de Ni (38 %), Zn (35 %),  $\text{SO}_4^{2-}$  (28 %), Mn (27 %), Cr (21 %), Al (11 %) y Cu (8,0 %). Los metales se localizaron principalmente en la superficie de la raíz como placas de Fe, mientras que Mn y Zn mostraron una mayor translocación de la raíz al brote. Además, el procedimiento de lixiviación característico de toxicidad mostró que la biomasa de vetiver no era un residuo peligroso como resultado de la acumulación de metal. Del experimento a pequeña escala, hubo una eliminación casi completa de  $\text{SO}_4^{2-}$  (91 %) y metales (90 –100 %) con la excepción de Pb (15 %) y Cu (0,0 %). Se concluye que el vetiver puede remediar efectivamente las aguas afectadas por drenajes ácidos durante un período prolongado de tiempo.

Younger & Henderson, (2014) en la investigación titulada *“Tratamiento Sinérgico De Humedales De Aguas Residuales Y Minas: Rendimiento De Eliminación De Contaminantes Del Primer Sistema A Gran Escala”*; tuvo como objetivo evaluar el desempeño del primer humedal de tratamiento sinérgico de humedales de aguas residuales y minas a gran escala. Los flujos tratados son  $\sim 100 \text{ L s}^{-1}$  de aguas residuales y  $\sim 300 \text{ L s}^{-1}$  el agua de mina en Gateshead, Inglaterra. El nivel de concentración de la muestra y la fecha de flujo diario desde abril de 2007 hasta marzo de 2011 se han analizado utilizando métodos estadísticos no paramétricos. Los principales parámetros de preocupación fueron en el efluente de aguas residuales son: sólidos en suspensión,  $\text{DBO}_5$ , nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) y fosfato (P); en el agua de la mina, el único parámetro de particular preocupación es el hierro (Fe). Se obtuvo los siguientes porcentajes remoción de contaminantes clave:  $\text{DBO}_5$ : 41 %; Fe 89 %;  $\text{NH}_4\text{-N}$ : 66 %; P disuelto: 59 %; P total: 46 %; sólidos en suspensión: 66 %.

Kiiskila, Sarkar, Panja, Sahi, & Datta, (2019) en la investigación titulada *“Remediación del agua afectada por el drenaje de minas ácidas por el pasto vetiver (Chrysopogon zizanioides): un estudio a largo plazo de múltiples escalas”*; el objetivo fue determinar la efectividad del Vetiver para el tratamiento de las aguas afectadas por drenajes ácidos de mina del sitio de la mina Tab-Simco en el sur de Illinois. Para el estudio mesocósmico a gran escala, se suspendieron las balsas de vetiver en contenedores de 100 galones. La calidad del agua se controló mediante análisis químico de muestras cada 28 días y al final del experimento (364 días). Se controló la salud de la planta midiendo los cambios en la biomasa y registrando los cambios visuales en la coloración y morfología de las raíces y los brotes. Los resultados mostraron una mayor eliminación neta de Fe (81 %) y Pb (81 %) con una menor eliminación de Ni (38 %), Zn (35 %),  $\text{SO}_4^{2-}$  (28



%), Mn (27 %), Cr (21 %), Al (11 %) y Cu (8,0 %). Los metales se localizaron principalmente en la superficie de la raíz como placas de Fe, mientras que Mn y Zn mostraron una mayor translocación de la raíz al brote. Además, el procedimiento de lixiviación característico de toxicidad mostró que la biomasa de vetiver no era un residuo peligroso como resultado de la acumulación de metal. Del experimento a pequeña escala, hubo una eliminación casi completa de  $\text{SO}_4^{2-}$  (91 %) y metales (90–100 %) con la excepción de Pb (15 %) y Cu (0,0 %). Se concluye que el vetiver puede remediar efectivamente las aguas afectadas por drenajes ácidos durante un período prolongado de tiempo.

Hughes & Gray, (2013) en la investigación titulada “*Co-tratamiento del drenaje ácido de la mina con aguas residuales municipales: evaluación del desempeño*” esta investigación tuvo el objetivo de investigar los impactos del Drenaje Ácido de Mina (DAM) en unidades de lodos activados a escala de laboratorio (reactores discontinuos de flujo y secuencia) tratando el Agua Residual Municipal (ARM) sintético, se realizó una investigación de tipo experimental a partir de DAM sintético a distintas concentraciones y pH. La investigación consistió en simular tres posibles procesos de co-tratamiento, es decir, (1) agregar DAM sin procesar al tanque de aireación del lodo activado. (2) pretratamiento de DAM antes de añadirlo al tanque de aireación mezclándolo con lodo digerido y (3) pretratamiento de DAM mezclándolo con ARM cribada.

Los resultados manifiestan una eliminación mejorada de fosfato en reactores cargados con DAM rica en Fe y Al, con concentraciones finales de fósforo total < 2 mg / L en el efluente. Las tasas de eliminación para Al, Cu, Fe y Pb disueltos fueron del 52-84 %, 47-61 %, 74-86 % y 100 %, respectivamente, en ambos sistemas. La eliminación de Mn y Zn estaba fuertemente relacionada con la acidez;

la eliminación de ácido neto de DAM fue <10 % para ambos metales, mientras que la eliminación de la DAM circunferencial promedió 93-95 % para Mn y 58-90 % para Zn. El premezclado con ARM cribada fue la mejor opción de proceso en términos de neutralización de DAM y eliminación de metales.

Ruihua, Lin, Tao, & Bo, (2011) en la investigación titulada "*Rendimiento de eliminación de fósforo del drenaje ácido de la mina de aguas residuales*" con el objetivo de conocer el rendimiento del DAM de la mina de Yunfu para la eliminación de fósforo de las aguas residuales y la contaminación residual resultante de metales pesados en el agua tratada. Además, si se podría estimar la viabilidad del DAM como coagulante directamente, se realizó una investigación de tipo experimental ya que se utilizó el DAM y se comparó con otros coagulantes. El estudio consistió en la adición de DAM,  $\text{FeSO}_4$ , Sulfato Férrico (FS) y polifuncional (PFS), en 2 tipos de aguas residuales; una sintética y otra proveniente de un efluente secundario municipal.

Los resultados manifiestan una eficiencia óptima de eliminación de fósforo y la concentración de iones de hierro residual (FeT) son del 97,0 % y 3,0 mg/L, respectivamente, en relación molar 1,61 Fe/P y pH 8,03 para aguas residuales sintéticas, y 92,1 % y 0,32 mg/L en el efluente secundario municipal a 1,41 relación molar Fe/P y pH 7,3. La concentración resultante de metales pesados en efluentes y precipitados fue muy baja, y el riesgo de contaminación resultante de metales pesados fue muy pequeño. El rendimiento de eliminación de fósforo del DAM fue muy similar al FS y PFS y mejor que el  $\text{FeSO}_4$ . Y la concentración residual de TFe en el agua tratada derivada de la utilización del DAM fue similar a la de  $\text{FeSO}_4$  y superior a la de FS y PFS. Así mismo el DAM podría usarse como coagulante para la

eliminación de fósforo del agua residual directamente debido a la presencia de  $\text{Fe}^{+2}$ ,  $\text{Fe}^{+3}$  y  $\text{Al}^{+3}$  en gran medida.

### **Nacionales**

Leonardo & Díaz, (2018) en la investigación titulada “*Tratamiento de aguas residuales domésticas con la especie vetiver (Chrysopogon zizanioides) en humedales de flujo subsuperficial*”; tuvo como objetivo realizar el tratamiento de aguas residuales domésticas con la especie vetiver (*Chrysopogon Zizanioides*) en humedales artificiales de flujo subsuperficial. Este sistema se evaluó cada diez días durante dos meses, se muestreo parámetros fisicoquímicos (turbidez, pH,  $\text{DBO}_5$ , DQO, sólidos suspendidos totales, aceites y grasas) y microbiológicos (Coliformes Termotolerantes). Los resultados de remoción de estos parámetros fueron los siguientes: 99,53 % (turbidez), 95,51 % (SST), 83,89 % ( $\text{DBO}_5$ ), 72,97 % (DQO) 88,89 %, aceites y grasas, 99,99 % (Coliformes Termotolerantes), encontrándose diferencias significativas ( $p < 0,05$ ), este resultado se comparó con los Límites Permisibles de efluentes para vertidos a cuerpos de agua, los valores están, por debajo de los establecidos. Concluyendo que el sistema humedal artificial con la especie vetiver (*Chrysopogon Zizanioides*) es eficiente para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

Dionicio & Mille, (2016) en su tesis titulada “*Capacidad del vetiver (Chrysopogon zizanioides) para la fitorremediación de suelos con plomo contaminado por relaves mineros; nivel de laboratorio, 2016*”; tuvo como objetivo evaluar la capacidad del Vetiver para la fitorremediación de plomo en suelos contaminados por relaves mineros. Los resultados que se obtuvieron fueron que el Vetiver logro captar en su raíz y hoja un total de 57,7 mg/kg de plomo que se encontraban en la muestra; la concentración inicial de plomo en el relave era un total de 1029,4 mg/kg de muestra llegando a la

disminución de 969,8 mg/kg de muestra. Concluyendo que la Vetiver es un potencial remediador de plomo en suelos.

Callirgos, (2014) en su tesis titulada “*Evaluación de la capacidad fitorremediadora de la especie Vetiver (Chrysopogon zizanioides) mediante la incorporación de enmiendas en relaves mineros.*”, tuvo como objetivo evaluar la capacidad fitorremediadora de la especie Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) mediante la incorporación de enmiendas en relaves mineros, y evaluar una alternativa económica, simple y natural para recuperar suelos contaminados con relaves ácidos mediante el uso del Vetiver grass. La evaluación lo realizaron durante un período de 90 días, realizaron cinco tratamientos que incluían enmiendas orgánicas e inorgánicas las cuales incluyeron: compost, fertilizante orgánico, suelo natural, lodo bentonítico e hidrogel; los cuales fueron mezclados junto con el relave minero, adicionando el Vetiver. Se evaluaron parámetros como pH, conductividad eléctrica en el suelo; así como, el crecimiento de la especie vegetal y la concentración de Cr, Cu, Cd, Fe, Pb total en el suelo, materia seca radicular, foliar y lixiviados generados. Los resultados fueron el vetiver bioacumuló mayor cantidad de Cd, Cu y Cr en hojas en comparación que en raíces. La concentración de Cadmio, Cobre, Hierro y Plomo en los lixiviados fue reducida mediante la aplicación de las diferentes enmiendas en los tratamientos T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>5</sub> durante 3 meses de plantación. Concluyendo que la Vetiver tiene una alta remoción de metales pesados.

## **2.2. Bases teóricas**

### **2.2.1. Pasivos ambientales y las aguas ácidas**

Son aquellas instalaciones, efluentes, emisiones, restos o depósitos de residuos producidos por operaciones mineras, en la actualidad abandonadas o que constituyen un riesgo permanente y potencial para la salud de la población, el

ecosistema circundante y la propiedad (Art. 2° Ley N° 28271, Ley que regula los pasivos ambientales de la actividad minera).

#### **a. Tipos y subtipos de PAMs**

El Ministerio de Energía y Minas considera 3 tipos de PAMs y más de 10 subtipos, como se muestra en la siguiente tabla 1:

**Tabla 1**

*Tipos de PAMs*

<b>Tipo</b>	<b>Subtipo</b>
Labor Minera	Bocaminas, chimeneas, piques, tajos, comunicados, trincheras y tajos abiertos
Residuo Minero	Relaves, desmontes de mina, botaderos de lixiviación.
Infraestructura	Campamentos, oficinas, talleres, plantas de procesamiento y otras instalaciones relacionadas con el proyecto minero.

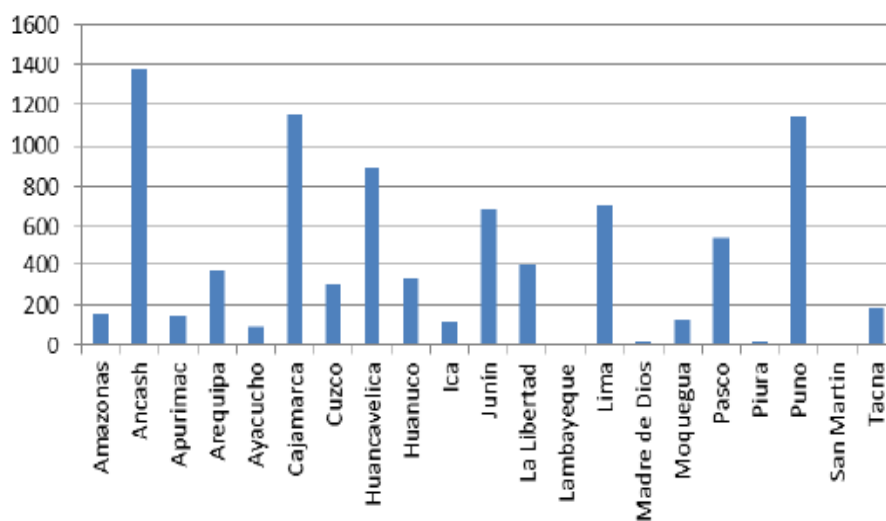
*Fuente:* MINAM

#### **b. Identificación de PAMs en el Perú**

Respecto a la última actualización del inventario de PAMs realizada por el MINEM en el año 2018, se han identificado ocho mil setecientos noventa y cuatro (8794) pasivos mineros a nivel nacional; de los cuales el 29 % se encuentran en gestión de remediación y/o reaprovechamiento y el 19 % cuenta con un Plan de Cierre de Pasivos aprobado. Asimismo, conforme a la figura 1 a nivel regional la presencia de pasivos es variada, siendo Ancash (1378), Cajamarca (1156) y Puno (1140) aquellos donde se han identificado mayor cantidad de pasivos.

**Figura 1**

*Inventario de pasivos mineros 2018*



*Nota:* Histograma adaptado de revista del MINAM

### **c. Impactos ambientales de los PAMs**

Según la Dirección General de Calidad Ambiental del MINAM, el impacto ambiental hace referencia a cualquier cambio, modificación o alteración de los elementos del medio ambiente o de las relaciones entre ellos, causada por una o varias acciones (proyecto, actividad o decisión). El sentido del término no involucra ninguna valoración del cambio, la que depende de juicios de valor (Cervantes & Quito, 2019).

#### **2.2.2. Drenajes ácidos, hierro y sulfatos**

##### **a. El hierro**

El hierro (Fe) es esencial para muchos procesos vitales en las plantas, incluida la biosíntesis de clorofila, la síntesis de ADN, la reducción de nitrógeno y la transferencia de electrones fotosintéticos. En el agua, el Fe está comúnmente disponible en

uno de dos estados, es decir , como hierro ferroso soluble ( $\text{Fe}^{2+}$ ) y como hierro férrico oxidado insoluble ( $\text{Fe}^{3+}$ ) (Bartelme et al., 2018). El  $\text{Fe}^{2+}$  está disponible para las plantas, sin embargo, en entornos aeróbicos y a pH neutral, a menudo se oxida a  $\text{Fe}^{3+}$  que no es fácilmente utilizable por plantas y microbios porque regularmente forma óxidos o hidróxidos insolubles que limitan la biodisponibilidad (Chatzistathis, 2014).

### **b. Papel del hierro en sistemas acuáticos**

El Fe juega un papel en una amplia gama de funciones en los sistemas acuáticos. En las plantas, el Fe es importante para la fotosíntesis, la activación enzimática, la síntesis de proteínas y el potencial osmótico. Es un cofactor importante de muchas enzimas, incluidas las involucradas en la vía biosintética de las clorofilas (Vigani, 2012).

El Fe también puede influir en otros componentes de la célula, jugando un papel importante en la activación de ciertas enzimas antioxidantes que son vitales para aliviar el daño oxidativo por estrés salino en las células de las plantas (Kosegarten et al., 1998).

La absorción insuficiente de Fe conduce a síntomas de deficiencia de Fe, como la clorosis intervenal en las hojas con parches necróticos y márgenes de hojas distorsionados y, como resultado, la calidad del cultivo y los rendimientos pueden reducirse (Larbi et al., 2006).

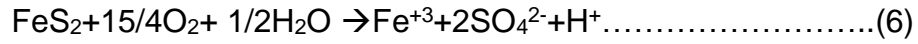
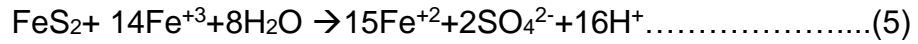
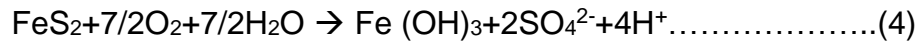
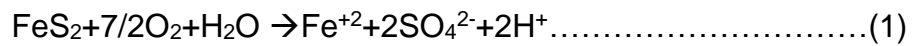
### **c. Drenaje ácido**

El drenaje ácido se forma cuando los minerales que contienen sulfuro se exponen al agua, el oxígeno y los microorganismos. El mineral de pirita está más extendido que otros minerales que contienen sulfuro, y es responsable de la generación de aguas

residuales ácidas. En general, la pirita representa del 1 % al 20 % de los minerales (Pierre Louis et al., 2015).

### i. **Formación de drenajes ácidos**

Utilizando la oxidación de pirita como un ejemplo para explicar la formación de DAM, las reacciones (1) a (6) representan los principales procesos de oxidación de pirita (M. Chen et al., 2015).



## 2.2.3. Tratamiento de drenajes ácidos

### a. **Métodos de tratamiento**

Los métodos de tratamiento se dividen en tres tipos:

- **Métodos de tratamiento de químico.** - El método de tratamiento químico más utilizado es agregar cal a las aguas residuales para promover la oxidación del hierro ferroso en hierro férrico y producir hidróxidos o carbonatos metálicos (Hedrich & Johnson, 2012).
- **Métodos de humedales artificiales.** - Los humedales artificiales han surgido como una opción viable para ayudar a resolver una amplia gama de problemas ambientales, y se han utilizado ampliamente para tratar los drenajes ácidos de mina (D. B. Johnson & Hallberg, 2005).



- **Métodos de tratamiento biológico.-** Los procesos biológicos de reducción de sulfato están reemplazando cada vez más los procesos químicos en la biotecnología minera (Kaksonen & Puhakka, 2007). Además, las bacterias reductoras de sulfato se pueden utilizar para recuperar metales valiosos de drenajes ácidos de mina (DAM) debido a la producción de sulfuros metálicos. Con frecuencia, el hierro es el metal de transición más abundante en DAM, y la eliminación de hierro es de gran importancia para la recuperación de otros metales valiosos.

El hierro ferroso es inestable en la naturaleza; generalmente se oxida en hierro férrico y se elimina. Sin embargo, a valores de pH inferiores a 4, la tasa de oxidación de hierro ferroso es muy lenta, y las bacterias oxidantes de hierro tienen un papel importante en la aceleración de la tasa de oxidación de hierro ferroso (Min et al., 2017).

#### **2.2.4. Humedales artificiales**

Para el tratamiento de agua residuales se utilizan humedales artificiales o naturales, estos sistemas acuáticos de superficie libre emplean organismos y plantas para tratar las aguas residuales, Existe una gran cantidad de información sobre el uso de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales, pero se deduce que hay varios aspectos que limita la aplicación de estos sistemas para un tratamiento (Yáñez, 1993). Se debe mencionar que el uso de plantas flotantes no es aplicable a lagunas donde se traten desechos crudos Por esta circunstancia, el tratamiento de estas lagunas con plantas debe estar cuidadosamente diseñado, usando formas alargadas que

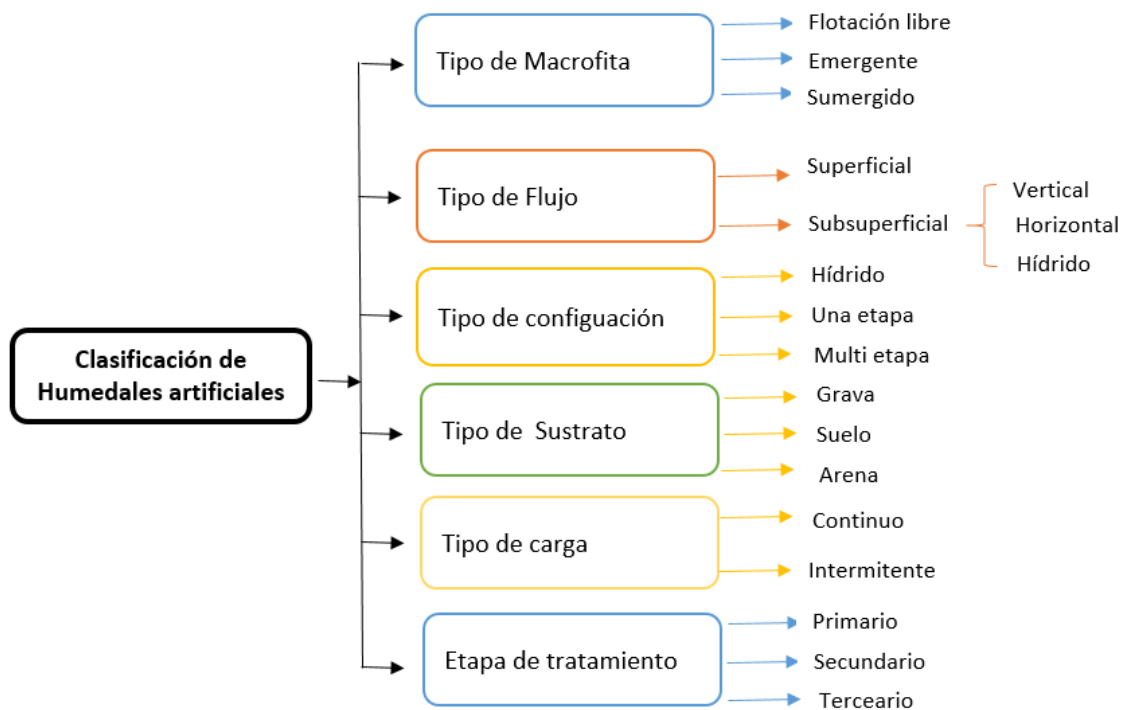
permita la remoción de una gran cantidad de plantas que se reproducen de forma acelerada en las lagunas (Paredes Salazar, 2015).

### a. Clasificación humedales artificiales

Hay varias configuraciones de diseño de humedales artificiales y se pueden clasificar en base a los siguientes parámetros, como se ilustra en la figura 2.

**Figura 1**

*Clasificación del sistema de humedal construido*



*Nota:* Adaptado de DBT, (2019)

### b. Tipos de humedales artificiales

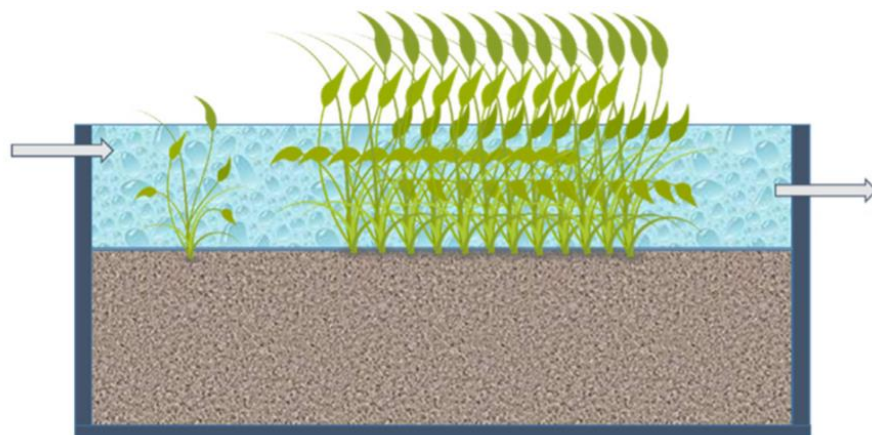
Hay varias configuraciones de diseño de humedales artificiales presentan los siguientes tipos:

### **i. Humedal artificial de superficie de agua libre**

El humedal artificial de superficie de agua libre es un humedal natural en el que las aguas residuales fluyen sobre la superficie. Se puede utilizar una amplia gama de plantas y tiene eficiencia media de eliminación de metales traza (53 % de hierro, 45 % de cobre, 52 % de zinc y 52 % de plomo), DBO y DQO (50 % -60 %), SST (70 % -80 %) y nitrógeno (50 %). % -65 %) (El-Sheikh et al., 2010).

### **Figura 3**

*Modelo de humedal artificial de superficie de agua libre*



*Nota:* Extraído de (Parde et al., 2020)

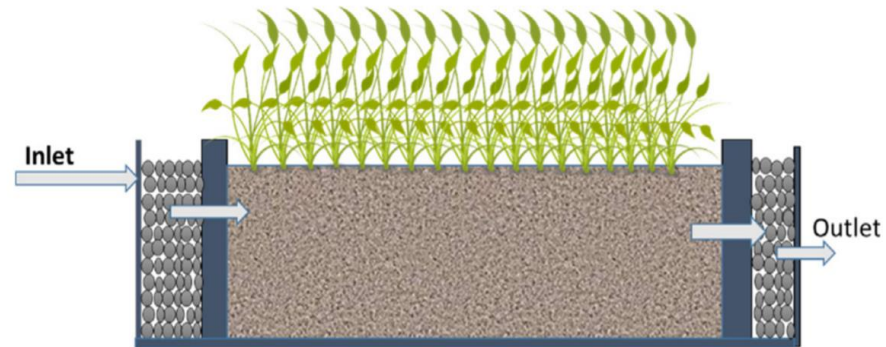
### **ii. Humedal artificial de flujo horizontal**

En este humedal construido las aguas residuales fluyen horizontalmente en el lecho del humedal artificial. En este humedal las aguas residuales se someten a condiciones aeróbicas y anaeróbicas. Las condiciones aeróbicas ocurren en la zona de la raíz y es eficaz para la eliminación de contaminantes como DBO<sub>5</sub>, DQO, nitrógeno amoniacal, fosfato, TSS, etc. (Solano et al., 2004).

El humedal construido de flujo horizontal se muestra en la Figura 4.

#### **Figura 4**

*Modelo de humedal artificial de flujo horizontal*



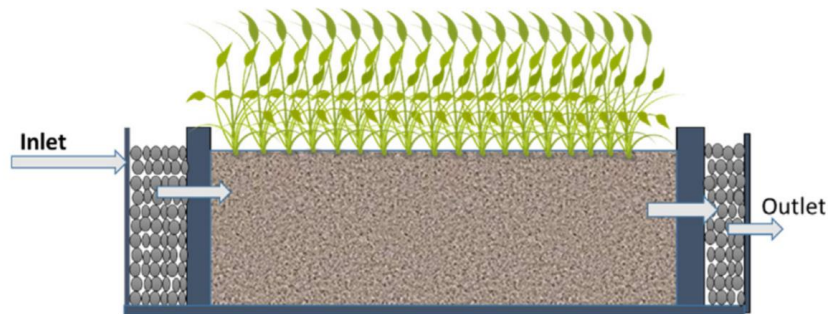
*Nota:* Extraído de (Parde et al., 2020)

#### **iii. Humedal artificial de flujo vertical**

El humedal artificial de flujo vertical es un humedal en el que las aguas residuales se sumergen desde la parte superior del humedal y se drenan desde la parte inferior. El humedal construido de flujo vertical ofrece condiciones aeróbicas, por lo tanto, logró una alta nitrificación,  $DBO_5$ , DQO y otras eliminaciones de contaminantes (Tilley, 2014). El humedal construido de flujo vertical se muestra en la Figura. 5.

#### **Figura 5**

*Modelo de humedal artificial de flujo horizontal*



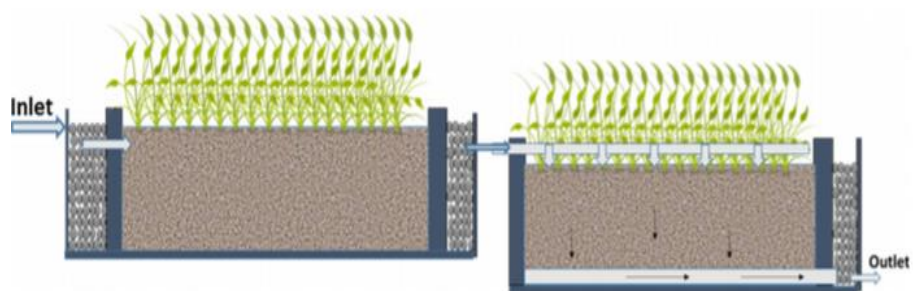
*Nota:* Extraído de (Parde et al., 2020)

#### **iv. Humedal artificial híbrido**

El humedal construido híbrido es un sistema que tiene una etapa de tratamiento múltiple, lo que significa una combinación de humedal horizontal y vertical. La eficiencia de remoción de humedales artificiales híbridos es mayor en comparación con otro tipo de humedales artificiales (Yazdania & Golestanib, 2019). El humedal artificial híbrido se muestra en la Figura 6.

**Figura 6**

*Modelo de humedal artificial híbrido*



*Nota:* Extraído de (Parde et al., 2020)

#### **c. Humedales artificiales y las macrófitas**

Las macrófitas son plantas con las hojas y tallos sumergidos, son bien conocidos como acumuladores para los metales pesados,

la razón por la que son utilizados como bioindicadores de la calidad del agua (Vasquez & Optaciano, 2016).

Las macrófitas acuáticas desempeñan un papel crucial en la dinámica de las corrientes. Existe una relación compleja entre las macrófitas acuáticas y el estado trófico de las aguas de río debido a los efectos de una amplia gama de las variables ambientales y en parte porque están sumergidas, las macrófitas pueden absorber los nutrientes de los sedimentos del río y/o de la columna de agua (Vasquez & Optaciano, 2016).

#### **i. Clasificación**

Las plantas macrófitas se clasifican según la fisiología y la morfología, además la manera de cómo se fija en el sustrato (Carrion & Liley, 2019).

- **Plantas macrófitas emergentes:** Aquellas plantas viven en suelos inundados de manera temporal o permanente, son habitualmente plantas perennes con sus sistemas reproductores aéreos.
- **Plantas macrófitas de hojas flotantes:** Viven en suelos anegados, sus órganos reproductores son aéreos y flotantes; principalmente son angiospermas.
- **Plantas macrófitas sumergidas:** Aquel tipo de planta la encontramos en todo tipo de áreas donde llega la luz solar y aproximadamente vive a más de 10 metros de profundidad. Este tipo de planta en su gran mayoría son tipo musgos, helechos, etc., se visualizan las angiospermas. Los órganos reproductores son sumergidos, aéreos y flotantes.
- **Plantas macrófitas flotantes libres:** Estas poseen hojas aéreas y tienen un gran tamaño.

## **ii. Metales pesados en macrófitas**

Las plantas macrófitas se caracterizan por crecer en ambientes contaminados por metales, estos metales se acumulan principalmente en las hojas viejas, raíces y organelos de la célula (Prasad, 1998).

En general, cuando se disuelven los metales procedentes de fuentes naturales o antropogénicas vienen en contacto con el agua salina, que se absorbe rápidamente a las partículas y es eliminado de la columna de agua a los sedimentos del fondo (Vasquez & Optaciano, 2016).

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

## **iii. Mecanismos de respuestas de macrófitas a metales pesados**

Los metales pesados pertenecen al grupo de componentes químicos inorgánicos persistentes no biodegradables con una masa atómica superior a 20 y una densidad superior a 5 g/cm<sup>3</sup> que tienen efectos citotóxicos, genotóxicos y mutagénicos en humanos o animales y plantas al influir y contaminar las cadenas alimentarias, el suelo, el riego o el agua potable, los acuíferos y la atmósfera circundante (Ali et al., 2013).

Los elementos esenciales juegan un papel fundamental en la estructura de enzimas y proteínas. Las plantas los requieren en pequeñas cantidades para su crecimiento, metabolismo y

desarrollo; sin embargo, la concentración de metales esenciales y no esenciales es un factor importante en el proceso de crecimiento de las plantas, de modo que su presencia en exceso puede conducir a la reducción e inhibición del crecimiento en las plantas (Zengin & Munzuroglu, 2005).

Los metales pesados a niveles tóxicos obstaculizan el funcionamiento normal de la planta y actúan como un impedimento para los procesos metabólicos de varias maneras, incluida la alteración o el desplazamiento de los bloques de construcción de la estructura de la proteína, que surge de la formación de enlaces entre metales pesados y grupos sulfhídrico (Hall, 2002), lo que dificulta grupos funcionales de moléculas celulares importantes, reemplaza o interrumpe la funcionalidad de metales esenciales en biomoléculas como pigmentos o enzimas, y afecta negativamente la integridad de la membrana citoplasmática, lo que resulta en la represión de eventos vitales en plantas como fotosíntesis, respiración y actividades enzimáticas. (Hossain et al., 2012).

Por otro lado, los niveles elevados de metales pesados están asociados con la mayor generación de especies reactivas de oxígeno, como los radicales libres de superóxido, los radicales libres de hidroxilo o las especies de radicales no libres (formas moleculares) como el singlete oxígeno y peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ), así como compuestos citotóxicos como el metilglioxal (MG), que pueden causar estrés oxidativo al alterar el equilibrio entre la homeostasis prooxidante y antioxidante dentro de las células vegetales (Sytar et al., 2013).

Esta condición implica la causa de múltiples trastornos de deterioro como la oxidación de proteínas y lípidos, fuga de iones, ataque de ADN oxidativo, desequilibrio redox y



desnaturalización de la estructura celular y la membrana, lo que finalmente resulta en la activación de las vías de muerte celular programada (PCD) (Sharma et al., 2012).

Las plantas emplean diversas estrategias de defensa inherentes y extrínsecas para la tolerancia o la desintoxicación cuando se enfrentan a la condición estresante causada por las altas concentraciones de metales pesados. Como primer paso hacia el tratamiento de la intoxicación por metales, las plantas adoptan una estrategia para evitar la aparición de estrés mediante la restricción de la absorción de metales del suelo o su exclusión, evitando la entrada de metales en la raíz de la planta (Viehweger, 2014).

#### **iv. Mecanismos de defensa empleados por las macrófitas contra el estrés metales**

Como se indicó anteriormente, algunas de las moléculas biológicas involucradas en la desintoxicación de metales celulares pueden ser multifuncionales y tener actividades antirradicales, quelantes o antioxidantes. La explotación y la regulación positiva de cualquiera de estos mecanismos y biomoléculas puede depender del crecimiento de las especies de plantas, el tipo y el nivel de tolerancia de los metales, la Algunos de los mecanismos de defensa utilizados por las plantas contra los metales pesados se analizarán a continuación.

##### **Fitoquelatinas**

Uno de los mecanismos adoptados por las plantas para desintoxicar metales pesados es la producción de repeticiones ricas en tiol de péptidos de bajo peso molecular de bajo peso molecular sintetizados a partir de glutatión rico en azufre (GSH) con la estructura general de la enzima fitoquelatina sintasa

(PCS),  $\gamma$ -glutamil-cisteinil)-glicina que tienen una alta afinidad para unirse a metales pesados cuando están en niveles tóxicos (Lee et al., 2003).

Las fitoquelatinas, como una vía para la homeostasis y la desintoxicación de metales. En las plantas, se encuentra que las fitoquelatinas son parte del acto defensivo no solo contra el estrés relacionado con el metal sino también en respuesta a otros factores estresantes como el exceso de calor, sal, UV-B y herbicida. Se informa que las fitoquelatinas se usan como biomarcadores para la detección temprana del estrés metales pesados en plantas. El citosol es el lugar donde las fitoquelatinas se fabrican y se envían activamente desde allí en forma de complejos metal-fitoquelatinas de alto peso molecular a la vacuola como su destino final. Se ha sugerido que el transporte está mediado por el transportador dependiente de Mg ATP o el transportador de casete de unión a ATP (ABC) (Emamverdian et al., 2015).

La inducción precipitada de fitoquelatinas ocurre dentro de las células como resultado de los niveles variables de múltiples tipos de metales pesados donde las fitoquelatinas a través de grupos sulfhídrido y carboxilo pueden unirse a algunos cationes y aniones metales pesados como Cd, Cu, Ag, Zn, Pb, Ni y Ar (Cobbett, 2000).

Sin embargo, se ha encontrado que los iones  $\text{Cd}^{2+}$  son el estimulador más eficaz de la síntesis de PC, donde son de 4 a 6 veces más fuertes en la inducción de fitoquelatinas que  $\text{Cu}^{2+}$  y  $\text{Zn}^{2+}$  en cultivos celulares de rauwolfia serpentina y abeto rojo (*Picea rubens* Sarg), respectivamente. Las PC se pueden producir y acumular tanto en las raíces como en los órganos aéreos. Sin embargo, la mayoría de los estudios sugieren que

tienden a ser biosintetizados primero y se acumulan en las raíces. Se ha demostrado que, en girasol expuesto a la intoxicación por Cd, los niveles de fitoquelatinas en las raíces fueron al menos dos veces mayores que en las hojas (Cobbett, 2000).

### **Metalotioneínas**

Es una familia de proteínas o polipéptidos citoplasmáticos de bajo peso molecular, ricos en cisteína, que se encuentran en una amplia variedad de organismos eucariotas, incluidos hongos e invertebrados, mamíferos y plantas, así como algunos procariontes. A diferencia de las fitoquelatinas que son producto de péptidos sintetizados enzimáticamente, las metalotioneínas se sintetizan como resultado de la traducción de ARNm (Verkleij et al., 2003).

Mientras que las fitoquelatinas en las plantas pueden lidiar principalmente con la desintoxicación de Cd, las metalotioneínas parecen ser capaces de mostrar afinidad con una mayor gama de metales como Cu, Zn, Cd y As. Las metalotioneínas exhiben diferentes características y funcionalidades basadas en su presencia en diferentes organismos; sin embargo, a medida que aumenta nuestra comprensión de los roles de las metalotioneínas de plantas y dado el hecho de que las metalotioneínas de plantas son extremadamente variados en términos de sus propiedades moleculares y características estructurales, es probable que tengan más y diversas funciones en la planta que cualquier otro ser vivo. (Grennan, 2011).

Hay una miríada de diferentes factores endógenos y exógenos distintos de los metales pesados que pueden inducir la producción y expresión de metalotioneínas. De estos, pueden mencionarse el estrés osmótico, la sequía, las temperaturas

extremas, la deficiencia de nutrientes, la liberación de varias hormonas, la senescencia de tejidos inducida por la oscuridad y la naturaleza, las lesiones y las infecciones virales (Yang & Chu, 2011).

#### **d. Remoción de sulfato y transformación de azufre en humedales artificiales**

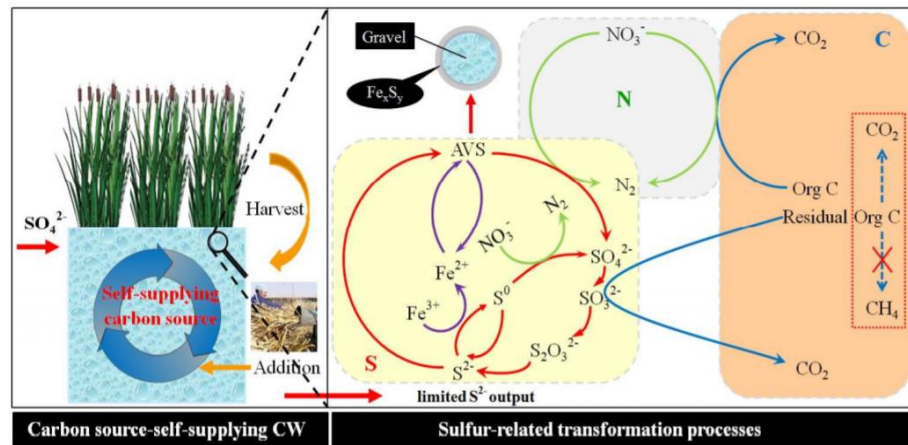
Los humedales artificiales son tecnologías prometedoras si la mayoría del azufre (S) pudiera inmovilizarse o disiparse en sus lechos. La transformación del azufre por humedales artificiales se ha vuelto cada vez más importante en los últimos años debido a las altas actividades de reducción y oxidación (Wu et al., 2013).

Las plantas de los humedales cumplen efecto marginal en la remoción de sulfato, teniendo una relación directa con el uso de sus hojarasca ricas en carbono que promueve en gran medida la remoción de sulfato. Las gravas del humedal inmovilizan el S en la superficie. El S en la superficie de la grava se presenta como sulfuro ácido volátil y dos estados de valencia, S (-2) y S (0). En el agua de los poros de la grava hay presencia de S elemental y tiosulfato como intermedios.

El papel importante de la desnitrificación mixotrófica impulsada por S en los humedales artificiales podría eliminar eficazmente el nitrato junto con la oxidación del sulfuro, lo que puede conducir a la eliminación simultánea de orgánicos, nitrato y sulfatos sin un exceso de producción de sulfuro tóxico.

#### **Figura 7**

*Modelo de la biotransformación del azufre y remoción de sulfato*



Nota: Extraído de (Y. Chen et al., 2016)

## 2.3. Marco conceptual

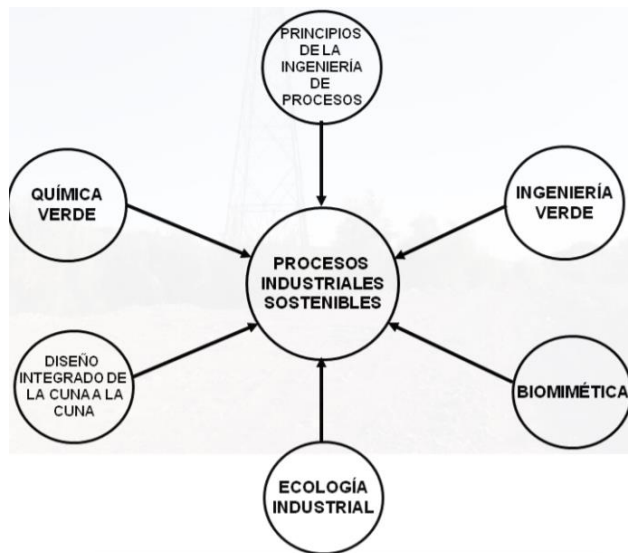
### 2.3.1. Ecología Industrial

Un proceso químico industrial es un conjunto de actividades que usa racionalmente la energía para transformar elementos de entrada como materia prima e insumos en elementos de salida como productos, subproductos, residuos y desechos; manteniendo en todo momento las condiciones de operación para lograr procesos eficientes. Los conjuntos de actividades unitarias se pueden ser operaciones unitarias o procesos unitarios. (Pérez & Meza, 2013).

Como respuesta a esto, la ecología industrial presenta un enfoque para diseñar sistemas industriales que promueven sistemas que son menos dañinos para el medio ambiente. El enfoque es buscar un equilibrio razonable entre las ganancias industriales y la gestión ambiental y, por lo tanto, puede contribuir al desarrollo sostenible (Dincer & Rosen, 2007).

### Figura 8

*Fundamentos para el diseño de procesos*



*Fuente:* Extraído de (Pérez & Meza, 2013)

Los objetivos de la industria deben ser la conservación y mejora del medio ambiente. Con el aumento de la actividad industrial en todo el mundo, es necesario desarrollar nuevas formas de realizar grandes mejoras en las interacciones industriales con el medio ambiente (Baas & Boons, 2000).

Este enfoque ecológico para gestionar los desechos humanos invita a participar de manera más armoniosa en el reciclaje de materia, utilizando fuentes de energía renovables e imitando los estados entrópicos bajos de la naturaleza para mantener los sistemas de soporte vital de los que nuestra economía forma parte.

### **2.2.5. Sostenibilidad y tratamiento de las aguas**

El agua es el recurso elemental para el desarrollo de la vida. Sin embargo, el 97 % de los recursos hídricos del mundo aparece como agua salada en mares y océanos. Solo el 3 % se puede utilizar potencialmente para necesidades humanas (usos domésticos, agrícolas, ganaderos e industriales); y una gran parte de esta agua dulce (alrededor del 90 %) se encuentra en

forma de glaciares y casquetes polares, por lo que no está directamente disponible para los humanos (Pariente et al., 2019).

Por tanto, solo el 0,4 % del agua del mundo son accesibles a las necesidades de la humanidad como parte de los acuíferos, ríos, embalses, lagos y la atmósfera, y < 0,01 % aparece como agua superficial (Pariente et al., 2019).

#### **2.2.6. Contaminación de agua**

Los principales mecanismos de transporte a las aguas superficiales y subterráneas son las descargas directas de las aguas de proceso, las aguas de mina, escurrimiento superficial y la infiltración. Otros impactos lo conforman la descarga superficial de sedimentos contaminantes, la reducción del pH, la destrucción de ecosistemas hídricos y la contaminación de agua potable (Muqui, 2015).

La presencia de sulfuros en los residuos y labores mineras da como consecuencia la formación de drenaje ácido de mina (DAM) con altos contenidos de metales pesados y arsénico. La formación de DAM se debe a la oxidación del agua y oxígeno, reaccionando para formar ácidos sulfúricos que fácilmente disuelven metales como el hierro, cobre, aluminio y plomo, este proceso puede ser natural, pero el desarrollo minero puede acelerar en gran medida la velocidad a la que se produce tales reacciones (Muqui, 2015).

Las aguas superficiales se pueden contaminar debido a la erosión y descarga de sedimentos y/o materiales provenientes de los tajos, pilas de lixiviación, relaveras, desmonte, etc. (Muqui, 2015).

## **A. Tipos de contaminación**

El agua presenta diferentes tipos de contaminación, por ejemplo:

- **Contaminación natural:** Consiste en la presencia de diversas sustancias en el agua (partículas sólidas, residuos vegetales, animales excrementos, etc.) sin intervención humana, debido al clima y la vida natural. Estos contaminantes se degradan y eliminan de forma natural mediante procesos físicos, químicos y biológicos (Herrera Melian, 2020).
- **Contaminación urbana:** Es el resultado del uso de agua en áreas urbanas (viviendas, comercios, hospitales, etc.). Se caracteriza por un alto contenido en desechos fecales y alimentarios y por la presencia de diferentes productos químicos comunes (detergentes, cosméticos, medicamentos, etc.) (Herrera Melian, 2020).
- **Contaminación agrícola y ganadera:** Resulta del uso de agua en la agricultura, lo que lleva a la contaminación del agua con pesticidas, biocidas y fertilizantes. La contaminación más importante se debe a los desechos orgánicos (Herrera Melian, 2020).
- **Contaminación industrial:** Es el resultado del uso de agua en actividades industriales (aguas de proceso, limpieza y enfriamiento). Suele producir un fuerte efecto sobre los ecosistemas, pero esto depende del tipo de industria (Herrera Melian, 2020).

### **2.2.7. Metales pesados**

Por metales pesados se entiende a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y sea tóxico o venenoso en concentraciones bajas y que no se pueden



degradar por medios naturales, además que son peligrosos porque tienden a bioacumularse en el organismo pudiendo causar daños severos (Gómez, 2013).

#### **2.2.8. *Ecotoxicología***

Estudia los efectos tóxicos provocados por los contaminantes sobre los ecosistemas, provee un significado de la valoración del riesgo de las poblaciones naturales de organismos cuando son expuestas a un estrés ambiental tal como la presencia de un contaminante o la mezcla de ellos y la influencia que las condiciones ambientales tienen sobre el comportamiento del tóxico (Gómez, 2013).

#### **2.2.9. *Plantas macrófitas o acuáticas***

Las plantas acuáticas requieren una gran cantidad de agua en sus raíces para poder vivir, estas crecen en medios húmedos y completamente inundados, básicamente tienen los mismos requerimientos nutricionales de las plantas terrestres.” El diccionario de botánica y reafirmado por el doctor P. Font, define a las plantas palustres o plantas macrófitas como aquellas que viven encharcadas por períodos largos de tiempo en terrenos inundados durante toda su vida (Muñoz & Yair, 2019).

#### **2.2.10. *Co-tratamiento de aguas ácidas***

Co-tratamiento sinérgico mezclando las aguas ácidas de mina (ADM) con aguas residuales urbanas (ARU), produciendo un bajo costo de operación y altas eficiencias mejorando con éxito la calidad del agua (Strosnider & Nairn, 2010).

### **2.3. Definición de términos básicos**

**Co-tratamiento:** Tratamiento que aborda aspectos del tratamiento pasivo y activo de agua o drenaje ácido de mina (ADM) y tratamiento

activo de agua residual urbana (ARU) convencional, con enfoque sinérgico. Permite que la alcalinidad, nutrientes y sustratos orgánicos de ARU sean mezclados y controlados para lograr el mejoramiento sustancial de la calidad del agua sin la necesidad de energía continua o insumos de materiales refinados (Strosnider & Nairn, 2010).

**Humedal artificial:** Los humedales artificiales, son sistemas de tratamiento acuático en los que se usan plantas y organismos relacionados para el tratamiento de aguas residuales (Paredes Salazar, 2015).

**Macrófitas:** Plantas acuáticas utilizadas para el tratamiento mediante humedales artificiales.

**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. Se aplica al grupo de los metales y metaloides con densidad atómica superior a 4 g/cm<sup>3</sup> o 5 veces mayor que el agua o más (Ullah et al., 2015).

**Remoción de sulfatos:** La remoción de sulfatos es uno de los procesos más complejos debido a su alta solubilidad y estabilidad en el agua. Por otro lado, cantidades elevadas pueden superar las capacidades de los órganos como el intestino para su absorción al igual que otros efectos toxicológicos en diferentes seres vivos.

**Fitorremediación:** La fitorremediación es emplear la capacidad que tienen algunas plantas para poder absorber, metabolizar o acumular los contaminantes presentes en el aire, suelo y agua como: metales radioactivos, metales pesados, compuestos derivados del petróleo y compuestos orgánicos (Muñoz & Yair, 2019).

### III. HIPÓTESIS Y VARIABLES

#### 3.1. Hipótesis

##### 3.1.1. *Hipótesis General*

Las condiciones de operación de humedales artificiales tienen un alto efecto en la remoción de contaminantes del efluente del co-tratamiento de aguas ácidas de la laguna Quiulacocha.

##### 3.1.2. *Hipótesis Específicas*

- La densidad de siembra de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) tiene un efecto positivo y significativo en la remoción de sulfatos en el efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas de la laguna Quiulacocha.
- La presencia de sustrato en un humedal tiene influencia positiva y significativa en la remoción de sulfatos en el efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas de la laguna Quiulacocha.
- La densidad de siembra de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) tiene un efecto positivo y significativo en la remoción de hierro en el efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas de la laguna Quiulacocha.
- La presencia de sustrato en un humedal tiene una influencia positiva y significativa en la remoción de hierro en el efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas de la laguna Quiulacocha.

### 3.2. Definición de las variables

**Tabla 2**

*Conceptualización de variables*

<b>Variable Independiente</b>	<b>Definición conceptual</b>	<b>Definición operacional</b>
<b>V<sub>1</sub> =</b> Condiciones de operación de humedales artificiales.	Los humedales artificiales, son sistemas de tratamiento acuático en los que se usan plantas y organismos relacionados para el tratamiento de aguas residuales (Paredes Salazar, 2015). Estos sistemas se pueden manipular generando condiciones para obtener múltiples efectos y es propicio para el uso de plantas potenciales en remoción como el Vetiver.	Las condiciones de operación del humedal artificial se establecerán a partir de la variación de La densidad de siembra de Vetiver y la presencia de sustrato en el humedal artificial.
<b>Variable Dependiente</b>	<b>Definición conceptual</b>	<b>Definición operacional</b>
<b>V<sub>2</sub> =</b> Remoción de contaminantes	Capacidad para disminuir la carga de un grupo de concentración, especificaciones, sustancias orgánicas e inorgánicas en el tratamiento de agua (Murphy, Ramos & Salcedo, 2017).	Medición de las concentraciones de contaminantes como hierro y sulfatos antes y después del tratamiento mediante humedales usando Vetiver y sustrato.

### 3.3. Operacionalización de variables

Tabla 3

Matriz de operacionalización

Variable	Definición operacional	Dimensiones	Indicadores	Índice Valor final	Método de investigación	Técnica
<b>V1: (Independiente)</b> Condiciones de operación de humedales artificiales.	Las condiciones de operación se medirán a partir de experimentos en función a variación de la densidad de siembra y presencia del sustrato en el humedal artificial.	<b>D.1.1</b> Densidad de siembra	Masa de Vetiver ( <i>Chrysopogon zizanioides</i> ) /	22 g/L	Humedal con sustrato	Observación experimental
			Volumen efluente de co-tratamiento que ingresa al humedal	36 g/L		
		<b>D.1.2</b> Sustrato	Presencia de sustrato	Humedal sin sustrato		
<b>V2: (Dependiente)</b> Remoción de contaminantes	Medición de las concentraciones de contaminantes como hierro y sulfatos antes y después del tratamiento mediante humedales artificiales.	<b>D.2.1</b> Eficiencia de remoción de contaminantes	Porcentaje de remoción de hierro	%	Hipotético-deductivo	EW_EPA300_0
			Porcentaje de remoción de sulfatos	%		EW_EPA200_8

## IV. DISEÑO METODOLÓGICO

### 4.1. Tipo y diseño de Investigación

#### 4.1.1. Tipo

Según la finalidad que se persigue el tipo de investigación es básica que se ocupa del objeto de estudio sin considerar una aplicación inmediata, pero teniendo en cuenta que, a partir de sus resultados y descubrimientos, pueden surgir nuevos productos y avances científicos (Vargas Cordero, 2009).

Es de tipo explicativo cuyo objetivo principal es la verificación de hipótesis causales, es decir que explican las causas de los hechos, fenómenos, eventos y procesos naturales o sociales permitiendo establecer conclusiones y explicaciones. (Hernández Sampieri et al., 2018).

Según el enfoque es de tipo cuantitativo, debido a que los datos son numéricos y estos se deben analizar con métodos estadísticos. (Hernández Sampieri et al, 2018).

#### 4.1.2. Diseño

La presente investigación es experimental, porque se va a “elegir o realizar una acción”, interviniendo en la variable independiente y después recoger la información de las consecuencias del experimento para analizar el efecto (Hernández Sampieri et al., 2018).

##### a. Diseño del experimento

###### i. Selección y acondicionamiento de la Vetiver

El material de análisis corresponde al Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), que se obtuvo dentro del área de cultivo de un invernadero en Villa el Salvador.

El Vetiver obtenido se aclimató y acondicionó en dispositivos de vidrio en medio acuoso con solución hidropónica durante 1 semana, como se puede observar en la figura 9.

## Figura 9

*Vetiver (Chrysopogon zizanioides)*

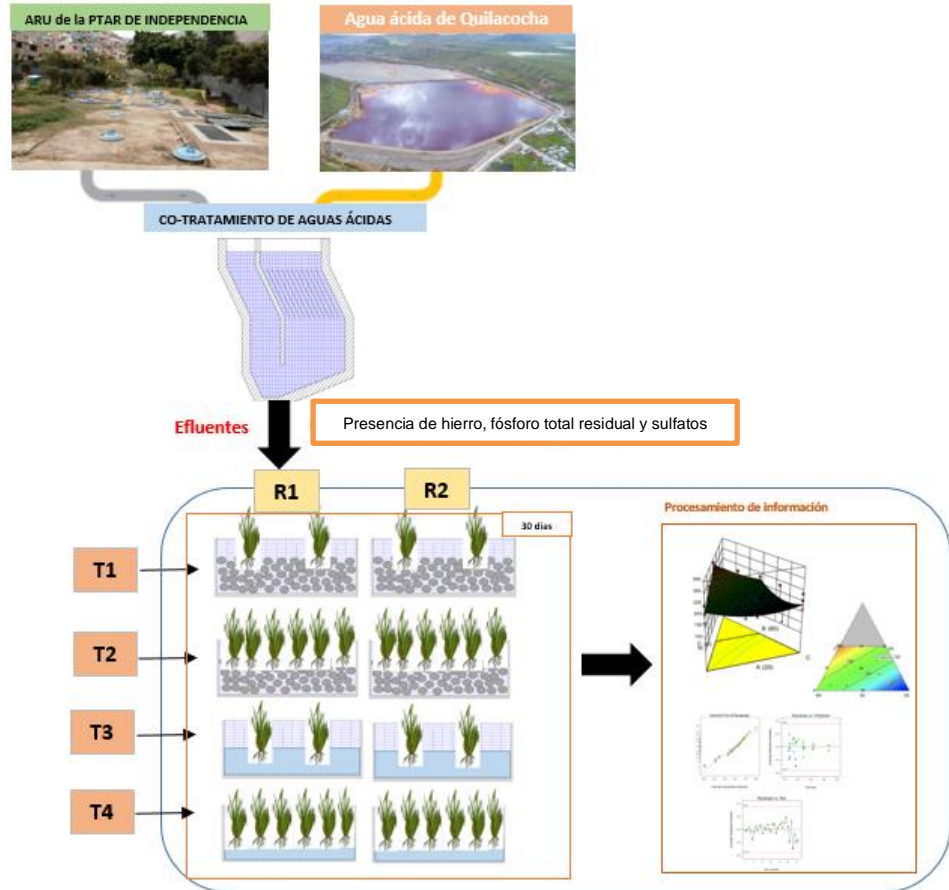


### ii. Diagrama de procesos

A continuación, se presenta un diagrama explicativo de la investigación a realizar.

**Figura 10**

*Flujograma del proceso de tratamiento*



### iii. Acondicionamiento del lugar de experimentación

Se acondicionó el área donde se instalaron 8 humedales artificiales tipo lote a escala de laboratorio, el lugar donde se realizaron las experiencias fue el quinto piso de la Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales en el área de laboratorio de biología, el área utilizada fue de 4 m de largo por 4 m de ancho.

### iv. Recolección de agua residual urbana

El agua residual urbana se recolectó de las instalaciones de la planta de tratamiento de agua residual (PTAR) del distrito de Independencia, Lima, estas aguas residuales pasaron por un



tratamiento primario de rejas, sedimentador y tanque ecualizador, el cual se puede visualizar en la figura 11.

### **Figura 11**

*Agua residual urbana ingresando a la PTAR de Independencia*



#### **v. Recolección del agua ácida de la laguna ácida Quiulacocha**

Se recolectó agua ácida de laguna Quiulacocha en Pasco, en un volumen de 0,02 m<sup>3</sup>, usando el protocolo de monitoreo de agua según R.J. 010-2016-ANA.

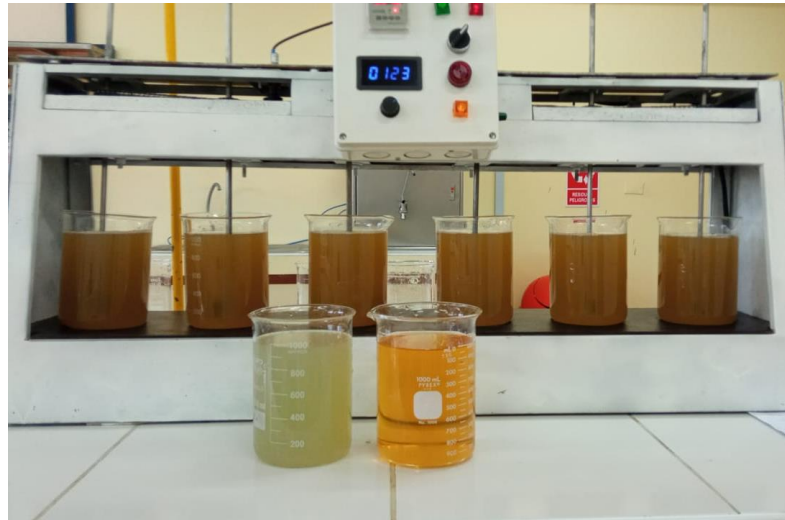
#### **vi. Preparación de los efluentes del co-tratamiento**

Se realizó el co-tratamiento mezclando agua residual urbana de la PTAR de Independencia y el agua ácida de la laguna Quiulacocha en una relación de volumétrica de 1 agua ácida: 12 agua residual urbana (V/V) mediante el uso de equipamiento de prueba de jarras con una velocidad de agitación lenta de 120 RPM durante 5 minutos, el agua residual o efluente resultando de esta mezcla sinérgica según figura 12, aun contenían residuales de contaminantes según el análisis de parámetros en el laboratorio Analytical Laboratory E.I.R.L (ver anexo 3). Posteriormente fueron tratadas por los humedales artificiales tipo lote que se condicionaron usando la

Vetiver y el sustrato. Finalmente se acondicionaron a diferentes densidades de siembra y presencia o ausencia de sustrato.

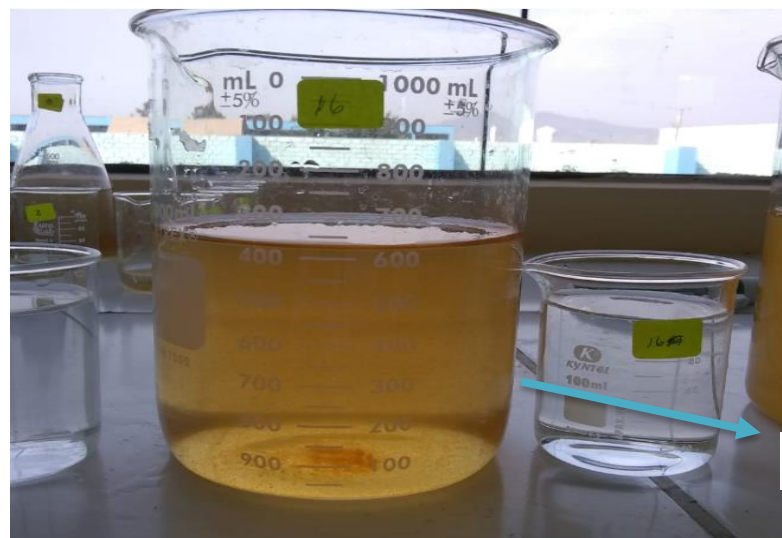
**Figura 12**

*Co-tratamiento de aguas ácidas y agua residual urbana*



**Figura 13**

*Efluente del co-tratamiento de las aguas ácidas y agua residual urbana*



**Efluente**

## vii. Construcción del humedal

Se construyeron 8 humedales artificiales de 20 cm de ancho, 40 cm de largo y 40 cm de alto elaborado con vidrio, dentro del humedal se introdujeron el efluente del co-tratamiento a tratar y el sustrato que en este trabajo fue grava de 1/2". Este acondicionamiento se llevó a cabo en el laboratorio de biología

### Figura 14

*Instalación y dimensionamiento del humedal artificial*



## viii. Procedimiento experimental

### Diseño experimental

Para esta investigación se adoptó un diseño factorial de arreglo  $2^2$  como resultado 4 tratamientos, pero cada tratamiento se realizó por duplicado. Los factores son F1: densidad de siembra de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y F2: presencia de sustrato en el humedal artificial, cada uno con dos niveles de medición teniendo como respuestas la remoción de hierro (FeT) y sulfatos. Así también se

midieron parámetros físico-químicos como nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ) en el tratamiento que presentó mejores resultados de porcentaje de remoción de tal manera que brinde una mejor explicación sobre los procesos presentados en el sistema y contraste la hipótesis.

**Tabla 4**

*Diseño experimental referente a los parámetros inorgánicos*

N° de tratamiento	Densidad vetiver ( <i>Chrysopogon zizanioides</i> )	Presencia de sustrato	% de Remoción de hierro (FeT)		% de Remoción de sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ )	
	g/L		R1	R2	R1	R2
T <sub>1</sub>	22	Con sustrato				
T <sub>3</sub>	22	Sin sustrato				
T <sub>2</sub>	36	Con sustrato				
T <sub>4</sub>	36	Sin sustrato				

**Tabla 5**

*Análisis de parámetros físico-químicos e inorgánicos del tratamiento con mayor eficiencia de remoción*

N° de tratamiento	% de Remoción de $\text{NO}_3^-$
T <sub>i</sub>	

### **ix. Determinación del porcentaje de remoción**

El porcentaje de remoción (*PR*) de los contaminantes de hierro y sulfatos se determinó mediante comparación de sus mediciones antes y después para cada prueba experimental, utilizando la siguiente ecuación:

$$PR = \frac{C_i - C_f}{C_i} 100$$

donde

$C_i$ : concentración inicial del contaminante (mg/L)

$C_f$ : concentración final del contaminante (mg/L)

### **4.2. Método de investigación**

El método de investigación fue el enfoque Hipotético-Deductivo, que implica partir desde la hipótesis inferida hasta las deducciones que se demuestran de manera empírica y si hay correspondencia con los hechos, se comprueba la veracidad o no de la hipótesis (Rodríguez & Perez, 2017). Para el presente trabajo de investigación se partió de una hipótesis inferida de principios de fitorremediación de metales y sulfatos influenciada por las condiciones de operación de humedales artificiales tipo lote y superficie de agua libre conformado por Vetiver y grava, a escala laboratorio.

### **4.3. Población y muestra**

#### **Población**

En el laboratorio de la Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales se preparó un volumen de 150 L de efluente de co-tratamiento a partir de las aguas ácidas provenientes de la laguna Quiulacocha, Pasco y el agua residual urbana de la PTAR del distrito de Independencia, Lima, en una relación de 1/12 (V/V), respectivamente.

#### **Muestra**

Se tomó 2 L del efluente del co-tratamiento para la caracterización en el laboratorio Analytical Laboratory E.I.R.L. Se tomaron 16 muestras de 500 mL, correspondientes a las pruebas experimentales realizadas.

## **Muestreo**

El tipo de muestreo utilizado es no probabilístico.

### **4.4. Lugar de estudio**

El humedal artificial tipo lote y superficie de agua libre se acondicionó en el laboratorio de biología y el análisis de los parámetros del efluente del co-tratamiento y del humedal artificial se realizaron en el laboratorio de análisis químico de la Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales de la Universidad Nacional del Callao.

### **4.5. Técnicas e instrumentos de recolección de información**

#### ***4.5.1. Técnica de recolección de datos***

Para las técnicas de recolección de datos se usó la técnica de observación experimental y los instrumentos y equipos de medición del laboratorio.

##### **a. La observación experimental.**

Se utilizó los sentidos de la vista para recoger información acerca de la influencia de las condiciones de operación (Vetiver y grava) en la remoción de contaminantes a través de la recolección de datos para su posterior comprobación.

##### **b. Técnicas de medición de parámetros en laboratorio.**

Se aplicaron para medir y analizar los resultados cuantitativos de la variable respuesta de la siguiente manera:

Para la medición de sulfatos se utilizó el método turbidimétrico en el cual el ion sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) precipitó en un medio de ácido acético con cloruro de bario ( $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) para formar cristales de sulfato de bario ( $\text{BaSO}_4$ ) de tamaño uniforme. La absorbancia de luz de la suspensión de  $\text{BaSO}_4$  se midió con un fotómetro y la concentración de  $\text{SO}_4^{2-}$  se determinó comparando la lectura con una curva estándar (calibración), según el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

Para la medición del hierro se utilizó el método colorimétrico y el método de absorción atómica, donde el hierro oxidado por el peróxido de hidrogeno, se combina con el ion tiocianato en medio ácido, para formar complejos de color rojo sangres susceptibles de una determinación espectrofotométrica, según COVENIN 3169-95.

**Tabla 6**

*Métodos analíticos*

<b>Parámetro</b>	<b>Unidades</b>	<b>Método</b>
Sulfatos	mg/L	EW_EPA300_0
Nitrato	mg/L	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2130 B

**Tabla 7**

*Métodos de ensayo para parámetro metálico*

<b>Parámetro</b>	<b>Unidades</b>	<b>Método</b>
Hierro	mg/L	EW_EPA200_8

#### **4.5.2. Instrumento de recolección de datos**

Se utilizaron los siguientes instrumentos de recolección:

- Ficha de observación: Se usaron fichas de registro de observación especificando el punto de monitoreo y volumen de agua en los humedales tipo lote y superficie de agua libre.
- Los instrumentos y equipos de laboratorio

**Tabla 8**

*Instrumento de medición de parámetros inorgánicos*

<b>Parámetro</b>	<b>Unidades</b>	<b>Instrumento</b>
Nitrato	mg/L	Espectrofotómetro
Sulfatos	mg/L	Espectrofotómetro

**Tabla 9**

*Instrumento de medición de parámetro metálico*

<b>Parámetro</b>	<b>Unidades</b>	<b>Equipo</b>
Hierro	mg/L	Espectrofotómetro

#### **4.6. Análisis y procedimientos de datos**

Para el análisis se utilizó un diseño de experimentos, el cual considera un diseño factorial de 2 factores (densidad de siembra, presencia de sustrato) y 2 niveles para cada factor. Se verificó el ajuste del modelo mediante el análisis estadístico de varianza, y se redujo despreciando los términos que no fuesen significativos ( $p < 0,05$ ).

Para el planteamiento del diseño de experimentos se evaluó el modelo factorial usando el software MINITAB v19 y Microsoft Excel 2016.



## V. RESULTADOS

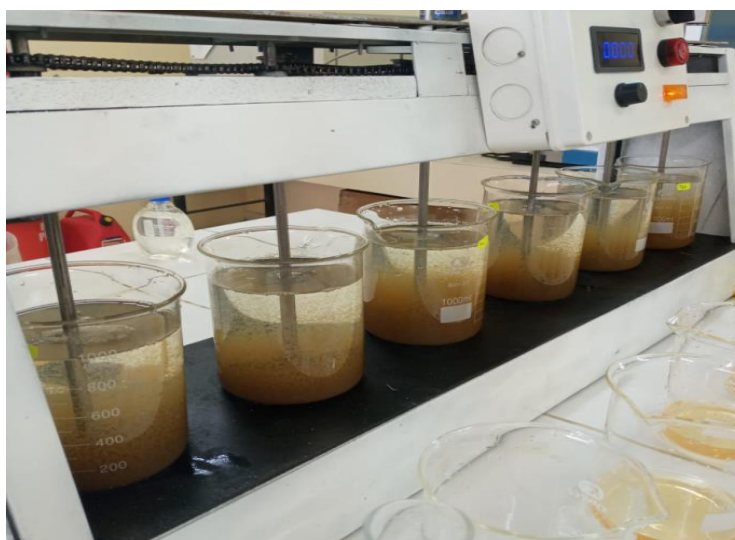
### 5.1. Resultados descriptivos.

#### 5.1.1. Resultado del co-tratamiento mediante prueba de jarras (ADM/ARU)

La preparación del efluente de co-tratamiento mediante prueba de jarras (ver figura 15) al combinar las aguas ácidas de mina presentes en la laguna Quiulacocha y aguas residuales urbanas de la PTAR de Independencia, mostraron las siguientes características en la tabla 10.

#### Figura 15

*Preparación del efluente de co-tratamiento*



**Tabla 10**

*Resultados físico-químicos del efluente del co-tratamiento mediante prueba de jarras*

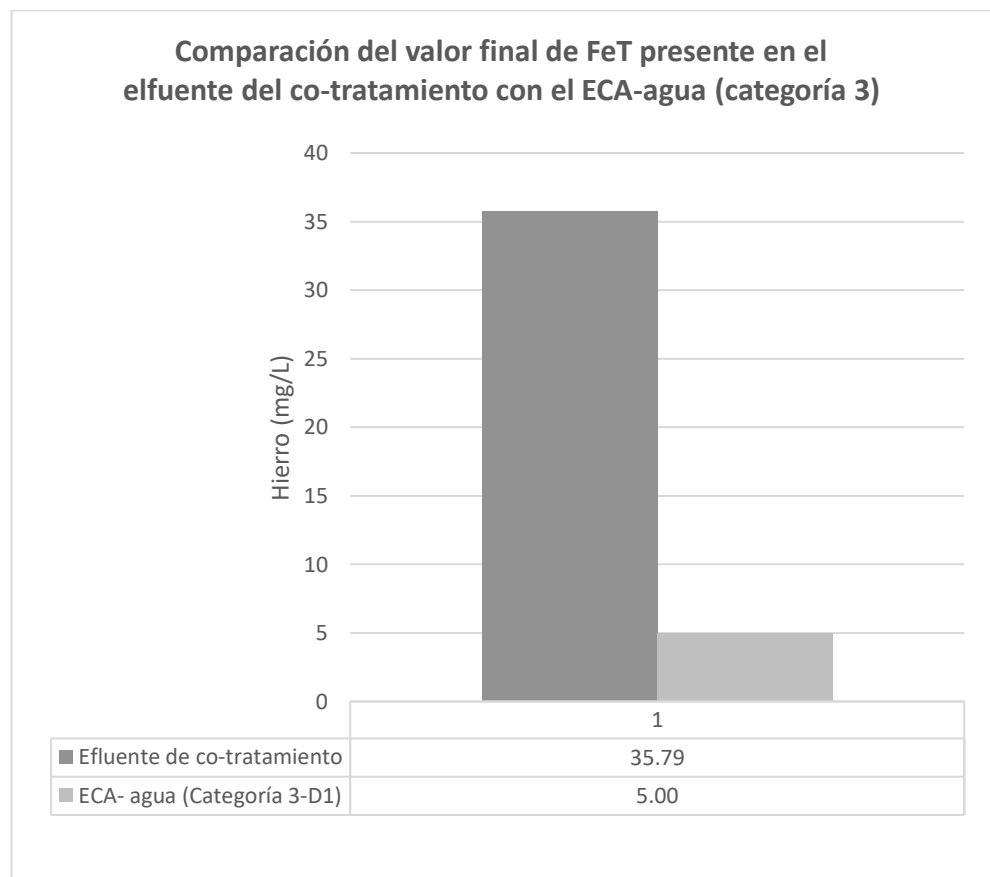
Parámetro	Unidad	Valor
Hierro	mg/L	35,79
Sulfatos	mg/L	1542,8

Fuente: Laboratorio Acreditado ALAB

La tabla 10 muestra los valores de los parámetros del efluente del co-tratamiento que presentan concentraciones de sulfatos de 1542,8 mg/L y de hierro 35,79 mg/L, los cuales fueron comparados con los valores establecidos en el Estándar de Calidad de Agua – categoría 3 – D1 según figura 16 y 17.

**Figura 16**

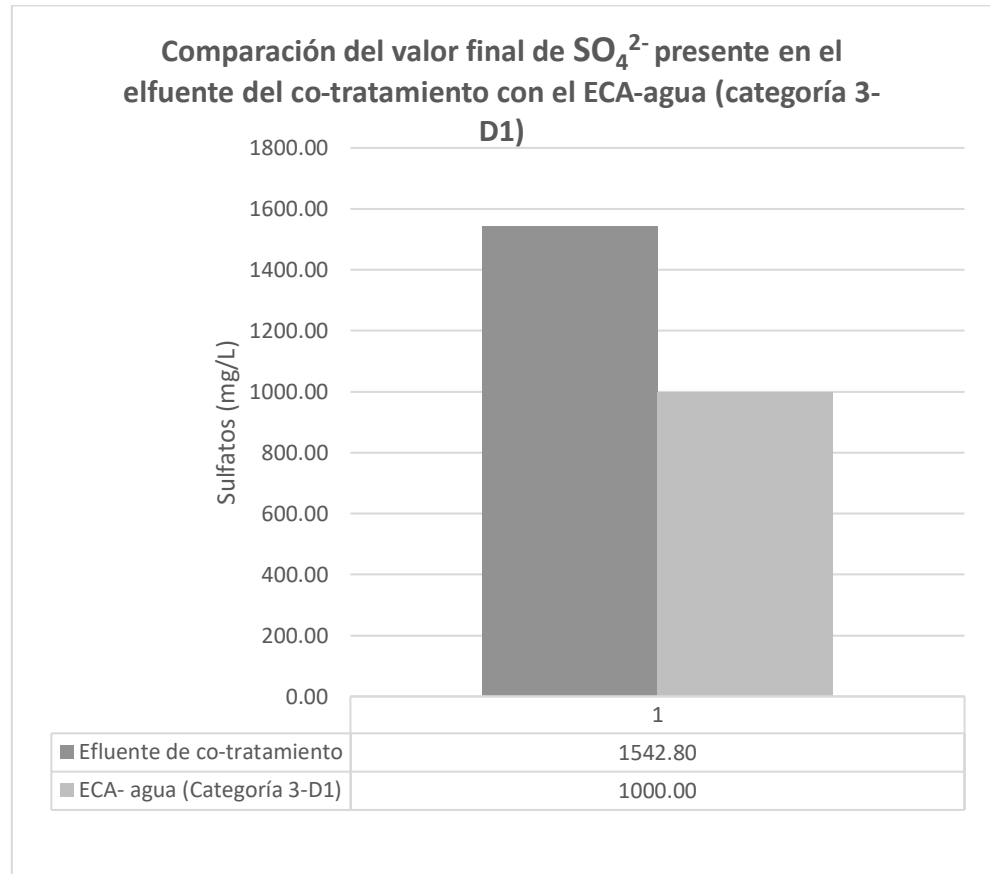
*Comparación del valor de FeT presente en el efluente de co-tratamiento con el ECA-agua (categoría 3-D1)*



Según la figura 16 se observa que el valor de hierro obtenido del efluente de co-tratamiento es alto en comparación al valor establecido por el ECA- agua (categoría 3-D1), presentando una diferencia de 30,79 mg/L.

**Figura 17**

*Comparación del valor de  $\text{SO}_4^{2-}$  presente en el efluente de co-tratamiento con el ECA-agua (categoría 3-D1)*



Según la figura 17 se observa que el valor de sulfatos obtenido del efluente de co-tratamiento es alto en comparación al valor establecido por el ECA- agua (categoría 3-D1), presentando una diferencia de 542,80 mg/L.

**5.1.2. Resultados experimentales de los tratamientos**

La tabla 11 muestra el porcentaje de remoción y valores finales de los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> y T<sub>4</sub> para el hierro y sulfatos respectivamente.

**Tabla 11***Resultados experimentales de los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> y T<sub>4</sub>*

<b>N° Tratamiento</b>	<b>Repeticiones</b>	<b>Tipo de sustrato</b>	<b>Densidad de planta (g/L)</b>	<b>FeT (mg/L)</b>	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (mg/L)</b>
Tratamiento T <sub>1</sub>	R1	Con grava	22	1,44	712,86
	R1	Con grava	22	1,62	1067,38
	R2	Con grava	22	1,41	2505,79
	R2	Con grava	22	1,18	1875,59
Tratamiento T <sub>2</sub>	R1	Con grava	36	1,50	541,65
	R1	Con grava	36	1,63	631,30
	R2	Con grava	36	1,17	1157,17
	R2	Con grava	36	1,42	1991,67
Tratamiento T <sub>3</sub>	R1	Sin grava	22	1,30	596,95
	R1	Sin grava	22	4,51	1011,92
	R2	Sin grava	22	3,53	1036,98
	R2	Sin grava	22	2,15	1143,41
Tratamiento T <sub>4</sub>	R1	Sin grava	36	3,68	814,70
	R1	Sin grava	36	2,65	1120,69
	R2	Sin grava	36	3,59	946,95
	R2	Sin grava	36	1,91	939,60

La tabla 12 muestra en resumen los resultados descriptivos de los diferentes tratamientos, en el cual se obtuvo un porcentaje de remoción alto de FeT en todos los experimentos alcanzando el máximo de 1.17 mg/L y una concentración mínima de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> de 541,65 mg/L, ambos resultados se obtuvieron en el tratamiento T<sub>2</sub>.

**Tabla 12**

*Resumen de los resultados*

<b>Parámetro</b>	<b>Media</b>	<b>Desviación Estándar</b>	<b>Mínimo (mg/L)</b>	<b>Máximo (mg/L)</b>	<b>% remoción de contaminante</b>
<b>FeT</b>	2,17	3,009	1,17	4,51	96,73
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	1130,91	544	541,65	2506	64,89

*Nota:* SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> expresados en mg/L.

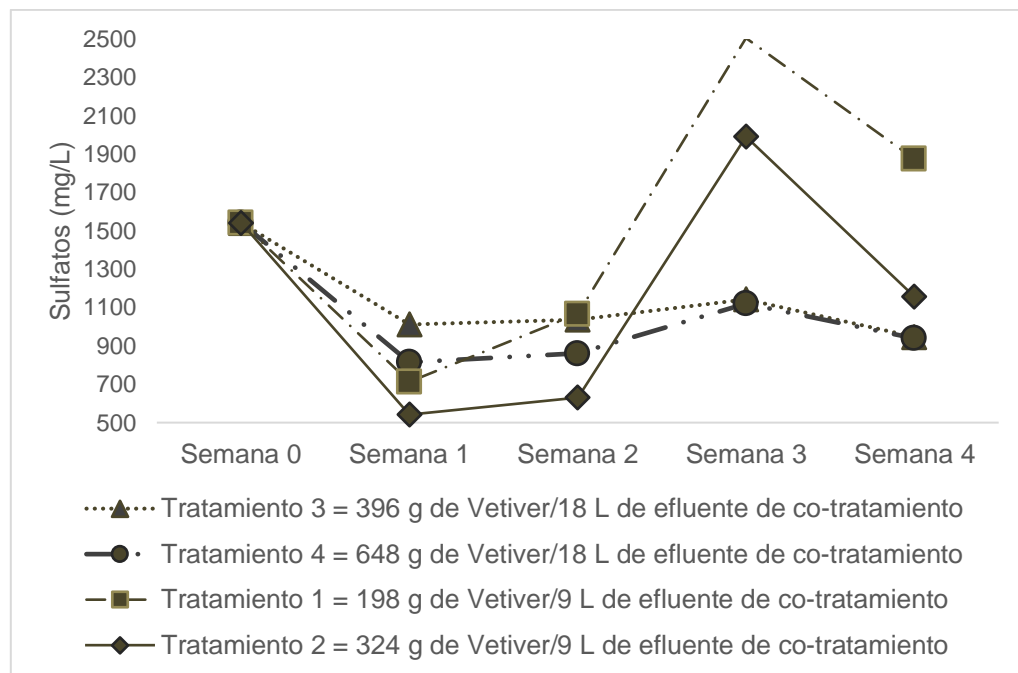
### **5.1.3. Resultados temporales de los tratamientos en los humedales**

Los parámetros en los diferentes tratamientos se midieron durante 4 semanas (ver anexo 4), esto permitió ver el comportamiento de los factores como la densidad de siembra de Vetiver y el sustrato en los humedales artificiales.

En la figura 18 se puede observar que la concentración de sulfatos disminuye en la primera semana en todos los tratamientos, luego a partir de la semana dos los tratamientos T<sub>3</sub> y T<sub>4</sub> (sin grava) se estabilizan con una tendencia a seguir disminuyendo en concentración, mientras que en el tratamiento T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub> los sulfatos se elevan significativamente. Este comportamiento se debe a la oxidación de los sulfatos. Mientras donde presenta disminución se presume que los sulfatos se están reduciendo, esto se evidencia en el color marrón del agua en los tratamientos sin grava.

#### **Figura 18**

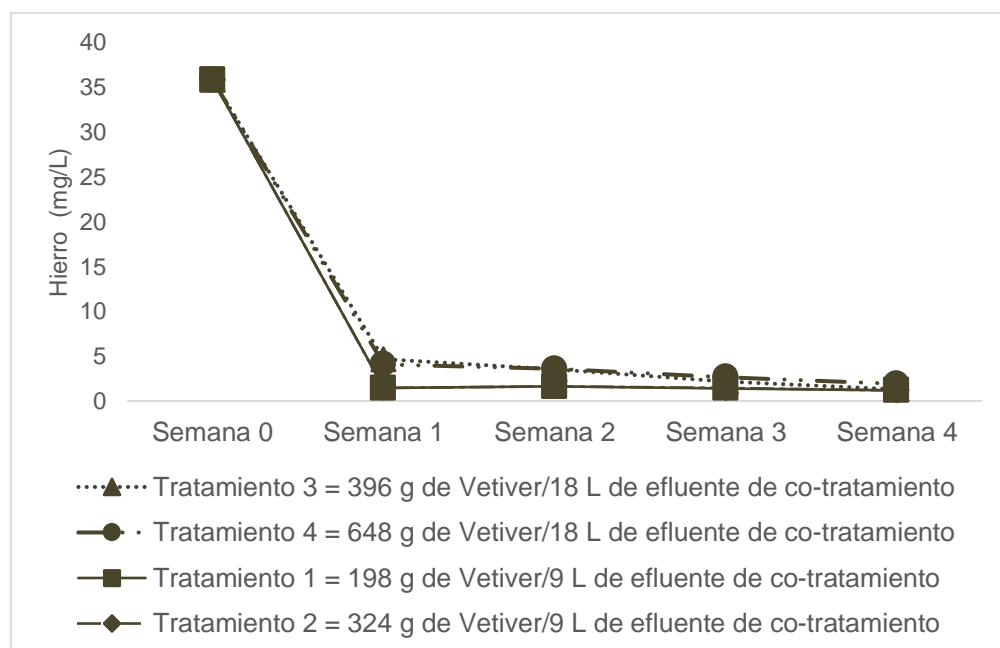
*Variación semanal de sulfatos*



En la figura 19 se observa que la concentración de hierro disminuye significativamente en la primera semana en todos los tratamientos y una tendencia a seguir disminuyendo.

**Figura 19**

*Variación semanal del hierro*



Como medida complementaria para mejorar el análisis que las condiciones de operación proveen en el efluente de co-tratamiento, se calculó la remoción de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) en el tratamiento con mejor porcentaje de remoción.

**Tabla 13**

*Porcentaje de remoción de  $\text{NO}_3^-$  en el mejor tratamiento*

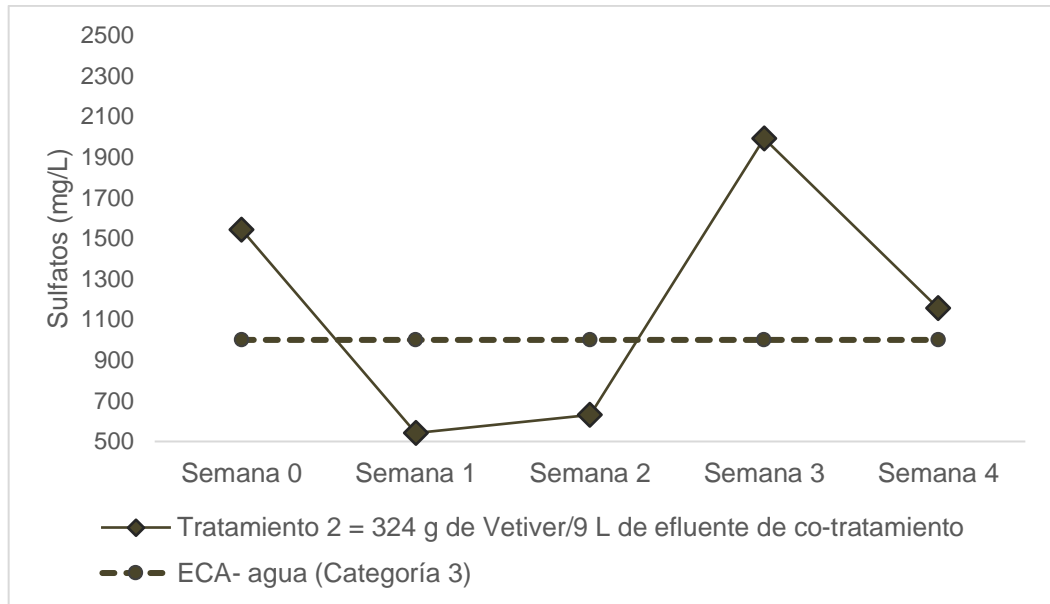
Tratamiento con mayor % remoción de $\text{SO}_4^{2-}$ y FeT	Parámetros	Concentración inicial ( $C_i$ ) (mg/L)	Concentración final ( $C_f$ ) (mg/L)	% remoción de contaminante
T <sub>2</sub>	$\text{NO}_3^-$	20,95	0,444	97,88

#### **5.1.4. Comparación de $\text{SO}_4^{2-}$ y FeT con el Estándar de Calidad Ambiental - agua (ECA)**

Se realiza el análisis de la variación de los contaminantes (mg/L) en referencia al cumplimiento del Estándar de Calidad Ambiental (ECA), para categoría 3 (riego de vegetales y bebida de animales).

**Figura 20**

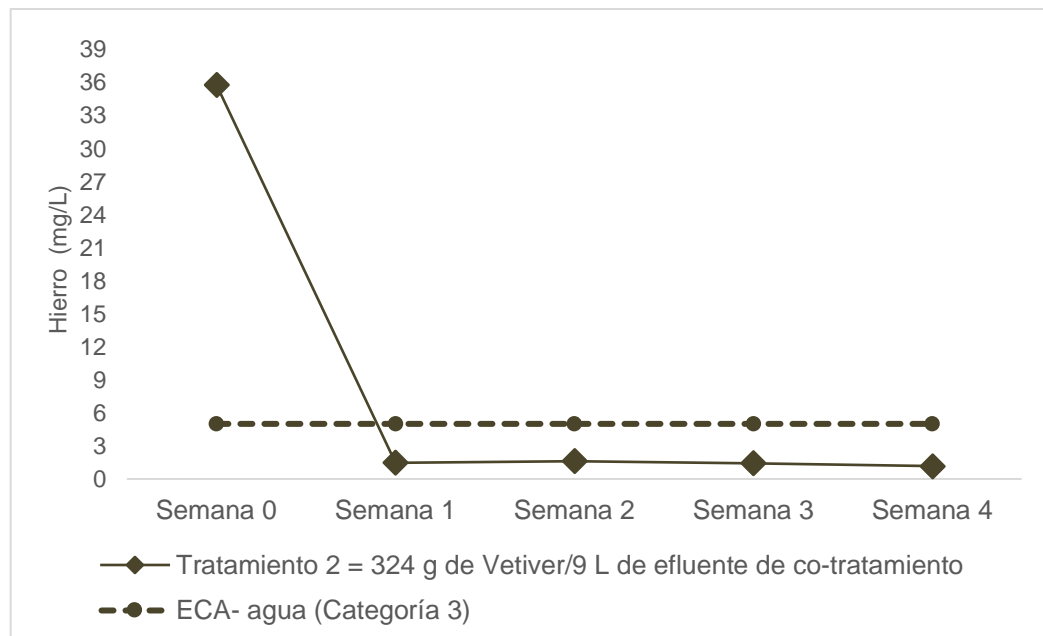
*Comparación de la variación de  $\text{SO}_4^{2-}$  (mg/L) con ECA – agua, categoría 3*



Según figura 20 se observa la variación de sulfatos respecto al ECA – agua categoría 3, el cual sobrepasa el valor referencial de 1000 mg/L en las semanas 3 y 4.

**Figura 21**

*Comparación de la variación de FeT (mg/L) con ECA – agua, categoría 3*



Según figura 21 se observa la variación de hierro respecto al ECA – agua categoría 3, el cual cumple con el valor referencial de 5 mg/L.



## 5.2. Resultados inferenciales

### 5.2.1. Análisis ANOVA del diseño factorial completo

#### a. Regresión múltiple del % FeT

Tabla 14

Matriz ANOVA del % FeT

Fuente	GL	SC Ajustado	MC Ajustado	Valor F	Valor p	R <sup>2</sup> (%)	R <sup>2</sup> (ajustado) (%)
Modelo	3	69,815	23,2718	4,23	0,029	51,41	39,26
Lineal	2	69,780	34,8898	6,35	0,013		
Tipo de sustrato	1	69,691	69,6913	12,67	0,004		
Densidad de planta	1	0,088	0,0883	0,02	0,901		
Interacciones de 2 términos	1	0,036	0,0358	0,01	0,937		
Tipo de sustrato * densidad de planta	1	0,036	0,0358	0,01	0,937		
Residuo	12	65,984	5,4986				
Total	15	135,799					

La tabla 14 muestra el valor F del modelo para el porcentaje de remoción de FeT el cual es 4,23 con un valor de  $p < 0,05$ , lo cual indica que el modelo es significativo para explicar el porcentaje de FeT en los humedales.

También se observa que el valor de  $R^2 = 0,51$  está en razonable concordancia con el valor de  $R^2$  cuadrado es igual a 0,39, teniendo una diferencia menor a 0,12, esto implica que este indicador de

ajuste global del modelo es adecuado; es decir, el modelo explica el 51,41 % del porcentaje de remoción de FeT.

**Tabla 15**

*Coefficientes codificados del efecto sobre el % FeT*

<b>Término</b>	<b>Efecto</b>	<b>Coef</b>	<b>EE del coef.</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor p</b>	<b>FIV</b>
Constante		93,944	0,586	160,25	0,000	
Tipo de sustrato	-4,174	-2,087	0,586	-3,56	0,004	1,00
Densidad de planta	-0,149	-0,074	0,586	-0,13	0,901	1,00
Tipo de sustrato * densidad de planta	-0,095	-0,047	0,586	-0,08	0,937	1,00

En la tabla 15 se muestra que el efecto principal de los factores independiente es dado por el tipo de sustrato que es estadísticamente significativo en el nivel de significancia de 0,05 por lo que el porcentaje de remoción de FeT puede ser explicado por este factor.

Los términos de interacción de dos factores no son estadísticamente significativos. El coeficiente muestra que por cada cambio en el tipo de sustrato el porcentaje de remoción de FeT, disminuye en 2,08 %.

La ecuación del modelo de ajuste para el % FeT, está dado por:

$$\% \text{ FeT} = 94,25 + 1,89 \text{ tipo de sustrato} + 0,0106 \text{ densidad de planta} + 0,0068 \text{ tipo de sustrato} * \text{ densidad de planta.}$$

**b. Regresión múltiple del  $\text{SO}_4^{2-}$**

**Tabla 16**

*Matriz ANOVA del  $\text{SO}_4^{2-}$*

<b>Fuente</b>	<b>GL</b>	<b>SC Ajustado</b>	<b>MC Ajustado</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor p</b>	<b>R<sup>2</sup> (%)</b>	<b>R<sup>2</sup> (ajustado) (%)</b>
Modelo	3	938852	312951	1,07	0,397	21,14	1,43
Lineal	2	719709	359854	1,23	0,326		
Tipo de sustrato	1	515597	515597	1,77	0,209		
Densidad de planta	1	204112	204112	0,70	0,419		
Interacciones de 2 términos	1	219143	219143	0,75	0,403		
Tipo de sustrato * densidad de planta	1	219143	219143	0,75	0,403		
Residuo	12	3502010	291834				
Total	15	4440862					

La tabla 16 muestra el valor F del modelo para la variabilidad del  $\text{SO}_4^{2-}$  el cual es 1,07 con un valor de  $p > 0,05$ , lo cual indica que el modelo NO es significativo para explicar la variación del  $\text{SO}_4^{2-}$  en los humedales.

**Tabla 17**

*Coefficientes codificados del efecto sobre el SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>*

<b>Término</b>	<b>Efecto</b>	<b>Coef</b>	<b>EE del coef.</b>	<b>Valor T</b>	<b>Valor p</b>	<b>FIV</b>
Constante		1131	135	8.37	0,000	
Tipo de sustrato	-359	-180	135	-1.33	0,209	1,00
Densidad de planta	-226	-113	135	-0.84	0,419	1,00
Tipo de sustrato * densidad de planta	234	117	135	0.87	0,403	1,00

En la tabla 17 se muestra que ninguno de los factores tiene un efecto principal sobre la variación del SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>.

La ecuación del modelo de ajuste para el SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, está dado por:

$SO_4^{2-} = 1599 - 664 \text{ tipo de sustrato} - 16,1 \text{ densidad de planta} + 16,7 \text{ tipo de sustrato} * \text{ densidad de planta.}$

## VI. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

### 6.1. Contrastación y demostración de la hipótesis con los resultados

#### 6.1.1. Contrastación de hipótesis del modelo estadístico

##### a. Normalidad de los residuos estandarizados

###### Hipótesis

H<sub>0</sub>: Los residuos tienen distribución normal

H<sub>1</sub>: Los residuos NO tienen distribución normal

###### Nivel de significación

$\alpha = 0,05$ ;  $p > 0,05$

###### Estadístico de prueba

Anderson - Darling

**Tabla 18**

*Análisis de normalidad de los residuos usando Anderson - Darling*

	FeT	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
A - D	0,351	0,369
p-valor	0,423	0,385

Según la tabla 18 para los parámetros de % FeT y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> con p-valor > 0,05 no se rechaza la hipótesis nula.

##### b. Homogeneidad de la varianza

###### Hipótesis

H<sub>0</sub>: Las varianzas son iguales

H<sub>1</sub>: Al menos una varianza es diferente

###### Nivel de significación

$\alpha = 0,05$ ;  $p > 0,05$

## Estadístico de prueba

Prueba de Bartlett

**Tabla 19**

*Análisis de la homogeneidad de la varianza de los residuos usando prueba de Bartlett*

	FeT	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
<b>Bartlett</b>	12,95	8,73
<b>p-valor</b>	0,005	0,033

Según tabla 19 para el parámetro FeT y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> con  $p < 0,05$ , se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alterna.

### 6.1.2. Contrastación de las hipótesis de estudio

#### a. Hipótesis específica 1

**H<sub>0</sub>:** La densidad de siembra de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no tiene un efecto positivo ni significativo en la remoción de sulfatos en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas de la laguna Quiulacocha.

**H<sub>1</sub>:** La densidad de siembra de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) tiene un efecto positivo y significativo en la remoción de sulfatos en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas de la laguna Quiulacocha.

Según la tabla 17 se muestra que la densidad de siembra de Vetiver no tiene un efecto positivo ni significativo sobre la remoción del SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ( $p > 0,05$ ); entonces se acepta la Hipótesis Nula (H<sub>0</sub>) y se rechaza la alternativa.

### **b. Hipótesis específica 2**

**H<sub>0</sub>:** La presencia de sustrato en un humedal no tiene influencia positiva ni significativa en la remoción de sulfatos en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas de la laguna Quiulacocha.

**H<sub>1</sub>:** La presencia de sustrato en un humedal tiene influencia positiva y significativa en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas de la laguna Quiulacocha.

Según la tabla 17 se muestra que la presencia de sustrato no tiene influencia positiva ni significativa sobre la remoción del  $\text{SO}_4^{2-}$  ( $p > 0,05$ ); entonces se acepta la Hipótesis Nula ( $H_0$ ) y se rechaza la alternativa.

### **c. Hipótesis específica 3**

**H<sub>0</sub>:** La densidad de siembra de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no tiene un efecto positivo y significativo en la remoción de hierro en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas de la laguna Quiulacocha.

**H<sub>1</sub>:** La densidad de siembra de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) tiene un efecto positivo y significativo en la remoción de hierro en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas de la laguna Quiulacocha.

Según la tabla 15 que la densidad de siembra no tiene un efecto positivo ni significativo en el la remoción del FeT ( $p > 0,05$ ); entonces se acepta la Hipótesis Nula ( $H_0$ ) y rechaza la alterna.

### **d. Hipótesis específica 4**

**H<sub>0</sub>:** La presencia de sustrato en un humedal no tiene influencia positiva ni significativa en la remoción de hierro en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas de la laguna Quiulacocha.

**H<sub>1</sub>:** La presencia de sustrato en un humedal tiene una influencia positiva y significativa en la remoción de hierro en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas de la laguna Quiulacocha.

Según la tabla 15 la densidad de siembra no tiene una influencia positiva ni significativa en la remoción del FeT ( $p < 0,05$ ); entonces se rechaza la Hipótesis Nula ( $H_0$ ) y acepta la alternativa.

## **6.2. Contrastación de los resultados con estudios similares**

### **6.2.1. Remoción de sulfatos en humedales**

Estudios anteriores demostraron que los sulfatos convertidos en sulfuro metálico (sulfuro de hierro) puede quedar permanentemente inmovilizado en los sedimentos de los humedales si existe un ambiente anaeróbico en los lechos (Johnston et al., 2014), estos resultados son coincidentes con el presente trabajo de investigación donde se observa un color marrón de las aguas de los tratamientos sin grava T<sub>3</sub> y T<sub>4</sub>.

Según estudios de Y. Chen et al., (2016) revelaron que las bacterias del azufre pueden oxidar el sulfuro a sulfato a través de la oxidación aeróbica (usando oxígeno como aceptor de electrones) y la oxidación anóxica (usando nitrato como aceptor de electrones). Esto coincide la alta concentración de sulfatos los tratamientos con grava T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub> después de la segunda semana.

La densidad de siembra de Vetiver no hizo una contribución significativa a la reducción de sulfato lo cual fue consistente con los resultados de estudios previos como Y. Chen et al., (2014) y Y. Chen et al., (2016), a diferencia de la Vetiver, la adición de grava estimuló en gran medida la reducción de sulfato.

### **6.2.2. Remoción de FeT en humedales**

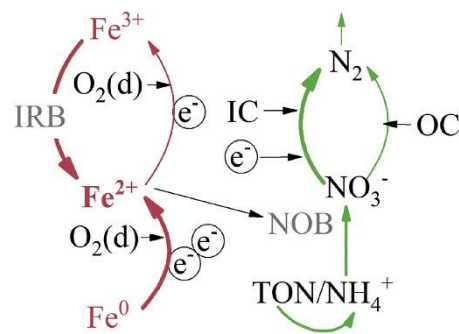
Los estudios realizados por Younger & Henderson, (2014), muestran que el co-tratamiento de aguas ácidas y aguas residuales urbanas a través de humedales tiene una alta remoción de hierro (89%). Estos resultados coinciden con la alta remoción de hierro (>90%) presentes en esta investigación.



Según estudios de Melton et al., (2014) esto se debe a que el hierro participa en los ciclos bioquímicos del nitrógeno como elemento activo. En el mismo sentido Ma et al., (2020) menciona que el acoplamiento de los ciclos de hierro y nitrógeno se produce comúnmente en humedales teniendo una primera reacción de oxidación del hierro  $\text{Fe}^0$  al  $\text{Fe}^{2+}$  permitiendo la liberación de electrones (ver figura 22). para luego formar  $\text{Fe}^{3+}$  en el sistema a través del proceso de oxidación del oxígeno disuelto. Por lo tanto, el ciclo del hierro estaría relacionado con el ciclo del nitrógeno, lo que podría lograr una mayor eliminación total de nitrógeno y hierro, coincidente con los resultados obtenidos en este estudio donde existe una alta remoción de hierro y nitratos. Lo cual se demuestra en este trabajo de investigación que la remoción de  $\text{NO}_3^-$  en el tratamiento T<sub>2</sub> es de un 98,87 % y para hierro un 96.73 %.

**Figura 22**

*Relación del ciclo del hierro y el nitrógeno en los humedales artificiales*



*Nota:* Extraído de Melton et al., (2014)

### 6.3. Responsabilidad ética

La presente tesis titulada “EFECTOS DE LAS CONDICIONES DE OPERACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES Y LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE LOS EFLUENTES DEL CO-TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS DE LA LAGUNA QUIULACOCHA, PASCO”, los autores señalamos que se cumple fielmente con el código de ética de investigación de la Universidad Nacional del

Callao, aprobado por RDU N° 210-2017-CU y el Código Nacional de la Integridad Científica del CONCYTEC. Además, posee la Certificación de Conducta Responsable en Investigación (CRI) emitida por el CONCYTEC.

## VII. CONCLUSIONES

- La densidad de siembra de Vetiver (22 g/L y 36 g/L) no tuvo un efecto positivo ni significativo en la remoción de sulfatos y hierro. Si bien la Vetiver presentó una adaptabilidad la condición de operación de densidad de siembra no influyó en los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> y T<sub>4</sub>.
- Las concentraciones máximas de remoción son 541,65 mg/L para sulfatos y 1,17 mg/L para hierro en el tratamiento T<sub>2</sub> (con grava y densidad de siembra de Vetiver igual a 36 g/L).
- El sustrato (grava) tiene una influencia positiva y significativa en la remoción del hierro llegando a un máximo de 96,73% en el tratamiento T<sub>2</sub> (con grava y densidad de siembra de Vetiver igual 36 g/L), este valor es menor al ECA agua categoría 3 – D1 para riego de vegetales y bebidas de animales (hierro: 5 mg/L).
- Estadísticamente el sulfato no cumple con la significancia del modelo estadístico debido a la constante oxi-reducción del azufre. El sustrato (grava) incrementa y disminuye la presencia de sulfatos siendo su máxima remoción de 64,8 % en el tratamiento T<sub>2</sub> (con grava y densidad de siembra de Vetiver igual 36 g/L).

## VIII. RECOMENDACIONES

- Realizar análisis SEM (Microscopía electrónica de barrido) para determinar la composición elemental y estructuras morfológicas en los lodos de los humedales con el fin de estudiar los metales que sedimentan.
- Considerar un mayor tiempo de análisis de estudio Implementar humedales artificiales tipo lote y superficie de agua a otras condiciones de operación para ver el efecto que tiene en la remoción de sulfatos y hierro presentes en el efluente del co-tratamiento de agua acida y agua residual urbana.
- Determinar y analizar la concentración de los parámetros de la DBO<sub>5</sub>, DQO y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> presentes en el efluente de co-tratamiento de todos los humedales con el fin de estudiar la influencia del ciclo del carbono y nitrógeno en la remoción de sulfatos y hierro.
- Investigar la actividad microbiana formada en la biopelícula de la grava de los humedales artificiales tipo lote y superficie de agua con el fin de determinar todas las formas reducidas del azufre y hierro que se depositan.

## IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abinandan, S., Subashchandrabose, S. R., Venkateswarlu, K., & Megharaj, M. (2018). Microalgae–bacteria biofilms: a sustainable synergistic approach in remediation of acid mine drainage. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 102(3), 1131–1144.
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869–881.
- Baas, L., & Boons, F. (2000). Sustainable development and industrial ecology. *Proceedings of the 2000 Symposium of the International Research Network for Quality, Environment and Corporate Social Responsibility: Towards New Management Systems, UK: University of Manchester*, 18, 27.
- Bartelme, R. P., Oyserman, B. O., Blom, J. E., Sepulveda-Villet, O. J., & Newton, R. J. (2018). Stripping away the soil: plant growth promoting microbiology opportunities in aquaponics. *Frontiers in Microbiology*, 9, 8.
- Callirgos, C. (2014). Evaluación de la capacidad fitorremediadora de la especie *Chrysopogon zizanioides* mediante la incorporación de enmiendas en relaves mineros. *Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima*.
- Carrion, S., & Liley, A. (2019). *Comparación de la eficiencia de Pistia stratiotes y Azolla filiculoides para mejorar la calidad del agua residual del dren 4000*.
- Cervantes, J. J., & Quito, S. J. (2019). Evaluación del riesgo ambiental generado por pasivos mineros en la calidad de agua superficial. *Obtenido de [Http://Repositorio. Lamolina. Edu. Pe/Handle/UNALM/3887](http://Repositorio.Lamolina.Edu.Pe/Handle/UNALM/3887)*.
- Chatzistathis, T. (2014). *Micronutrient deficiency in soils and plants*.

Bentham Science Publishers.

- Chen, M., Lu, G., Guo, C., Yang, C., Wu, J., Huang, W., Yee, N., & Dang, Z. (2015). Sulfate migration in a river affected by acid mine drainage from the Dabaoshan mining area, South China. *Chemosphere*, *119*, 734–743.
- Chen, Y., Wen, Y., Zhou, J., Tang, Z., Li, L., Zhou, Q., & Vymazal, J. (2014). Effects of cattail biomass on sulfate removal and carbon sources competition in subsurface-flow constructed wetlands treating secondary effluent. *Water Research*, *59*, 1–10.
- Chen, Y., Wen, Y., Zhou, Q., Huang, J., Vymazal, J., & Kuschik, P. (2016). Sulfate removal and sulfur transformation in constructed wetlands: The roles of filling material and plant biomass. *Water Research*, *102*, 572–581.
- Cobbett, C. S. (2000). Phytochelatins and their roles in heavy metal detoxification. *Plant Physiology*, *123*(3), 825–832.
- DBT. (2019). *Constructed Wetland as an Alternative Technology for Sewage Management in India*. New%0ADelhi.
- de Almeida Silva, R., Secco, M. P., Lermen, R. T., Schneider, I. A. H., Hidalgo, G. E. N., & Sampaio, C. H. (2019). Optimizing the selective precipitation of iron to produce yellow pigment from acid mine drainage. *Minerals Engineering*, *135*, 111–117.
- Dincer, I., & Rosen, M. A. (2007). Exergy and industrial ecology. *Exergy—Energy, Environment and Sustainable Development*. Elsevier, Oxford, UK, 417–423.
- Dionicio, C., & Mille, K. (2016). *Capacidad del Vetiver (Chrysopogon Zizanioides) para la fitorremediación de suelos con plomo contaminado por relaves mineros; nivel de laboratorio, 2016*.
- Dold, B., Wade, C., & Fontboté, L. (2009). Water management for acid mine

drainage control at the polymetallic Zn-Pb-(Ag-Bi-Cu) deposit Cerro de Pasco, Peru. *Journal of Geochemical Exploration*, 100(2–3), 133–141.  
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.05.002>

El-Sheikh, M. A., Saleh, H. I., El-Quosy, D. E., & Mahmoud, A. A. (2010). Improving water quality in polluted drains with free water surface constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 36(10), 1478–1484.

Emamverdian, A., Ding, Y., Mokhberdorran, F., & Xie, Y. (2015). Heavy metal stress and some mechanisms of plant defense response. *The Scientific World Journal*, 2015.

Gómez, C. (2013). *DETERMINACION DE LA TOLERANCIA A PLOMO (Pb), CADMIO (Cd) Y MERCURIO (Hg) DE Pistia stratiotes" HU AMA", Eichhornia crassipes" PUTU. PUTU" Y Lemna minor" LENTEJIT A.* Iquito-Perú: [http://repositorio.unapiquitos.edu.pe/bitstream/handle/UNAP ....](http://repositorio.unapiquitos.edu.pe/bitstream/handle/UNAP....)

Grennan, A. K. (2011). Metallothioneins, a diverse protein family. *Plant Physiology*, 155(4), 1750–1751.

Hall, J. L. (2002). Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53(366), 1–11.

Hedrich, S., & Johnson, D. B. (2012). A modular continuous flow reactor system for the selective bio-oxidation of iron and precipitation of schwertmannite from mine-impacted waters. *Bioresource Technology*, 106, 44–49.

Herrera Melian, J. A. (2020). *Sustainable Wastewater Treatment Systems (2018–2019)*. Multidisciplinary Digital Publishing Institute.

Hossain, M. A., Piyatida, P., da Silva, J. A. T., & Fujita, M. (2012). Molecular mechanism of heavy metal toxicity and tolerance in plants: central role of glutathione in detoxification of reactive oxygen species and methylglyoxal and in heavy metal chelation. *Journal of Botany*, 2012.

- Hughes, T. a., & Gray, N. F. (2013). Co-treatment of acid mine drainage with municipal wastewater: performance evaluation. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(11), 7863–7877. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1303-4>
- Jiménez-Rodríguez, A. M., Durán-Barrantes, M. M., Borja, R., Sánchez, E., Colmenarejo, M. F., & Raposo, F. (2009). Heavy metals removal from acid mine drainage water using biogenic hydrogen sulphide and effluent from anaerobic treatment: Effect of pH. *Journal of Hazardous Materials*, 165(1–3), 759–765.
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2005). Biogeochemistry of the compost bioreactor components of a composite acid mine drainage passive remediation system. *Science of the Total Environment*, 338(1–2), 81–93.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2005.09.026>
- Johnston, S. G., Burton, E. D., Aaso, T., & Tuckerman, G. (2014). Sulfur, iron and carbon cycling following hydrological restoration of acidic freshwater wetlands. *Chemical Geology*, 371, 9–26.
- Kaksonen, A. H., & Puhakka, J. A. (2007). Sulfate reduction based bioprocesses for the treatment of acid mine drainage and the recovery of metals. *Engineering in Life Sciences*, 7(6), 541–564.
- Kiiskila, J. D., Sarkar, D., Feuerstein, K. A., & Datta, R. (2017). A preliminary study to design a floating treatment wetland for remediating acid mine drainage-impacted water using vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*). *Environmental Science and Pollution Research*, 24(36), 27985–27993.
- Kiiskila, J. D., Sarkar, D., Panja, S., Sahi, S. V, & Datta, R. (2019). Remediation of acid mine drainage-impacted water by vetiver grass



- (*Chrysopogon zizanioides*): A multiscale long-term study. *Ecological Engineering*, 129, 97–108.
- Kosegarten, H., Wilson, G. H., & Esch, A. (1998). The effect of nitrate nutrition on iron chlorosis and leaf growth in sunflower (*Helianthus annuus* L.). *European Journal of Agronomy*, 8(3–4), 283–292.
- La Force, M. J., Hansel, C. M., & Fendorf, S. (2000). Arsenic speciation, seasonal transformations, and co-distribution with iron in a mine waste-influenced palustrine emergent wetland. *Environmental Science & Technology*, 34(18), 3937–3943.
- Larbi, A., Abadía, A., Abadía, J., & Morales, F. (2006). Down co-regulation of light absorption, photochemistry, and carboxylation in Fe-deficient plants growing in different environments. *Photosynthesis Research*, 89(2–3), 113–126.
- Ledesma Velita, W. J. (2019). *Propuesta de tratamiento del depósito de relaves de Quiulacocha-Pasco para su remediación ambiental, basada en experiencias exitosas en empresas mineras*.
- Lee, S., Moon, J. S., Ko, T.-S., Petros, D., Goldsbrough, P. B., & Korban, S. S. (2003). Overexpression of Arabidopsis phytochelatin synthase paradoxically leads to hypersensitivity to cadmium stress. *Plant Physiology*, 131(2), 656–663.
- Leonardo, C. N. P., & Díaz, M. Y. R. (2018). *TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS CON LA ESPECIE VETIVER (*chrysopogon zizanioides*) EN HUMEDALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL*.
- Ma, Y., Dai, W., Zheng, P., Zheng, X., He, S., & Zhao, M. (2020). Iron scraps enhance simultaneous nitrogen and phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. *Journal of Hazardous Materials*, 395, 122612.

- Mamelkina, M. A., Cotillas, S., Lacasa, E., Sáez, C., Tuunila, R., Sillanpää, M., Häkkinen, A., & Rodrigo, M. A. (2017). Removal of sulfate from mining waters by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*, 182, 87–93.
- Melton, E. D., Swanner, E. D., Behrens, S., Schmidt, C., & Kappler, A. (2014). The interplay of microbially mediated and abiotic reactions in the biogeochemical Fe cycle. *Nature Reviews Microbiology*, 12(12), 797–808.
- Min, G. A. N., Li, M., Jian, Z., Liu, X., Zhu, J., Hu, Y., & Qiu, G. (2017). Acidithiobacillus ferrooxidans enhanced heavy metals immobilization efficiency in acidic aqueous system through bio-mediated coprecipitation. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 27(5), 1156–1164.
- Muñoz, L., & Yair, E. (2019). *Eficiencia de cuatro biomasas de Eichhornia Crassipes en la remoción de cadmio en aguas residuales del tragadero Yacuchingana–Cajamarca*.
- Muqui, R. (2015). Los Pasivos Ambientales Mineros: Diagnóstico Y Propuestas. *Recuperado de [Http://Www. Muqui. Org/Images/PUBLICACIONES/Pasivosambientales2015. Pdf](http://www.muqui.org/images/PUBLICACIONES/Pasivosambientales2015.Pdf)*.
- Oliveira, G. A., Colares, G. S., Lutterbeck, C. A., Dell’Osbel, N., Machado, E., & Rodrigues, L. R. (2021). Floating treatment wetlands in domestic wastewater treatment as a decentralized sanitation alternative. *Science of the Total Environment*, 145609.
- Osmolovskaya, N., & Kurilenko, V. (2005). Macrophytes in phytoremediation of heavy metal contaminated water and sediments in urban inland ponds. *Geophysical Research Abstracts*, 7, 10510.
- Parde, D., Patwa, A., Shukla, A., Vijay, R., Killedar, D. J., & Kumar, R. (2020). A review of constructed wetland on type, technology and treatment of wastewater. *Environmental Technology & Innovation*,

101261.

- Paredes Salazar, J. L. (2015). *Optimización de la fitorremediación de mercurio en humedales de flujo continuo empleando Eichhornia crassipes Jacinto de agua.*
- Pariante, M. I., Segura, Y., Molina, R., & Martinez, F. (2019). Wastewater treatment as a process and a resource. *Wastewater Treatment Residues as Resources for Biorefinery Products and Biofuels*, 19.
- Pérez, J. L., & Meza, V. S. (2013). Los procesos industriales sostenibles y su contribución en la prevención de problemas ambientales. *Industrial Data*, 16(1), 108–117.
- Pierre Louis, A.-M., Yu, H., Shumlas, S. L., Van Aken, B., Schoonen, M. A. A., & Strongin, D. R. (2015). Effect of phospholipid on pyrite oxidation and microbial communities under simulated acid mine drainage (AMD) conditions. *Environmental Science & Technology*, 49(13), 7701–7708.
- Prasad, M. N. V. (1998). Metal-biomolecule complexes in plants: Occurrence, functions, and applications. *Analisis*, 26(6), 25–27.
- Ramos Salcedo, F. R. (2017). *Capacidad de la resina Amberlite IR-120 para mejorar la calidad de agua subterránea en la urbanización San Sebastián–Comas, 2017.*
- Rodríguez Vásquez, C. M. (2018). *Diseño de planta de tratamiento de aguas ácidas de mina con alto contenido de manganeso y zinc.*
- RoyChowdhury, A., Sarkar, D., & Datta, R. (2015). Remediation of acid mine drainage-impacted water. *Current Pollution Reports*, 1(3), 131–141.
- Ruihua, L., Lin, Z., Tao, T., & Bo, L. (2011a). Phosphorus removal performance of acid mine drainage from wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1–3), 669–676.
- Ruihua, L., Lin, Z., Tao, T., & Bo, L. (2011b). Phosphorus removal

- performance of acid mine drainage from wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1–3), 669–676. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.097>
- Schippers, A. (2007). Microorganisms involved in bioleaching and nucleic acid-based molecular methods for their identification and quantification. In *Microbial processing of metal sulfides* (pp. 3–33). Springer.
- Sharma, P., Jha, A. B., Dubey, R. S., & Pessarakli, M. (2012). Reactive oxygen species, oxidative damage, and antioxidative defense mechanism in plants under stressful conditions. *Journal of Botany*, 2012.
- Solano, M. L., Soriano, P., & Ciria, M. P. (2004). Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosystems Engineering*, 87(1), 109–118.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2010.02.007>
- Sytar, O., Kumar, A., Latowski, D., Kuczynska, P., Strzałka, K., & Prasad, M. N. V. (2013). Heavy metal-induced oxidative damage, defense reactions, and detoxification mechanisms in plants. *Acta Physiologiae Plantarum*, 35(4), 985–999.
- Tilley, E. (2014). *Compendium of sanitation systems and technologies*. Eawag.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2015.05.001>

- Vasquez, C., & Optaciano, B. (2016). *Contaminación por metales pesados en macrofitas de los principales rios tributarios del Lago Titicaca*.
- Verkleij, J. A. C., Sneller, F. E. C., & Schat, H. (2003). Metallothioneins and phytochelatins: ecophysiological aspects. In *Sulphur in Plants* (pp. 163–176). Springer.
- Viehweger, K. (2014). How plants cope with heavy metals. *Botanical Studies*, 55(1), 35.
- Vigani, G. (2012). Discovering the role of mitochondria in the iron deficiency-induced metabolic responses of plants. *Journal of Plant Physiology*, 169(1), 1–11.
- Wu, S., Kusch, P., Wiessner, A., Müller, J., Saad, R. A. B., & Dong, R. (2013). Sulphur transformations in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. *Ecological Engineering*, 52, 278–289.
- Yáñez, F. (1993). Lagunas de estabilización-Teoría, diseño, evaluación y mantenimiento. *Cuenca, Ecuador*.
- Yang, Z., & Chu, C. (2011). Towards understanding plant response to heavy metal stress. *Abiotic Stress in Plants—Mechanisms and Adaptations*, 10, 24204.
- Yazdania, V., & Golestanib, H. A. (2019). Advanced treatment of dairy industrial wastewater using vertical flow constructed wetlands. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 162, 149–155.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.024>
- Zengin, F. K., & Munzuroglu, O. (2005). Effects of some heavy metals on content of chlorophyll, proline and some antioxidant chemicals in bean (*Phaseolus vulgaris* L.) seedlings. *Acta Biologica Cracoviensia Series*

*Botanica*, 47(2), 157–164.

## **X. ANEXO**

## Anexo 1. Matriz de consistencia

### EFFECTO DE LAS CONDICIONES DE OPERACION DE HUMEDALES ARTIFICIALES EN LA REMOCION DE CONTAMINANTES DE LOS EFLUENTES DEL CO-TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS DE LA LAGUNA QUIULACOCHA, 2021

PROBLEMA GENERAL	OBJETIVO GENERAL	HIPÓTESIS GENERAL	VARIABLE	DEFINICIÓN CONCEPTUAL	DEFINICIÓN OPERACIONAL	DIMENSIONES	INDICADORES	UNIDADES/CATEGORÍAS	ESCALA DE LA VARIABLE	TÉCNICA E INSTRUMENTOS	METODOLOGÍA	POBLACIÓN Y MUESTRA
¿Cuál será el efecto de las condiciones de operación de humedales artificiales en la remoción de contaminantes de los efluentes del co-tratamiento de aguas ácidas de la laguna Quiulacocha, Pasco?	Evaluar el efecto de las condiciones de operación de humedales artificiales en la remoción de contaminantes de los efluentes del co-tratamiento de aguas ácidas de la laguna Quiulacocha, Pasco, 2021	Las condiciones de operación de humedales artificiales tienen un alto efecto en la remoción de contaminantes de los efluentes del co-tratamiento de aguas ácidas de la laguna Quiulacocha, Pasco, 2021		Los humedales artificiales, son sistemas de tratamiento acuático en los que se usan plantas y organismos relacionados para el tratamiento de aguas residuales (Paredes Salazar, 2015). Estos sistemas se pueden manipular generando condiciones para obtener múltiples efectos y es propicio para el uso de Plantas potenciales en remoción como el Vetiver.	Las condiciones de operación del humedal artificial se establecerán a partir de la variación densidad de siembra de Vetiver y la presencia de sustrato en el humedal artificial.	D.1.1. Densidad de siembra de Vetiver (Chrysopogon zizanioides)	Masa de Vetiver/Volumen de agua tratada en humedales	22 g/L 36 g/L Humedal con sustrato	Categórica nominal		<b>Tipo de investigación:</b> El tipo de investigación es "APLICADO", busca explicar las causas que originaron la situación analizada, se basará en las teorías ya establecidas, permitiendo establecer conclusiones y explicaciones (Hernández Sampieri et al., 2014).	
<b>PROBLEMA ESPECÍFICO</b>	<b>OBJETIVO ESPECÍFICO</b>	<b>HIPÓTESIS ESPECÍFICO</b>	<b>V1: (Independiente)</b> Condiciones de operación en humedal artificial usando Vetiver (Chrysopogon zizanioides)			D.1.2 Sustrato	Presencia de sustrato	Humedal sin sustrato	Categórica nominal	<b>Técnicas:</b> La observación, Técnicas de análisis de parámetros. <b>Instrumentos:</b> Fichas de observación y equipos de medición de laboratorio	<b>Diseño de la investigación:</b> Es "EXPERIMENTAL", porque se va a "elegir o realizar una acción", interviniendo en la variable independiente y después recoger la información de las consecuencias del experimento para analizar el efecto (Hernández Sampieri et al., 2014).	<b>Población:</b> Efluente del Co-tratamiento de aguas ácida. <b>Tipo de muestreo:</b> Muestreo No Probabilístico
<b>P.1</b> ¿Cuál será el efecto de la densidad de siembra de Vetiver ( <i>Chrysopogon zizanioides</i> ) en la remoción de sulfatos en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas? <b>P.2</b> ¿Cuál será la influencia que genera la presencia de sustrato del humedal en la remoción de sulfatos en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas? <b>P.3</b> ¿Cuál será el efecto de la densidad de siembra de Vetiver ( <i>Chrysopogon zizanioides</i> ) en la remoción de hierro en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas? <b>P.4</b> ¿Cuál será el efecto que genera la presencia de sustrato del humedal en la remoción de hierro en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas?	<b>O.1</b> Determinar efecto de la densidad de siembra de Vetiver ( <i>Chrysopogon zizanioides</i> ) en la remoción de sulfatos en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas <b>O.2.</b> Determinar la influencia que genera la presencia de sustrato del humedal en la remoción de sulfatos en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas <b>O.3.</b> Determinar efecto de la densidad de siembra de Vetiver ( <i>Chrysopogon zizanioides</i> ) en la remoción de hierro en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas <b>O.4.</b> Determinar la influencia que genera la presencia de sustrato del humedal en la remoción de hierro en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas	<b>H.1</b> La densidad de siembra de Vetiver ( <i>Chrysopogon zizanioides</i> ) tiene un efecto positivo y significativo en la remoción de sulfatos en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas <b>H.2.</b> La presencia de sustrato en el humedal tiene una influencia positiva y significativa en la remoción de sulfatos en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas <b>H.3.</b> La densidad de siembra de Vetiver ( <i>Chrysopogon zizanioides</i> ) tiene un efecto positivo y significativo en la remoción de hierro en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas <b>H.4.</b> La presencia de sustrato en el humedal tiene una influencia positiva y significativa en la remoción de hierro en los efluentes del co-tratamiento de las aguas ácidas	<b>V4: (Dependiente)</b> Remoción de contaminantes	Capacidad para disminuir la carga un grupo de concentración, especificaciones, sustancias orgánicas e inorgánicas en el tratamiento de agua (Murphy, Ramos & Salcedo, 2017).	Medición de las concentraciones de contaminantes antes y después del tratamiento mediante humedales usando Vetiver y sustrato.		Remoción de Hierro Remoción de Sulfatos	% %	Numérica Continua Numérica Continua			<b>Muestra:</b> 240 litros de efluente.

**Anexo 2. Fotos del experimento en laboratorios de la FIARN**

**Figura 23**

*Adquisición y pesaje de planta Vetiver*



**Figura 24**

*Habilitación de dispositivos de vidrio que simularon el humedal artificial a escala laboratorio*





**Figura 25**

*Solución hidropónica A y B para adaptación y climatización de Vetiver*



**Figura 26**

*Preparación del efluente del co-tratamiento de agua ácida de la laguna Quiulacocha*



**Figura 27**

*Sedimentación de flocs que se generan del co-tratamiento*



**Figura 28**

*Colocación de efluente de co-tratamiento en humedales tipo lote de superficie de agua libre a escala laboratorio*



**Figura 29**

*Instalación de Vetiver en sistema de rejilla dentro del humedal*



**Figura 30**

*Equipamiento para mediciones y monitoreo*





**Figura 31**

*Evaluación de efectos en semana 1*



**Figura 32**

*Evaluación de efectos en semana 2*



**Figura 33**

*Evaluación de efectos en semana 3*



**Figura 34**

*Evaluación de efectos en semana 4*



## Anexo 3. Informe de ensayo de laboratorio ALAB E.I.R.L.



LABORATORIO DE ENSAYO  
ACREDITADO POR EL  
ORGANISMO DE  
ACREDITACION INACAL-DA  
CON REGISTRO N° LE - 098



Registro N° LE - 096

### INFORME DE ENSAYO N°: IE-21-6417

#### I. DATOS DEL SERVICIO

1.-RAZON SOCIAL : CHAVEZ CHUQUILLANQUI CRISTER JESUS  
2.-DIRECCIÓN :  
3.-PROYECTO : ANALISIS DE AGUA RESIDUAL  
4.-PROCEDENCIA : NO INDICA  
5.-SOLICITANTE : CHAVEZ CHUQUILLANQUI CRISTER JESUS  
6.-ORDEN DE SERVICIO N° : 000002710-2021-0000  
7.-PROCEDIMIENTO DE MUESTREO : NO APLICA  
8.-MUESTREADO POR : EL CLIENTE  
9.-FECHA DE EMISIÓN DE INFORME : 2021-07-06

#### II. DATOS DE ÍTEMS DE ENSAYO

1.-PRODUCTO : Agua  
2.-NÚMERO DE MUESTRAS : 1  
3.-FECHA DE RECEP. DE MUESTRA : 2021-06-15  
4.-PERÍODO DE ENSAYO : 2021-06-15 al 2021-07-06

Gaby Moreno Muñoz  
Jefe de Laboratorio  
CIP N° 191207

Marco Valencia Huerta  
Ingeniero Químico  
CIP N° 152207

Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados.  
No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la aprobación escrita de Analytical Laboratory E.I.R. L.  
Los resultados de los ensayos, no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.

INFORME DE ENSAYO N°: IE-21-6417

IV. RESULTADOS

ITEM				1
CÓDIGO DE LABORATORIO:				M-21-22584
CÓDIGO DEL CLIENTE:				AS-01
COORDENADAS:				NO APLICA
UTM WGS 84:				NO APLICA
PRODUCTO:				Agua Residual
SUB PRODUCTO:				Residual Industrial
INSTRUCTIVO DE MUESTREO:				NO APLICA
FECHA y HORA DE MUESTREO :				15-06-2021 13:00
ENSAYO	UNIDAD	L.D.M.	L.C.M.	RESULTADOS
Conductividad (*)	µS/cm	NA	0,01	2 730,00
Demanda Bioquímica de Oxígeno (*)	mg BOD5/L	0,4	2,0	151,2
Demanda Química de Oxígeno (*)	(mg O2/L)	2,0	5,0	255,5
pH (**)	Unidad de pH	NA	0,01	5,70
Turbidez (*)	NTU	NA	0,01	3,60
<b>Aniones <sup>2</sup></b>				
Nitrato	mg/L	0,02	0,05	20,95
Sulfato	mg/L	0,2	0,5	1 542,8
<b>Metales Totales ICPOES <sup>2</sup></b>				
Fosforo	mg/L	0,01	0,04	0,30
Hierro	mg/L	0,001	0,004	35,793

<sup>1</sup>) Los resultados obtenidos corresponde a métodos que han sido acreditados por el INACAL - DA

<sup>2</sup>) El Ensayo indicado no ha sido acreditado

<sup>2</sup>) Ensayo acreditado por el IAS

L.C.M.: Límite de cuantificación del método, "<"= Menor que el L.C.M.

L.D.M.: Límite de detección del método, "<"= Menor que el L.D.M.

"-": No ensayado

NA: No Aplica

V. OBSERVACIONES

Los resultados se aplican a la muestra cómo se recibió.

"FIN DE DOCUMENTO"

**Anexo 4. Resultados de los monitoreos**

**Tabla 20**

*Resultados de la semana 1*

Run	Factores	Tratamiento	Replica	Semana N° 31-4 junio																								
				pH			Conductividad			Turbidez			DQO		DBO <sub>5</sub>			FeT			PT			SO <sub>4</sub>			NO <sub>3</sub>	
				Unidades			uS/cm			NTU			mg/L		mg/L			mg/L			mg/L			mg/L			mg/L	
				R1	R2	Prom	R1	R3	Prom	R1	R3	Prom	R1	Prom	R1	R2	Prom	R1	R2	Prom	R1	R2	Prom	R1	R2	Prom	R1	R2
5	Con grava	Tratamiento 1 = 22 g/L (9 L /198 g)	R1	7,81	7,88	7,85	3,51	3,62	3,56	5,28	4,63	5,42	118	133	45,55	43,4	48,1	1,534	1,415	1,436	0,8	0,724	0,762	768,45	1029,46	712,9	1,313	1,321
R2			7,83	7,88	3,53		3,58	7,75		4,02	148		58,05		45,4	1,534		1,261	0,762		0,762	517,16		536,37	1,328			
7		Tratamiento 2 = 36 g/L (9 L /324 g)	R1	7,75	7,77	7,8	3,52	3,6	3,575	4,02	6,54	5,518	160	141	41,63	38,95	34,92	1,697	1,47	1,5	0,762	0,573	0,696	431,09	517,21	541,7	3,539	3,452
8			R2	7,82	7,86		3,54	3,64		5,57	5,94		122		32,13	26,95		1,643	1,188		0,687	0,762		558,27	660,03		3,366	
1	Sin grava	Tratamiento 3 = 22 g/L (18 L /396 g)	R1	6,66	6,07	6,1	4,51	4,53	4,505	16,9	20,8	15,88	271	274	104,3	96,3	88,29	4,556	4,328	4,51	1,367	1,253	1,395	1128,36	1132,9	1012	2,702	2,223
2			R2	5,83	5,84		4,44	4,54		11,05	14,78		277		68,78	83,8		4,656	4,501		1,518	1,442		812	974,41		1,744	
3		Tratamiento 4 = 36 g/L (18 L /648 g)	R1	6,99	7,04	6,405	3,58	3,76	4,073	17,44	24,75	16,14	188	215	65,45	64,51	62,11	3,089	3,327	3,683	1,442	1,669	1,442	764,48	1233,9	814,7	1,572	1,488
4			R2	5,8	5,79		4,38	4,57		8,48	13,87		242		59,45	59,01		4,245	4,073		1,329	1,329		630,2	630,2		1,404	

**Tabla 21**

*Resultados de la semana 2*

Run	Factores	Tratamiento	Replica	Semana N° 7-11																								
				pH			Conductividad			Turbidez			DQO		DBO <sub>5</sub>			FeT			PT			SO <sub>4</sub>			NO <sub>3</sub>	
				Unidades			uS/cm			NTU			mg/L		mg/L			mg/L			mg/L			mg/L			mg/L	
				R1	R3	Prom	R1	R3	Prom	R1	R3	Prom	R1	Prom	R1	R2	Prom	R1	R2	Prom	R1	R2	Prom	R1	R2	Prom	R1	R2
5	Con grava	Tratamiento 1 = 22 g/L (9 L /198 g)	R1	7,79	7,84	7,85	3,97	4,01	3,983	11,98	11,98	11,95	140	134	31,55	40,52	44,37	1,88	1,88	1,622	1,17	1,433	1,06	922,29	1205,94	1067	1,597	1,838
6			R2	7,85	7,92		3,97	3,98		11,68	12,16		128		55,28	50,11		1,343	1,388		0,642	0,994		1164,82	976,46		2,078	
7		Tratamiento 2 =36 g/L (9 L /324 g)	R1	7,83	7,87	7,868	3,9	3,97	3,908	16,08	14,92	11,27	83	89,5	4,09	4,25	5,98	1,525	1,652	1,632	0,555	0,818	0,796	595,41	607,37	631,3	1,703	1,25
8			R2	7,85	7,92		3,87	3,89		7,42	6,66		96		7,03	8,55		1,616	1,734		0,994	0,818		560,3	762,12		0,796	
1	Sin grava	Tratamiento 3 = 22 g/L (18 L /396 g)	R1	6,89	7,02	6,905	4,68	4,62	4,588	42,82	37,3	26,33	172	188,5	60,33	71,88	66,49	2,052	4,60	3,529	1,521	1,961	1,543	708,1	1483,05	1037	1,379	1,321
2			R2	6,81	6,9		4,42	4,63		15,03	10,16		205		80,54	53,19		2,863	4,6		1,17	1,521		790,5	1166,28		1,262	
3	Sin grava	Tratamiento 4 = 36 g/L (18L/648 g)	R1	6,89	6,94	6,773	3,9	3,92	4,258	61,18	56,96	46,43	212	212,5	74,88	106,3	78,86	3,327	3,09	3,588	1,609	1,345	1,697	869,62	977,21	860,3	0,887	0,928
4			R2	6,62	6,64		4,57	4,64		31,41	36,17		213		61,75	72,49		4,073	3,864		2,048	1,785		586,47	1007,9		0,968	



**Tabla 22**

*Resultados de la semana 3*

Run	Tratamiento	Replica	Semana N° 14-18																									
			pH Unidades			Conductividad uS/cm			Turbidez NTU			DQO mg/L		DBO <sub>5</sub> mg/L		FeT mg/L			PT mg/L			SO <sub>4</sub> mg/L			NO <sub>3</sub> mg/L			
			R1	R3		R1	R3		R1	R3		R1		R1		R1	R2	Prom	R1	R2	Prom	R1	R2	Prom	R1	R2	Prom	
5	Con grava	Tratamiento 1 = 22 g/L (9 L /198 g)	R1	7.73	7.82	7.835	3.84	3.93	3.875	16.42	16.63	14.46	102	99	29.8	26.5	1.415	1.424	1.406	0.467	0.379	0.73	2900.27	3593.85	2506	0.553	0.487	0.63
6		R2	7.86	7.93	3.84		3.89	13.95		10.83	96		23.2		1.261		1.388	1.082		1.082	1724.43		1804.6	0.735		0.745		
7		Tratamiento 2 = 36 g/L (9 L /324 g)	R1	7.76	7.82	7.84	3.87	3.86	3.855	10.92	11.04	10.34	97	82	2.01	3.14	1.47	1.47	1.42	0.555	0.555	0.511	2447.22	1880.63	1992	0.502	0.583	0.607
8		R2	7.87	7.91	3.82		3.87	10.1		9.31	67		4.27		1.188		1.37	0.994		0.467	1896.4		1742.45	0.725		0.618		
1	Sin grava	Tratamiento 3 = 22 g/L (18 L /396 g)	R1	7.07	7.05	7.065	4.47	4.51	4.473	12.32	13.48	18.09	152	163.5	61.07	71.07	1.88	2.007	2.148	1.961	1.785	1.741	1005.59	1147.64	1143	1.212	0.973	0.882
2		R2	7.06	7.08	4.41		4.5	25.65		20.9	175		81.07		2.344		2.289	2.664		1.697	1148.98		1271.41	0.446		0.897		
3		Tratamiento 4 = 36 g/L (18 L /648 g)	R1	6.83	6.82	6.754	3.79	3.84	4.095	50.7	41.71	35.35	154	160	75.39	68.98	2.435	2.471	2.653	2.312	2.839	2.488	1286.05	1435.89	1121	1.13	1.105	1.246
4		R2	6.7	6.665	4.34		4.41	21.13		27.87	166		62.57		2.917		2.835	2.048		2.136	861.428		899.397	0.907		1.84		

**Tabla 23**

*Resultados de la semana 4*

Run	Tratamiento	Replica	Semana N° 21-25																									
			pH Unidades			Conductividad uS/cm			Turbidez NTU			DQO mg/L		DBO <sub>5</sub> mg/L		FeT mg/L			PT mg/L			SO <sub>4</sub> mg/L			NO <sub>3</sub> mg/L			
			R1	R3		R1	R3		R1	R3		R1		R1		R1	R2	Prom	R1	R2	Prom	R1	R2	Prom	R1	R2	Prom	
5	Con grava	Tratamiento 1 = 22 g/L (9 L /198 g)	R1	7.75	7.65	7.71	3.89	3.92	3.875	10.5	9.49	10.74	64	76	19.6	16.4	1.188	1.188	1.179	1.521	1.17	1.389	1992.13	2006.77	1876	0.548	0.314	0.442
6		R2	7.68	7.76	3.83		3.86	11.84		11.13	88		13.2		1.124		1.17	1.17		1.697	1591.24		1912.23	0.492		0.416		
7		Tratamiento 2 = 36 g/L (9 L /324 g)	R1	7.83	7.82	7.795	3.91	3.84	3.875	22.6	21.55	29.05	47	47.5	1.8	2.15	1.16	1.16	1.17	1.082	1.082	1.411	980.586	1301.51	1157	0.461	0.4	0.444
8		R2	7.75	7.78	3.87		3.88	37.4		34.63	48		2.5		1.124		1.179	2.136		1.345	1042.75		1303.83	0.492		0.421		
1	Sin grava	Tratamiento 3 = 22 g/L (18 L /396 g)	R1	7.33	7.31	7.345	4.52	4.48	4.465	28.31	28.3	23.39	125	132	66.02	68.53	1.37	1.343	1.297	1.785	1.961	2.158	918.882	990.725	947	0.624	0.593	0.707
2		R2	7.37	7.37	4.48		4.38	18.16		18.77	139		71.03		1.233		1.251	2.488		2.4	925.415		952.797	0.897		0.715		
3		Tratamiento 4 = 36 g/L (18 L /648 g)	R1	7.02	7.01	7.02	3.76	3.72	4.118	16.62	19.13	41.12	132	136.5	67.19	63.23	1.825	1.889	1.907	2.576	2.312	2.598	858.189	973.282	939.6	0.608	0.583	0.655
4		R2	6.98	7.07	4.51		4.48	62.17		66.54	141		59.27		1.843		1.925	2.4		3.103	921.276		1005.66	0.796		0.634		

