



Religación
Press

Dilemas del oro

*Minería, pasivos ambientales
y conflictos en el Perú
contemporáneo*



Fredy Alejandro Shuan Huanuco, Mario Vladimir Leyva Collas,
Edwin Julio Palomino Cadenas, Francisco Claudio León Huerta,
Edson Gilmar Yupanqui Torres



Dilemas del oro

*Minería, pasivos ambientales y conflictos
en el Perú contemporáneo*

Fredy Alejandro Shuan Huanuco
Mario Vladimir Leyva Collas
Edwin Julio Palomino Cadenas
Francisco Claudio León Huerta
Edson Gilmar Yupanqui Torres

Quito, Ecuador

| 2025 |

Dilemmas of Gold

Mining, Environmental Liabilities, and Conflicts in Contemporary Peru

Dilemas do ouro

Mineração, passivos ambientais e conflitos no Peru contemporâneo

Religación Press

[Ideas desde el Sur Global]

Equipo Editorial

Editorial team

Ana B. Benalcázar

Editora Jefe / Editor in Chief

Felipe Carrión

Director de Comunicación / Scientific Communication Director

Melissa Díaz

Coordinadora Editorial / Editorial Coordinator

Sarahi Licango Rojas

Asistente Editorial / Editorial Assistant

Consejo Editorial

Editorial Board

Jean-Arsène Yao

Dilrabo Keldiyorovna Bakhronova

Fabiana Parra

Mateus Gamba Torres

Siti Mistima Maat

Nikoleta Zampaki

Silvina Sosa

Religación Press, es parte del fondo editorial del Centro de Investigaciones CICSHAL-RELIGACIÓN | Religación Press, is part of the editorial collection of the CICSHAL-RELIGACIÓN Research Center |

Diseño, diagramación y portada | Design, layout and cover: Religación Press.

CP 170515, Quito, Ecuador. América del Sur.

Correo electrónico | E-mail: press@religacion.com

www.religacion.com

Disponible para su descarga gratuita en | Available for free download at
<https://press.religacion.com>

Este título se publica bajo una licencia de Atribución 4.0 Internacional (CC BY 4.0)
This title is published under an Attribution 4.0 International (CC BY 4.0) license.



Derechos de autor | Copyright: Religación Press, Fredy Alejandro Shuan Huanuco, Mario Vladimir Leyva Collas, Edwin Julio Palomino Cadenas, Francisco Claudio León Huerta, Edson Gilmar Yupanqui Torres

Primera Edición | First Edition: 2025

Editorial | Publisher: Religación Press

Materia Dewey | Dewey Subject: 333.85 - Minerales Recursos minerales

Clasificación Thema | Thema Subject Categories: RNK - Conservación del medioambiente | PNV - Química de los minerales, los cristales y las gemas

BISAC: BUS099000

Público objetivo | Target audience: Profesional / Académico | Professional / Academic

Colección | Collection: Economía

Soporte | Format: PDF / Digital

Publicación | Publication date: 2025-10-28

ISBN: 978-9942-561-83-1

Título: Dilemas del oro. Minería, pasivos ambientales y conflictos en el Perú contemporáneo

Nota obra derivada: El libro retoma y amplía, mediante el trabajo colaborativo de un grupo de investigadores, los hallazgos y aportes presentados en la tesis original, enriqueciendo su contenido con nuevos enfoques, análisis y perspectivas que profundizan en los temas abordados en "Inmovilización de metales pesados en el humedal construido, para la recuperación del drenaje ácido de mina en Mesapata, Recuay – Ancash-2022" presentada ante la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo por Fredy Alejandro Shuan Huanuco en 2023.

Note: The book takes up and expands, through the collaborative work of a group of researchers, the findings and contributions presented in the original dissertation, enriching its content with new approaches, analyses and perspectives that deepen the topics addressed. "Inmovilización de metales pesados en el humedal construido, para la recuperación del drenaje ácido de mina en Mesapata, Recuay – Ancash-2022" presented to the Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo by Fredy Alejandro Shuan Huanuco in 2023.

[APA 7]

Shuan Huanuco, F. A., Leyva Collas, M. V., Palomino Cadenas, E. J., León Huerta, F. C., y Yupanqui Torres, E. G. (2025). *Dilemas del Oro. Minería, Pasivos Ambientales y Conflictos en el Perú Contemporáneo*. Religación Press. <https://doi.org/10.46652/ReligacionPress.334>

Revisión por pares

La presente obra fue sometida a un proceso de evaluación mediante el sistema de dictaminación por pares externos bajo la modalidad doble ciego. En virtud de este procedimiento, la investigación que se desarrolla en este libro ha sido avalada por expertos en la materia, quienes realizaron una valoración objetiva basada en criterios científicos, asegurando con ello la rigurosidad académica y la consistencia metodológica del estudio.

Peer Review

This work was subjected to an evaluation process by means of a double-blind peer review system. By virtue of this procedure, the research developed in this book has been endorsed by experts in the field, who made an objective evaluation based on scientific criteria, thus ensuring the academic rigor and methodological consistency of the study.



Sobre los autores

About the authors

Fredy Alejandro Shuan Huanuco

Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo | Huaraz | Perú

<https://orcid.org/0009-0000-6387-3683>

fshuanh@unasam.edu.pe

shuanfredy@gmail.com

Ingeniero Ambiental de la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo.

Mario Vladimir Leyva Collas

Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo | Huaraz | Perú

<https://orcid.org/0000-0002-4623-1782>

mleyvac@unasam.edu.pe

Mariolc0205@hotmail.com

Químico de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Magister en Gestión Ambiental en la Universidad Santiago Antúnez de Mayolo, Doctor en Ingeniería Química Ambiental en la Universidad Nacional de Trujillo.

Edwin Julio Palomino Cadenas

Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo | Huaraz | Perú

<https://orcid.org/0000-0002-4589-6774>

epalominoc@unasam.edu.pe

sebasisadi@gmail.com

Bachiller en Ciencias Biológicas: Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga (UNSCH); Biólogo Microbiólogo: UNSCH; Maestro en Ciencias con mención en microbiología: Universidad Peruana Cayetano Heredia; Doctor en Ciencias Ambientales: Universidad Nacional de Trujillo.

Francisco Claudio León Huerta

Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo | Huaraz | Perú

<https://orcid.org/0000-0003-4091-044X>

fleonh@unasam.edu.pe

Fleonh20@gmail.com

Ingeniero Ambiental de la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo, Magister en Ciencias e Ingeniería con Mención en Gestión Ambiental de la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo.

Edson Gilmar Yupanqui Torres

Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo | Huaraz | Perú
<https://orcid.org/0000-0003-4978-6975>

eyupanquit@unasam.edu.pe

eyupanqui0959@gmail.com

Ingeniero Químico de la UNCP, Magister en Química en la PUCP y doctor en medio ambiente y desarrollo sostenible en la UNFV.

Resumen

Este libro explora la encrucijada histórica y contemporánea de la minería en el Perú, un sector clave para la economía nacional pero generador de profundos conflictos socioambientales. A través de un análisis riguroso, se examina el legado de los pasivos ambientales mineros, focos de contaminación que liberan drenajes ácidos cargados de metales pesados hacia frágiles ecosistemas altoandinos. La obra presenta el emblemático caso de Mesapata en Áncash, donde un depósito de relaves amenaza un bofedal vital, ilustrando los mecanismos de movilidad tóxica y sus impactos multisistémicos. Como propuesta concreta, el libro investiga el potencial de los humedales construidos, sistemas de remediación pasiva que aprovechan procesos naturales para inmovilizar contaminantes. Esta obra invita a reflexionar sobre la urgente necesidad de integrar tecnologías sostenibles y gobernanza responsable para transitar hacia un modelo de desarrollo que reconcilie la extracción mineral con la protección del patrimonio natural y la salud de las comunidades.

Palabras clave:

Minería, pasivos ambientales, drenaje ácido, humedales construidos, remediación.

Abstract

This book examines the historical and contemporary crossroads of mining in Peru, a key sector for the national economy yet a source of profound socio-environmental conflicts. Through rigorous analysis, it explores the legacy of mining environmental liabilities, which are sources of contamination that release acid drainage laden with heavy metals into fragile high-Andean ecosystems. The work presents the emblematic case of Mesapata in Áncash, where a tailings deposit threatens a vital bofedal, illustrating the mechanisms of toxic mobility and its multisystemic impacts. As a concrete proposal, the book investigates the potential of constructed wetlands, passive remediation systems that harness natural processes to immobilize contaminants. This work invites reflection on the urgent need to integrate sustainable technologies and responsible governance to transition toward a development model that reconciles mineral extraction with the protection of natural heritage and community health.

Keywords:

Mining, environmental liabilities, acid mine drainage, constructed wetlands, remediation.

Resumo

Este livro examina a encruzilhada histórica e contemporânea da mineração no Peru, um setor-chave para a economia nacional, mas gerador de profundos conflitos socioambientais. Por meio de uma análise rigorosa, investiga o legado dos passivos ambientais mineiros, focos de contaminação que liberam drenagens ácidas carregadas de metais pesados em frágeis ecossistemas alto-andinos. A obra apresenta o emblemático caso de Mesapata em Áncash, onde um depósito de rejeitos ameaça um bofedal vital, ilustrando os mecanismos de mobilidade tóxica e seus impactos multissistêmicos. Como proposta concreta, o livro investiga o potencial dos wetlands construídos, sistemas de remediação passiva que aproveitam processos naturais para imobilizar contaminantes. Esta obra convida à reflexão sobre a necessidade urgente de integrar tecnologias sustentáveis e governança responsável para transitar rumo a um modelo de desenvolvimento que reconcilie a extração mineral com a proteção do patrimônio natural e a saúde das comunidades.

Palavras-chave:

Mineração, passivos ambientais, drenagem ácida de mina, wetlands construídos, remediação.

CONTENIDO

Revisión por pares	6
Peer Review	6
Sobre los autores	8
About the authors	8
Resumen	10
Abstract	10
Resumo	11
[1] Capítulo	18
Introducción	18
La Encrucijada Minera Peruana: Legado Económico y Pasivos Ambientales	19
Dimensiones Críticas de los Pasivos Ambientales Mineros en el Perú	20
Tecnologías de Remediación: Humedales Construidos como Alternativa Sostenible	22
Conclusiones y Perspectivas Futuras	25
[2] Capítulo	27
Avances en Biorremediación de Drenajes Ácidos Mineros: Una Revisión Integral de Sistemas de Humedales	27
Eficacia de Sistemas de Humedales en la Remediación de Metales Pesados	28
Dinámica de Metales en Humedales Naturales y Artificiales	29
Biodisponibilidad y Transferencia de Metales en Sistemas de Humedales	31
Aplicaciones a Escala Real y Eficiencias Comparativas	33
Fundamentos Teóricos de los Pasivos Ambientales Mineros	33
Formación de drenaje ácido de mina	34
Metales Pesados en Drenajes Ácidos de Mina	36
Tratamiento de Metales Pesados para la Remediación del DAM	36
Tratamientos activos	37
Tratamientos pasivos	38
Humedales construidos	38
Humedales construidos aerobios	39
Humedales construidos anaerobios	40
Proceso de inmovilización de metales pesados en humedales construidos	41
Rol de los microorganismos en la inmovilización de metales pesados en humedales construidos	42
Inmovilización de metales pesados mediante la fitorremediación	43
Técnicas en la fitorremediación	44
Transporte de Metales Pesados del Suelo a la Planta en la Fitorremediación	46
Biodisponibilidad de metales pesados en el suelo	48
Definición de términos básicos	50
[3] Capítulo	55
Sinergias Biotecnológicas en Humedales Construidos: Microorganismos, Sustratos y Especies Fitorremediadoras en la Atenuación de Metales Pesados	55
Mecanismos y Eficacia de Sistemas de Humedales en la Remediación de Metales Pesados	56
Avances en el Entendimiento de Procesos Microbianos y Optimización de Sustratos	56
Dinámica Espaciotemporal y Mecanismos de Distribución de Metales	58
Consideraciones Finales y Perspectivas Futuras	59
Descripción del área de estudio	61
Métodos o técnicas	62
Diseño, Configuración e Implementación del Sistema de Humedal Construido en el Sitio de Mesapata	62
Trazo del humedal construido	62
Excavación Inicial y Estabilización del Humedal Construido	63
Excavación final y perfilado del Humedal Construido	64

Impermeabilización con Geomembrana HDPE 1.5 mm	65
Colocación de Substratos y Bacterias Sulfato Reductor	66
Siembra de Especies Fitorremediadoras	67
Regulación y Control del Caudal de Afluente al Sistema de Humedal Construido	68
Diseño y Distribución de Puntos de Muestreo para el Monitoreo del Sistema de Humedal Construido	70
Identificación de especies fitorremediadoras	71
Determinación de la concentración de metales pesados en el agua	73
Protocolo de Pretratamiento y Análisis de Muestras de Sedimento	75
Protocolo de Pretratamiento y Análisis de Biomasa Aérea en Especies Fitorremediadoras	78
Pretratamiento y Análisis de la Parte Radicular de las especies fitorremediadoras	80
Eficiencia de la Recuperación del agua del DAM en el Humedal Construido	81
Instrumentos validados de recolección de datos	82
Plan de procesamiento y análisis estadístico de la información	84
[4] Capítulo	86
Eficiencia de la Biorremediación: Análisis de Resultados del Humedal Construido en Mesapata	86
Concentración de metales pesados en el drenaje ácido de mina y el efluente del humedal construido en Mesapata	88
Distribución y Concentración de Metales Pesados en la Matriz Sedimentaria del Humedal Construido de Mesapata	96
Acumulación de Metales Pesados en Especies Fitorremediadoras del Humedal Construido de Mesapata	100
a. Comparación de la Inmovilización de Metales Pesados en el Sedimento y las Especies Fitorremediadoras	109
b. Evaluación de la Inmovilización de Metales Pesados en el Sedimento y las Especies Fitorremediadoras del Humedal Construido	113
Estrategias Integrales para la Mitigación de la Contaminación por Metales Pesados en Drenajes Ácidos de Mina	121
[5] Capítulo	125
Composición y Dinámica de la Comunidad Fitorremediadora en el Humedal Construido de Mesapata	125
Caracterización Taxonómica y Mecanismos de Establecimiento de Especies Vegetales	126
Especies Dominantes y su Contribución a los Procesos de Remediación	126
Mecanismos Fitorremediadores y Eficiencia en la Inmovilización de Metales	127
Implicancias para el Diseño y Manejo de Sistemas de Remediación	127
[6] Capítulo	132
Eficiencia del Sistema de Humedal Construido en la Remediación de Metales Pesados	132
Distribución Diferencial de Metales en Componentes del Sistema	133
Desempeño de Especies Fitorremediadoras y Aplicaciones Futuras	134
Recomendaciones para Investigación y Aplicación	134
Optimización de Diseño y Selección de Especies	134
Investigación Futura y Consideraciones de Bioseguridad	135
Referencias	137

TABLAS

Tabla 1. Ventajas y desventajas de la fitorremediación	43
Tabla 2. Técnicas en la fitorremediación	44
Tabla 3. Puntos de recolección de muestras	71
Tabla 4. Caracterización Taxonómica de Especies Vegetales con Capacidad Fitorremediadora en el Sistema de Humedal Construido de Mesapata	87
Tabla 5. Concentración de metales pesados en el agua del humedal construido.	88
Tabla 6. Metodología para el Cálculo de Eficiencia del Sistema de Humedal Construido en Mesapata	95
Tabla 7. Resultados del Análisis de Metales Pesados en la Matriz Sedimentaria del Humedal Construido	96
Tabla 8. Valores promedios de la concentración de metales pesados en el sedimento del humedal construido.	97
Tabla 9. Resultados de la concentración de metales pesados en la parte	101
Tabla 10. Valores promedios de la concentración de metales pesados en la parte radicular de las especies fitorremediadoras	101
Tabla 11. Valores Promedio de Concentración de Metales Pesados en Biomasa Aérea de Especies Fitorremediadoras	105
Tabla 12. Cálculo de la inmovilización a +25 m del humedal construido.	113
Tabla 13. Cálculo de la inmovilización a +50 m del humedal construido.	115
Tabla 14. Cálculo de la inmovilización a + 75 m del humedal construido.	116
Tabla 15. Cálculo de la inmovilización a +100 m del humedal construido.	117
Tabla 16. Análisis porcentual de la inmovilización de metales pesados en el humedal construido.	119

FIGURAS

Figura 1. Humedal aerobio y circulación del agua en su interior.	40
Figura 2. Humedal anaerobio de flujo horizontal y/o superficial.	41
Figura 4. Representación de las técnicas en la fitorremediación.	45
Figura 5. Resumen del diseño de investigación.	60
Figura 6. Ubicación del Pasivo Ambiental Minero de Mesapata.	61
Figura 7. (a) Condiciones iniciales del humedal. (b) Trazo del humedal.	63
Figura 8. (a) Tramo crítico por afloramiento de agua subterránea. (b) Traslado de llantas de automóviles para reúso. (c) Implementación de un filtro estilo francés. (d) Estabilización del canal con llantas y costales.	64
Figura 9. Detalle del canal del humedal y canal de anclaje de geomembrana.	65
Figura 10. (a) Excavación de canal del humedal. (b) Vista de la zanja de anclaje y perfilado del canal del humedal.	65
Figura 11. (a) Tendido de geomembrana en el canal del humedal. (b) Proceso de anclaje de geomembrana.	66
Figura 12. (a) Incorporación de grava de Ø 3/8. (b) Incorporación de estiércol de ovino y vacuno. (c) BSR. (d) Incorporación de BSR al humedal.	67
Figura 13. (a) Proceso de siembra de especies fitorremediadoras. (b) Crecimiento de especies fitorremediadoras.	68
Figura 14. (a) Vista de ingreso de caudal al humedal. (b) vista del sistema de medición del caudal. (c) Prueba de medición de caudal de ingreso.	69
Figura 15. Ubicación de puntos de recolección de muestras de agua, sedimento y especies fitorremediadoras	70
Figura 16. (a) Colecta de especies en el humedal construido. (b) Muestra del montaje de especies fitorremediadoras.	73
Figura 17. (a) Colecta de muestras de agua. (b) Rotulado de muestras de agua	74
Figura 18. (a) Recolección de muestra de sedimento. (b) Empaquetado de las muestras de sedimento.	75
Figura 19. Secado de sedimento. (a) BD-SH-01 (a +25m). (b) BD-SH-02 (a +50m). (c) BD-SH-03 (a +75m). (d) BD-SH-04 (a +100m).	76
Figura 20. (a) Tamizaje de la muestra de sedimento con la tamizadora digital (b) Empaquetado y rotulado de las muestras de sedimento.	77
Figura 21. (a) Trazó del área para la recolección de muestras de especies fitorremediadoras, (b) Muestra de la parte aérea. (c) Muestra de la parte radicular (d) Llenado de muestras en bolsas ziploc rotuladas.	78
Figura 22. Secado de la parte aérea de las especies fitorremediadoras (a) BD-VA-01 (a +25m). (b) BD-VA-02 (a +50m). (c) BD-VA-03 (a +75m). (d) BD-VA-04 (a +100m).	79
Figura 23. (a) Corte de la parte aérea de las especies fitorremediadoras. (b) Selección de muestras (parte aérea). (c) Pesado de muestras – parte aérea. (d) Empaquetado y rotulado de las muestras – parte aérea.	80
Figura 24. (a) Secado de la parte radicular de las especies fitorremediadoras (b) Corte de las muestras (parte radicular) (c) Selección de muestras (parte radicular) (d) Pesado de las muestras (parte radicular)	81

Figura 25. Proceso de depuración del hierro (Fe), en el humedal construido	89
Figura 26. Proceso de depuración del arsénico (As), en el humedal construido	89
Figura 27. Mecanismos de Depuración y Remoción de Zinc (Zn) en el Sistema de Humedal Construido	90
Figura 28. Proceso de depuración del manganeso (Mn), en el humedal construido	91
Figura 29. Proceso de depuración del aluminio (Al), en el humedal construido	91
Figura 30. Proceso de depuración del cobre (Cu), en el humedal construido	92
Figura 31. Proceso de depuración del plomo (Pb), en el humedal construido	93
Figura 32. Mecanismos de Depuración y Remoción de Cadmio (Cd) en el Sistema de Humedal Construido	93
Figura 33. Proceso de depuración del níquel (Ni), en el humedal construido	94
Figura 34. Comparación de la eficiencia en la depuración de metales pesados en el humedal construido	95
Figura 35. Inmovilización del hierro en el sedimento	97
Figura 37. Inmovilización del zinc en el sedimento	98
Figura 38. Inmovilización del manganeso en el sedimento	98
Figura 39. Inmovilización del níquel en el sedimento	98
Figura 40. Inmovilización del aluminio en el sedimento	99
Figura 41. Inmovilización del cobre en el sedimento	99
Figura 42. Inmovilización del plomo en el sedimento	99
Figura 44. Inmovilización del hierro la parte radicular de las especies fitorremediadoras	102
Figura 45. Inmovilización del arsénico en la parte radicular de las especies fitorremediadoras	102
Figura 46. Inmovilización del zinc en la parte radicular de las especies fitorremediadoras	102
Figura 47. Inmovilización del manganeso la parte radicular de las especies fitorremediadoras	103
Figura 48. Inmovilización del níquel en la parte radicular de las especies fitorremediadoras	103
Figura 49. Inmovilización del aluminio en la parte radicular de las especies fitorremediadoras	103
Figura 50. Inmovilización del cobre en la parte radicular de las especies fitorremediadoras	104
Figura 51. Inmovilización del plomo en la parte radicular de las especies fitorremediadoras	104
Figura 52. Inmovilización del cadmio en la parte radicular de las especies fitorremediadoras	104
Figura 53. Resultados de la Concentración de Metales Pesados en Biomasa Aérea de Especies Fitorremediadoras	105
Figura 54. Inmovilización del hierro en la parte aérea de las especies fitorremediadoras	106
Figura 55. Inmovilización del arsénico en la parte aérea de las especies fitorremediadoras	106
Figura 56. Inmovilización del zinc en la parte aérea de las especies fitorremediadoras	107
Figura 57. Inmovilización del manganeso en la parte aérea de las especies fitorremediadoras	107
Figura 58. Inmovilización del níquel en la parte aérea de las especies fitorremediadoras	107
Figura 59. Inmovilización del aluminio en la parte aérea de las especies fitorremediadoras	108
Figura 60. Inmovilización del cobre en la parte aérea de las especies fitorremediadoras	108
Figura 61. Inmovilización del plomo en la parte aérea de las especies fitorremediadoras	108
Figura 62. Inmovilización del cadmio en la parte aérea de las especies fitorremediadoras	109

Figura 63. Comparación de la inmovilización del Fe en el sedimento y las especies fitorremediadoras	109
Figura 64. Comparación de la inmovilización del As en el sedimento y las especies fitorremediadoras	110
Figura 65. Comparación de la inmovilización del Zn en el sedimento y las especies fitorremediadoras	110
Figura 66. Comparación de la inmovilización del Mn en el sedimento y las especies fitorremediadoras	110
Figura 67. Comparación de la inmovilización del Ni en el sedimento y las especies fitorremediadoras	111
Figura 68. Comparación de la inmovilización del Al en el sedimento y las especies fitorremediadoras	111
Figura 69. Comparación de la inmovilización del Cu en el sedimento y las especies fitorremediadoras	111
Figura 70. Comparación de la inmovilización del Pb en el sedimento y las especies fitorremediadoras	112
Figura 71. Comparación de la inmovilización de Cd en el sedimento y las especies fitorremediadoras	112
Figura 72. Comparación de la inmovilización a + 25 m del humedal construido	114
Figura 73. Comparación de la inmovilización a +50 m del humedal construido.	115
Figura 74. Comparación de la inmovilización a + 75 m del humedal construido.	117
Figura 75. Comparación de la inmovilización a +100 m del humedal construido.	118

[1] Capítulo

Introducción

La Encrucijada Minera Peruana: Legado Económico y Pasivos Ambientales

La actividad minera peruana representa uno de los sectores productivos de mayor significación histórica y contemporánea para el desarrollo económico nacional, constituyendo un eje fundamental en la generación de divisas, ingresos fiscales y empleo formal (Chappuis, 2019). Esta preeminencia económica encuentra su sustento geológico en la excepcional riqueza mineralógica de la cordillera de los Andes, reconocida internacionalmente como una de las provincias metalogénicas más prolíficas a escala global, caracterizada por su compleja historia tectónica y magmática que favoreció la formación de extensos sistemas de mineralización polimetálica. El posicionamiento estratégico del Perú en el concierto minero internacional se refleja en su consistente ubicación entre los principales productores mundiales de metales como oro, plata, cobre, zinc, estaño, plomo y molibdeno, con una participación destacada particularmente en el mercado latinoamericano donde frecuentemente ocupa posiciones de liderazgo en múltiples categorías minerales. Las perspectivas de crecimiento sectorial para el próximo quinquenio revelan un panorama de expansión sostenida, con carteras de inversión proyectadas en exploración, explotación y proyectos de ampliación que colectivamente superan los 56,158 mil millones de dólares americanos, según las estimaciones oficiales más recientes (Ministerio de Energía y Minas, 2021). Esta trayectoria de crecimiento, sin embargo, coexiste con significativos desafíos socioambientales derivados de externalidades negativas que han generado profundas tensiones entre el desarrollo extractivo y la sostenibilidad territorial en diversas regiones del país.

La dimensión ambiental de la minería peruana presenta complejas aristas críticas, particularmente en lo concerniente a la gestión de impactos posteriores al cierre de operaciones y la remediación de áreas afectadas por actividades extractivas históricas y contemporáneas. La implementación deficiente o directamente ausente de programas de rehabilitación posoperatoria óptima y oportuna ha propiciado la proliferación de pasivos ambientales mineros (PAMs), que constituyen una de las herencias más problemáticas del desarrollo extractivo en términos de degradación ecosistémica y riesgo para la salud pública (Chappuis, 2019). Estos pasivos

ambientales corresponden típicamente a depósitos de residuos mineros que contienen minerales sulfurados como pirita (FeS_2), galena (PbS), arsenopirita (FeAsS) y calcopirita (CuFeS_2), los cuales, al exponerse a condiciones atmosféricas y de precipitación pluvial, experimentan procesos de oxidación que catalizan la generación de drenajes ácidos de mina (DAM). Estos efluentes mineros se caracterizan por presentar parámetros físico-químicos severamente alterados, incluyendo niveles críticamente elevados de acidez (pH frecuentemente inferior a 4.0), concentraciones significativas de sulfatos y contenidos sustanciales de metales pesados y metaloides en solución (Gamonal Pajares, 2001). La persistencia ambiental y capacidad de bioacumulación de estos contaminantes en los compartimentos abióticos y bióticos de los ecosistemas receptores genera un deterioro progresivo de la calidad del agua superficial y subterránea, suelos agrícolas y pastos naturales, flora nativa y fauna silvestre, estableciendo ciclos de contaminación de largo plazo que trascienden generaciones humanas.

Dimensiones Críticas de los Pasivos Ambientales Mineros en el Perú

La magnitud del desafío que representan los pasivos ambientales mineros en el contexto peruano adquiere dimensiones nacionales alarmantes según los registros oficiales más actualizados. El inventario nacional de PAMs reporta la identificación de 7,668 unidades distribuidas en diversas regiones del territorio peruano (Ministerio de Energía y Minas, 2022), de las cuales aproximadamente el 66.8% permanecen en estado de abandono institucional por parte del Estado peruano, principalmente como consecuencia de limitaciones técnicas y administrativas para identificar fehacientemente a los responsables legales y determinar las entidades obligadas a financiar y ejecutar las actividades de remediación correspondientes. Mientras esta situación de impasse administrativo persiste, estos pasivos continúan afectando críticamente la calidad química y biológica de los recursos hídricos superficiales y subterráneos, así como la salud ambiental y humana de las comunidades campesinas y poblaciones aledañas que dependen de estos ecosistemas para su subsistencia (Orihuela Quequezana, 2022). Los fundamentos normativos que históricamente regularon los pasivos ambientales de la actividad minera presentaron desde su concepción

vacíos legales sustantivos que facilitaron la elusión de responsabilidades ambientales por parte de los titulares mineros, particularmente en casos de cierre definitivo o quiebra de operaciones (Ministerio de Energía y Minas, 2004). En el escenario regulatorio contemporáneo, la problemática se ve agravada por la aplicabilidad limitada de la legislación ambiental vigente y, especialmente, por la localización estratégica de numerosos PAMs en ecosistemas frágiles de alta montaña como bofedales, riberas fluviales y pastizales naturales altoandinos, donde los procesos de remediación requieren aproximaciones técnicas especializadas y sensiblemente más costosas.

Un caso emblemático que ilustra esta compleja problemática socioambiental es el pasivo ambiental minero de Mesapata, ubicado en la jurisdicción del distrito de Recuay, departamento de Áncash, específicamente en el entorno inmediato del bofedal natural Yanayacu, un ecosistema hidrológicamente sensible y biológicamente diverso de la región altoandina. Este pasivo constituye un depósito de relaves polimetálicos derivados del procesamiento histórico de minerales sulfurados de plomo, plata, zinc y cobre, cuyos componentes mineralógicos generan continuamente drenajes ácidos de mina con elevadas concentraciones de metales pesados, predominantemente a través de la oxidación de sulfuros como la piritita (FeS_2), originarios de diversas concesiones mineras históricas de la región Áncash (Villanueva Ríos, 2005). La ubicación crítica de este pasivo en las proximidades inmediatas del bofedal Yanayacu, reconocido como un ecosistema hidrológicamente estratégico y biológicamente diverso, intensifica exponencialmente los riesgos de contaminación difusa y magnifica los impactos ambientales y sociales asociados mediante mecanismos de bioacumulación y transporte hidrológico. Los bofedales altoandinos cumplen funciones ecológicas cruciales como reguladores del ciclo hídrico regional, reservorios de biodiversidad endémica y proveedores de servicios ecosistémicos fundamentales para las comunidades locales, por lo que su contaminación representa una pérdida irreversible del capital natural andino y compromete la seguridad hídrica de cuencas enteras.

Los metales pesados y metaloides presentes en los drenajes ácidos de mina, cuando no son sometidos a procesos de tratamiento adecuados, desencadenan mecanismos de contaminación multisistémica que afectan simultáneamente las fuentes de agua superficiales y acuíferos subterráneos,

alteran las propiedades fisicoquímicas y biológicas de los suelos, impactan negativamente sobre la composición y funcionalidad de la flora nativa, la fauna silvestre, las comunidades acuáticas y, fundamentalmente, ponen en grave riesgo la salud humana a través de mecanismos de bioacumulación en las cadenas tróficas y exposición directa (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020). La evidencia empírica incontrovertible de contaminación por drenajes ácidos de mina ha generado, como respuesta comunitaria legítima, un creciente rechazo social a nuevos proyectos mineros por el temor fundado de que surjan nuevos pasivos ambientales que intensifiquen la degradación territorial existente. Esta dinámica socioambiental ha catalizado la emergencia de múltiples conflictos socioambientales en diversas regiones mineras del país. Hasta septiembre de 2022, se registraron oficialmente 211 conflictos sociales activos en el Perú, de los cuales, de un total de 136 conflictos clasificados como socioambientales, el 66.9% correspondía específicamente a controversias relacionadas con la actividad minera en sus diversas fases operativas (Defensoría del Pueblo, 2022). Estos conflictos reflejan la profunda fractura existente entre el modelo extractivo predominante y las demandas crecientes de sostenibilidad territorial por parte de las comunidades locales, particularmente en contextos de gobernanza ambiental debilitada y distribución inequitativa de beneficios económicos.

Tecnologías de Remediación: Humedales Construidos como Alternativa Sostenible

La complejidad técnica y logística inherente a la remediación de pasivos ambientales mineros como Mesapata requiere la implementación de tecnologías de tratamiento efectivas, sostenibles y adaptadas a las condiciones eco-climáticas específicas de los ecosistemas altoandinos. Para el tratamiento de drenajes ácidos de mina, existe un espectro tecnológico diverso que puede clasificarse en métodos activos (que requieren insumos externos continuos) y pasivos (que aprovechan procesos naturales autosostenibles). Los métodos activos convencionales involucran la adición continua de reactivos alcalinos (cal, hidróxido de sodio) para neutralizar la acidez y precipitar metales, requiriendo infraestructura permanente, energía constante y costos operativos sostenidos que los hacen financieramente inviables para ubicaciones remotas. Por contraste, los métodos

pasivos, como los humedales construidos, representan sistemas de tratamiento biológico que utilizan procesos naturales mediados por interacciones sinérgicas entre sustratos minerales, vegetación especializada y comunidades microbianas, ofreciendo ventajas comparativas significativas en términos de sostenibilidad operacional, resiliencia ecológica y costo-efectividad para ubicaciones geográficamente aisladas (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020). Los humedales construidos consisten esencialmente en excavaciones de poca profundidad rellenas con sustratos porosos estratificados (grava, arena, materiales reactivos), vegetación hidrofítica adaptada y materia orgánica, diseñados específicamente para replicar y potenciar los procesos biogeoquímicos de depuración que ocurren naturalmente en los humedales naturales, pero optimizados para la remoción secuencial de contaminantes mineros específicos mediante mecanismos físicos, químicos y biológicos concertados.

Los humedales construidos emergen como tecnologías de remediación ambientalmente compatibles, técnicamente efectivas y económicamente eficientes para la remoción de agentes contaminantes presentes en los drenajes ácidos de mina, particularmente en contextos de países en desarrollo con limitaciones presupuestarias significativas (Gamonal Pajares, 2001). Esta aproximación biotecnológica representa una alternativa innovadora donde se logra la inmovilización de metales pesados mediante múltiples mecanismos simultáneos que incluyen biosorción en biomasa microbiana y vegetal, precipitación química como sulfuros y hidróxidos, filtración física en sustratos porosos, complejación con materia orgánica disuelta y transformación microbiana mediada por consorcios bacterianos especializados (Palomino Cadenas, 2007). La efectividad integral de estos sistemas de tratamiento reside fundamentalmente en la acción sinérgica entre componentes abióticos (características redox y de pH de los sustratos) y bióticos (vegetación macrófita, comunidades microbianas) que colectivamente facilitan la retención, transformación y estabilización de contaminantes inorgánicos. Estudios experimentales exhaustivos demuestran consistentemente que los humedales construidos para remediación de drenajes ácidos de mina alcanzan resultados técnicamente óptimos en la inmovilización y reducción de metales pesados, observándose eficiencias de remoción significativamente mejoradas con la incorporación estratégica de especies fitorremediadoras especializadas, la adición controlada de

enmiendas orgánicas específicas y el establecimiento de consorcios microbianos adaptados a condiciones de acidez y metalotoxicidad (Gamonal Pajares, 2001). No obstante estos avances, los mecanismos complejos implicados en el tratamiento de drenajes ácidos de mina mediante humedales construidos—que incluyen procesos hidrodinámicos, biogeoquímicos redox, actividad rizosférica y dinámicas ecológicas—aún no han sido completamente elucidados en toda su magnitud, representando un área fértil para la investigación interdisciplinaria en biotecnología ambiental.

El objetivo central de la investigación desarrollada en Mesapata consistió en evaluar la efectividad de inmovilización de metales pesados mediante un humedal construido especialmente diseñado para la recuperación del drenaje ácido de mina en esta localidad de Recuay, Áncash. La implementación técnica involucró la construcción de un humedal de flujo subsuperficial horizontal con geometría trapezoidal invertida con dimensiones específicas (longitud 100m, ancho inferior 1.20m, ancho superior 2m, profundidad 0.8m), ubicado estratégicamente en el área disponible en el sector sur del pasivo ambiental minero de Mesapata. Un aspecto crítico del diseño fue la impermeabilización integral con geomembrana de polietileno de alta densidad (HDPE) de 1.5 mm de espesor, destinada específicamente a prevenir pérdidas hidráulicas por infiltración y, fundamentalmente, la migración vertical de contaminantes metálicos hacia el subsuelo y acuíferos subyacentes no confinados. Los objetivos específicos del estudio comprendieron: (1) identificar y caracterizar las especies fitorremediadoras más adecuadas para las condiciones ambientales específicas del humedal construido en Mesapata; (2) determinar cuantitativamente las concentraciones de metales pesados en el drenaje ácido de mina afluente, en el efluente tratado, en los sedimentos acumulados y en los tejidos de las especies fitorremediadoras del humedal construido; y (3) formular estrategias de gestión integral para mitigar la contaminación por metales pesados derivada de los drenajes ácidos de mina en ecosistemas altoandinos basadas en evidencias científicas.

La estrategia de remediación implementada se fundamentó conceptualmente en el tratamiento pasivo mediante humedales construidos, donde actúan sinérgicamente bacterias sulfato-reductoras (BSR) con especies fitorremediadoras especializadas, dando lugar a procesos biogeoquímicos críticos como la sulfatorreducción microbiana, la rizofiltración, la fitoes-

tabilización y diversas transformaciones redox mediadas por las comunidades microbianas de la rizosfera. Estos procesos concertados facilitan la inmovilización de metales pesados mediante su conversión termodinámica de formas biodisponibles móviles a especies químicas estables e inmóviles, predominantemente como sulfuros metálicos insolubles, óxidos/hidróxidos y complejos orgánico-minerales de alta estabilidad ambiental. Los resultados cuantitativos obtenidos demostraron consistentemente que el humedal construido logró recuperar significativamente la calidad del agua del drenaje ácido de mina, alcanzando eficiencias de remoción diferenciadas por metal: 88% para arsénico, 77% para plomo, 69% para hierro, 61% para cobre, 59% para níquel, 57% para aluminio, 56% para manganeso, 56% para cadmio y 54% para zinc. El análisis de distribución espacial de metales en los diferentes componentes del sistema reveló que la mayor proporción de inmovilización ocurrió en el compartimento sedimentario (65%), seguido por la biomasa radicular (27%) y, finalmente, la parte aérea de las plantas macrófitas (8%), confirmando la importancia crítica de los procesos biogeoquímicos que ocurren en la interfase sedimento-agua-raíz para la retención permanente de contaminantes.

Conclusiones y Perspectivas Futuras

Los hallazgos de esta investigación aportan evidencia científica robusta sobre la efectividad técnica de los humedales construidos como tecnología apropiada para la remediación de drenajes ácidos de mina en condiciones eco-climáticas altoandinas, ofreciendo una alternativa sostenible, escalable y culturalmente aceptable para abordar el crítico problema de los pasivos ambientales mineros en el Perú. La replicabilidad controlada de esta experiencia demostrativa en otros contextos geográficos y condiciones mineralógicas similares representa una oportunidad estratégica para avanzar hacia una minería más responsable ambientalmente y un desarrollo territorial verdaderamente sostenible en las frágiles ecorregiones andinas. Futuras investigaciones deberían enfocarse en optimizar los diseños de humedales para condiciones específicas de altitud, evaluar la efectividad de nuevas especies fitorremediadoras nativas, y desarrollar protocolos estandarizados de monitoreo que permitan escalar estas soluciones basadas en naturaleza a nivel de cuencas completas afectadas por la minería.



[2] Capítulo

*Avances en Biorremediación de Drenajes Ácidos
Mineros: Una Revisión Integral de Sistemas de
Humedales*

Eficacia de Sistemas de Humedales en la Remediación de Metales Pesados

La investigación pionera de Palomino Cadenas (2007) sobre sistemas de humedales para biorremediación de drenajes ácidos en Ancash constituye un referente fundamental en el desarrollo de tecnologías de tratamiento pasivo en ecosistemas altoandinos. Su estudio demuestra meticulosamente las complejas interacciones sinérgicas entre comunidades microbianas especializadas, especies fitorremediadoras adaptadas y sustratos orgánicos específicos que colectivamente facilitan procesos biogeoquímicos altamente eficientes. La identificación de bacterias sulfatoreductoras de los géneros *Desulfobacter* y *Desulfosarcina* en los sedimentos de estos humedales artificiales revela la presencia de consorcios microbianos metabólicamente diversificados capaces de mediar transformaciones redox cruciales para la inmovilización metálica. Paralelamente, la caracterización de especies fitorremediadoras nativas como *Calamagrostis ligulata*, *Juncus imbricatus*, *Juncus bufonius*, *Juncus articus* y *Scirpus olneyi* proporciona un inventario valioso de recursos fitotecnológicos adaptados a condiciones extremas de altitud y toxicidad. El sistema de humedal artificial de Mesapata documenta remociones extraordinariamente eficientes de cadmio, hierro, zinc y plomo con tasas anuales entre 53% y 92%, estableciendo un precedente técnico significativo para aplicaciones en contextos mineros similares en la región andina (Palomino Cadenas, 2007).

Complementariamente, la investigación de Gelvez et al. (2008) profundiza en los mecanismos microbianos específicos que subyacen a la remoción de metales pesados en drenajes ácidos de minas de carbón, con énfasis particular en el metabolismo de bacterias reductoras de sulfato (BSR). El estudio caracteriza meticulosamente los procesos bioquímicos mediante los cuales estas bacterias transforman sulfato a sulfuro, generan alcalinidad endógena y catalizan la precipitación química de metales en formas estables e insolubles. El aislamiento y cultivo de tres especies específicas de BSR—*Desulfovibrio desulfuricans*, *Desulfomonas pigra* y *Desulfobacter* spp—permite evaluar comparativamente su eficiencia en la remoción de metales pesados desde soluciones acuosas simuladas. Los resultados experimentales revelan remociones consistentemente superiores al 95% para hierro, níquel, cobalto, zinc y plomo cuando se utilizan cultivos

puros, mientras que la implementación de cultivos mixtos poliespecíficos incrementa la eficiencia de remoción hasta alcanzar el 99%, demostrando el claro beneficio sinérgico de la diversidad microbiana en sistemas de biorremediación (Gelvez et al., 2008). Este hallazgo tiene implicaciones significativas para el diseño optimizado de consorcios microbianos en aplicaciones de campo a escala real.

La optimización de sustratos orgánicos representa otra dimensión crítica en la eficiencia de los sistemas de humedales construidos, como evidencia contundentemente la investigación de Licapa Redolfo (2015). Su estudio evalúa sistemáticamente diferentes composiciones de sustratos, identificando que la combinación de 80% estiércol de vaca predescompuesto con 20% de mezcla de musgo y aserrín (en proporción 1:1) genera las condiciones físico-químicas y microbiológicas óptimas para la remoción de hierro y cobre. Los resultados cuantitativos documentan una remoción extraordinaria del 97.66% para hierro, reduciendo concentraciones desde 107.46 mg/L hasta 2.51 mg/L, y del 90.12% para cobre, disminuyendo concentraciones desde 0.64 mg/L hasta 0.063 mg/L (Licapa Redolfo, 2015). Estos hallazgos resaltan la importancia crucial de la selección y preparación de sustratos orgánicos que no solo sirven como soporte físico, sino que proporcionan fuentes de carbono, nutrientes y habitats microbianos que potencian significativamente los procesos de remediación en humedales construidos.

Dinámica de Metales en Humedales Naturales y Artificiales

La investigación de Maine et al. (2016) proporciona insights valiosos sobre la dinámica temporal y los mecanismos de distribución de metales en humedales construidos de diferente antigüedad operativa. Su estudio comparativo de dos humedales (HC1 operando por doce años y HC2 por cinco años) destinados al tratamiento de efluentes metalúrgicos revela patrones consistentes de acumulación diferencial en sedimentos y biomasa vegetal. Los análisis sistemáticos demuestran que, independientemente de las diferencias iniciales en pH de los efluentes de entrada, los valores de pH a la salida convergen significativamente, sugiriendo una notable capacidad buffer de estos sistemas ecológicos. La distribución espacial de metales

dentro de los humedales muestra concentraciones significativamente mayores de cromo, níquel y zinc en los sedimentos de la zona de entrada comparados con los de salida, estableciendo un claro gradiente de contaminación decreciente a lo largo del flujo hidráulico. Paralelamente, los análisis de tejidos de *Typha domingensis* revelan concentraciones metálicas notablemente superiores en las plantas de la zona de entrada, confirmando su capacidad de fitoestabilización mediante la eficiente retención de metales, particularmente en los sistemas radiculares (Maine et al., 2016). Los sedimentos emergen como el principal sumidero de metales, atribuible a la capacidad complejante y adsorbente de la materia orgánica presente, aunque los autores advierten sobre la potencial remobilización bajo cambios en las condiciones ambientales.

El estudio de Luna Solano (2018) amplía significativamente el conocimiento sobre la aplicación de especies nativas fitorremediadoras en humedales artificiales de alta montaña, específicamente mediante la implementación de *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* en combinación con sustratos diversificados que incluyen roca caliza, lodo activado, guano de ganado ovino y arena gruesa. La investigación documenta meticulosamente las reducciones en las concentraciones de aluminio, hierro, manganeso, níquel y zinc a lo largo del sistema de tratamiento, junto con mejoras significativas en parámetros críticos como pH y conductividad del agua. El análisis de factores de bioacumulación revela patrones especie-específicos notables: *Distichia muscoides* exhibe alta capacidad de hiperacumulación para aluminio, manganeso y níquel, junto con capacidad de acumulación significativa para hierro y zinc. Contrariamente, *Calamagrostis glacialis* demuestra capacidades de hiperacumulación más amplias, abarcando aluminio, hierro, manganeso y níquel, junto con acumulación eficiente de zinc (Luna Solano, 2018). Estos hallazgos resaltan la importancia de la selección específica de especies vegetales según los perfiles de contaminación particulares de cada sitio.

La investigación de Leyva Collas (2017) en el humedal altoandino Colotacocha proporciona evidencia científica robusta sobre los mecanismos naturales de secuestro de metales pesados en humedales prístinos, ofreciendo insights fundamentales para el diseño de sistemas de remediación artificiales. El estudio caracteriza exhaustivamente cómo las propiedades físicas y fisicoquímicas intrínsecas del sedimento, particularmente la aci-

dez del entorno, los valores negativos de potencial redox y el alto contenido de materia orgánica (especialmente ácidos húmicos), confieren una capacidad excepcional de retención metálica. Los análisis revelan que el pH ácido promueve la insolubilidad de los ácidos húmicos, mientras que el potencial redox negativo indica el predominio de especies reducidas que facilitan la formación de compuestos organometálicos estables. Paralelamente, los altos niveles de oxígeno disuelto favorecen la formación de óxidos de hierro y manganeso, así como hidróxidos de aluminio que precipitan rápidamente formando sedimentos superficiales característicos, aunque estos pueden removilizarse bajo condiciones ácidas o estabilizarse mediante formación de complejos organometálicos con ácidos húmicos (Leyva Collas, 2017). El sedimento evaluado muestra factores de acumulación particularmente elevados para arsénico y plomo, atribuible a su facilidad para formar compuestos organometálicos estables con la materia orgánica disponible.

Biodisponibilidad y Transferencia de Metales en Sistemas de Humedales

El estudio de Mendez Vargas (2018) examina críticamente la biodisponibilidad de metales pesados en sedimentos del humedal Collotacocha y sus implicancias en la transferencia trófica hacia los pastizales asociados. La investigación documenta concentraciones significativas de metales bio-disponibles (aluminio, hierro, manganeso y plomo) en los sedimentos, con patrones diferenciales de translocación hacia la biomasa vegetal. Los análisis cuantitativos revelan que mientras un porcentaje sustancial de metales sufre procesos de translocación activa hacia las plantas, las fracciones no disponibles permanecen eficientemente secuestradas en la matriz sedimentaria mediante mecanismos de complejación con ácidos orgánicos. Los niveles de translocación específicos muestran valores máximos para aluminio (7.00 mg/Kg en época lluviosa), manganeso (1.05 mg/Kg en época lluviosa) y plomo (1.23 mg/Kg en época lluviosa y 1.03 mg/Kg en estiaje), evidenciando variaciones estacionales significativas en los procesos de movilización y absorción (Mendez Vargas, 2018). Estos hallazgos tienen implicancias importantes para la gestión de riesgos en humedales naturales sujetos a contaminación minera.

La investigación de Morales Mego (2019) en el humedal Uquián profundiza en la comprensión de la dinámica y movilidad de arsénico, manganeso, plomo y zinc desde suelos contaminados hacia especies vegetales nativas (*Distichia muscoides* y *Juncus articus*). El estudio integra mediciones comprehensivas de concentraciones metálicas en matrices múltiples (agua, suelo, tejidos vegetales) con monitoreo simultáneo de parámetros de campo críticos (pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, temperatura). Los resultados documentan excedencias significativas de manganeso y plomo en aguas respecto a los límites establecidos en la Categoría 3 de Estándares de Calidad Ambiental peruanos, así como superaciones de arsénico y plomo en suelos respecto a los límites para suelos agrícolas. Sin embargo, el cálculo de factores de absorción suelo-planta y factores de translocación radicular-aéreo revela niveles limitados de absorción y acumulación en las especies evaluadas, atribuible a la predominancia de metales asociados a fracciones intercambiables unidas a carbonatos y óxidos de hierro y manganeso que reducen significativamente su biodisponibilidad, solubilidad y movilidad ambiental (Morales Mego, 2019). Este hallazgo resalta la importancia de considerar las especificidades de especiación química y fraccionamiento metálico en evaluaciones de riesgo ecotoxicológico.

El trabajo de Martínez Madrid & Marrugo Negrete (2021) expande el arsenal tecnológico disponible mediante la evaluación comparativa de enmiendas (biochar, vermicompost y cal) para la inmovilización de mercurio, plomo, cadmio y arsénico en suelos mineros de Colombia. Los resultados demuestran efectos positivos diferenciados según el tipo de enmienda y metal específico: biochar y vermicompost muestran eficacia generalizada para todos los metales evaluados, mientras que la cal solo evidencia efectos positivos significativos para arsénico y cadmio. Cuantitativamente, el biochar emerge como la enmienda más efectiva, reduciendo la biodisponibilidad de plomo, cadmio y mercurio entre 50-84% mediante mecanismos de adsorción, complejación y precipitación (Martínez Madrid & Marrugo Negrete, 2021). Estos hallazgos proporcionan bases científicas sólidas para la selección contextualizada de enmiendas en programas de remediación de suelos mineros.

Aplicaciones a Escala Real y Eficiencias Comparativas

La investigación de Vergaray Andagua et al. (2022) representa una validación contundente a escala piloto de la efectividad de humedales estacionarios para el tratamiento de drenajes ácidos mineros extremos. Su sistema, implementado con consorcios de especies nativas fitorremediadoras (*Juncus imbricatus*, *Distichia muscoides*, *Typha angustifolia*), bacterias sulfato reductoras, grava y compost, logra transformaciones drásticas en parámetros críticos: elevación del pH desde 2.6 hasta 7.92 e inmovilización de hierro desde 800 ppm hasta 1.6 ppm, equivalentes a una eficiencia del 99.8% (Vergaray Andagua et al., 2022). Estos resultados extraordinarios demuestran el potencial tecnológico de sistemas biológicos integrados para abordar incluso los escenarios de contaminación más severos en contextos mineros.

Complementariamente, la investigación de Oropeza Alegre (2022) proporciona un análisis detallado de los patrones de distribución de metales entre componentes de sistemas de fitorremediación, revelando proporciones específicas de inmovilización en sedimentos versus biomasa vegetal para diferentes metales: aluminio (76.8% sedimento, 23.2% plantas), cobalto (38.1% sedimento, 61.9% plantas), hierro (84.6% sedimento, 15.4% plantas), níquel (39.9% sedimento, 60.1% plantas), plomo (83.9% sedimento, 16.2% plantas) y zinc (40.6% sedimento, 59.4% plantas) (Oropeza Alegre, 2022). Estos patrones metal-específicos tienen implicancias cruciales para el diseño de estrategias de manejo y disposición final de biomasa y sedimentos contaminados.

Fundamentos Teóricos de los Pasivos Ambientales Mineros

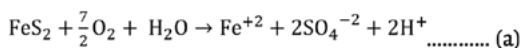
La gestión inadecuada de la actividad minera histórica en el Perú ha generado una herencia ambiental crítica manifestada en la proliferación de sitios denominados Pasivos Ambientales Mineros (PAM). La cuantificación oficial más reciente identifica 7,688 PAM a nivel nacional, con la región Áncash concentrando más de 1,300 de estos sitios, posición que la sitúa en el primer lugar a nivel nacional por densidad de pasivos mineros (Ministerio de Energía y Minas, 2022). Estos pasivos están constituidos predominantemente

temente por materiales estériles de mina, frecuentemente con presencia significativa de minerales sulfurados, que mediante procesos acumulativos y exposición a condiciones atmosféricas generan drenajes ácidos de mina (DAM) caracterizados por pH extremadamente ácido, metales pesados biodisponibles y elevadas concentraciones de minerales disueltos (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020). La ausencia de tratamiento adecuado para estos efluentes genera impactos ambientales multisistémicos que incluyen contaminación de aguas superficiales, aguas subterráneas y suelos agrícolas (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020), constituyendo simultáneamente un riesgo potencial permanente para la salud pública, los ecosistemas circundantes y la propiedad (Ministerio de Energía y Minas, 2004). Esta problemática compleja requiere aproximaciones integradas que combinen marcos regulatorios robustos, tecnologías de remediación efectivas y estrategias de gestión adaptativa basadas en evidencia científica sólida.

Formación de drenaje ácido de mina

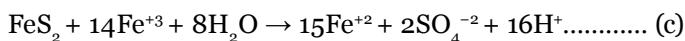
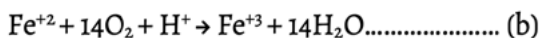
La formación del drenaje ácido de mina es la consecuencia de la oxidación química y biológica de los minerales de sulfuro; mayormente el sulfuro de hierro, que al entrar en contacto con el oxígeno y el agua reaccionan químicamente formando ácido sulfúrico y hierro disuelto; esto dependiendo de la naturaleza mineral de los desechos de rocas y depósitos de relaves, el drenaje ácido de mina contendrá elevados niveles de metales pesados (iones metálicos disueltos), sulfatos y sólidos en suspensión (Shim et al., 2015).

Generalmente, el proceso de formación de drenaje ácido de mina se describe mediante el proceso de oxidación del sulfuro mineral más común que es la pirita (FeS_2). Así mismo se atribuye a la oxidación de la pirita como principal responsable de la formación de aguas ácidas (Núñez, 2020). Por tanto, las reacciones químicas determinantes para la formación de los drenajes ácidos de mina son las siguientes.



El proceso de formación del drenaje ácido inicia con la oxidación directa del sulfuro mineral (sulfuro de hierro / pirita) al ser expuesta a la

atmosfera y al agua. Este proceso se puede explicar mediante la reacción (a), donde cada molécula de pirita produce una molécula de hierro ferroso (Fe^{+2}), dos iones sulfato (2SO_4^{-2}) y dos protones (2H^+). En otras palabras, se genera acidez y se liberan sulfatos e hierro en forma iónica, además de otros iones metálicos (como As, Cd, Co, Ni, Pb, entre otros) que forman parte de la composición de la pirita.



El hierro ferroso (Fe^{+2}), liberado durante la reacción (a), tiende a transformarse en hierro férrico (Fe^{+3}) en presencia de oxígeno, mientras consume un protón (H^+) por cada molécula de Fe^{+2} . En este proceso participan bacterias acidófilas quimiolitótrofas, como el *Thiobacillus ferrooxidans* y otras, que aumentan la velocidad de conversión de Fe^{+2} a Fe^{+3} . Una vez formado el hierro férrico Fe^{+3} , puede funcionar como aceptor de electrones (reacción c) para una mayor oxidación de la pirita, o puede experimentar hidrólisis (reacción d), lo cual resulta en la liberación de protones adicionales.

La reacción (c) involucra la conversión de Fe^{+3} a Fe^{+2} mediante un proceso de reducción. Por lo tanto, para que esta reacción ocurra, se requiere una reoxidación del Fe^{+2} a Fe^{+3} , por medio del oxígeno, como se observa en la reacción (b). En este proceso, la pirita (FeS_2) sufre una oxidación indirecta debido al hierro férrico Fe^{+3} , el cual actúa como agente oxidante y posee una capacidad de oxidación superior a la del oxígeno. Esta reacción depende de la disponibilidad de Fe^{+3} , aunque la solubilidad del Fe^{+3} es muy baja en soluciones neutras y alcalinas.



La reacción (d) muestra que el hierro férrico (Fe^{+3}) a un pH alto (aproximadamente 4) se hidroliza y se precipita en forma de hidróxido férrico $\text{Fe}(\text{OH})_3$; y a la vez genera acidez. Cuando el pH es menor a 4, la oxidación de la pirita por parte del Fe^{+3} es considerablemente más rápida que la oxidación por el O_2 . Además, la reacción (b), que controla la disponibilidad de Fe^{+3} , es sumamente lenta. Por consiguiente, la conversión de Fe^{+3} a Fe^{+2} mediante oxidación es el paso limitante en la oxidación abiótica de la

pirita, lo cual provoca que, en ausencia de la participación de microorganismos, estas reacciones transcurran muy lentamente.

Finalmente, al aumentar las concentraciones de Fe^{+3} se produce un incremento de la oxidación indirecta de la pirita, reacción (c), que genera más Fe^{+2} y a la vez esto de nuevo se oxida a Fe^{+3} , de forma que estas reacciones se retroalimentan en un ciclo sin fin (Pozo Antonio et al., 2017).

Metales Pesados en Drenajes Ácidos de Mina

Los elementos químicos que tienen una densidad igual o mayor a 5 g/cm³ o un número atómico superior a 20 son conocidos como metales pesados. Para fines de investigación en el ámbito ambiental, esta definición se amplía para incluir elementos metálicos o metaloides, con diferentes densidades, que suelen estar asociados con problemas de contaminación. Estos elementos pueden ser tanto aquellos que son esenciales en pequeñas cantidades para los organismos, como el hierro (Fe), manganeso (Mn), zinc (Zn), selenio (Se), vanadio (V), boro (B), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni) y molibdeno (Mo), también conocidos como oligoelementos o elementos traza. Además, existen elementos que no cumplen ninguna función biológica y resultan altamente tóxicos, como el cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb) (Álvarez & Amancio, 2014).

Estos metales pesados presentes en los drenajes ácidos de mina son elementos no degradables y persistentes en el ambiente, pueden movilizarse en el suelo, agua y aire mediante el cambio en su estado de óxido – reducción e incorporarse a los seres vivos mediante la cadena trófica (Covarrubias et al., 2015).

Tratamiento de Metales Pesados para la Remediación del DAM

Los metales pesados en los drenajes ácidos de mina son tratados mediante tratamientos fisicoquímicos donde se da principalmente los procesos como la oxidación y reducción que implica la transformación de los metales, la solidificación y extracción que implica la inmovilización de los metales. Así mismo los tratamientos biológicos o sistemas biológicos

(humedales construidos) que aprovechan la capacidad que tienen algunos microorganismos y plantas para movilizar o inmovilizar los contaminantes (Covarrubias et al., 2015).

Para la remediación de los drenajes ácidos de mina existen dos tipos de tratamiento, los llamados activos o tradicionales y los tratamientos pasivos, dentro de este último encontramos a los humedales construidos o wetlands (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020).

Tratamientos activos

El tratamiento activo o también llamado tradicional, o fisicoquímico requiere un sistema operativo y un continuo mantenimiento para su funcionamiento, además este tratamiento demanda elevados costos para la implementación y su funcionamiento (Johnson & Hallberg, 2005). Este tratamiento se compone de diversas etapas. En primer lugar, el proceso de drenaje ácido atraviesa una serie de pozas de neutralización, donde se introduce cal y/o caliza con el fin de elevar el nivel de pH a aproximadamente 10. Esto permite la formación de hidróxidos de hierro y manganeso. A continuación, el agua pasa a través de los tanques de aireación, donde ocurre la oxidación del hierro ferroso y el manganeso. Posteriormente, se añaden floculantes que facilitan la sedimentación de los materiales en suspensión.

Finalmente, el lecho de fangos (lodos de yeso, óxidos de hierro, etc.) formado en el fondo del decantador ha de ser purgado. El agua clarificada pasa desde el decantador a unos filtros de arena y posteriormente a un depósito de ajuste de pH en el que se adicionará ácido sulfúrico si es necesario (Kefeni et al., 2017).

Según Calle Galindo (2021), en el tratamiento activo de los drenajes ácidos de mina, se emplean compuestos químicos alcalinos, como la caliza (CaCO_3), amoníaco anhidro (NH_3), cal (CaO), cal apagada o hidratada (Ca(OH)_2) o hidróxido de sodio (NaOH). A este proceso se le denomina neutralización, que incrementa el pH y precipita los iones metálicos. El tratamiento tiene un elevado costo debido al mantenimiento constante y a la posibilidad de liberar compuestos como el NH_3 o NaOH , que afectan los ecosistemas naturales.

Tratamientos pasivos

El tratamiento pasivo es uno de los avances más innovadores para la recuperación de los drenajes ácidos de mina por lo que vienen siendo usados en algunos países industrializados, obteniéndose buenos resultados, ya que además de ser buenos purificadores de los drenajes ácidos, también dan un ambiente paisajístico, acogedor y brinda un espacio para el hábitat de una amplia gama de flora y fauna (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020).

El tratamiento pasivo se basa principalmente en la construcción de sistema de humedales con el fin de aumentar el pH y remover metales pesados (Johnson & Hallberg, 2005). Para aumentar la acidez de los drenajes ácidos existen diferentes tipos de tratamientos pasivos y entre los más utilizados tenemos a los humedales aeróbicos y los humedales anaeróbicos (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020). El tratamiento pasivo tiene ventajas y desventajas; entre las principales ventajas tenemos: son relativamente económicos para construir y operar, es de fácil mantenimiento, eficaces, confiables, proporcionan beneficios ecológicos. Entre las desventajas tenemos: requieren áreas relativamente grandes para su construcción, el criterio de diseño y operación resultan imprecisos, diferencias en funcionamiento en relación con las estaciones del año, posibles problemas con olores y mosquitos (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020).

Humedales construidos

Los humedales construidos son sistemas pasivos de remediación y consisten en réplicas de sistemas de humedales naturales donde se llevan a cabo diversos procesos biológicos para mejorar la calidad del agua tales como: oxidación bacteriana; fijación del metal por parte de plantas y microorganismos; precipitación del metal, como sulfuros; adsorción por fases sólidas (Pozo Antonio et al., 2017), para lo cual se diseñan y construyen estructuras para contener agregados (grava), tierra, superficie de agua, vegetación (macrófitas), materia orgánica que sirve de soporte a las plantas, entre otros (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020). Los humedales construidos son sistemas de depuración constituidos por lagunas o canales poco profundos (de menos de 1 m) plantados con vegetales propios de

las zonas húmedas y en los que los procesos de descontaminación tienen lugar mediante las interacciones entre el agua, el sustrato sólido, los microorganismos, la vegetación e incluso la fauna. Los humedales construidos también se denominan humedales artificiales (García Serrano & Corzo Hernández, 2008).

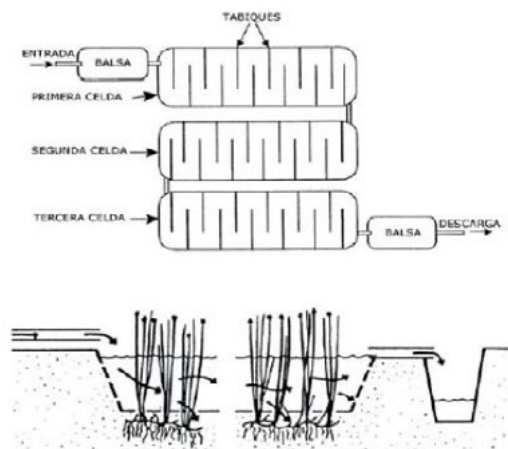
Los humedales construidos se basan en los mismos procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los humedales naturales. En ella se producen efluentes de buena calidad, al mismo tiempo presentan bajos costos de inversión, se ha demostrado que son efectivos en la reducción y/o eliminación de sustancias tóxicas y no requieren de personal altamente capacitado para la operación y mantenimiento (Pastor et al., 2017).

Humedales construidos aerobios

La construcción de estos humedales se basa comúnmente en la colocación de láminas impermeables en el fondo para evitar la contaminación del suelo y las aguas subterráneas, es así que se colocan capas de arcillas y sobre ella el sustrato compuesto mayoritariamente por materia orgánica. Para la construcción de los humedales aerobios es necesario una superficie relativamente extensa, ya que es necesario que el efluente a tratar permanezca el tiempo adecuado para su purificación. Los humedales aerobios se caracterizan porque favorecen el contacto entre el agua contaminada y el aire atmosférico mediante el empleo de plantas acuáticas, ya que estas liberan oxígeno por sus raíces y rizomas (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020).

Entre los numerosos procesos que se dan en un humedal aerobio se tienen la filtración de la materia en suspensión, la adsorción de metales e intercambio iónico en los materiales del sustrato, la bioacumulación de metales en las raíces y partes emergentes de las plantas, además de la precipitación de óxidos e hidróxidos metálicos a través de reacciones de oxidación e hidrólisis. La generación de iones H^+ en la hidrólisis de los metales explica la necesaria alcalinidad neta que han de presentar las aguas a tratar si se quiere evitar un descenso del pH y la consiguiente movilización de los hidróxidos ya formados (Villanueva Ríos, 2005).

Figura 1. Humedal aerobio y circulación del agua en su interior.



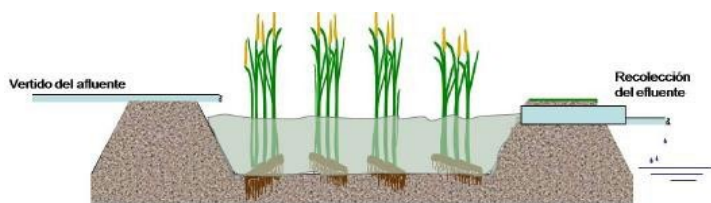
Fuente: Denegri Muñoz & Iannacone (2020).

Humedales construidos anaerobios

La construcción de los humedales anaerobios consiste en colocar sobre una capa de piedra caliza una mezcla de materia orgánica (estiércol, aserrín, compost, turba, etc), siendo el estiércol en mayor proporción aproximadamente entre 70 al 90% (Villanueva Ríos, 2005). La finalidad de la presencia de materia orgánica es eliminar el oxígeno disuelto, reducir el Fe^{3+} a Fe^{2+} , y generar alcalinidad mediante procesos químicos o con intervención de microorganismos (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020).

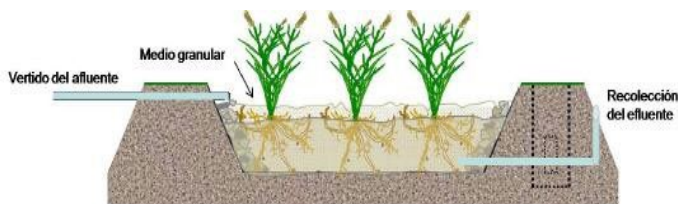
Estos humedales operan en permanente inundación, fluyendo parte del agua horizontalmente a través del suelo orgánico. En donde se desarrollan bacterias anaerobias sulfato-reductoras capaces de utilizar su reacción con la materia orgánica del suelo y el sulfato disuelto en el agua intersticial como fuente de energía para su metabolismo. Esta reacción del sulfato genera ácido sulfhídrico, o azufre elemental (Villanueva Ríos, 2005). Dependiendo de la forma de circulación del agua en el humedal se clasifican como de flujo superficial y /o horizontal y de flujo subsuperficial que a la vez se subdivide en flujos horizontales y flujos verticales (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020).

Figura 2. Humedal anaerobio de flujo horizontal y/o superficial.



Fuente: García Serrano & Corzo Hernández (2008).

Figura 3. Humedal anaerobio de flujo vertical y/o subsuperficial.



Fuente: García Serrano & Corzo Hernández (2008).

Proceso de inmovilización de metales pesados en humedales construidos

En los humedales construidos, se produce un proceso conocido como biorremediación, en el cual se llevan a cabo diferentes procesos para la eliminación de contaminantes. Estos procesos incluyen la remoción física, química y biológica de las sustancias no deseadas (Llagas Chafloque & Guadalupe Gomez, 2006). La remoción física implica la eliminación de contaminantes presentes en el agua a través de la captura de partículas suspendidas, este fenómeno ocurre debido al movimiento lento del agua a través de los humedales, el cual es caracterizado por un flujo laminar, así como la resistencia ofrecida por las raíces de las plantas presentes. Por otro lado, la remoción biológica tiene lugar cuando las plantas absorben los contaminantes como nutrientes esenciales, incluyendo el nitrato, fosfato y amonio. Algunas plantas tienen la capacidad de captar e incluso acumular metales tóxicos, como el cadmio, cromo y plomo, gracias a la ayuda de microorganismos y bacterias presentes en el suelo o biomasa. Por último, se

produce el proceso de remoción química, en el cual la absorción es el mecanismo más importante. Este proceso resulta en la retención a corto plazo o la inmovilización a largo plazo de diversos tipos de contaminantes. La absorción comprende la adsorción y precipitación, siendo la adsorción la unión de iones a las partículas del suelo o biomasa mediante intercambio catiónico o absorción atómica. El intercambio catiónico involucra la unión física de los cationes a las superficies de las partículas de arcilla y materia orgánica presentes en el suelo (Llagas Chafloque & Guadalupe Gomez, 2006) (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020).

Rol de los microorganismos en la inmovilización de metales pesados en humedales construidos

La inmovilización de metales por microorganismos presentes en los humedales construidos se lleva a cabo fundamentalmente a través de los procesos de absorción, adsorción, acumulación intracelular, y precipitación. Este proceso, generalmente es conocida como biorremediación y es donde se utilizan organismos vivos como son los microorganismos, además de plantas presentes en sistemas biológicos (humedales construidos), con la finalidad de reducir, eliminar, o transformar contaminantes tóxicos en sustancias menos tóxicas (Covarrubias et al., 2015).

Los microorganismos (bacterias y hongos) presentes en los humedales construidos pueden absorber pasivamente a los metales pesados mediante las paredes celulares de los microorganismos debido a atracciones electrostáticas. Ya que los metales poseen carga positiva son atraídos por las cargas negativas de los grupos carboxilos, fosforilos y aminos presentes en las paredes celulares, membranas y material extracelular de bacterias y hongos. Una vez adheridos a la superficie celular algunos metales pesados se internalizan en la célula, donde los cationes metálicos pueden ser ligados o precipitados dentro de vacuolas u otras estructuras para minimizar su toxicidad (Gadd, 2004).

Algunos metales pesados pueden ser inmovilizados debido a la acción de bacterias con la capacidad de reducirlos a un estado redox menor, reduciendo la biodisponibilidad de estos elementos. Es así que formas oxidadas de metales multivalentes pasen rápidamente a formas reducidas que

se precipitan fácilmente en una solución acuosa. Un grupo bacteriano importante en la inmovilización de metales en humedales construidos son las bacterias sulfato reductoras (BSR). Las cuales en condiciones anaeróbicas pueden oxidar compuestos orgánicos simples al utilizar sulfato como aceptor de electrones produciendo sulfuro (S²⁻) e incrementando el pH en el proceso. Este sulfuro puede reaccionar con los metales disueltos y formar precipitados metal-sulfuro, los cuales, por lo general, tienen una toxicidad muy baja (Jong & Parry, 2003).

Inmovilización de metales pesados mediante la fitorremediación

La fitorremediación es una técnica de biorremediación de gran viabilidad que consiste en el uso de plantas con ciertas características especiales (Cortez Gonzales, 2019). Esta técnica representa una alternativa sustentable y de bajo costo para la rehabilitación de ambientes afectados por contaminantes naturales y antropogénicos (Orrillo Carranza & Quiroz Abanto, 2018).

La fitorremediación se sustenta en la utilización de plantas y microorganismos asociados a ellas con capacidad para extraer, acumular, inmovilizar o transformar contaminantes orgánicos e inorgánicos de los diferentes medios que los contienen. En ella encontramos procesos básicos como el de contención mediante la técnica de fitoestabilización o fitoinmovilización y procesos de eliminación que utiliza la fitoextracción, fitodegradación, fitovolatilización y rizofiltración (Valles Aragón, 2008). En la Tabla 1 se presentan las ventajas y desventajas de la fitorremediación.

Tabla 1. Ventajas y desventajas de la fitorremediación

Ventajas	Desventajas
Se puede realizar in situ y ex situ.	En especies como los árboles o arbustos, la fitorremediación es un proceso relativamente lento.
Se realiza sin necesidad de transportar el sustrato contaminado, con lo que se, disminuye la dispersión de contaminantes a través del aire o del agua.	Se restringe a sitios de contaminación superficial dentro de la rizosfera de la planta.

Ventajas	Desventajas
Es eficiente tanto para contaminantes acumulados en las hojas pueden orgánicos ser liberados nuevamente al ambiente.	En el caso de la Fitovolatilización, los contaminantes como inorgánicos.
No requiere personal especializado acumuladoras.	No todas las plantas son tolerantes o para su manejo.
Actúa positivamente sobre el suelo, mejorando sus propiedades físicas y químicas, debido a la formación de una cubierta vegetal.	La solubilidad de algunos contaminantes puede incrementarse, resultando en un mayor daño ambiental o migración de contaminantes.
Se puede emplear en agua, suelo, aire y sedimentos.	
Permite el reciclado de recursos (agua, biomasa, metales).	Los contaminantes acumulados en maderas pueden liberarse por procesos de combustión.

Fuente: tomado de Ghosh & Singh (2005).

Técnicas en la fitorremediación

Las técnicas que desarrolla la fitorremediación se sustentan en la transpiración, fotosíntesis, metabolismo y nutrición de las plantas y microorganismos asociados (Delgadillo López et al., 2011).

Tabla 2. Técnicas en la fitorremediación

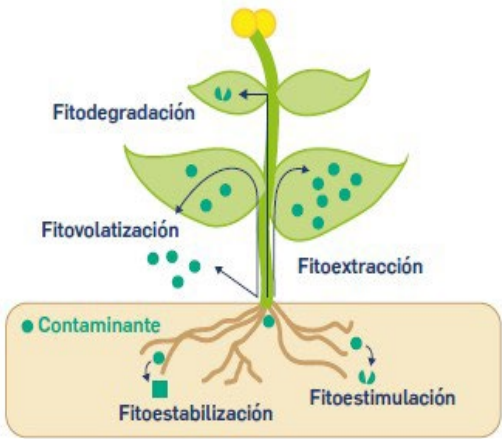
Técnica	Descripción
• Uso de plantas para reducir la movilidad y la biodisponibilidad de los contaminantes en el suelo por las raíces de las plantas	
Fitoestabilización	complejación de los contaminantes, o bien permite inmovilizar a los contaminantes mediante la absorción y acumulación en las raíces o precipitación en la zona de la rizosfera.
Fitoextracción	Consiste en la absorción de metales pesados a través de las raíces de las plantas y su acumulación en la parte aérea vegetal
• Uso de plantas para eliminar los contaminantes mediante su Fitovolatilización volatilización a través de las hojas.	
• Uso de las raíces de las plantas para la fijación o inmovilización de los contaminantes en el suelo, se da la acumulación en la rizósfera.	

Técnica	Descripción
Fitoinmovilización	Provoca la sujeción y reducción de la biodisponibilidad de los contaminantes mediante la producción de compuestos químicos en la interfaz suelo – raíz; las cuales inactivan las sustancias tóxicas mediante procesos de absorción, adsorción y precipitación.
Fitodegradación	Uso de plantas y microorganismos asociados para degradar contaminantes orgánicos.
Rizofiltración	Uso de raíces para absorber y adsorber contaminantes del agua y de otros efluentes acuosos.

Fuente: Carpena & Pilar Bernal (2007).

En la fitorremediación en la parte aérea de la planta se desarrolla la técnica de la fitodegradación, fitoextracción y la Fitovolatilización y en la raíz se desarrolla la técnica de la fitoestabilización y fitoestimulación (Pilon-Smits, 2005). Se han llevado a cabo evaluaciones sobre el uso de diversas técnicas de fitorremediación adaptadas a los distintos contaminantes, logrando establecer relaciones óptimas. En el caso de los contaminantes inorgánicos, como los metales pesados, se ha determinado que las técnicas más eficientes son la fitoextracción, rizofiltración, fitoestabilización y fitoinmovilización (León Menacho, 2017).

Figura 4. Representación de las técnicas en la fitorremediación.



Fuente: Pilon-Smits (2005).

Después de estudiar las diferentes técnicas de fitorremediación se considera a la fitoextracción como la que sería más conveniente para el tratamiento de suelos contaminados por actividad minera, ya que esta técnica trata sobre la utilización de plantas capaces de acumular en sus diferentes órganos una gran cantidad de metales. También es recomendable usar la fitoestabilización, para el tratamiento de suelos contaminados con metales pesados (Cortez Gonzales, 2019).

Transporte de Metales Pesados del Suelo a la Planta en la Fitorremediación

Según León Menacho (2017), en la rizosfera, tanto la planta como los microorganismos asociados pueden influir en los contaminantes presentes, pero esto no implica que los incorporen. La rizosfera libera una cantidad considerable de exudados (que representan entre el 5% y el 20% del carbono fotosintético), los cuales favorecen los procesos conocidos como fitoestabilización y fitoestimulación mediante la participación de los microorganismos. Estos exudados también estimulan el crecimiento de las raíces, mejoran la absorción de agua y minerales, e inhiben el desarrollo de otros microorganismos no patógenos en el suelo. Los exudados ejercen un efecto directo e indirecto en el proceso de remediación. El efecto directo se produce a través de la secreción de enzimas que afectan la biodisponibilidad del contaminante y la producción de compuestos con propiedades quelantes, como sideróforos, ácidos orgánicos y compuestos fenólicos. Por otro lado, el efecto indirecto impulsa la actividad bacteriana.

Roa Reyes (2020), menciona que el ingreso de metales pesados al interior de la planta se puede dar por absorción foliar o radical, ya sea por medio de las células de la raíz o por la cutícula de la hoja. Una vez dentro de las células, estos iones son secuestrados por ligandos tales como fitoquelatinas, metalotioneínas o quelantes a base de cisteína y posteriormente son compartimentalizados en diferentes orgánulos de la planta.

Según Delgadillo López et al. (2011), los mecanismos de tolerancia varían entre las distintas especies de plantas y están determinados por el tipo de metal, eficiencia de absorción, traslocación y secuestro. Las fases del proceso por el cual las plantas incorporan y acumulan metales pesados son

las siguientes: Fase I: Implica el transporte de los metales pesados hacia el interior de la planta y luego hacia el interior de la célula. La raíz es el tejido principal a través del cual los metales ingresan a la planta. Estos metales pueden llegar a través de la difusión en el medio, mediante flujo masivo o intercambio catiónico. Las células de la raíz tienen cargas negativas debido a la presencia de grupos carboxilo, que interactúan con las cargas positivas de los metales pesados. Esto crea un equilibrio dinámico que facilita su ingreso a la célula, ya sea a través de vía apoplástica o simplástica. Fase II: Una vez dentro de la planta, las especies metálicas se unen a ligandos específicos, lo que se conoce como secuestro o acomplejamiento. Algunos de los quelantes producidos por las plantas son 2 ácidos orgánicos como el ácido cítrico, oxálico y málico, así como algunos aminoácidos como la histidina y la cisteína. También se encuentran dos clases de péptidos: fitoquelatinas y metaloteínas. Fase III: La tercera etapa implica la compartimentación y detoxificación, donde el complejo ligando-metal queda retenido en estructuras como la vacuola, la pared celular, la epidermis y los tricomas.

Según Becerril et al. (2007), las especies nativas que sobreviven en suelos contaminados con metales han desarrollado unos mecanismos fisiológicos especiales para tolerar la presencia de metales. La exclusión que impide la entrada de metales en la raíz y/o su transporte a la parte aérea de la planta. La acumulación en la parte aérea mediante su inmovilización o compartimentación en las vacuolas.

Beltran Pineda & Gomez Rodriguez (2016), el proceso de fitorremediación depende del grado de contaminación, la disponibilidad del contaminante, interacción de la planta con su hábitat (suelo y microorganismos). Las especies vegetales inmovilizan a los metales en sus vacuolas para evitar la translocación a la parte aérea, siendo consideradas como el lugar de mayor acumulación de metales pesados en células vegetales.

Zimmer et al. (2018), mencionan que los metales pesados se encuentran como partículas asociadas o en forma soluble, siendo las más disponibles y menos estables. Estos metales tienen una alta afinidad para la adsorción y complejización con la materia orgánica. La secuestro total del metal se debe principalmente a la acción de las plantas y microorganismos. La movilización y absorción del metal por la planta implica una acidificación del medio porque la raíz libera iones H^+ . Mediante transporte pasivo

y/o activo, las especies vegetales pueden acumular los componentes tóxicos gracias a procesos de quelación y translocarlos a las partes aéreas. Es importante destacar que, en determinadas situaciones, se produce una inmovilización de los metales únicamente en las raíces, sin embargo, no hay una translocación de los mismos hacia otras partes de la planta. Esto se refleja en una concentración considerablemente mayor de metal en las raíces en comparación con la cantidad presente en la biomasa aérea de la planta

La capacidad de las plantas en la acumulación de los metales depende de su capacidad de absorción, traslocación y acumulación en las partes aéreas (partes cosechables), así como la cantidad de biomasa producida. Sin embargo, la combinación con enmiendas del suelo ayudará a reducir la biodisponibilidad y exposición de los metales. El nivel de concentración de los metales pesados varía de acuerdo con el lugar donde es secuestrado, tales como en las raíces, tallos, hojas, frutos y semillas (Medina Marcos & Montano Chávez, 2014).

Biodisponibilidad de metales pesados en el suelo

Riquelme Mundaca (2015), menciona que la biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo depende de la especiación química o formas químicas de un mismo elemento; además está influenciada particularmente, por el pH, temperatura, potencial redox, capacidad de intercambio catiónico, presencia de carbonatos, salinidad, competencia entre iones. La mayoría de los metales tienden a estar más biodisponibles a un pH ácido a excepción del As, Mo, Se y el Cr que tienden a estar más biodisponibles a un pH alcalino. El pH es un factor importante para definir la movilidad del catión debido a que a un medio moderadamente alto se produce la precipitación de metales como hidróxidos y en medios muy alcalinos pueden pasar nuevamente a la solución como hidroxicomplejos; esto indica que la adsorción de metales pesados está fuertemente condicionada por el pH del suelo.

En relación a las propiedades del suelo, la textura favorece la entrada e infiltración de los metales pesados en el suelo. Los suelos arcillosos tienden a adsorber a los metales pesados; los suelos arenosos carecen de capacidad de fijación de los metales pesados; la materia orgánica reacciona

con los metales formando complejos de cambio y quelatos. Es así que los metales incorporados en el suelo pueden quedar inmovilizados en el suelo ya sea en la solución del suelo o fijados por procesos de adsorción, complejación y precipitación. Además, pueden ser absorbidos por las plantas y microorganismos, pasar a la atmósfera por volatilización o movilizarse por las aguas superficiales y subterráneas (Valles Aragón, 2008).

Las enmiendas con alto contenido de materia orgánica disminuyen la biodisponibilidad de metales pesados mediante la formación de complejos con las sustancias húmicas presentes en ella. En consecuencia, los metales pesados cambian de una forma soluble e intercambiable a una forma insoluble asociada con materia orgánica o con los carbonatos presentes en la fracción residual del suelo (Covarrubias et al., 2015).

Existe correlación entre la biodisponibilidad de metales pesados y los ácidos orgánicos presentes en los sedimentos de un humedal. En el caso de los ácidos orgánicos fúlvicos forman quelatos altamente solubles y complejos con los cationes metálicos que se caracterizan por tener alta solubilidad, biodisponibilidad y movilidad ya que se trata de moléculas pequeñas y presentan grupos funcionales ácidos en cantidades elevadas. Por otro lado, los ácidos orgánicos húmicos reaccionan con los metales formando quelatos poco solubles por lo que se le atribuye la capacidad de inmovilizar y concentrar los metales pesados en el suelo y sedimento. La inmovilización de los metales se debe a la formación de quelatos la cual produce desprendimiento de protones y genera condiciones ácidas al medio (Nieto Velazquez et al., 2010). Los quelatos son compuestos que se definen como; una molécula orgánica que ancla o liga aun metal, estos pueden estar de forma independiente y su asociación es estable, debido a que la carga positiva del catión neutraliza la molécula orgánica otorgándole carga o (Staley, 2007). La actividad quelante de los ácidos fúlvicos es significativa a pH mayores a 11, mientras que los ácidos húmicos a pH menores a 8; lo que significa que la inmovilización de metales pesados en los sedimentos de humedal se le atribuye a los ácidos húmicos (Leyva Collas, 2022).

Definición de términos básicos

Pasivos ambientales mineros

Son considerados pasivos ambientales mineros aquellas instalaciones, efluentes, emisiones, restos o depósitos de residuos producidos por operaciones mineras, en la actualidad abandonadas o inactivas y que constituyen un riesgo permanente y potencial para la salud de la población, el ecosistema circundante y la propiedad (Ministerio de Energía y Minas, 2004).

Drenajes ácidos de mina

El drenaje ácido de mina es el agua contaminada originada por la explotación minera, esto a través de la oxidación de los minerales sulfatados al ser expuestas a condiciones aeróbicas, cantidades suficientes de agua y microorganismos, ocurriendo una desestabilización en su estructura mediante reacciones de oxidación (Gamonal Pajares, 2001).

pH

Es un cologaritmo $-(1) \log$ de la concentración de los iones hidronio (H^+) en una solución; sirve para expresar el grado de acidez (pH menor a 7) o de alcalinidad (pH mayor a 7) de una solución. Generalmente los metales pesados a un pH bajo, son móviles en formas iónicas libres o como órgano-metales solubles en cambio a pH alcalino forman carbonatos o fosfatos minerales insolubles (Covarrubias et al., 2015).

Potencial redox

El potencial redox se refiere a una técnica utilizada para evaluar la energía química asociada con procesos de oxidación o reducción, a través del uso de un electrodo. Se considera que el potencial redox es positivo

cuando ocurre una reacción de oxidación, mientras que se vuelve negativo cuando ocurre una reacción de reducción. Generalmente las reacciones redox influyen en las variaciones de pH del medio; esto quiere decir que la oxidación acidifica el medio, mientras que la reducción la basicifica (Orozco & Perez, 2008).

Sólidos disueltos totales (TDS)

Sustancias orgánicas e inorgánicas solubles en agua; son todos los sólidos que están en solución ionizados (DIGESA, 2008).

Pirita

Es el sulfuro más común en la naturaleza, encontrándose en formaciones hidrotermales, rocas ígneas y depósitos sedimentarios, junto a ella se encuentran otros sulfuros metálicos como la, arsenopirita (FeAsS), galena (PbS), entre otros (Olías Álvarez et al., 2010).

Metales pesados

Los metales de alta densidad se refieren a aquellos elementos químicos cuya densidad es igual o mayor a 5 g/cm³ en su estado elemental, o cuyo número atómico es superior a 20. En concentraciones elevadas, ocasionan graves problemas en el desarrollo, crecimiento y reproducción de los seres vivos (Beltran Pineda & Gomez Rodriguez, 2016).

Humedal

El humedal es una zona saturada o insaturada, ya sea por aguas superficiales o subterráneas y con frecuencia, duración y profundidad suficiente para mantener especies de plantas adaptadas a crecer en estos suelos (Denegri Muñoz & Iannacone, 2020).

Dispersión de semillas

Se da de forma natural y las especies vegetales lo han desarrollado para asegurar su descendencia, por lo que las semillas pueden ser dispersadas por el viento (anemocoria), por el agua (hidrocoria), y por los animales (zoocoria) (Martínez Orea et al., 2009) (Antonio Bautista, 2021).

Biorremediación

La biorremediación es un método, en el que se utilizan organismos vivos como las plantas, microorganismos o sus enzimas, para degradar, transformar, eliminar o reducir contaminantes del ambiente (Montenegro et al., 2019).

Fitorremediación

Es una técnica de biorremediación que se basa en el uso de las capacidades de las plantas para absorber, acumular, metabolizar, volatilizar o tolerar contaminantes en el ambiente (Quevedo Quispe, 2021).

Inmovilización de metales pesados

La inmovilización de los metales pesados se refiere a la disminución de la solubilidad, biodisponibilidad, movilidad y toxicidad en las diferentes fases del medio ambiente (Bosecker, 2001).

Fito inmovilización

Uso de las raíces de las plantas para la sujeción y reducción de la biodisponibilidad de los contaminantes mediante la producción de compuestos químicos en la interfaz suelo-raíz, los que inactivan las sustancias tóxicas, ya sea por procesos de absorción, adsorción o precipitación (Carpena & Pilar Bernal, 2007).

Fitoestabilización

Consiste en inmovilizar contaminantes orgánicos e inorgánicos mediante su absorción y acumulación en las raíces. A través de este proceso, se reduce la movilidad de los contaminantes a las aguas subterráneas y al aire (Quevedo Quispe, 2021).

Biodisponibilidad

La biodisponibilidad es el grado por el cual un contaminante (metales pesados) está disponible para ser tomado o absorbido por un organismo. Se encuentra relacionado con las condiciones fisicoquímicas del ambiente que determinan la especiación, solubilidad de los metales y la capacidad de adsorción en la fracción coloidal del suelo (Valles Aragón, 2008).

Proceso de absorción

El proceso de absorción involucra tanto la adsorción como la precipitación. La adsorción implica la unión de iones a las partículas en el suelo o biomasa, mediante intercambio catiónico o absorción atómica. El intercambio catiónico implica la unión física de los cationes a las superficies de las partículas de la arcilla y de la materia orgánica en el suelo (Llagas Chafloque & Guadalupe Gomez, 2006).

Compartimentalización

Consiste en el proceso de que los metales después de que ingresan al interior de la planta son inmovilizados por quelatos o compuestos orgánicos presentes en el floema los cuales inhiben su precipitación. Dentro de los mecanismos de defensa, la planta cuenta con transportadores que limitan la acumulación en tejidos y permiten el secuestro de metales pesados dentro de orgánulos como la vacuola (Roa Reyes, 2020).



[3] Capítulo

*Sinergias Biotecnológicas en Humedales
Construidos: Microorganismos, Sustratos y
Especies Fitorremediadoras en la Atenuación de
Metales Pesados*

Mecanismos y Eficacia de Sistemas de Humedales en la Remediación de Metales Pesados

La investigación pionera desarrollada por Palomino Cadenas (2007) sobre sistemas de humedales para biorremediación de drenajes ácidos en Ancash constituye un referente fundamental en el desarrollo de tecnologías de tratamiento pasivo adaptadas a ecosistemas altoandinos, representando un avance significativo en las estrategias de remediación ambiental en altitudes extremas. Su estudio demuestra meticulosamente las complejas interacciones sinérgicas entre comunidades microbianas especializadas, especies fitorremediadoras adaptadas y sustratos orgánicos específicos que colectivamente facilitan procesos biogeoquímicos altamente eficientes en condiciones ambientales desafiantes. La identificación y caracterización de bacterias sulfatoreductoras de los géneros *Desulfobacter* y *Desulfosarcina* en los sedimentos de estos humedales artificiales revela la presencia de consorcios microbianos metabólicamente diversificados capaces de mediar transformaciones redox cruciales para la inmovilización metálica mediante mecanismos de precipitación como sulfuros metálicos. Paralelamente, la caracterización exhaustiva de especies fitorremediadoras nativas como *Calamagrostis ligulata*, *Juncus imbricatus*, *Juncus bufonius*, *Juncus articus* y *Scirpus olneyi* proporciona un inventario valioso de recursos fitotecnológicos adaptados evolutivamente a condiciones extremas de altitud, radiación ultravioleta y toxicidad metálica. El sistema de humedal artificial implementado en Mesapata documenta remociones extraordinariamente eficientes de cadmio, hierro, zinc y plomo con tasas anuales entre 53% y 92%, estableciendo un precedente técnico significativo para aplicaciones en contextos mineros similares en la región andina y demostrando la viabilidad de estas tecnologías en ambientes de alta montaña (Palomino Cadenas, 2007).

Avances en el Entendimiento de Procesos Microbianos y Optimización de Sustratos

Complementariamente, la investigación de Gelvez et al. (2008) profundiza en los mecanismos microbianos específicos que subyacen a la remoción de metales pesados en drenajes ácidos de minas de carbón, con

énfasis particular en el metabolismo anaeróbico de bacterias reductoras de sulfato (BSR) y sus aplicaciones biotecnológicas. El estudio caracteriza meticulosamente los procesos bioquímicos fundamentales mediante los cuales estas bacterias transforman sulfato a sulfuro en condiciones anaeróbicas, generan alcalinidad endógena mediante producción de bicarbonato y catalizan la precipitación química de metales en formas estables e insolubles mediante formación de sulfuros metálicos. El aislamiento, cultivo y caracterización fisiológica de tres especies específicas de BSR—*Desulfovibrio desulfuricans*, *Desulfomonas pigra* y *Desulfobacter* spp—permite evaluar comparativamente su eficiencia en la remoción de metales pesados desde soluciones acuosas simuladas bajo condiciones controladas de laboratorio. Los resultados experimentales revelan remociones consistentemente superiores al 95% para hierro, níquel, cobalto, zinc y plomo cuando se utilizan cultivos puros axénicos, mientras que la implementación estratégica de cultivos mixtos poliespecíficos incrementa la eficiencia de remoción hasta alcanzar el 99%, demostrando el claro beneficio sinérgico de la diversidad microbiana y las interacciones metabólicas en sistemas de biorremediación a escala de laboratorio (Gelvez et al., 2008). Este hallazgo tiene implicaciones significativas para el diseño optimizado de consorcios microbianos en aplicaciones de campo a escala real, particularmente en el tratamiento de drenajes mineros complejos con múltiples contaminantes.

La optimización de sustratos orgánicos representa otra dimensión crítica en la eficiencia global de los sistemas de humedales construidos, como evidencia contundentemente la investigación metodológica de Licapa Redolfo (2015). Su estudio evalúa sistemáticamente diferentes composiciones y proporciones de sustratos orgánicos e inorgánicos, identificando que la combinación específica de 80% estiércol de vaca predescompuesto con 20% de mezcla de musgo y aserrín (en proporción 1:1) genera las condiciones físico-químicas, microbiológicas y estructurales óptimas para la remoción eficiente de hierro y cobre. Los resultados cuantitativos rigurosamente documentados evidencian una remoción extraordinaria del 97.66% para hierro, reduciendo concentraciones desde 107.46 mg/L hasta 2.51 mg/L mediante mecanismos combinados de precipitación, adsorción y complejación, y del 90.12% para cobre, disminuyendo concentraciones desde 0.64 mg/L hasta 0.063 mg/L a través de procesos de intercambio iónico y formación de complejos orgánicos estables (Licapa Redolfo, 2015).

Estos hallazgos resaltan la importancia crucial de la selección científica y preparación técnica de sustratos orgánicos que no solo sirven como soporte físico para el desarrollo de biopelículas microbianas, sino que proporcionan fuentes de carbono orgánico biodisponible, nutrientes esenciales y habitats microbianos diversificados que potencian significativamente los procesos de remediación en humedales construidos.

Dinámica Espaciotemporal y Mecanismos de Distribución de Metales

La investigación longitudinal de Maine et al. (2016) proporciona insights valiosos sobre la dinámica temporal y los mecanismos de distribución espacial de metales en humedales construidos de diferente antigüedad operativa y condiciones de operación. Su estudio comparativo exhaustivo de dos humedales de flujo subsuperficial horizontal (HC1 operando continuamente por doce años y HC2 por cinco años) destinados específicamente al tratamiento de efluentes metalúrgicos industriales revela patrones consistentes de acumulación diferencial en compartimentos abióticos y bióticos. Los análisis sistemáticos de parámetros fisicoquímicos demuestran que, independientemente de las diferencias iniciales significativas en pH de los efluentes de entrada, los valores de pH a la salida convergen significativamente hacia condiciones casi neutras, sugiriendo una notable capacidad buffer y de autorregulación de estos sistemas ecológicos ingenieriles. La distribución espacial de metales traza dentro de los humedales muestra concentraciones significativamente mayores de cromo, níquel y zinc en los sedimentos de la zona de entrada comparados con los de salida, estableciendo un claro gradiente de contaminación decreciente a lo largo del flujo hidráulico que evidencia los procesos naturales de atenuación. Paralelamente, los análisis de tejidos de *Typha domingensis* mediante espectroscopía de absorción atómica revelan concentraciones metálicas notablemente superiores en las plantas de la zona de entrada, confirmando su capacidad de fitoestabilización mediante la eficiente retención de metales, particularmente en los sistemas radicales donde se observa la mayor acumulación (Maine et al., 2016). Los sedimentos emergen como el principal sumidero de metales a largo plazo, atribuible fundamentalmente a la capacidad complejante y adsorbente de la materia orgánica particulada y disuelta pre-

sente, aunque los autores advierten sobre la potencial remobilización bajo cambios drásticos en las condiciones ambientales como fluctuaciones de pH o potencial redox.

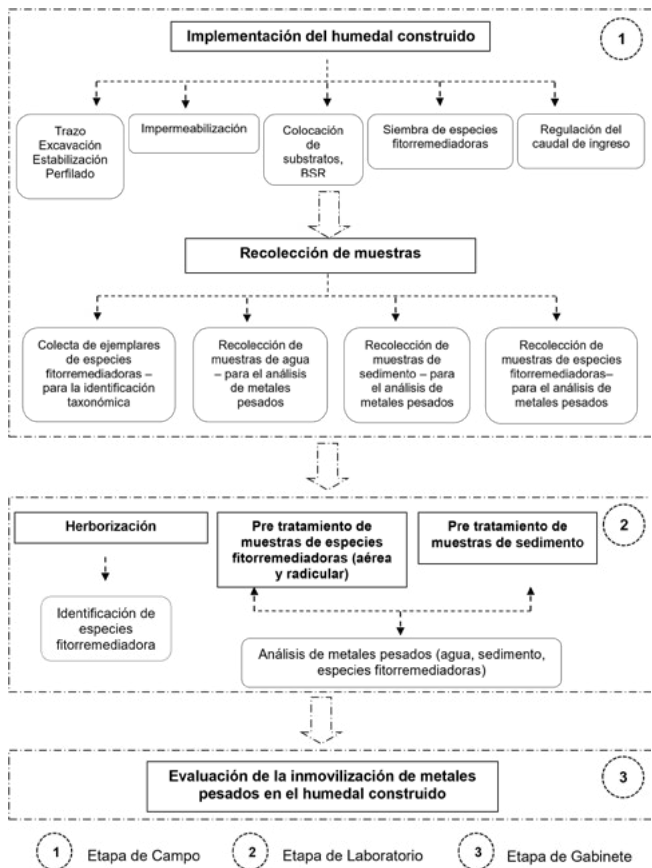
El estudio innovador de Luna Solano (2018) amplía significativamente el conocimiento aplicado sobre la utilización de especies nativas fitorremediadoras en humedales artificiales de alta montaña, específicamente mediante la implementación combinada de *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* en sinergia con sustratos diversificados que incluyen roca caliza, lodo activado, guano de ganado ovino y arena gruesa. La investigación documenta meticulosamente las reducciones progresivas en las concentraciones de aluminio, hierro, manganeso, níquel y zinc a lo largo del sistema de tratamiento mediante muestreos secuenciales, junto con mejoras significativas en parámetros críticos de calidad de agua como pH, conductividad eléctrica y sólidos suspendidos totales. El análisis de factores de bioacumulación mediante espectrofotometría de emisión atómica con plasma de acoplamiento inductivo revela patrones especie-específicos notables: *Distichia muscoides* exhibe alta capacidad de hiperacumulación para aluminio, manganeso y níquel, junto con capacidad de acumulación significativa para hierro y zinc en sus tejidos especializados. Contrariamente, *Calamagrostis glacialis* demuestra capacidades de hiperacumulación más amplias y versátiles, abarcando aluminio, hierro, manganeso y níquel, junto con acumulación eficiente de zinc en diferentes compartimentos vegetales (Luna Solano, 2018). Estos hallazgos resaltan la importancia estratégica de la selección específica de especies vegetales según los perfiles de contaminación particulares de cada sitio, las condiciones climáticas específicas y los objetivos de remediación establecidos.

Consideraciones Finales y Perspectivas Futuras

La integración de estos hallazgos de investigación evidencia el potencial significativo de los sistemas de humedales construidos como tecnologías verdes y sostenibles para abordar el grave problema de la contaminación por metales pesados derivada de la actividad minera en ecosistemas altoandinos. Los mecanismos sinérgicos entre componentes microbianos, vegetales y de sustratos orgánicos proporcionan una base sólida para el

desarrollo de sistemas de tratamiento pasivo eficientes, económicamente viables y ambientalmente compatibles con las condiciones específicas de la región andina. Sin embargo, la efectividad a largo plazo de estas tecnologías requiere una comprensión profunda de los procesos biogeoquímicos involucrados, las interacciones ecológicas y los factores ambientales que influyen en la eficiencia de remediación. Futuras investigaciones deberían enfocarse en la optimización de diseños para condiciones extremas, el monitoreo a largo plazo de sistemas implementados y el desarrollo de protocolos estandarizados que permitan la replicabilidad controlada de estas soluciones basadas en naturaleza en diferentes contextos mineros de la región andina.

Figura 5. Resumen del diseño de investigación.



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Descripción del área de estudio

La presente investigación se realizó en el entorno del Pasivo Ambiental Minero de Mesapata; que políticamente se encuentra en la Región Áncash, Provincia de Recuay, Distrito de Cátac; geográficamente en las coordenadas centrales UTM: 8917809.65 N; 233800 E, y a una elevación de 3552 msnm.

El Pasivo Ambiental Minero de Mesapata, se originó debido a las operaciones metalúrgicas desarrolladas en la Planta Concentradora de Minerales Mesapata; en ella se procesaron minerales sulfurados de plomo, cobre, zinc y plata provenientes de diferentes concesiones mineras de la zona en calidad de servicio (Villanueva Ríos, 2005), generando drenajes ácidos de mina, que impactan en el entorno socio ambiental.

Figura 6. Ubicación del Pasivo Ambiental Minero de Mesapata.



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Métodos o técnicas

Para el inicio de la presente investigación, se desarrollaron diferentes métodos y técnicas por cada una de las etapas planteadas en el diseño de investigación, que se detalla a continuación.

Diseño, Configuración e Implementación del Sistema de Humedal Construido en el Sitio de Mesapata

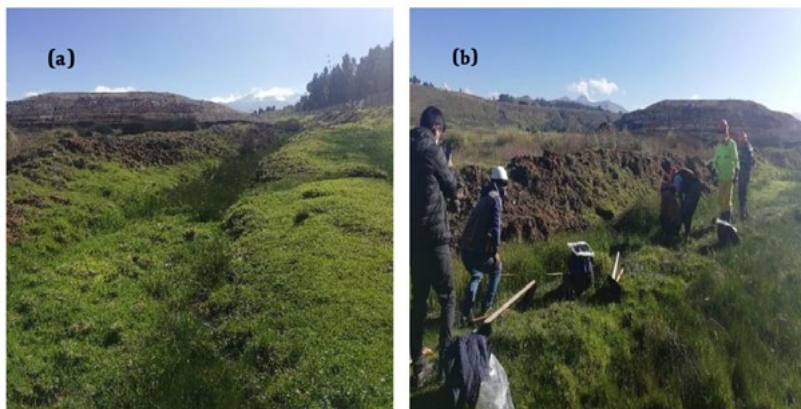
La implementación del humedal construido se desarrolló en el marco del Proyecto denominado: “Sistema de Biorremediación Compacto Aerobio y Anaerobio (BIODAM) para el Tratamiento del Drenaje Ácido de Mina (DAM) del Pasivo Ambiental Minero de Mesapata, Recuay–Áncash”; con código: 044–202–FONDECYT.

La actividad de implementación del humedal construido se inició en diciembre de 2021, con la contratación de personal de apoyo (obreros) y la adquisición de herramientas, materiales y equipos de protección personal (EPP). Una vez dotado de lo mencionado anteriormente se realizó el trazo, excavación, estabilización, compactado y el perfilado del canal del humedal. Los trabajos de implementación culminaron con la impermeabilización del canal con geomembrana HDPE e:1.5mm, incorporación de BSR de lodo de desagüe, colocación del substrato, siembra de especies fitorremediadoras y la instalación del sistema de medición del caudal.

Trazo del humedal construido

El trazo para la implementación del humedal construido se realizó haciendo uso de wincha métrica, cordel, estacas y yeso.

Figura 7. (a) Condiciones iniciales del humedal. (b) Trazo del humedal.



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Excavación Inicial y Estabilización del Humedal Construido

Al iniciar con las excavaciones para la implementación del humedal construido se encontró un tramo crítico de aproximadamente 30 ml. Esto debido al afloramiento de agua subterránea, que dificultó los trabajos, por lo que se realizó una estabilización del tramo crítico utilizando costales llenos de agregado de $\varnothing 3/8$ y llantas recicladas de automóviles. Así mismo en la parte final del humedal se implementó un filtro estilo francés para drenar el agua subterránea.

Figura 8. (a) Tramo crítico por afloramiento de agua subterránea. (b) Traslado de llantas de automóviles para reúso. (c) Implementación de un filtro estilo francés. (d) Estabilización del canal con llantas y costales.

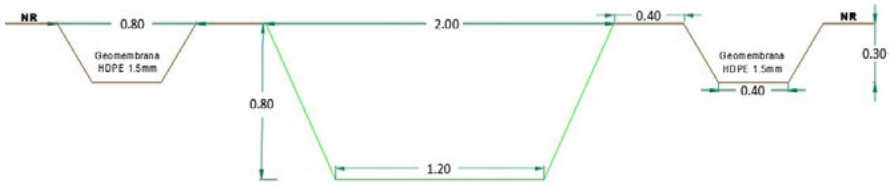


Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Excavación final y perfilado del Humedal Construido

La excavación final de la zanja se realizó para el canal del humedal construido y para el anclaje de la geomembrana, a trazos y profundidades según las especificaciones técnicas y de acuerdo a los planos de campo (Anexo 1). Este trabajo fue realizado con apoyo del personal de mano de obra no calificada, y haciendo uso de EPP (lentes, tyvet, cascos de seguridad, botas musleras) y herramientas manuales (pico, lampa, carretilla).

Figura 9. Detalle del canal del humedal y canal de anclaje de geomembrana.



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 10. (a) Excavación de canal del humedal. (b) Vista de la zanja de anclaje y perfilado del canal del humedal.

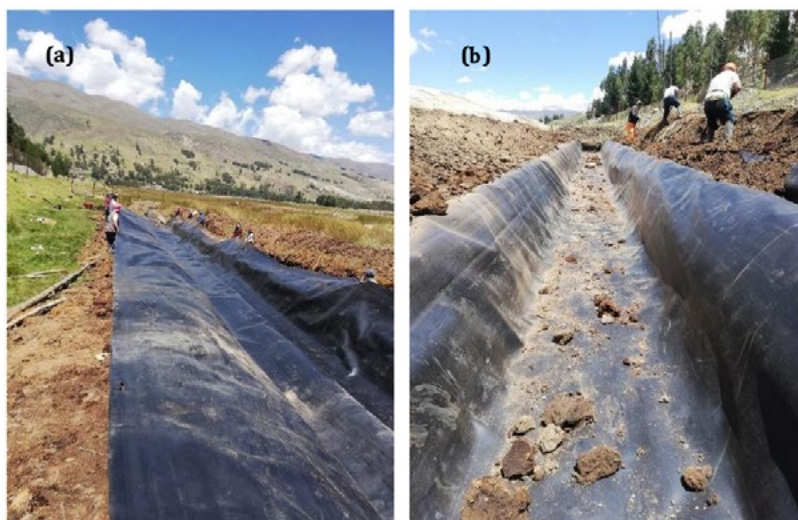


Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Impermeabilización con Geomembrana HDPE 1.5 mm

Para la impermeabilización del humedal construido se realizó la instalación de geomembrana HDPE 1.50 mm, que consistió en el tendido, y anclaje de la misma; todo ello para dar el soporte y evitar posibles deformaciones del canal del humedal, así mismo evitar las pérdidas de agua por infiltración o para evitar la migración de los contaminantes al subsuelo.

Figura 11. (a) Tendido de geomembrana en el canal del humedal. (b) Proceso de anclaje de geomembrana.

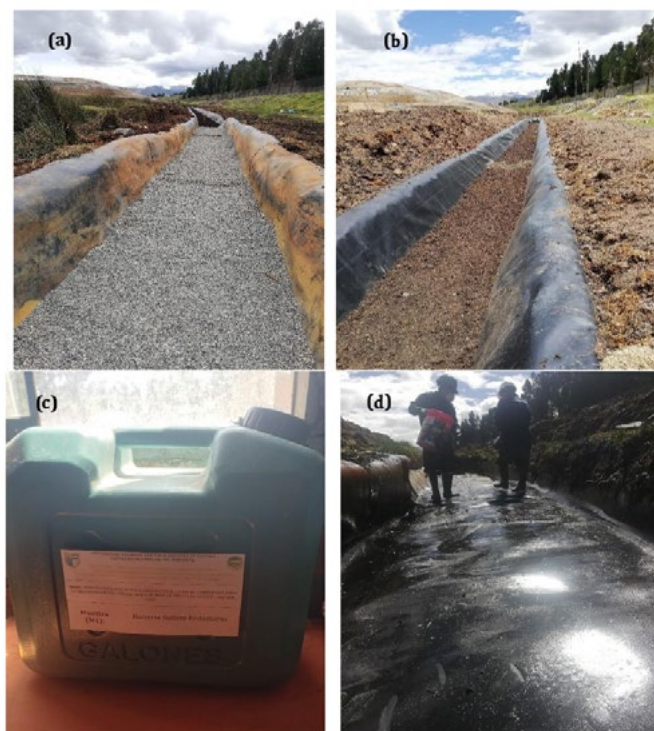


Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Colocación de Substratos y Bacterias Sulfato Reductoras

Después de la impermeabilización del canal del humedal construido, se procedió a la incorporación de bacterias sulfato reductoras (BSR) presentes en lodos de desagüe hasta los 5 cm de altura, substratos tales como la grava hasta los 10 cm de altura, estiércol de ovino y vacuno en una proporción de 1:1 hasta los 25 cm de altura.

Figura 12. (a) Incorporación de grava de Ø 3/8. (b) Incorporación de estiércol de ovino y vacuno. (c) BSR. (d) Incorporación de BSR al humedal.

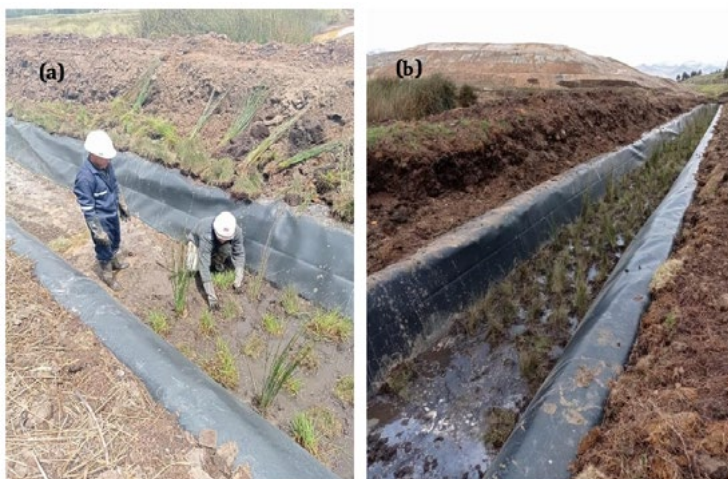


Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Siembra de Especies Fitorremediadoras

Una vez incorporado los materiales al humedal construido se realizó la siembra de especies fitorremediadoras de la familia Juncaceae y Cyperaceae. Las cuales fueron sembradas en forma intercalada cada 25 cm a 30 cm en todo el humedal construido.

Figura 13. (a) Proceso de siembra de especies fitorremediadoras. (b) Crecimiento de especies fitorremediadoras.



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Regulación y Control del Caudal de Afluente al Sistema de Humedal Construido

Luego de la implementación del humedal construido en Mesapata, en febrero de 2022 se inició con su funcionamiento instalando un sistema de medición de caudal de ingreso en base a tuberías de 2" y válvula de control.

Figura 14. (a) Vista de ingreso de caudal al humedal. (b) vista del sistema de medición del caudal. (c) Prueba de medición de caudal de ingreso.



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Posteriormente se midió el caudal de tratamiento del DAM que fue de 0.25 l/s y a los 3 meses de instalado el humedal construido se hicieron resiembras con las mismas especies fitorremediadoras para garantizar una cobertura uniforme de al menos del 80%, abonado con estiércol de vacuno y ovino (proporción de 1:1), y la corrección de la pendiente del humedal construido a un rango de 0.5% a 1% mediante la colocación de diques a cada 25 m en el trayecto del humedal construido. Así mismo, se fue observando el crecimiento de las especies fitorremediadoras, medición de caudales de ingreso, medición de parámetros de campo tales como TDS, pH y conductividad y en febrero del 2023, se procedió a la recolección de muestras de agua, sedimento y especies fitorremediadoras para la evaluación de la inmovilización de metales pesados.

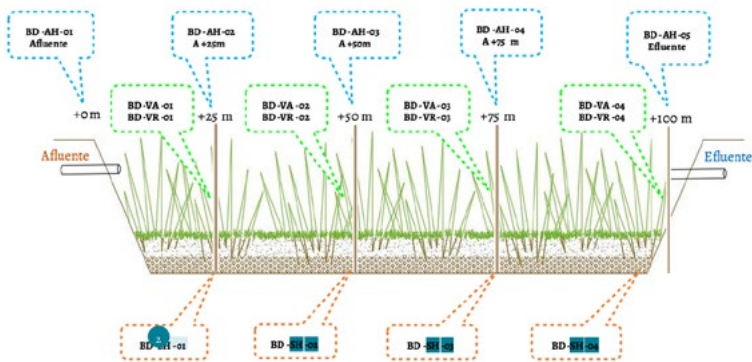
Diseño y Distribución de Puntos de Muestreo para el Monitoreo del Sistema de Humedal Construido

La recolección de muestras de agua se realizó de 5 puntos de muestreo (BDAH-01, BD-AH-02, BD-AH-03, BD-AH-04 BD-AH-05) que corresponden en el mismo orden al afluente del humedal, a +25 m del ingreso del agua al humedal, a +50 m del ingreso del agua al humedal, a +75 m del ingreso del agua al humedal y el efluente del humedal construido.

La recolección de muestras de sedimento se realizó de 4 puntos de muestreo (BD-SH-01, BD-SH-02, BD-SH-03, BD-SH-04) que corresponden en el mismo orden a las muestras de sedimento en el punto +25 m del inicio del humedal, +50 m del inicio del humedal, +75 m del inicio del humedal, +100 m del inicio del humedal.

Así mismo, la recolección de muestras de la parte aérea de las especies fitorremediadoras se realizó de 4 puntos de muestreo (BD-VA-01, BD-VA-02, BD-VA03, BD-VA-04) y de la parte radicular de 4 puntos de muestreo (BD-VR-01, BD-VR02, BD-VR-03, BD-VR-04), que en ambos casos corresponden en el mismo orden a las muestras de especies fitorremediadoras (parte aérea, radicular) en el punto +25 m del inicio del humedal, +50 m del inicio del humedal, +75 m del inicio del humedal, +100 m del inicio del humedal.

Figura 15. Ubicación de puntos de recolección de muestras de agua, sedimento y especies fitorremediadoras



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Tabla 3. Puntos de recolección de muestras

Muestras recolectadas	Código del punto de muestreo	Numero de muestras en el humedal construido				
		A + 0m / Afluente	A +25m	A +50m	A +75m	A +100m /Efluente
		E: 233729 N: 8917734	E: 233703 N: 8917737	E: 233678 N: 8917740	E: 233654 N: 8917743	E: 233631 N: 8917746
Agua	BD – AH -01	01 muestra				
	BD – AH -02	01 muestra				
	BD – AH -03	01 muestra				
	BD – AH -04	01 muestra				
	BD – AH -05	01 muestra				
Especies fitorremediasoras parte aérea	BD – VA – 01					
	BD – VA – 02	03 Muestras BD-VA01-A	03 Muestras BD-VA02-A	03 Muestras BD-VA03-A	03 Muestras BD-VA04-A	
	BD – VA – 03	03 Muestras BD-VA01-B	03 Muestras BD-VA02-B	03 Muestras BD-VA03-B	03 Muestras BD-VA04-B	
	BD – VA – 04	03 Muestras BD-VA01-C	03 Muestras BD-VA02-C	03 Muestras BD-VA03-C	03 Muestras BD-VA04-C	
	BD – VR – 01					
Especies fitorremediasoras parte radicular	BD – VR – 02	03 Muestras BD-VR01-A	03 Muestras BD-VR02-A	03 Muestras BD-VR03-A	03 Muestras BD-VR04-A	
	BD – VR – 03	03 Muestras BD-VR01-B	03 Muestras BD-VR02-B	03 Muestras BD-VR03-B	03 Muestras BD-VR04-B	
	BD – VR – 04	03 Muestras BD-VR01-C	03 Muestras BD-VR02-C	03 Muestras BD-VR03-C	03 Muestras BD-VR04-C	
	BD – SH – 01					
	BD – SH – 02	03 Muestras BD-SH01-A	03 Muestras BD-SH02-A	03 Muestras BD-SH03-A	03 Muestras BD-SH04-A	
Sedimento	BD – SH – 03	03 Muestras BD-SH01-B	03 Muestras BD-SH02-B	03 Muestras BD-SH03-B	03 Muestras BD-SH04-B	
	BD – SH – 04	03 Muestras BD-SH01-C	03 Muestras BD-SH02-C	03 Muestras BD-SH03-C	03 Muestras BD-SH04-C	
	BD – SH – 05					

Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Identificación de especies fitorremediasoras

Para la identificación taxonómica de especies fitorremediasoras en el humedal construido, se realizó la herborización siguiendo los procedimientos descritos en el Herbario San Marcos (USM). A continuación, se describe el procediendo de la herborización.

Colecta de ejemplares de especies fitorremediadoras

La colecta de ejemplares de especies fitorremediadoras se realizó minuciosamente y abarcando todo el humedal construido, de donde se seleccionaron tres ejemplares de cada especie fitorremediadora, escogiéndose a la muestra que presente órganos vegetativos (ramas, hojas), órganos reproductivos (flores, frutos) y la parte subterránea; posteriormente fueron lavadas y colocadas en papel bond con la finalidad de mantener las estructuras vegetales extendidas, y que conserven las flores y/o semillas. Así mismo se consignaron datos de campo tales como: 2Código de muestra, hábitat, ubicación, altitud, fecha y hora de la recolección.

Prensado y secado

Para el prensado y secado se usaron prensas botánicas de 42x32cm, las muestras de especies fitorremediadoras fueron dobladas o plegadas en forma de V, L, Z, N, M y colocadas dentro de una página completa doblada. Luego se esperó que las muestras sequen a temperatura ambiente, previa 2 exposición del sistema prensa/muestra a los rayos solares.

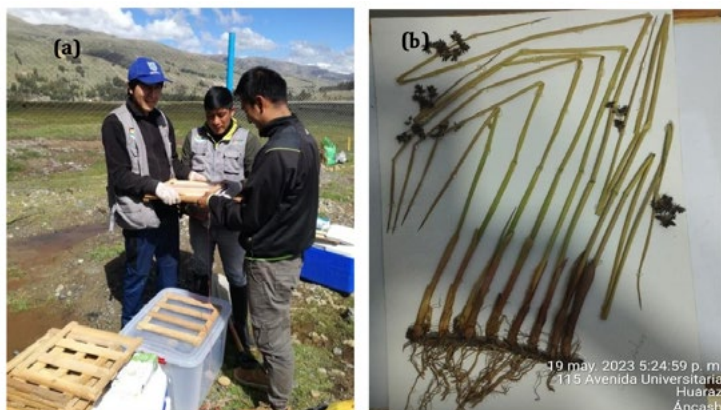
Montaje de especies fitorremediadoras y su etiquetado

Se seleccionaron 3 ejemplares de cada una de las muestras previamente secadas, luego cada especie seleccionada se colocó sobre una cartulina blanca de 320g (43x28cm), se sujetó con silicona para mantenerlas firmes y se colocó su respectiva etiqueta con datos de campo correspondiente en la parte inferior derecha.

Envío de Muestras para su Identificación

La muestra herborizada fue enviada al Herbario San Marcos (USM), del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, donde se realizó la identificación taxonómica de las especies fitorremediadoras.

Figura 16. (a) Colecta de especies en el humedal construido. (b) Muestra del montaje de especies fitorremediadoras.



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Determinación de la concentración de metales pesados en el agua

Para la determinación de la concentración de metales pesados en el agua se colectaron muestras de agua (afluente, a +25m, a +50m, a +75m, efluente); siguiendo los procedimientos descritos en el Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales (Autoridad Nacional del Agua, 2016) y las especificaciones técnicas brindadas por el laboratorio Xertek Life S.A.C.

Es así que la recolección de muestras de agua se realizó en frascos de PVC de 250ml, la cual primero se enjuagó tres veces con la misma agua del punto a recolectar. Posteriormente se tomó la muestra y se añadió 20 gotas de ácido nítrico concentrado para su preservación. La muestra recolectada fue rotulada y acondicionada en un cooler para ser enviada al laboratorio de Xertek Life S.A.C, donde se realizó el análisis de la concentración de metales pesados.

Figura 17. (a) Colecta de muestras de agua. (b) Rotulado de muestras de agua



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

El laboratorio Xertek Life S.A.C, realizó el análisis de metales totales (ICP) de Hierro en el agua de acuerdo al método EPA Method 200.7, Rev.4.4, May 1994. En cambio, el análisis de metales totales (ICP-MS) de Arsénico, Zinc, Manganese, Aluminio, Cobre, Plomo, Cadmio y Níquel fue realizado con el método EPA 200.8, Rev 5.4, 1994. Para los metales mencionados, ambos métodos han sido acreditados por el INACAL-DA.

Caracterización de Metales Pesados en Matriz Sedimentaria

Para la determinación de la concentración de metales pesados en el sedimento del humedal construido, se tuvo en consideración las especificaciones técnicas del laboratorio Xertek Life S.A.C.

Recolección de muestras de sedimento

La colecta de muestras de sedimento se realizó siguiendo los procedimientos descritos en la Guía de Muestreos de Suelos (MINAM, 2014). Por lo cual se colectó el sedimento en la zona de la rizósfera que es aquella parte del suelo inmediata a las raíces vivas y que está bajo la influencia directa de estas, recogiendo así muestras del mismo punto donde creció la especie fitorremediadora.

Para ello se realizó una pequeña excavación de aproximadamente 20 cm de profundidad con ayuda de un pico y una lampa; posteriormente las muestras recolectadas de sedimento fueron llenadas en bolsas ziploc de 1 kg, rotuladas y transportadas en un cooler al Laboratorio de la Facultad de Ciencias del Ambiente – UNASAM.

Figura 18. (a) Recolección de muestra de sedimento. (b) Empaquetado de las muestras de sedimento.²³



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Protocolo de Pretratamiento y Análisis de Muestras de Sedimento

El pretratamiento de las muestras de sedimento, se realizó en el Laboratorio de la Facultad de Ciencias del Ambiente – UNASAM. A continuación, se describe el procedimiento realizado en el pretratamiento de muestras de sedimento.

- Inicialmente en el laboratorio se procedió a limpiar la muestra de materiales tales como raíces, hojas, piedras y otras impurezas, posteriormente la muestra fue secada a temperatura ambiente en bandejas de PVC.
- Una vez seca la muestra, se procedió a tamizar con la malla N° 8 y la malla N° 50 con la finalidad de separar algunas impurezas como piedras, restos de vegetación entre otros. La muestra obtenida se pasó por la malla N° 200 con la ayuda de una tamizadora digital; esto en el Laboratorio de Mecánica de Suelos de la Facultad de Ingeniería Civil UNASAM.

- La muestra obtenida que pasó por la malla N° 200 homogenizada, fue dividida en cuatro partes (cuarteo) para tomar aproximadamente 500gr, y ser enviada al laboratorio Xertek Life S.A.C, en donde se analizó la concentración de metales pesados.

Figura 19. Secado de sedimento. (a) BD-SH-01 (a +25m). (b) BD-SH-02 (a +50m). (c) BD-SH-03 (a +75m). (d) BD-SH-04 (a +100m).



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 20. (a) Tamizaje de la muestra de sedimento con la tamizadora digital (b) Empaquetado y rotulado de las muestras de sedimento.



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

El laboratorio Xertek Life S.A.C, realizó el análisis de metales totales (ICP-MS) de hierro, arsénico, zinc, manganeso, aluminio, cobre, plomo, cadmio y níquel presentes en el sedimento con el método EPA 200.8, Rev 5.4, 1994; el método mencionado ha sido acreditado por el INACAL-DA, a excepción para el hierro.

Cuantificación de Metales Pesados en Tejidos de Especies Fitorremedadoras

Para la determinación de la concentración de metales pesados en la parte aérea y radicular de las especies fitorremedadoras del humedal construido, se tuvo en consideración las especificaciones técnicas brindadas por el laboratorio Xertek Life S.A.C.

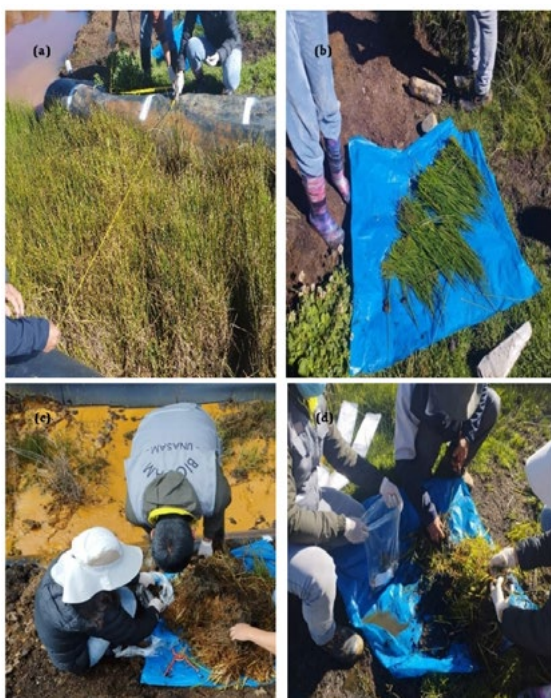
Recolección de muestras de especies fitorremedadoras

La recolección de muestras de la parte aérea y radicular de las especies fitorremedadoras fue de un área determinado y correspondiente a diferentes puntos de muestreo en el humedal construido.

Dentro de esta área con la ayuda de una tijera de podar se cortó toda la vegetación aérea compuesta por tallo, hojas y flores. Posterior a ello con la ayuda de pico y lampa se sacó de la misma área, la parte radicular de las especies fitorremediadoras.

Cada muestra recolectada fue llenada en bolsas ziploc rotuladas, y trasladadas en un cooler de 42 kg al Laboratorio de la Facultad de Ciencias del Ambiente – UNASAM.

Figura 21. (a) Trazó del área para la recolección de muestras de especies fitorremediadoras, (b) Muestra de la parte aérea. (c) Muestra de la parte radicular (d) Llenado de muestras en bolsas ziploc rotuladas.



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Protocolo de Pretratamiento y Análisis de Biomasa Aérea en Especies Fitorremediadoras

Las muestras de las especies fitorremediadoras (parte aérea) recolectadas en cada punto de muestreo fueron limpiadas de todo tipo de material

inerte (tierra) y lavadas con agua destilada; posteriormente se colocó la muestra en bandejas de PVC y se dejó secar a temperatura ambiente.

Una vez seca la muestra; se procedió a cortar con ayuda de una tijera inoxidable al tamaño más pequeño posible. Finalmente, mediante el método del cuarteo se seleccionó una muestra de aproximadamente 500gr que fue enviada al laboratorio Xertek Life S.A.C.

Figura 22. Secado de la parte aérea de las especies fitorremediadoras (a) BD-VA-01 (a +25m). (b) BD-VA-02 (a +50m). (c) BD-VA-03 (a +75m). (d) BD-VA-04 (a +100m).



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 23. (a) Corte de la parte aérea de las especies fitorremediadoras. (b) Selección de muestras (parte aérea). (c) Pesado de muestras – parte aérea. (d) Empaquetado y rotulado de las muestras – parte aérea.



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

El laboratorio Xertek Life S.A.C, realizó el análisis de metales totales (ICP-MS) de hierro, arsénico, zinc, manganeso, aluminio, cobre, plomo, cadmio y níquel presentes en la parte aérea de las especies fitorremediadoras con el método EPA 200.3 (2003); Metales recuperable en tejidos biológicos. El método mencionado ha sido acreditado por el INACAL-DA.

Pretratamiento y Análisis de la Parte Radicular de las especies fitorremediadoras

En el pretratamiento de la parte radicular de las especies fitorremediadoras, se realizó los mismos procedimientos descritos en el pretratamiento de la parte aérea; que básicamente consiste en la limpieza, lavado con agua destilada, secado, corte, selección de muestra (500 g) por el método del cuarteo, empaquetado y enviado al laboratorio Xertek Life S.A.C.

Figura 24. (a) Secado de la parte radicular de las especies fitorremediadoras (b) Corte de las muestras (parte radicular) (c) Selección de muestras (parte radicular) (d) Pesado de las muestras (parte radicular)



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

El laboratorio Xertek Life S.A.C, realizó el análisis de metales totales (ICP-MS) de hierro, arsénico, zinc, manganeso, aluminio, cobre, plomo, cadmio y níquel presentes en la parte radicular de las especies fitorremediadoras con el método EPA 200.3 (2003); Metales recuperable en tejidos biológicos. El método mencionado ha sido acreditado por el INACAL-DA.

Eficiencia de la Recuperación del agua del DAM en el Humedal Construido

La eficiencia de la recuperación del agua del drenaje ácido de mina en el humedal construido se calculó en base a la concentración del metal pesado en el afluente y efluente obtenidos, y de acuerdo a la siguiente ecuación (Berrospi, 2019).

$$E \% = \frac{[MPa] - [MPe]}{[MPa]} * 100 \quad Ec (1)$$

Donde:

MPa: Concentración del metal pesado en el afluente (mg/l).

MPe: Concentración del metal pesado en el efluente (mg/l).⁴

Población

La población de estudio es el humedal construido y sus componentes, ubicado en Mesapata, Recuay, Cátac – Áncash.

Muestra

- Muestras de agua (afluente del humedal, a +25 m del ingreso del agua al humedal, a +50 m del ingreso del agua al humedal, a +75 m del ingreso del agua al humedal, efluente del humedal).
- Muestras de sedimento del humedal construido en Mesapata, en el que crecen las especies fitorremediadoras.
- Muestras de especies fitorremediadoras instaladas en el humedal construido en Mesapata; en la presente investigación se tomarán muestras tanto de la parte foliar y radicular de las especies fitorremediadoras.

Instrumentos validados de recolección de datos

En la presente investigación, los instrumentos que se utilizaron para el procesamiento y análisis de datos son los siguientes:

Revisión bibliográfica de fuentes secundarias para comprender el contexto de investigación.

Ficha de registro de datos de campo.

Guías del laboratorio Xertek Life S.A.C, para la recolección de muestras de agua, sedimento y especies fitorremediadoras.

- Cadenas de custodia.
- Informes del laboratorio Xertek Life S.A.C.
- Programas estadísticos.
- Materiales y equipos
- Materiales
- Bolsas ziploc.
- Prensa botánica.
- Marcador indeleble.
- Wincha.
- Cooler de 42 kg.
- Lampa cuchara.
- Pico 5 lbs.
- Guantes.
- Lentes.
- Botas de jebe.
- Papel bond.
- Cuaderno de apuntes.
- Tijeras inoxidable.
- Rafia.
- Stretch film.
- Cinta scotch.
- Lapiceros.
- Bandejas de PVC.
- Frascos de PVC de 250 ml.
- Jarra de PVC.
- Tamiz N° 8, N° 50, N° 200.

Equipos

- GPS.
- Balanza.
- Tamizadora digital.
- pH-metro HANNA Waterproof Tester (HI98129).

- Laptop.
- Cámara fotográfica.

Plan de procesamiento y análisis estadístico de la información

Para el procesamiento, análisis de medidas de tendencia central, gráficos estadísticos se utilizó el programa software Microsoft Excel 2019 y para la contrastación de la hipótesis planteada en la presente investigación se utilizó el Software IBM SPSS Statistics versión 25, en la cual, los datos se sometieron a pruebas estadísticas no paramétrico de rangos de Wilcoxon y el coeficiente de correlación Rho de Spearman a un nivel de significancia de 0.05.



[4] Capítulo

*Eficiencia de la Biorremediación: Análisis de
Resultados del Humedal Construido en Mesapata*

Se identificó 6 especies fitorremediadoras en el humedal construido en Mesapata (Tabla 4), de las cuales 4 corresponden a aquellas especies fitorremediadoras que se sembraron inicialmente en el humedal construido y 2 corresponden a aquellas especies fitorremediadoras que crecieron en el humedal construido por diversos factores; tales como la dispersión de semillas por la acción del viento o el agua. Así también podría deberse a la incorporación involuntaria de semillas en el susbtrato del humedal (abono de ovino y vacuno).

Las especies que más se adaptaron y desarrollaron en el humedal construido en Mesapata fueron el *Juncus ebracteatus* y *Carex enneastachya*, perteneciente a la familia Juncaceae y Cyperaceae respectivamente, por la cual se les atribuye como los principales responsables de la inmovilización de metales pesados mediante el proceso de la fitorremediación en el humedal construido en Mesapata.

En la Tabla 4 se muestra los resultados de la identificación de las especies fitorremediadoras en el humedal construido en Mesapata, las cuales se distinguen por orden, familia, género y especie.

Tabla 4. Caracterización Taxonómica de Especies Vegetales con Capacidad Fitorremediadora en el Sistema de Humedal Construido de Mesapata

Ubicación	Código	Orden Identificada	Familia Identificada	Género Identificada	Especie Identificada	Condición
Región: Ancash Provincia: Recuay Distrito: Catac Paraje: Mesa- pata	BD-EF-01	POALES	JUNCACEAE	Juncus	Juncus ebracteatus	Especies fitorremediadoras sembradas en el humedal construido
	BD-EF-02	POALES	CYPERACEAE	Eleocharis	Eleocharis albibracteata	
	BD-EF-03	POALES	CYPERACEAE	Carex	Carex enneastachya	
	BD-EF-04	POALES	JUNCACEAE	Juncus	Juncus articus willd	
	BD-EF-05	POALES	POACEAE	Calamagrostis	Calamagrostis desinflora	Especies fitorremediadoras que crecieron en el humedal por diversos factores
	EV-TRA02-07	FABALES	FABACEAE	Trifolium	Trifolium repens L.	

Fuente: Herbario San Marcos (USM) (2023).

Concentración de metales pesados en el drenaje ácido de mina y el efluente del humedal construido en Mesapata

La concentración de metales pesados (hierro, arsénico, zinc, manganeso, aluminio, cobre, plomo, cadmio, níquel) en el drenaje ácido de mina (afluente) y en el efluente (Tabla 6), evidencia la recuperación del agua del DAM en el humedal construido; la concentración de metales pesados en el punto de muestreo +25 m, +50 m y +75 m construido, permite conocer el proceso de depuración del DAM a lo largo de todo el humedal.

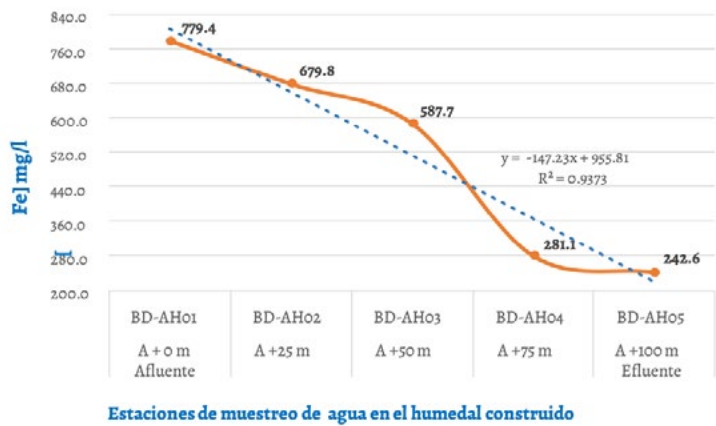
Tabla 5. Concentración de metales pesados en el agua del humedal construido.

Metales totales (mg/l)	A + 0 m Afluente	A +25 m	A +50 m	A +75 m	A +100 m Efluente
	BD-AHo1	BD-AHo2	BD-AHo3	BD-AHo4	BD-AHo5
Hierro (Fe)	779.4	679.8	587.7	281.1	242.6
Arsénico (As)	244.4	150.7	98.84	35.58	30.28
Zinc (Zn)	100.5	101.1	98.23	53.02	46.01
Manganeso (Mn)	94.82	92.65	87.89	47.05	41.55
Aluminio (Al)	76.49	77.05	76.6	37.57	33.05
Cobre (Cu)	11.57	11.10	10.63	5.204	4.52
Plomo (Pb)	5.78	4.216	3.514	1.516	1.31
Cadmio (Cd)	0.65	0.69	0.67	0.33	0.29
Níquel (Ni)	0.09	0.10	0.09	0.05	0.04

Fuente: Xertek Life S.A.C. (2023).

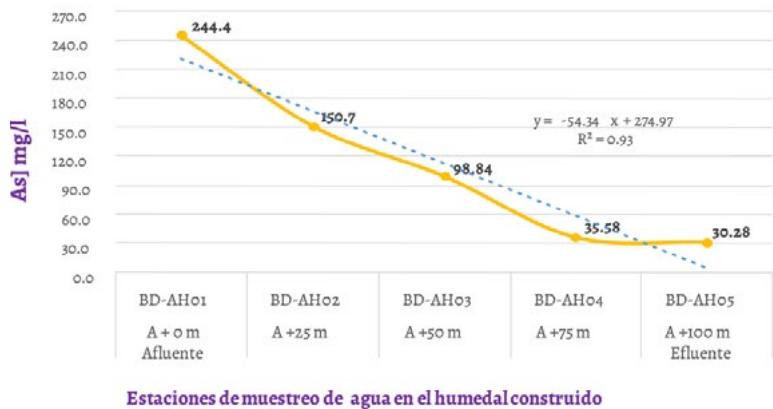
La Tabla 5 muestra la concentración de metales pesados analizados en diferentes puntos dentro del humedal construido. Encontrándose la concentración de la siguiente manera: hierro, >> arsénico, >> zinc, >> manganeso, >> aluminio, >> cobre, >> plomo, >> cadmio, >> níquel. Según los resultados obtenidos se evidencia una mayor concentración de metales pesados al ingreso del humedal construido, la cual va disminuyendo al pasar a lo largo de todo el humedal. Ello evidencia la recuperación del agua del DAM en el humedal construido; por procesos de sulfurogénesis, fitorremediación y adsorción por el sustrato del humedal construido.

Figura 25. Proceso de depuración del hierro (Fe), en el humedal construido



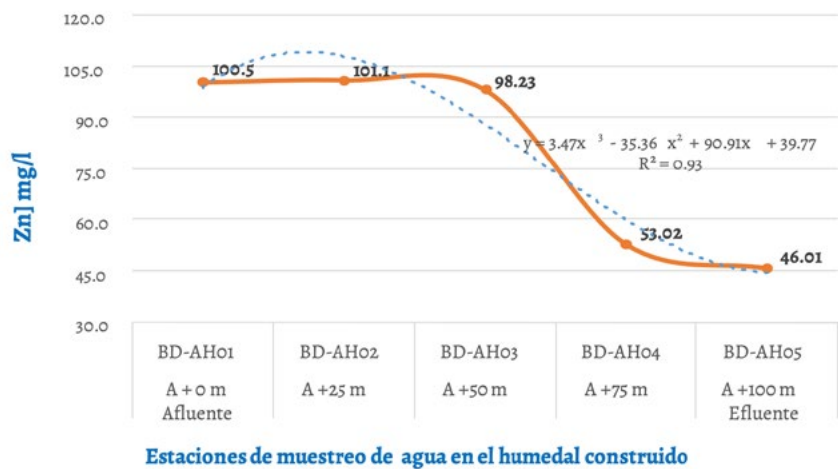
En la Figura 25, se observa que la concentración de hierro al ingreso del humedal construido es de 779.4 mg/l, la cual se va depurando al pasar por el humedal construido (+25m, +50m, +75m) y en el efluente se observa una disminución de la concentración de hierro a 249.6 mg/l. Esto, representa una eficiencia en la depuración del hierro en un 69% por el sistema humedal; Así mismo generando una curva de tendencia, los datos obtenidos se ajustan a una regresión lineal, con un coeficiente de determinación (R^2) del 93.73%.

Figura 26. Proceso de depuración del arsénico (As), en el humedal construido



En la Figura 26, se observa que la concentración de arsénico al ingreso del humedal construido es de 244.4 mg/l, la cual se va depurando al pasar por el humedal construido (+25m, +50m, +75m) y en el efluente se observa una disminución de la concentración de arsénico a 30.28 mg/l. Esto, representa una eficiencia en la depuración del arsénico en un 88% por el sistema humedal; Así mismo generando una curva de tendencia, los datos obtenidos se ajustan a una regresión lineal, con un coeficiente de determinación (R^2) del 93%.

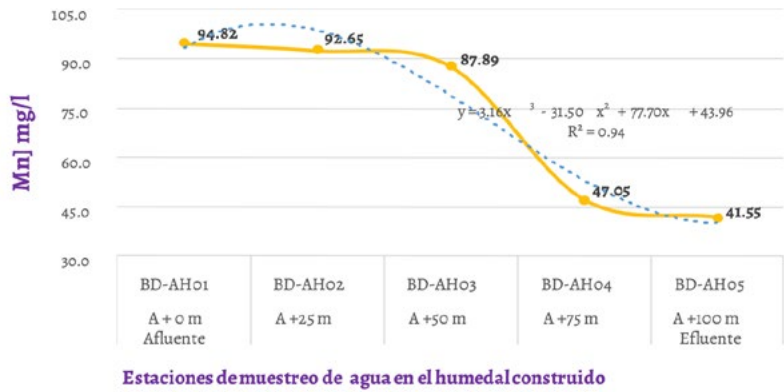
Figura 27. Mecanismos de Depuración y Remoción de Zinc (Zn) en el Sistema de Humedal Construido



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 27, se observa que la concentración de zinc al ingreso del humedal construido es de 100.5 mg/l, la cual se va depurando al pasar por el humedal construido (+50m, +75m) y en el efluente se observa una disminución de la concentración de zinc a 46.01 mg/l. Esto, representa una eficiencia en la depuración del zinc en un 54% por el sistema humedal; Así mismo generando una curva de tendencia, los datos obtenidos se ajustan a una regresión polinómica de tercer orden, con un coeficiente de determinación (R^2) del 93%.

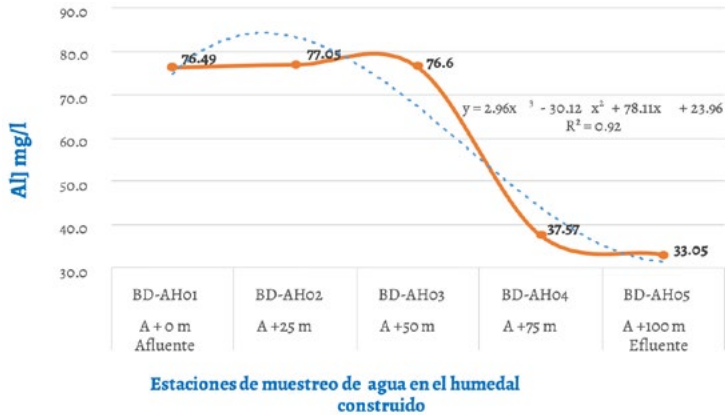
Figura 28. Proceso de depuración del manganeso (Mn), en el humedal construido



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 28, se observa que la concentración de manganeso al ingreso del humedal construido es de 94.82 mg/l, la cual se va depurando al pasar por el humedal construido (+25m, +50m, +75m) y en el efluente se observa una disminución de la concentración de manganeso a 41.55 mg/l. Esto, representa una eficiencia en la depuración del manganeso en un 56% por el sistema humedal; Así mismo generando una curva de tendencia, los datos obtenidos se ajustan a una regresión polinómica de tercer orden, con un coeficiente de determinación (R2) del 94%.

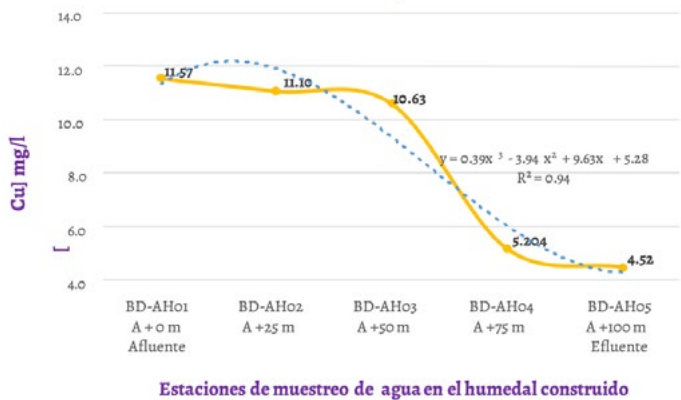
Figura 29. Proceso de depuración del aluminio (Al), en el humedal construido



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 29, se observa que la concentración de aluminio al ingreso del humedal construido es de 76.49 mg/l, la cual se va depurando al pasar por el humedal construido (+75m) y en el efluente se observa una disminución de la concentración de aluminio a 33.05 mg/l. Esto, representa una eficiencia en la depuración del aluminio en un 57% por el sistema humedal; Así mismo generando una curva de tendencia, los datos obtenidos se ajustan a una regresión polinómica de tercer orden, con un coeficiente de determinación (R2) del 92%.

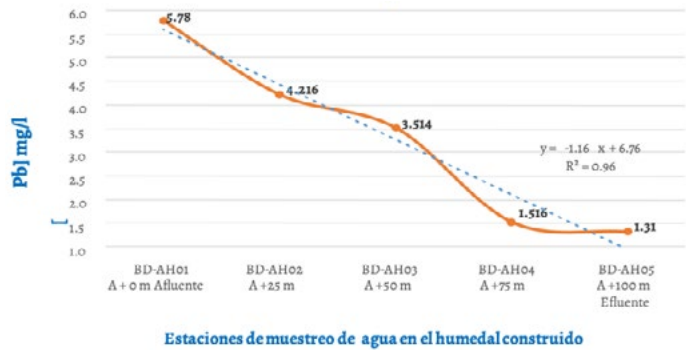
Figura 30. Proceso de depuración del cobre (Cu), en el humedal construido



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 30, se observa que la concentración de cobre al ingreso del humedal construido es de 11.57 mg/l, la cual se va depurando al pasar por el humedal construido (+25m, +50m, +75m) y en el efluente se observa una disminución de la concentración de cobre a 4.52 mg/l. Esto representa una eficiencia en la depuración del cobre en un 61% por el sistema humedal; Así mismo generando una curva de tendencia, los datos obtenidos se ajustan a una regresión polinómica de tercer orden, con un coeficiente de determinación (R2) del 94%.

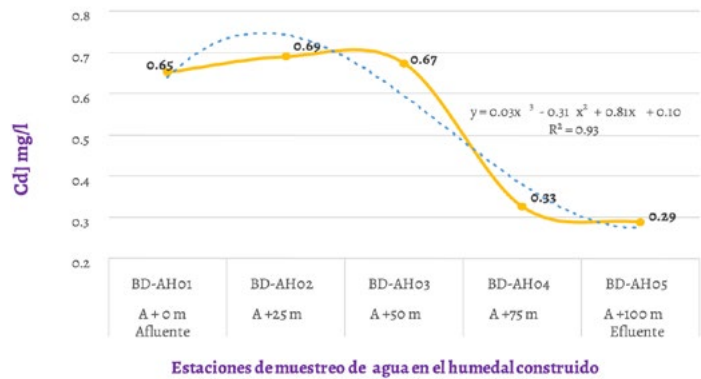
Figura 31. Proceso de depuración del plomo (Pb), en el humedal construido



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 31, se observa que la concentración de plomo al ingreso del humedal construido es de 5.78 mg/l, la cual se va depurando al pasar por el humedal construido (+25m, +50m, +75m) y en el efluente se observa una disminución de la concentración de plomo a 1.31 mg/l. Esto representa una eficiencia en la depuración del plomo en un 77% por el sistema humedal; Así mismo generando una curva de tendencia, los datos obtenidos se ajustan a una regresión lineal, con un coeficiente de determinación (R^2) del 96%.

Figura 32. Mecanismos de Depuración y Remoción de Cadmio (Cd) en el Sistema de Humedal Construido



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 32, se observa que la concentración de cadmio al ingreso del humedal construido es de 0.65 mg/l, la cual se va depurando al pasar por el humedal construido (+75m) y en el efluente se observa una disminución de la concentración de cadmio a 0.29 mg/l. Esto representa una eficiencia en la depuración del cadmio en un 56% por el sistema humedal; Así mismo generando una curva de tendencia, los datos obtenidos se ajustan a una regresión polinómica de tercer orden, con un coeficiente de determinación (R²) del 93%.

Figura 33. Proceso de depuración del níquel (Ni), en el humedal construido



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

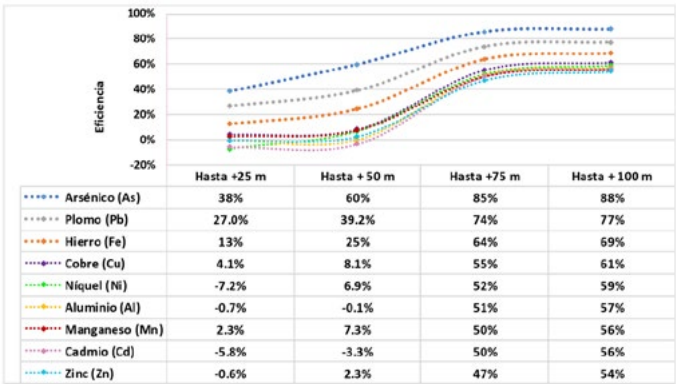
En la Figura 33, se observa que la concentración de níquel al ingreso del humedal construido es de 0.09 mg/l, la cual se va depurando al pasar por el humedal construido (+75m) y en el efluente se observa una disminución de la concentración de níquel a 0.04 mg/l. Esto, representa una eficiencia en la depuración del níquel en un 59% por el sistema humedal; Así mismo generando una curva de tendencia, los datos obtenidos se ajustan a una regresión polinómica de tercer orden, con un coeficiente de determinación (R²) del 98%.

Tabla 6. Metodología para el Cálculo de Eficiencia del Sistema de Humedal Construido en Mesapata

Metales totales (mg/l)	Humedal construido en Mesapata			
	Hasta +25 m	Hasta + 50 m	Hasta +75 m	Hasta + 100 m
Hierro (Fe)	13%	25%	64%	69%
Arsénico (As)	38%	60%	85%	88%
Zinc (Zn)	-0.6%	2.3%	47%	54%
Manganeso (Mn)	2.3%	7.3%	50%	56%
Aluminio (Al)	-0.7%	-0.1%	51%	57%
Cobre (Cu)	4.1%	8.1%	55%	61%
Plomo (Pb)	27.0%	39.2%	74%	77%
Cadmio (Cd)	-5.8%	-3.3%	50%	56%
Níquel (Ni)	-7.2%	6.9%	52%	59%

Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 34. Comparación de la eficiencia en la depuración de metales pesados en el humedal construido



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 34, se observa que la eficiencia en la depuración del arsénico, plomo, hierro, cobre y manganeso aumenta al pasar por cada tramo del humedal construido; la eficiencia en la depuración de níquel y zinc se evidencia a partir del punto +50 m en adelante y la eficiencia en la depuración del aluminio y cadmio a partir del punto +75 m en adelante. Encontrándose la mayor eficiencia del humedal construido para el As (88%), seguido del Pb (77%), Fe (69%), Cu (61%), Ni (59%), Al (57%), Mn (56%), Cd (56%), y Zn (54%).

Distribución y Concentración de Metales Pesados en la Matriz Sedimentaria del Humedal Construido de Mesapata

La Tabla 7 muestra los resultados obtenidos de la concentración de metales pesados (hierro, arsénico, zinc, manganeso, aluminio, cobre, plomo, cadmio, níquel) en el sedimento del humedal construido, la cual evidencia la inmovilización de dichos metales principalmente por sulfurogénesis y adsorción por el sustrato del humedal construido.

Tabla 7. Resultados del Análisis de Metales Pesados en la Matriz Sedimentaria del Humedal Construido

Metales totales (mg/Kg)	BD- SH01-A	BD- SH01-B	BD- SH01-C	Prome- dio	BD- SH02-A	BD- SH02-B	BD- SH02-C	Prome- dio
	A +25m				A +50m			
Hierro	134,767	133,183	133,848	133,933	90,365	89,520	81,915	87,267
Arsénico	36,981	36,326	37,501	36,936	18,051	18,541	16,503	17,698
Zinc	1,151	1,160	1,184	1,165	2,873	2,777	2,390	2,680
Manganeso	272.8	264.8	275.2	270.9	349.1	352.2	311.8	337.7
Aluminio	3,093	3,196	3,245	3,178	5,370	5,263	4,369	5,001
Cobre	216.2	215.1	219.7	217.0	328.0	316.0	254.6	299.5
Plomo	1,887	1,886	1,894	1,889	3,236	3,346	3,154	3,245
Cadmio	14.78	14.57	14.75	14.70	28.01	26.73	23.25	26.00
Niquel	1.774	0.833	2.086	1.564	4.23	3.312	3.353	3.632
Metales totales (mg/Kg)	BD- SH03-A	BD- SH03-B	BD- SH03-C	Prome- dio	BD- SH04-A	BD- SH04-B	BD- SH04-C	Promedio
	A +75m				A +100m			
Hierro	79,277	77,349	77,237	77,954	53,417	54,572	54,499	54,163
Arsénico	6,842	6,506	6,522	6,623	4,648	4,641	4,593	4,627
Zinc	3,871	3,736	3,742	3,783	4,234	3,958	3,874	4,022
Manganeso	341.9	333.8	346.5	340.7	1,798	1,705	1,659	1,721
Aluminio	6,731	6,365	6,391	6,496	5,579	5,617	5,409	5,535
Cobre	91.89	90.04	91.61	91.18	179.6	162.4	156.8	166.3
Plomo	403.0	376.3	375.9	385.1	600.3	605.8	611.1	605.7
Cadmio	7.992	8.210	8.084	8.095	14.66	13.51	13.44	13.87
Niquel	7.166	7.141	6.924	7.077	12.37	10.96	10.49	11.27

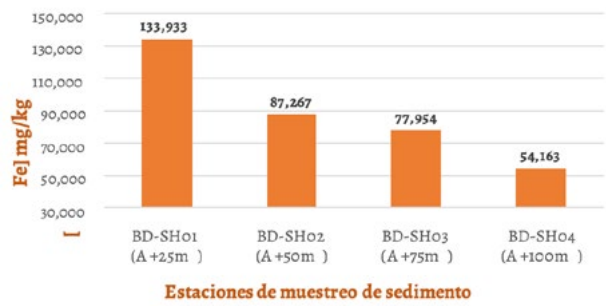
Fuente: Xertek Life S.A.C. (2023).

Tabla 8. Valores promedios de la concentración de metales pesados en el sedimento del humedal construido.

Metales totales (mg/Kg)	BD-SHo1 (A +25m)	BD-SHo2 (A +50m)	BD-SHo3 (A +75m)	BD-SHo4 (A +100m)
Hierro	133,933	87,267	77,954	54,163
Arsénico	36,936	17,698	6,623	4,627
Zinc	1,165	2,680	3,783	4,022
Manganeso	270.9	337.7	340.7	1,721
Aluminio	3,178	5,001	6,496	5,535
Cobre	217.0	299.5	91.18	166.3
Plomo	1,889	3,245	385.1	605.7
Cadmio	14.70	26.00	8.095	13.87
Niquel	1.564	3.632	7.077	11.27

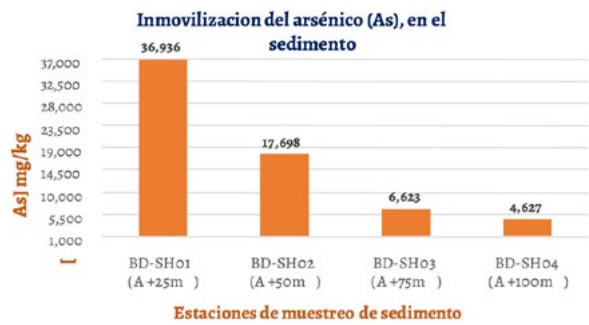
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 35. Inmovilización del hierro en el sedimento



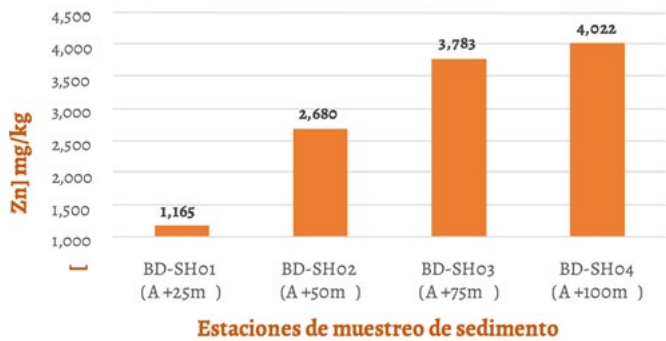
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 36. Inmovilización del arsénico en el sedimento



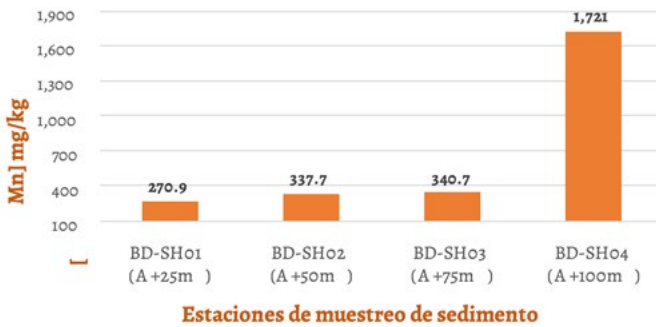
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 37. Inmovilización del zinc en el sedimento



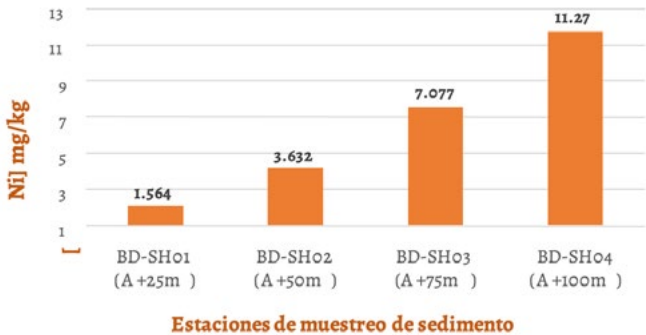
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 38. Inmovilización del manganeso en el sedimento



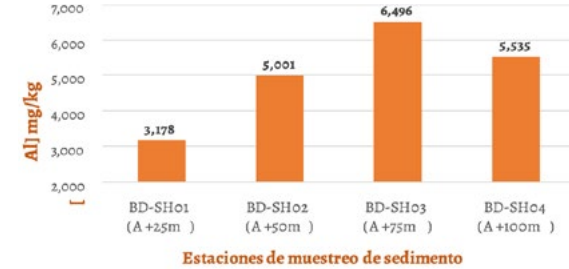
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 39. Inmovilización del níquel en el sedimento



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 40. Inmovilización del aluminio en el sedimento



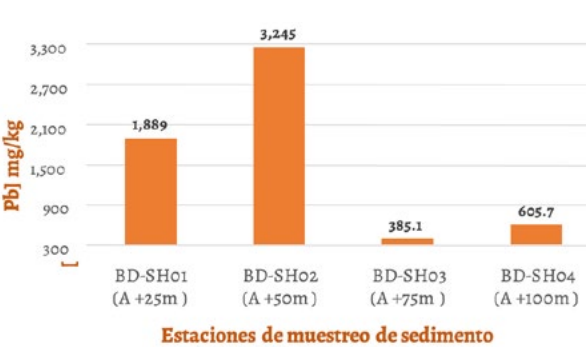
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 41. Inmovilización del cobre en el sedimento



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 42. Inmovilización del plomo en el sedimento



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 43. Inmovilización del cadmio en el sedimento



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 35 y Figura 36 se observa que la mayor inmovilización del hierro y el arsénico en el sedimento se desarrolla en los primeros tramos del humedal construido; la Figura 37, Figura 38 y Figura 39 nos muestra que la mayor inmovilización del zinc, manganeso y níquel en el sedimento se desarrolla en los tramos finales del humedal construido; la Figura 40 muestra que la mayor inmovilización del aluminio en el sedimento se desarrolla a +50 m y a +75 m del humedal construido, con una tendencia a inmovilizarse en los tramos finales del humedal construido y la Figura 41, Figura 42 y Figura 43 nos muestra que la mayor inmovilización del cobre, plomo cadmio en el sedimento se desarrolla mayormente a +25 m y a +50 m del humedal construido, con una tendencia a inmovilizarse en los primeros tramos del humedal construido.

Acumulación de Metales Pesados en Especies Fitorremediadoras del Humedal Construido de Mesapata

La Tabla 9 muestra los resultados obtenidos de la concentración de metales pesados (hierro,arsénico, zinc, manganeso, aluminio, cobre, plomo, cadmio, níquel) en la parte radicular de las especies fitorremediadoras presentes en el humedal construido, la cual evidencia la inmovilización de dichos metales por procesos de fitorremediación.

Tabla 9. Resultados de la concentración de metales pesados en la parte radicular de las especies fitorremediadoras

Metales totales (mg/kg)	BD- VR01-A	BD- VR01-B	BD- VR01-C	Prome- dio	BD- VR02-A	BD- VR02-B	BD- VR02-C	Prome- dio
	A +25m				A +50m			
Hierro	41,334	56,250	55,150	50,911	56,521	56,325	52,529	55,125
Arsénico	4,591	6,359	6,279	5,743	6,519	6,598	6,308	6,475
Zinc	387.6	507.3	615.2	503.4	1,226	1,295	1,266	1,262
Manga- neso	131.7	156.7	156.6	148.3	209.0	193.2	181.6	194.6
Aluminio	744.5	1,114	869.1	909.2	1,951	1,933	1,765	1,883
Cobre	170.5	276.7	231.2	226.1	287.4	275.6	287.8	283.6
Plomo	155.9	224.7	208.6	196.4	637.2	713.0	624.1	658.1
Cadmio	3.728	5.643	5.706	5.026	12.64	12.76	13.44	12.95
Niquel	0.5712	0.4985	0.043	0.371	1.188	0.4140	1.118	0.907
Metales totales (mg/kg) A +75m	BD- VR03-A	BD- VR03-B	BD- VR03-C	Prome- dio A +100m	BD- VR04-A	BD- VR04-B	BD- VR04-C	Promedio
Hierro	46,867	49,970	47,184	48,007	27,994	38,623	38,331	34,983
Arsénico	2,865	3,058	2,917	2,947	2,568	3,279	3,374	3,074
Zinc	944.5	1,086	862.2	964.2	880.5	1,064	1,145	1,030
Manga- neso	218.9	247.0	223.8	229.9	382.4	453.3	452.2	429.3
Aluminio	1,769	1,971	1,543	1,761	1,016	1,400	1,462	1,293
Cobre	124.6	127.6	131.2	127.8	127.9	138.5	147.4	137.9
Plomo	173.6	173.3	156.4	167.8	143.1	161.4	171.9	158.8

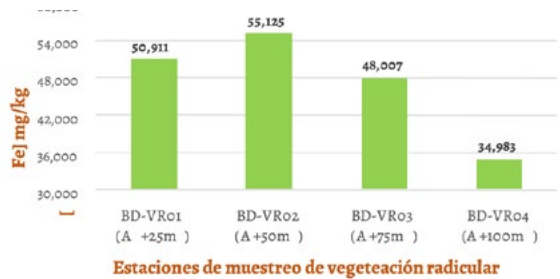
Fuente: Xertek Life S.A.C. (2023).

Tabla 10. Valores promedios de la concentración de metales pesados en la parte radicular de las especies fitorremediadoras

Metales totales (mg/Kg)	BD-VR01 A +25m	BD-VR02 A +50m	BD-VR03 A +75m	BD-VR04 A +100m
Hierro	50,911	55,125	48,007	34,983
Arsénico	5,743	6,475	2,947	3,074
Zinc	503.4	1,262	964.2	1,030
Manganeso	148.3	194.6	229.9	429.3
Aluminio	909.2	1,883	1,761	1,293
Cobre	226.1	283.6	127.8	137.9
Plomo	196.4	658.1	167.8	158.8
Cadmio	5.026	12.95	6.339	7.495
Niquel	0.371	0.907	0.67	1.10

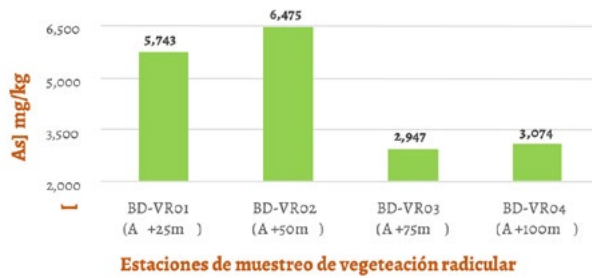
Fuente: Xertek Life S.A.C. (2023).

Figura 44. Inmovilización del hierro la parte radicular de las especies fitorremedias



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 45. Inmovilización del arsénico en la parte radicular de las especies fitorremedias



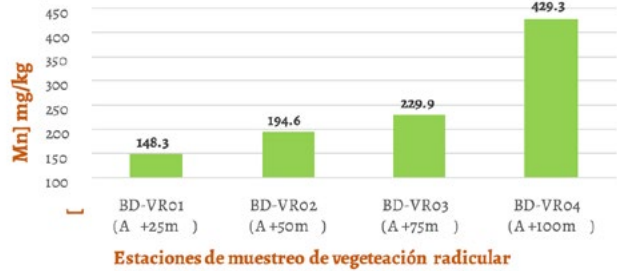
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 46. Inmovilización del zinc en la parte radicular de las especies fitorremedias



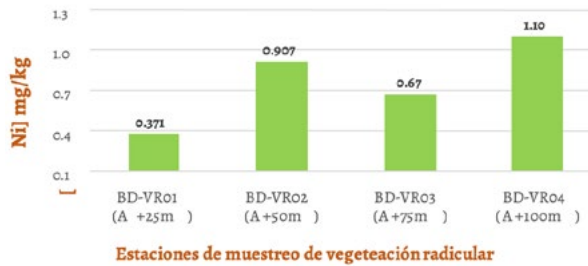
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 47. Inmovilización del manganeso la parte radicular de las especies fitorre-
mediadoras



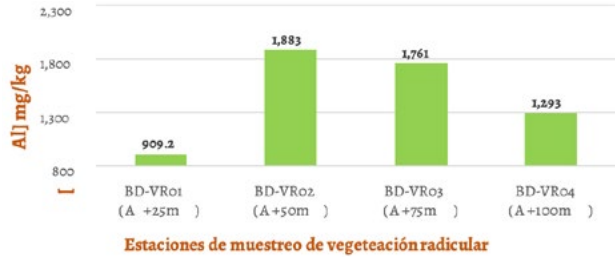
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 48. Inmovilización del níquel en la parte radicular de las especies fitorre-
mediadoras



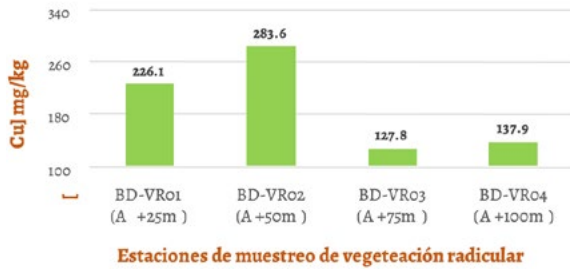
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 49. Inmovilización del aluminio en la parte radicular de las especies fitorre-
mediadoras



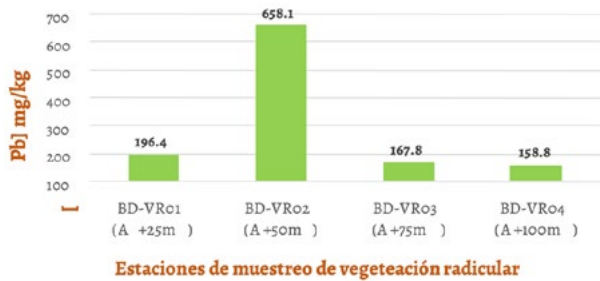
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 50. Inmovilización del cobre en la parte radicular de las especies fitorremediadoras



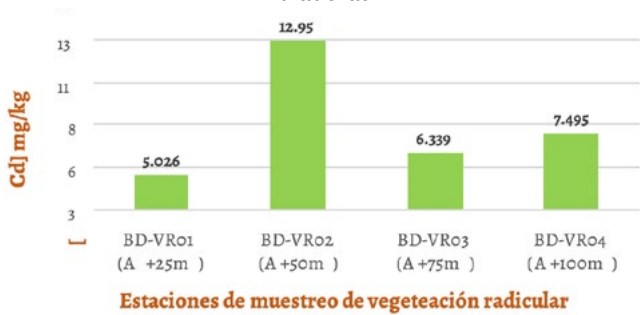
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 51. Inmovilización del plomo en la parte radicular de las especies fitorremediadoras



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 52. Inmovilización del cadmio en la parte radicular de las especies fitorremediadoras



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 44, Figura 45 y Figura 50 se observa que mayormente la inmovilización del hierro, arsénico y cobre en la parte radicular de las especies fitorremediadoras se desarrolla humedal construido; la Figura 46, Figura 47 y Figura 48 nos muestra que mayormente la inmovilización del zinc, manganeso y níquel en la parte radicular de las especies fitorremediadoras se desarrolla en los tramos finales del humedal construido y la Figura 49, Figura 51 y Figura 52 nos muestra que mayormente la inmovili-
zación del aluminio, plomo y cadmio en la parte radicular de las especies fitorremediadoras se desarrollan en la zona media del humedal construido.

Figura 53. Resultados de la Concentración de Metales Pesados en Biomasa Aérea de Especies Fitorremediadoras

Parámetro	BD-VA01-A	BD-VA01-B	BD-VA01-C	Promedio	BD-VA02-A	BD-VA02-B	BD-VA02-C	Promedio
(mg/kg)								
	A +25m				A +50m			
Hierro	5,839	5,478	5,528	5,615	2,928	1,332	2,924	2,395
Arsénico	526.5	470.6	485.1	494.1	249.2	104.7	265.8	206.6
Zinc	454.2	472.0	496.0	474.1	308.8	140.0	295.9	248.2
Manganeso	433.1	449.5	457.5	446.7	357.5	164.2	339.7	287.1
Aluminio	579.3	580.7	605.5	588.5	371.2	77.15	364.9	271.1
Cobre	31.82	28.27	29.55	29.88	12.28	5.665	13.26	10.40
Plomo	49.44	42.13	43.24	44.94	21.97	9.52	25.31	18.93
Cadmio	1.358	1.531	1.697	1.53	0.6995	0.4142	0.8240	0.65
Níquel	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
Parámetro	BD-VA03-A	BD-VA03-B	BD-VA03-C	Promedio	BD-VA04-A	BD-VA04-B	BD-VA04-C	Promedio
(mg/kg)								
	A +75m				A +100m			
Hierro	4,624	6,953	9,485	7,021	3,430	2,293	2,203	2,642
Arsénico	316.9	456.6	644.5	472.7	214.7	137.9	132.8	161.8
Zinc	221.6	247.9	303.0	257.5	211.1	195.8	184.0	197.0
Manganeso	313.0	342.2	410.2	355.1	589.6	599.8	554.5	581.3
Aluminio	332.5	384.8	543.4	420.2	302.4	204.5	213.4	240.1
Cobre	18.48	23.26	28.49	23.41	14.21	11.50	10.88	12.20
Plomo	38.62	48.49	71.07	52.73	29.84	20.00	20.50	23.45
Cadmio	0.6008	0.8097	1.109	0.87	0.6130	0.5462	0.5989	0.59
Níquel	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04

Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Tabla 11. Valores Promedio de Concentración de Metales Pesados en Biomasa Aérea de Especies Fitorremediadoras

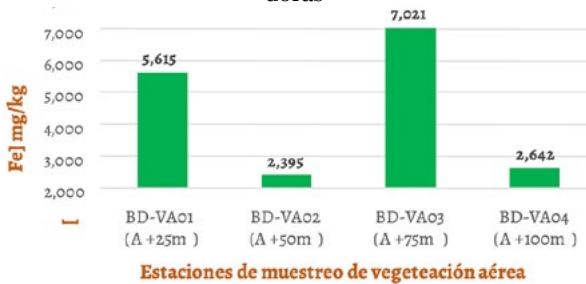
Parámetro (mg/Kg)	BD-VAo1 A +25m	BD-VAo2 A +50m	BD-VAo3 A +75m	BD-VAo4 A +100m
Hierro	5,615	2,395	7,021	2,642
Arsénico	494.1	206.6	472.7	161.8
Zinc	474.1	248.2	257.5	197.0
Manganeso	446.7	287.1	355.1	581.3
Aluminio	588.5	271.1	420.2	240.1
Cobre	29.88	10.40	23.41	12.20
Plomo	44.94	18.93	52.73	23.45

Parámetro (mg/Kg)	BD-VAo1 A +25m	BD-VAo2 A +50m	BD-VAo3 A +75m	BD-VAo4 A +100m
Cadmio	1.53	0.65	0.87	0.59
Níquel	0.04	0.04	0.04	0.04

Fuente: Shuan Huanuco (2023).

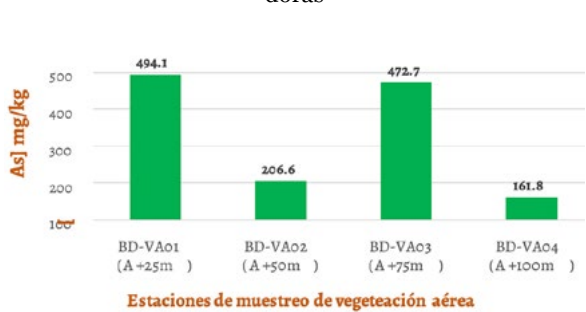
La Tabla 11 muestra los resultados obtenidos de la concentración de metales pesados (hierro, arsénico, zinc, manganeso, aluminio, cobre, plomo, cadmio, níquel) en la parte aérea de las especies fitorremediadoras presentes en el humedal construido, la cual evidencia la inmovilización de dichos metales por procesos de fitorremediación.

Figura 54. Inmovilización del hierro en la parte aérea de las especies fitorremediadoras



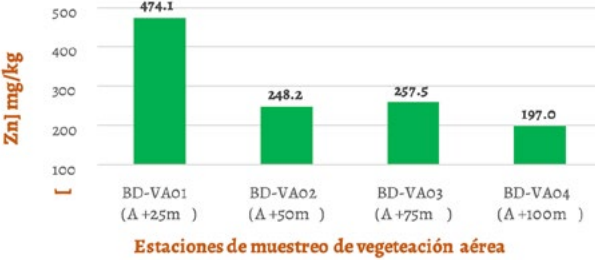
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 55. Inmovilización del arsénico en la parte aérea de las especies fitorremediadoras



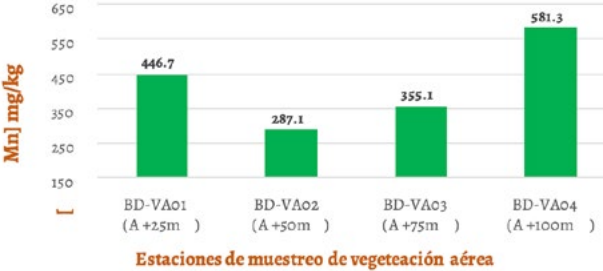
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 56. Inmovilización del zinc en la parte aérea de las especies fitorremediadoras



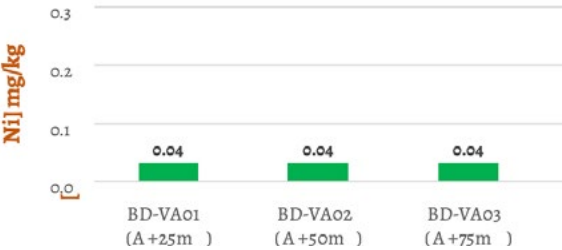
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 57. Inmovilización del manganeso en la parte aérea de las especies fitorremediadoras



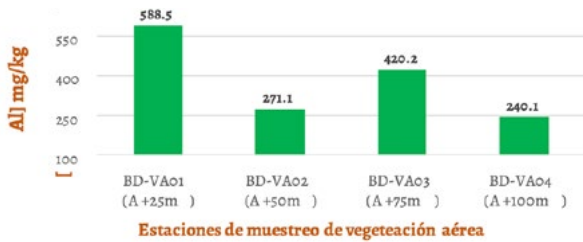
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 58. Inmovilización del níquel en la parte aérea de las especies fitorremediadoras



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 59. Inmovilización del aluminio en la parte aérea de las especies fitorremediadoras



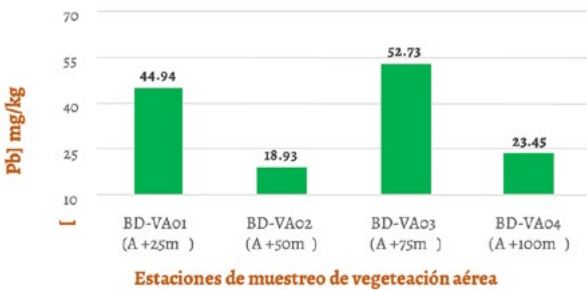
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 60. Inmovilización del cobre en la parte aérea de las especies fitorremediadoras



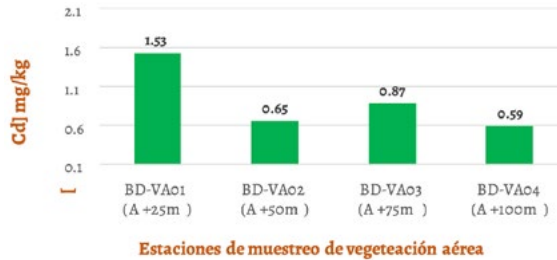
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 61. Inmovilización del plomo en la parte aérea de las especies fitorremediadoras



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 62. Inmovilización del cadmio en la parte aérea de las especies fitorremedias-
doras

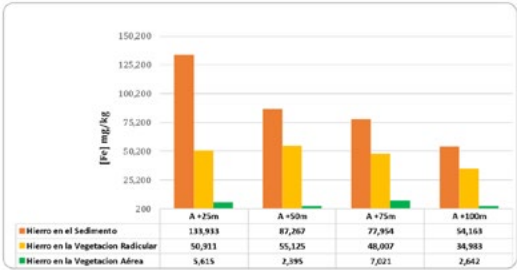


Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 53, Figura 54, Figura 58, Figura 59, Figura 60, y Figura 61, se observa que mayormente la inmovilización del hierro, arsénico, aluminio, cobre, plomo, y cadmio en la parte aérea de las especies fitorremedias-
doras se desarrolla a + 25 m y a +75 m del humedal construido; la Figu-
ra 55 nos muestra que mayormente la inmovilización del zinc, en la parte
aérea de las especies fitorremediasdoras se desarrolla en el tramo inicial del
humedal construido; la Figura 56 nos muestra que mayormente la inmovi-
lización del manganeso en la parte aérea de las especies fitorremediasdoras
se desarrollan en zona inicial y final del humedal construido y la Figura 57
nos muestra que mayormente la inmovilización del manganeso en la parte
aérea de las especies fitorremediasdoras se desarrolla uniformemente en
pequeñas cantidades en todo el humedal construido.

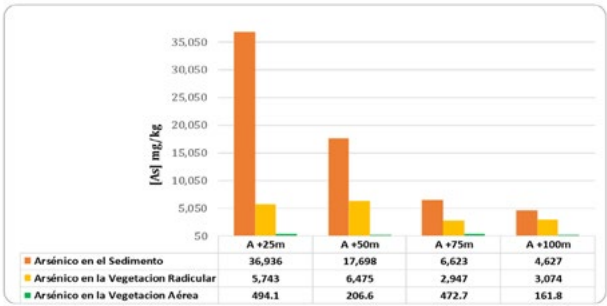
*a. Comparación de la Inmovilización de Metales Pesados en el Sedimento y
las Especies Fitorremediasdoras*

Figura 63. Comparación de la inmovilización del Fe en el sedimento y las especies
fitorremediasdoras



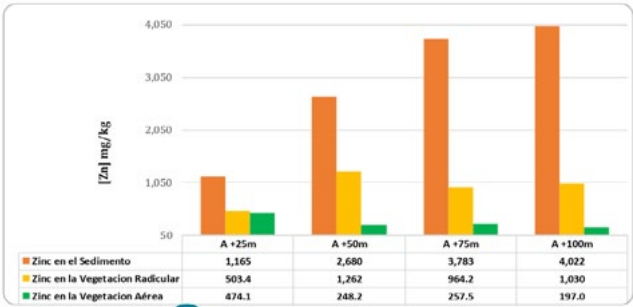
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 64. Comparación de la inmovilización del As en el sedimento y las especies fitorremediadoras



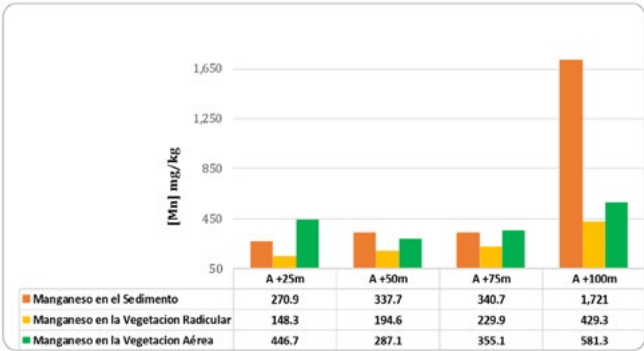
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 65. Comparación de la inmovilización del Zn en el sedimento y las especies fitorremediadoras



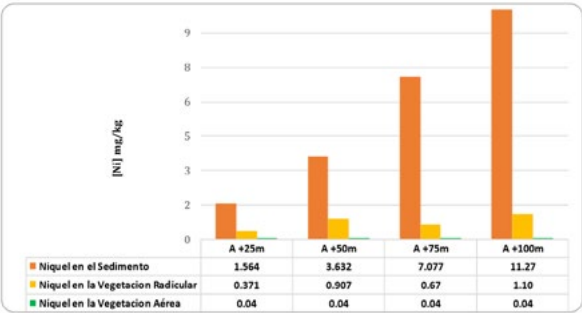
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 66. Comparación de la inmovilización del Mn en el sedimento y las especies fitorremediadoras



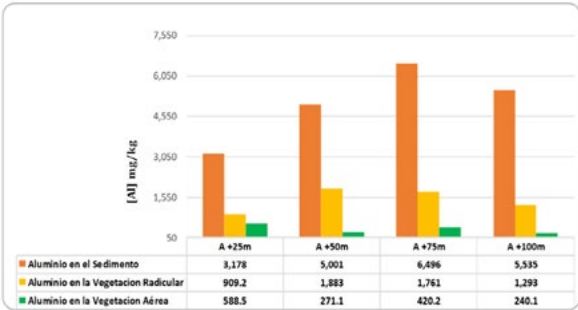
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 67. Comparación de la inmovilización del Ni en el sedimento y las especies fitorremediadoras



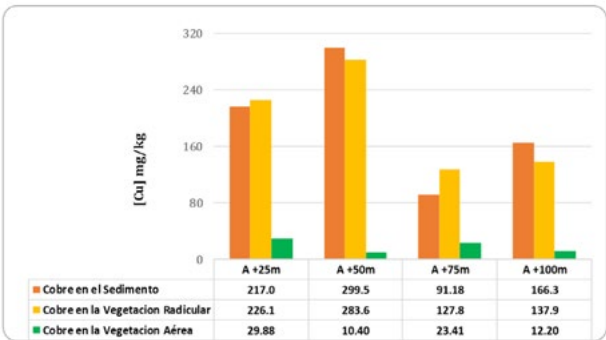
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 68. Comparación de la inmovilización del Al en el sedimento y las especies fitorremediadoras



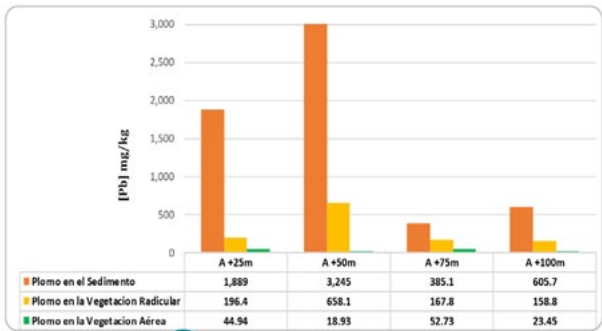
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 69. Comparación de la inmovilización del Cu en el sedimento y las especies fitorremediadoras



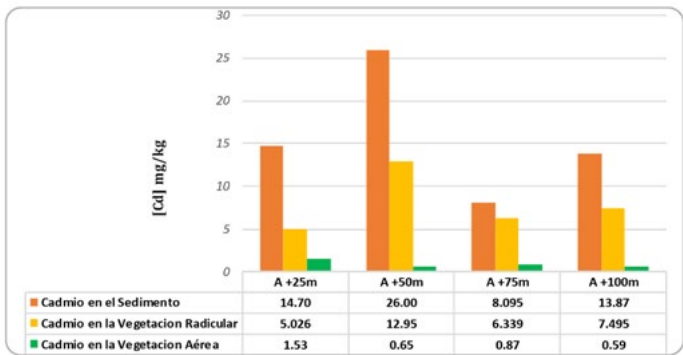
Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 70. Comparación de la inmovilización del Pb en el sedimento y las especies fitorremediadoras



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 71. Comparación de la inmovilización de Cd en el sedimento y las especies fitorremediadoras



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 63, Figura 64, Figura 65, Figura 67, Figura 68, Figura 70 y Figura 71, se observa la comparación de la inmovilización del hierro arsénico, zinc, níquel, aluminio, plomo y el cadmio en el sedimento y las especies fitorremediadoras (parte aérea y radicular), se evidencia una mayor inmovilización en el sedimento, seguido de la parte radicular y aérea de las especies fitorremediadoras; en el caso del manganeso (Figura 66), se observa una tendencia a la mayor inmovilización en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, seguido del sedimento y la parte radicular de las especies fitorremediadoras; y en el caso de cobre, se observa una tendencia a la mayor inmovilización en la parte radicular de las especies

fitorremediadoras, seguido del sedimento y la parte aérea de las especies fitorremediadoras.

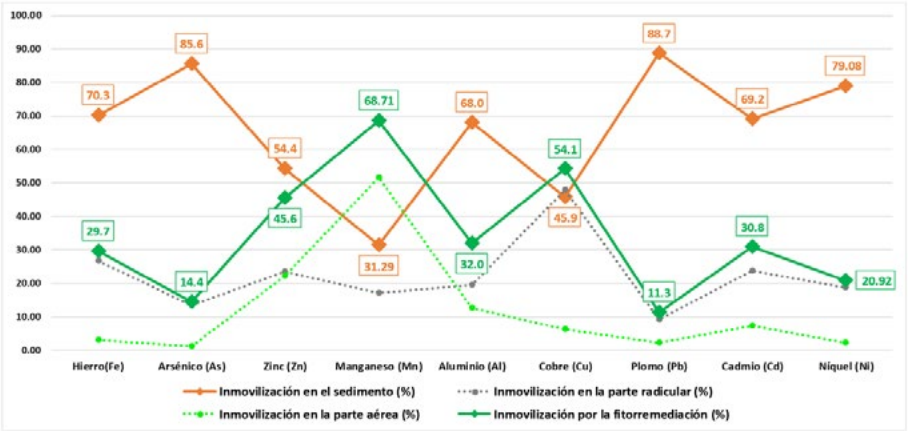
b. Evaluación de la Inmovilización de Metales Pesados en el Sedimento y las Especies Fitorremediadoras del Humedal Construido

Tabla 12. Cálculo de la inmovilización a +25 m del humedal construido.

Metales totales (mg/Kg)	Sedi- mento	Fitorremediación		Inmovili- ción en el sedimento (%)	Inmovili- zación en la parte radicular (%)	Inmovili- zación en la parte aérea (%)	Inmovili- zación por la fitorreme- diación (%)
		Parte radicu- lar	Parte aérea				
Hierro(Fe)	133,933	50,911	5,615	70.3	26.7	2.9	29.7
Arsénico (As)	36,936	5,743	494.1	85.6	13.3	1.1	14.4
Zinc (Zn)	1,165	503.4	474.1	54.4	23.5	22.1	45.6
Mangane- so (Mn)	270.9	148.3	446.7	31.29	17.1	51.6	68.71
Aluminio (Al)	3,178	909.2	588.5	68.0	19.4	12.6	32.0
Cobre (Cu)	217.0	226.1	29.88	45.9	47.8	6.3	54.1
Plomo (Pb)	1,889	196.4	44.94	88.7	9.2	2.1	11.3
Cadmio (Cd)	14.70	5.026	1.53	69.2	23.6	7.2	30.8
Níquel (Ni)	1,564	0.371	0.04	79.08	18.7	2.2	20.92

Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 72. Comparación de la inmovilización a + 25 m del humedal construido



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

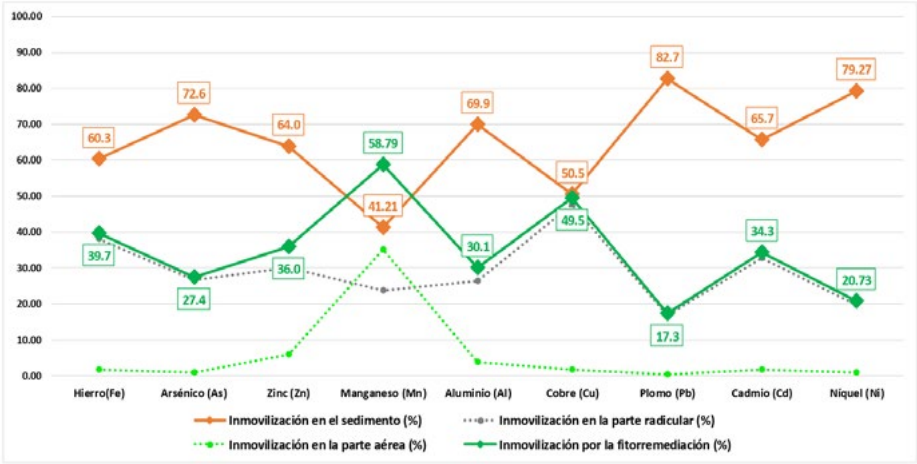
En la Figura 72 se observa gráficamente la evaluación de la inmovili- zación de los metales pesados a +25 m del humedal construido. Encontrán- dose, en el caso del Fe, As, Zn, Al, Pb, Cd, y Ni, una mayor inmovilización en el sedimento del humedal construido, seguido de la inmovilización en las especies fitorremediadoras; para el caso del manganeso y cobre la mayor inmovilización se da en las especies fitorremediadoras seguido de la inmovilización en el sedimento. Así mismo, se observa que la mayor in- movilización en las especies fitorremediadoras se da en el parte radicular seguido de la parte aérea de las especies fitorremediadoras, a excepción del caso del manganeso.

Tabla 13. Cálculo de la inmovilización a +50 m del humedal construido.

Metales totales (mg/Kg)	Sedimento	Fitorremediación		Inmovilización en el sedimento (%)	Inmovilización en la parte radicular (%)	Inmovilización en la parte aérea (%)	Inmovilización por la fitorremediación (%)
		Parte radicular	Parte aérea				
Hierro(Fe)	87,267	55,125	2,395	60.3	38.1	1.7	39.7
Arsénico (As)	17,698	6,475	206.6	72.6	26.6	0.8	27.4
Zinc (Zn)	2,680	1,262	248.2	64.0	30.1	5.9	36.0
Manganeso (Mn)	337.7	194.6	287.1	41.21	23.7	35.0	58.79
Aluminio (Al)	5,001	1,883	271.1	69.9	26.3	3.8	30.1
Cobre (Cu)	299.5	283.6	10.40	50.5	47.8	1.8	49.5
Plomo (Pb)	3,245	658.1	18.93	82.7	16.8	0.5	17.3
Cadmio (Cd)	26.00	12.95	0.65	65.7	32.7	1.6	34.3
Níquel (Ni)	3.632	0.907	0.04	79.27	19.8	0.9	20.73

Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 73. Comparación de la inmovilización a +50 m del humedal construido.



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 73 se observa gráficamente la evaluación de la inmovilización de los metales pesados a +50 m del humedal construido. En-

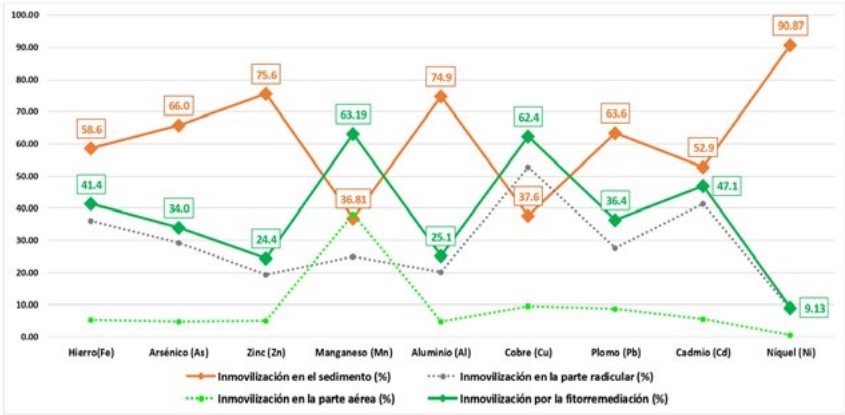
contrándose, en el caso del Fe, As, Zn, Al, Cu, Pb, Cd, y Ni, una mayor inmovilización en el sedimento del humedal construido, seguido de la inmovilización en las especies fitorremediadoras; para el caso del manganeso la mayor inmovilización se da en las especies fitorremediadoras seguido de la inmovilización en el sedimento. Así mismo, se observa que la mayor inmovilización en las especies fitorremediadoras se da en el parte radicular seguido de la parte aérea de las especies fitorremediadoras, a excepción del caso del manganeso.

Tabla 14. Cálculo de la inmovilización a + 75 m del humedal construido.

Metales totales (mg/Kg)	Sedimento	Fitorremediación		Inmovilización en el sedimento (%)	Inmovilización en la parte radicular (%)	Inmovilización en la parte aérea (%)	Inmovilización por la fitorremediación (%)
		Parte radicular	Parte aérea				
Hierro(Fe)	77,954	48,007	7,021	58.6	36.1	5.3	41.4
Arsénico (As)	6,623	2,947	472.7	66.0	29.3	4.7	34.0
Zinc (Zn)	3,783	964.2	257.5	75.6	19.3	5.1	24.4
Manganeso (Mn)	340.7	229.9	355.1	36.81	24.8	38.4	63.19
Aluminio (Al)	6,496	1,761	420.2	74.9	20.3	4.8	25.1
Cobre (Cu)	91.18	127.8	23.41	37.6	52.7	9.7	62.4
Plomo (Pb)	385.1	167.8	52.73	63.6	27.7	8.7	36.4
Cadmio (Cd)	8.095	6.339	0.87	52.9	41.4	5.7	47.1
Níquel (Ni)	7.077	0.67	0.04	90.87	8.6	0.6	9.13

Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 74. Comparación de la inmovilización a + 75 m del humedal construido.



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 74 se observa gráficamente la evaluación de la inmovili- zación de los metales pesados a +75 m del humedal construido. Encontrán- dose, en el caso del Fe, As, Zn, Al, Pb, Cd, y Ni, una mayor inmovilización en el sedimento del humedal construido, seguido de la inmovilización en las especies fitorremediadoras; para el caso del manganeso y el cobre la mayor inmovilización se da en las especies fitorremediadoras seguido de la inmovilización en el sedimento. Así mismo, se observa que la mayor in- movilización en las especies fitorremediadoras se da en el parte radicular seguido de la parte aérea de las especies fitorremediadoras, a excepción del caso del manganeso.

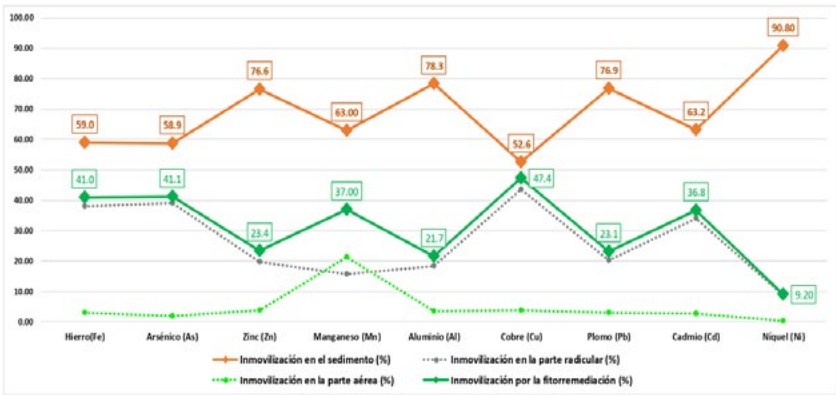
Tabla 15. Cálculo de la inmovilización a +100 m del humedal construido.

Metales totales (mg/Kg)	Sedi- mento	Fitorremedia- ción		Inmovi- lización en el sedi- mento (%)	Inmovili- zación en la parte radicular (%)	Inmovi- lización en la parte aé- rea (%)	Inmovi- lización por la fitorreme- diación (%)
		Parte radi- cular	Parte aérea				
Hierro(Fe)	54,163	34,983	2,642	59.0	38.1	2.9	41.0
Arsénico (As)	4,627	3,074	161.8	58.9	39.1	2.1	41.1
Zinc (Zn)	4,022	1,030	197.0	76.6	19.6	3.8	23.4
Mangane- so (Mn)	1,721	429.3	581.3	63.00	15.7	21.3	37.00

Metales totales (mg/Kg)	Sedimento	Fitorremediación		Inmovilización en el sedimento (%)	Inmovilización en la parte radicular (%)	Inmovilización en la parte aérea (%)	Inmovilización por la fitorremediación (%)
		Parte radicular	Parte aérea				
Aluminio (Al)	5.535	1,293	240.1	78.3	18.3	3.4	21.7
Cobre (Cu)	166.3	137.9	12.20	52.6	43.6	3.9	47.4
Plomo (Pb)	605.7	158.8	23.45	76.9	20.2	3.0	23.1
Cadmio (Cd)	13.87	7.495	0.59	63.2	34.1	2.7	36.8
Níquel (Ni)	11.27	1.10	0.04	90.80	8.9	0.3	9.20

Fuente: Shuan Huanuco (2023).

Figura 75. Comparación de la inmovilización a +100 m del humedal construido.



Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Figura 75 se observa gráficamente la evaluación de la inmovilización de los metales pesados a +100 m del humedal construido. Encontrándose, la mayor inmovilización para el Fe, As, Zn, Mn, Al, Cu, Pb, Cd, y Ni en el sedimento del humedal construido, seguido de la inmovilización en las especies fitorremediadoras. Así mismo, se observa que la mayor inmovilización en las especies fitorremediadoras se da en la parte radicular seguido de la parte aérea de las especies fitorremediadoras, a excepción del caso del manganeso.

Tabla 16. Análisis porcentual de la inmovilización de metales pesados en el humedal construido.

Metales totales	% de inmovilización en el sedimento, en cada punto de muestreo				Promedio
	A +25 m	A +50 m	A +75 m	A +100 m	
Hierro(Fe)	70.3	60.3	58.6	59.0	62.1
Arsénico (As)	85.6	72.6	66.0	58.9	70.7
Zinc (Zn)	54.4	64.0	75.6	76.6	67.6
Manganeso (Mn)	31.29	41.21	36.81	63.00	43.1
Aluminio (Al)	68.0	69.9	74.9	78.3	72.8
Cobre (Cu)	45.9	50.5	37.6	52.6	46.6
Plomo (Pb)	88.7	82.7	63.6	76.9	78.0
Cadmio (Cd)	69.2	65.7	52.9	63.2	62.7
Níquel (Ni)	79.08	79.3	90.87	90.80	85.0
% de inmovilización en el sedimento del humedal construido					65

Metales totales	% de inmovilización en la parte radicular de las especies fitorremediasoras, en cada punto de muestreo				Promedio
	A +25 m	A +50 m	A +75 m	A +100 m	
Hierro(Fe)	26.7	38.1	36.1	38.1	34.8
Arsénico (As)	13.3	26.6	29.3	39.1	27.1
Zinc (Zn)	23.5	30.1	19.3	19.6	23.1
Manganeso (Mn)	17.1	23.7	24.8	15.7	20.4
Aluminio (Al)	19.4	26.3	20.3	18.3	21.1
Cobre (Cu)	47.8	47.8	52.7	43.6	48.0
Plomo (Pb)	9.2	16.8	27.7	20.2	18.5
Cadmio (Cd)	23.6	32.7	41.4	34.1	33.0
Níquel (Ni)	18.7	19.8	8.6	8.9	14.0
% de inmovilización en la parte radicular de las especies fitorremediasoras del humedal construido					27

Metales totales	% de inmovilización en la parte aérea de las especies fitorremediasoras, en cada punto de muestreo				Promedio
	A +25 m	A +50 m	A +75 m	A +100 m	
Hierro(Fe)	2.9	1.7	5.3	2.9	3.2
Arsénico (As)	1.1	0.8	4.7	2.1	2.2
Zinc (Zn)	22.1	5.9	5.1	3.8	9.2
Manganeso (Mn)	51.6	35.0	38.4	21.3	36.6
Aluminio (Al)	12.6	3.8	4.8	3.4	6.2
Cobre (Cu)	6.3	1.8	9.7	3.9	5.4
Plomo (Pb)	2.1	0.5	8.7	3.0	3.6
Cadmio (Cd)	7.2	1.6	5.7	2.7	4.3
Níquel (Ni)	2.2	0.9	0.6	0.3	1.0
% de inmovilización en la parte aérea de las especies fitorremediasoras del humedal construido					8

Metales totales	% de inmovilización por la fitorremediación				Promedio
	A +25 m	A +50 m	A +75 m	A +100 m	
Hierro(Fe)	29.7	39.7	41.4	41.0	37.9
Arsénico (As)	14.4	27.4	34.0	41.1	29.3
Zinc (Zn)	45.6	36.0	24.4	23.4	32.4
Manganeso (Mn)	68.7	58.8	63.2	37.0	56.9
Aluminio (Al)	32.0	30.1	25.1	21.7	27.2
Cobre (Cu)	54.1	49.5	62.4	47.4	53.4
Plomo (Pb)	11.3	17.3	36.4	23.1	22.0
Cadmio (Cd)	30.8	34.3	47.1	36.8	37.3
Níquel (Ni)	20.9	20.7	9.1	9.2	15.0
% de inmovilización por la fitorremediación en el humedal construido					35

Fuente: Shuan Huanuco (2023).

En la Tabla 16, se muestra el análisis porcentual de la inmovilización de los metales pesados: hierro, arsénico, zinc, manganeso, aluminio, cobre, plomo, níquel y cadmio en el sedimento, parte aérea y radicular de las especies fitorremediadoras del humedal construido. La inmovilización del hierro es en un 62.1% en el sedimento, 34.8% en la parte radicular y un 3.2% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 37.9% por la fitorremediación; para el arsénico es en un 70.7% en el sedimento, 27.1% en la parte radicular y un 2.2% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 29.3% por la fitorremediación; para el zinc es en un 67.6% en el sedimento, 23.1% en la parte radicular y un 9.2% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 32.4% por la fitorremediación; para el manganeso es en un 43.1% en el sedimento, 20.4% en la parte radicular y un 36.6% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 56.9% por la fitorremediación; para el aluminio es en un 72.8% en el sedimento, 21.1% en la parte radicular y un 6.2% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 27.2% por la fitorremediación; para el cobre es en un 46.6% en el sedimento, 48% en la parte radicular y un 5.4% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 53.4% por la fitorremediación; para el plomo es en un 78% en el sedimento, 18.5% en la parte radicular y un 3.6% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 22% por la fitorremediación; para el cad-

mio es en un 62.7% en el sedimento, 33% en la parte radicular y un 4.3% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 37.3% por la fitorremediación; para el níquel es en un 85% en el sedimento, 14% en la parte radicular y 1% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 15% por la fitorremediación.

Así mismo se evidencia una mayor inmovilización de los metales pesados en el sedimento (65%); seguido en parte aérea (27%) y finalmente en parte radicular (8%); esto representa un 35% de inmovilización de metales pesados por la fitorremediación.

Estrategias Integrales para la Mitigación de la Contaminación por Metales Pesados en Drenajes Ácidos de Mina

En la actualidad diversos estudios a nivel local, regional y nacional evidencian la contaminación por metales pesados presentes en los drenajes ácidos de mina; por lo tanto, de los resultados, revisión de información secundaria y de la experiencia lograda en la presente investigación nos motiva a plantear la siguiente estrategia basado en la naturaleza como son el uso de los humedales construidos anaeróbicos. Es así, que cuando se diseñen humedales construidos anaeróbicos con la finalidad de mitigar la contaminación por metales pesados con características similares que posee el DAM del Pasivo Ambiental Minero de Mesapata, se debe considerar lo siguiente:

- **Elección del sistema de tratamiento.** El uso de humedales construidos anaeróbicos son eficientes para el tratamiento de los drenajes ácidos de mina, debido a que promueven una interacción completa del agua con el material de soporte y las raíces de las plantas, así mismo proporcionan condiciones anaeróbicas que conducen a la eliminación de metales pesados por adsorción y mecanismos de precipitación (García Serrano & Corzo Hernández, 2008). La elección principalmente dependerá de la caracterización del DAM, disponibilidad de materiales, análisis de costos y disponibilidad del área.

- **Dimensionamiento del humedal construido.** Para su dimensionamiento se debe considerar la carga metálica del contaminante y de acuerdo al Departamento del Interior de los Estados Unidos (USBM), la carga metálica está en función a la concentración del metal y el caudal de tratamiento: *Carga metálica (gr/día)* = $1.44 * C_m * Q$ (Delgado Espinoza, 2020); Una vez dimensionado se debe manejar la pendiente del humedal construido anaeróbico entre un 0.5 al 1%, con la finalidad de garantizar de que el DAM permanezca en el sistema de tratamiento y así obtener eficiencias altas en la depuración de los metales pesados.
- **Pretratamiento.** El uso de un sistema de pretratamiento como son las pozas de sedimentación biológicas y desarenadores, ayudan en mejorar el funcionamiento de los humedales construidos, ya que en ella quedan inmovilizados una parte de los metales pesados del DAM, además retienen al material inerte (suelo, arena) que podrían colmatar al humedal construido.
- **Selección de las especies fitorremediadoras.** El uso de especies de la familia *JUNCACEAE* y *CYPERACEAE* entre los que destacan el *Juncus ebracteatus* y *Carex enneastachya*, evidencian resultados óptimos en el tratamiento de los drenajes ácidos de mina; ya que se evidenciaron un alto potencial para biorremediar drenajes ácidos de mina y una alta producción de biomasa. No obstante, la especie a utilizar en los humedales construidos se debe elegir considerando a las especies propias de la zona donde se instalará el sistema humedal construido.
- **Incorporación de microorganismos.** La importancia de la aplicación de microorganismos como son las bacterias sulfato reductoras (BSR) presentes en lodos de desagüe y a un espesor de 5 cm radica en la producción de sulfuro de hidrogeno (H_2S) que secuestran y precipitan los metales pesados en formas de sulfuros metálicos, (Palomino Cadenas, 2007). La inmovilización de metales pesados por microorganismos (BSR) se sustenta en los procesos de absorción, adsorción, acumulación intracelular y precipitación (Covarrubias et al., 2015).

- **Incorporación de grava.** El uso de grava de Ø 3/8 a un espesor de 10 cm es esencial en los humedales construidos porque cumple al menos tres funciones importantes: constituye una superficie para la formación de biopelículas de microorganismos, favorece la adsorción de contaminantes, y mejora la estructura del humedal garantizando el flujo eficiente de gases y agua (Vergaray Andagua et al., 2022).
- **Incorporación de sustrato orgánico.** El uso de sustratos como el estiércol de ovino y estiércol de vacuno en una proporción de 1:1 y en un espesor de 25 cm, evidencian resultados óptimos en la inmovilización de metales pesados. Su importancia radica en producir alcalinidad a través de procesos químicos o con la intervención de microorganismos, y reducir el Fe^{3+} a Fe^{2+} , da lugar al intercambio de materia y fijación de microorganismos, y se convierte en una fuente de carbono y potencial redox, que provee energía para algunas de las más importantes reacciones biológicas en el humedal (Licapa Redolfo, 2015).
- **Monitoreo.** Con la finalidad de realizar adecuadamente el mantenimiento y garantizar el óptimo funcionamiento de los humedales construidos anaeróbicos, se debe considerar el monitoreo constante de la acumulación de sedimento en los pretratamientos, estudio de la eficiencia de las BSR, desarrollo de biomasa, cobertura vegetal y calidad fisicoquímica del efluente.



[5] Capítulo

*Composición y Dinámica de la Comunidad
Fitorremediadora en el Humedal Construido de
Mesapata*

Caracterización Taxonómica y Mecanismos de Establecimiento de Especies Vegetales

El análisis florístico exhaustivo realizado en el humedal construido de Mesapata permitió identificar una comunidad vegetal compuesta por seis especies fitorremediadoras, cuya procedencia y mecanismos de establecimiento reflejan procesos ecológicos complejos. De acuerdo con los resultados sistemáticos documentados en la Tabla 4, cuatro de estas especies corresponden a los taxones introducidos de manera intencional durante la fase de implementación del sistema de tratamiento, mientras que las dos especies restantes evidenciaron un proceso de colonización espontánea mediado por diversos mecanismos de dispersión natural. Este fenómeno de establecimiento secundario concuerda con lo documentado por Martínez Orea et al. (2009) y Antonio Bautista (2021), quienes sostienen que la dispersión de propágulos vegetales constituye una estrategia evolutiva fundamental para la perpetuación de las especies, manifestándose a través de mecanismos específicos como la anemocoria (dispersión eólica), hidrocoria (transporte hídrico) y zoocoria (dispersión por fauna). La presencia de estas especies adicionales podría atribuirse también a la introducción involuntaria de semillas presentes en los sustratos orgánicos utilizados durante la construcción del humedal, fenómeno documentado en sistemas análogos que experimentan procesos sucesionales secundarios.

Especies Dominantes y su Contribución a los Procesos de Remediación

Entre el conjunto de especies identificadas, **Juncus ebracteatus** y **Carex enneastachya** emergieron como los taxones dominantes en términos de cobertura vegetal y biomasa, pertenecientes a las familias Juncaceae y Cyperaceae respectivamente. Estas especies demostraron una notable capacidad para desarrollar extensos sistemas radiculares que facilitan los procesos de fitorremediación mediante múltiples mecanismos simultáneos, incluyendo la rizofiltración, fitoestabilización y fitovolatilización. La predominancia de estas familias botánicas en sistemas de tratamiento de drenajes ácidos concuerda con lo reportado por Palomino Cadenas (2007), quien identificó a las Juncaceae y Cyperaceae como las familias

más eficientes en la inmovilización de metales pesados en humedales construidos de la región altoandina. La robustez anatómica de estas especies, particularmente su capacidad para desarrollar aerénquima especializado y sistemas de transporte radial de metales, les confiere una ventaja adaptativa en ambientes con alta concentración de metales pesados y condiciones fluctuantes de pH y potencial redox.

Mecanismos Fitorremediadores y Eficiencia en la Inmovilización de Metales

Las especies dominantes identificadas ejercen su acción fitorremediadora a través de mecanismos fisiológicos y bioquímicos altamente especializados que operan de manera sinérgica. **Juncus ebracteatus** presenta una notable capacidad para acumular metales como zinc, cobre y cadmio en sus tejidos radiculares mediante procesos de compartimentalización vacuolar y complejación con fitoquelatinas, mientras que **Carex enneastachya** demuestra eficiencia en la inmovilización de hierro, manganeso y aluminio a través de mecanismos de precipitación rizosférica mediada por exudados orgánicos. La complementariedad en los patrones de acumulación metálica entre estas especies sugiere un efecto sinérgico que optimiza la eficiencia global del sistema de tratamiento. Estudios realizados en humedales análogos han documentado que la asociación entre especies de estas familias botánicas puede incrementar la remoción de metales pesados entre 15-20% en comparación con sistemas monoespecíficos, debido a la creación de microambientes rizosféricos con condiciones redox variables que favorecen la precipitación secuencial de diferentes metales.

Implicancias para el Diseño y Manejo de Sistemas de Remedición

La composición y dinámica observada en la comunidad fitorremediadora del humedal de Mesapata ofrece valiosas lecciones para el diseño optimizado de sistemas de tratamiento pasivo. La presencia de especies colonizadoras sugiere que los humedales construidos poseen una capacidad de autorregulación y sucesión ecológica que puede ser aprovechada para mejorar su resiliencia y eficiencia a largo plazo. La dominancia de Juncaceae

y Cyperaceae corrobora la importancia de seleccionar especies adaptadas no solo a las condiciones de contaminación específica, sino también a las características ecofisiológicas del entorno altoandino. Futuros diseños de humedales construidos podrían incorporar deliberadamente mezclas de especies con mecanismos fitorremediadores complementarios y diferentes estrategias de dispersión, creando así sistemas más diversos y resilientes capaces de autorregularse y mantener su eficiencia de tratamiento ante variaciones ambientales y operacionales.

De la Tabla 5, las muestras del afluente (DAM) del humedal construido presenta elevadas concentraciones de metales pesados, hierro (779.4 mg/l), arsénico (244.4 mg/l), zinc (100.5 mg/l), manganeso (94.82 mg/l), aluminio (76.49 mg/l), cobre (11.57 níquel (0.09 mg/l) y en el efluente se encontraron menores concentraciones; esto indica que el humedal construido funciona eficientemente en la inmovilización de los metales pesados recuperando la calidad del agua del drenaje ácido de mina; esto se relaciona con lo encontrado por Vergaray Andagua et al. (2022), que logró reducir el hierro de 800 mg/l a 1.6 mg/l utilizando un humedal estacionario construido.

De la Tabla 6 y Figura 34 se tiene que el humedal construido en Mesapata, logra recuperar la calidad del agua del drenaje ácido de mina con una eficiencia de 88% para el arsénico, 77% para el plomo, 69% para el hierro, 61% para el cobre, 59% para el níquel, 57% para el aluminio, 56% para el manganeso, 56% para el cadmio, y 54% para el zinc, la cual significa que los componentes del humedal construido (especies fitorremediadoras, sustrato y BSR), actúan sinérgicamente en la inmovilización de los metales pesados. Como lo encontrado por Luna Solano (2018), al instalar un humedal construido mejoró la calidad del agua en cuanto a su contenido de metales pesados, pH y conductividad; así también Gelvez et al. (2008), logro remociones superiores al 95% para el Fe, Ni, Co, Zn y Pb de drenajes ácidos de minas de carbón utilizando cultivos aislados de BSR. Martínez Madrid & Marrugo Negrete, (2021), encuentro que el uso de enmiendas (biochar y vermicompost) en suelos contaminados con metales pesados, inmovilizan principalmente al Pb, Cd, As y Hg.

Respecto a la medición de parámetros fisicoquímicos en el humedal construido en Mesapata, se encontró en promedio que el afluente presenta

un pH de 2.58 y en el efluente se encontró el incremento del pH a 3.54, la cual influye en la presencia de metales en el agua ya que, si el pH se incrementa a valores superiores de 3 unidades, algunos metales llegan a precipitar, la cual está relacionado con lo encontrado por Morales Mego (2019), los parametros de campo, como el pH tienen un impacto en la presencia de metales pesados en el agua y en el suelo.

De la Tabla 16, se obtiene que la mayor inmovilización de metales pesados es en el sedimento, la cual indica que el sustrato (50% estiércol de ovino y 50% estiércol de vacuno) utilizado en el humedal construido en Mesapata tiene propiedades de adsorción, intercambio iónico, complejación y/o precipitación de los metales pesados presentes en el drenaje ácido de mina. Esto está relacionado con lo que mencionan Maine et al. (2016), el sedimento es el principal acumulador de metales ya que la materia orgánica tiene la capacidad de acomplejar y adsorber cationes debido a la presencia de grupos negativamente cargados; Licapa Redolfo (2015), afirma que la mejor composición del sustrato para la remoción de hierro y cobre en humedales artificiales es el 80% de estiércol de vacuno predescompuesto con 20% de musgo y aserrín; Leyva Collas (2017), menciona que las características físicas y fisicoquímicas del sedimento en un humedal alto andino, determinan el carácter secuestrante de metales pesados, es así que un pH ácido y un alto contenido de materia orgánica (ácido húmico) en el sedimento son condiciones idóneas para la formación de quelatos; Mendez Vargas (2018), encontró que existe una alta concentración de metales biodisponibles (Al, Fe, Mn y Pb) en los sedimentos de un humedal, de las cuales un porcentaje sufre translocación a las plantas y los metales no disponibles son secuestrados en el sedimento del humedal por los ácidos orgánicos.

En relación a la inmovilización de los metales pesados en el sedimento, parte aérea y radicular de las especies fitorremediadoras (fitorremediación), La inmovilización del hierro es en un 62.1% en el sedimento, 34.8% en la parte radicular y un 3.2% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 37.9% por la fitorremediación; para el arsénico es en un 70.7% en el sedimento, 27.1% en la parte radicular y un 2.2% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 29.3% por la fitorremediación; para el zinc es en un 67.6% en el sedimento, 23.1% en la parte radicular y un 9.2% en la parte aérea de las especies fito-

rremediadoras, la cual representa un 32.4% por la fitorremediación; para el manganeso es en un 43.1% en el sedimento, 20.4% en la parte radicular y un 36.6% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 56.9% por la fitorremediación; para el aluminio es en un 72.8% en el sedimento, 21.1% en la parte radicular y un 6.2% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 27.2% por la fitorremediación; para el cobre es en un 46.6% en el sedimento, 48% en la parte radicular y un 5.4% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 53.4% por la fitorremediación; para el plomo es en un 78% en el sedimento, 18.5% en la parte radicular y un 3.6% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 22% por la fitorremediación; para el cadmio es en un 62.7% en el sedimento, 33% en la parte radicular y un 4.3% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 37.3% por la fitorremediación; para el níquel es en un 85% en el sedimento, 14% en la parte radicular y 1% en la parte aérea de las especies fitorremediadoras, la cual representa un 15% por la fitorremediación. La cual va relacionado con lo encontrado por Oropeza Alegre (2022), en la evaluación en un sistema piloto de fitorremediación anaeróbica, la acumulación del aluminio es un 76.8% en el sedimento y un 23.2% por las especies vegetales, para el hierro es un 84.6% en el sedimento y 15.4% por las especies vegetales, para el níquel es un 39.9% en el sedimento y un 60.1% por las especies vegetales, para el plomo es un 83.9% en el sedimento y 16.2% por las especies vegetales y para el zinc es un 40.6% en el sedimento y 59.4% por las especies vegetales.



[6] Capítulo

Eficiencia del Sistema de Humedal Construido en la Remediación de Metales Pesados

El estudio demuestra que el humedal construido en Mesapata representa una tecnología de remediación pasiva altamente efectiva para el tratamiento de drenajes ácidos de mina (DAM), alcanzando eficiencias de remoción significativas que oscilan entre 54% y 88% para los diferentes metales pesados analizados. Específicamente, el sistema logró remociones del 88% para arsénico, 77% para plomo, 69% para hierro, 61% para cobre, 59% para níquel, 57% para aluminio, 56% para manganeso, 56% para cadmio y 54% para zinc. Estos valores de eficiencia superan los reportados en estudios similares realizados en otras latitudes, como los documentados por Nyquist y Greger (2009) en humedales construidos en Suecia, donde se reportaron eficiencias entre 40-75% para metales similares. La efectividad del sistema se atribuye fundamentalmente a la interacción sinérgica entre las especies fitorremediadoras y la comunidad microbiana de la rizosfera, particularmente las bacterias sulfato-reductoras (BSR) que facilitan procesos de precipitación como sulfuros metálicos. El humedal demostró capacidad para reducir las concentraciones de níquel por debajo de los límites establecidos en los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua—Categoría 1 y Categoría 3, evidenciando su potencial para alcanzar estándares regulatorios estrictos.

Distribución Diferencial de Metales en Componentes del Sistema

El análisis de la distribución de metales pesados reveló patrones específicos de inmovilización según las características fisicoquímicas de cada elemento. La matriz sedimentaria emergió como el principal sumidero, acumulando el 65% del total de metales inmovilizados, seguido por la biomasa radicular (27%) y la biomasa aérea (8%). Esta distribución confirma el predominio de mecanismos de fitoestabilización sobre procesos de fitoextracción en el sistema evaluado. Para metales como hierro, arsénico, zinc, aluminio, plomo, cadmio y níquel, la secuencia de acumulación fue consistentemente sedimento > raíces > parte aérea. Sin embargo, se observaron patrones diferenciados para manganeso, que mostró proporciones similares de acumulación entre sedimento y parte aérea, y cobre, que presentó valores equivalentes entre sedimento y raíces. Estos patrones diferenciales responden a las propiedades redox específicas de cada metal y su reactividad con los componentes del sistema, coincidiendo con lo re-

portado por Williams (2002) en su estudio sobre especiación metálica en humedales de tratamiento.

Desempeño de Especies Fitorremediadoras y Aplicaciones Futuras

Las especies **Juncus ebracteatus** (Juncaceae) y **Carex enneastachya** (Cyperaceae) demostraron un potencial excepcional para la inmovilización de metales pesados en condiciones de drenajes ácidos de mina, mostrando adaptaciones fisiológicas y anatómicas que les permitieron desarrollarse exitosamente en ambientes con alta concentración de metales. Su capacidad de acumulación, combinada con su resistencia a condiciones de estrés, las posiciona como especies prioritarias para futuros proyectos de fitorremediación en ecosistemas altoandinos afectados por actividades mineras. El porcentaje global de inmovilización atribuible a procesos de fitorremediación (35%) resalta la importancia crítica del componente biótico en estos sistemas de tratamiento, complementando los procesos abióticos de retención sedimentaria. La efectividad documentada del sistema corrobora los hallazgos de Sheoran y Sheoran (2006), quienes destacaron el potencial de los humedales construidos como alternativa sostenible para el tratamiento de efluentes mineros en países en desarrollo.

Recomendaciones para Investigación y Aplicación

Optimización de Diseño y Selección de Especies

Con base en los resultados obtenidos, se recomienda la utilización de **Juncus ebracteatus** y **Carex enneastachya** como especies prioritarias en futuros proyectos de fitorremediación en ambientes mineros altoandinos, debido a su comprobada adaptación y eficiencia en la inmovilización de metales pesados. La implementación de humedales construidos de tipo anaeróbico resulta particularmente recomendable para el tratamiento de drenajes ácidos de mina, dada su eficiencia demostrada en la precipitación de metales como sulfuros. Para optimizar el desempeño hidráulico y la eficiencia de tratamiento, se sugiere establecer la pendiente de los hume-

dales construidos en 0.5%, parámetro que favorece el tiempo de retención hidráulica óptimo y minimiza problemas de cortocircuiting, tal como lo recomienda Kadlec y Wallace (2009) en su guía de diseño de humedales para tratamiento de aguas.

Investigación Futura y Consideraciones de Bioseguridad

Se propone investigar el potencial de bacterias sulfato-reductoras (BSR) provenientes de lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales como componentes bio-aumentados en humedales construidos, explorando sinergias que puedan incrementar la eficiencia de inmovilización de metales. Es imperativo establecer protocolos estrictos para el uso de equipos de protección personal durante la manipulación y pretratamiento de muestras de sedimento y biomasa vegetal, dada la alta toxicidad de los metales pesados y su potencial impacto en la salud humana. Finalmente, se recomienda desarrollar protocolos específicos para la disposición final adecuada de las especies fitorremediadoras utilizadas en los humedales construidos, considerando su contenido metálico y potencial de lixiviación, siguiendo lineamientos como los establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA, 2000) para manejo de biomasa contaminada.



Referencias

- Álvarez, R., & Amancio, F. (2014). *Bioacumulación de metales pesados en peces y análisis de agua del Río Santa y de la laguna Chinancocha–Llanganuco. Periodo 2012–2013*. Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo.
- Antonio Bautista, A. (2021). *Dispersión de las semillas*.
- Autoridad Nacional del Agua. (2016). *Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales* (Resolución Jefatural N° 010-2016-ANA). www.ana.gob.pe.
- Becerril, J. M., Barrutia, O., Plazaola García, J. I., Hernández, A., Olano, J. M., & Garbisu, C. (2007). Especies nativas de suelos contaminados por metales: Aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Lurralde: Investigación y espacio*, 16(2), 50–55.
- Beltran Pineda, M. E., & Gomez Rodriguez, A. M. (2016). Biorremediación de metales pesados cadmio (Cd), cromo (Cr) y mercurio (Hg) mecanismos bioquímicos e ingeniería genética: Una revisión. *Revista de Ingeniería*, (44), 172-197. <https://doi.org/10.16924/revinge.44.9>
- Berrosپی, L. (2019). *Remoción de metales pesados presentes en las aguas ácidas de la laguna Yanamate mediante la aplicación de la dolomita como agente remediante a escala experimental-2019* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional de Trujillo].
- Bosecker, K. (2001). Bacterial metal recovery and detoxification of industrial waste. *Biotechnology Symposium*, 18, 2019–2224.
- Calle Galindo, C. I. A. (2021). *Propuesta de mejoramiento de la calidad de aguas de drenaje ácido de minas (DAM), mediante un diseño de remediación combinada con tratamientos pasivos en la zona industrial de la Corporación Minera Toma La Mano S.A* [Tesis de maestría, Universidad Peruana Cayetano Heredia].
- Carpena, R. O., & Pilar Bernal, M. (2007). Claves de la fitorremediación: Fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Lurralde: Investigación y espacio*, 16, (2), 1–3.

- Chappuis, M. (2019). *Remediación y activación de pasivos ambientales mineros (PAM) en el Perú*. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL).
- Cortez Gonzales, D. N. (2019). *Técnicas de fitorremediación para solucionar la contaminación de suelos por actividad minera* [Tesis de licenciatura, Universidad Privada del Norte].
- Covarrubias, S. A., García Berumen, J. A., & Peña Cabriales, J. J. (2015). Microorganisms' role in the bioremediation of contaminated soils with heavy metals. *Acta Universitaria*, 25(3), 40–45. <https://doi.org/10.15174/au.2015.907>
- Defensoría del Pueblo. (2022). *Reporte de conflictos sociales N° 223, setiembre 2022*. <https://n9.cl/e4m8if>
- Delgadillo López, A. E., González Ramírez, C. A., Prieto García, F., Villagómez Ibarra, J. R., & Acevedo Sandoval, O. (2011). Fitorremediación: Una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14(2), 597–612.
- Delgado Espinoza, Y. M. (2020). *Diseño de un humedal como técnica de remediación para las aguas ácidas del pasivo ambiental el Dorado de Hualgayoc* [Tesis de licenciatura, Universidad Privada del Norte].
- Denegri Muñoz, J. E., & Iannacone, J. (2020). Tratamiento de drenaje ácido de minas mediante humedales artificiales. *Biotempo*, 17(2), 345–369. <https://doi.org/10.31381/biotempo.v17i2.3349>
- DIGESA. (2008). *Estándares de calidad ambiental de agua*. Ministerio de Salud del Perú.
- Gadd, G. M. (2004). Microbial influence on metal mobility and application for bioremediation. *Geoderma*, 122(2-4), 109–119. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.002>
- Gamonal Pajares, P. (2001). *Tratamiento de drenaje de ácidos de minas en humedales construidos*. IHE.

- García Serrano, J., & Corzo Hernández, A. (2008). *Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Gelvez, G., Laverde, D., & Escalante, H. (2008). Remoción de metales pesados de drenajes ácidos de minas de carbón usando bacterias sulfato reductoras. *Dyna*, 75(154), 71–78.
- Ghosh, M., & Singh, S. P. (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3(1), 1–18. https://doi.org/10.15666/aeer/0301_001018
- Herbario San Marcos (USM). (2023). *Constancia de identificación taxonómica de especies fitorremediadoras*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., & Baptista Lucio, M. del P. (2014). *Metodología de la investigación*. McGraw-Hill Education.
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2005). Acid mine drainage remediation options: A review. *Science of the Total Environment*, 338(1-2), 3-14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.002>
- Jong, T., & Parry, D. L. (2003). Removal of sulfate and heavy metals by sulfate reducing bacteria in short-term bench scale upflow anaerobic packed bed reactor runs. *Water Research*, 37(14), 3379–3389. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00165-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00165-9)
- Kefeni, K. K., Msagati, T. A. M., & Mamba, B. B. (2017). Acid mine drainage: Prevention, treatment options, and resource recovery: A review. *Journal of Cleaner Production*, 151, 475–493. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.082>
- León Menacho, V. A. (2017). *Capacidad fitorremediadora de especies altoandinas para suelos contaminados por metales pesados procedentes de la Compañía Minera Lincuna SAC, en condiciones de invernadero, 2015-2016* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo].

- Leyva Collas, M. V. (2017). *Capacidad secuestradora de metales pesados en el sedimento del humedal alto andino Collotacocha – Canrey – Recuay- Ancash, periodo abril – setiembre 2015* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo].
- Leyva Collas, M. V. (2022). *Relación de concentración ácidos húmicos y fúlvicos en la biodisponibilidad de metales pesados en el sedimento del humedal Collotacocha–Ancash* [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Trujillo].
- Licapa Redolfo, G. S. (2015). *Influencia del tiempo de retención y composición del sustrato en la remoción de hierro y cobre del drenaje ácido de mina en humedales artificiales* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional del Centro del Perú].
- Llagas Chafloque, W. A., & Guadalupe Gomez, E. (2006). Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica*, 9(17), 85–96.
- Luna Solano, E. Y. (2018). *Biorremediación utilizando Distichia muscoides y Calamagrostis glacialis del drenaje ácido de rocas proveniente del nevado de Pastoruri–2015* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo].
- Maine, M. A., Sánchez, G. C., Hadad, H. R., Caffaratti, S. E., Pedro, M. C., Di Luca, G. A., & Mufarrege, M. M. (2016). Humedales construidos para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas en Santa Fe, Argentina. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(5), 5–16.
- Martínez Madrid, D. E., & Marrugo Negrete, J. L. (2021). Efecto de la adición de enmiendas en la inmovilización de metales pesados en suelos mineros del sur de Bolívar, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 22(2), 173–188.
- Martínez Orea, Y., Castillo Argüero, S., & Guadarrama Chávez, P. (2009). La dispersión de frutos y semillas. *ContactoS*, (73), 45–52.

- Medina Marcos, K. D., & Montano Chávez, Y. N. (2014). *Determinación del factor de bioconcentración y traslocación de metales pesados en el Juncus arcticus Willd. y Cortaderia rudiusscula Stapf, de áreas contaminadas con el pasivo ambiental minero Alianza–Ancash 2013* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo].
- Mendez Vargas, B. R. (2018). *Biodisponibilidad de metales pesados en sedimentos del humedal alto andino Collotacocha – Canray – Recuay– Ancash y sus efectos en la actividad ganadera, período – 2017* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo].
- Ministerio del Ambiente. (2014). *Guía para el muestreo de suelos*. MINAM.
- Ministerio de Energía y Minas. (2004). *Ley N° 28271–Ley que regula los pasivos ambientales de la actividad minera*. El Peruano.
- Ministerio de Energía y Minas. (2021). *Perú: Un país minero lleno de oportunidades*. <https://n9.cl/fjzc7>
- Ministerio de Energía y Minas. (2022). Anexo: Inventario de PAM– Resolución Ministerial N° 335-2022-MINEM/DM. <https://www.gob.pe/minem>
- Montenegro, S., Pulido, S., & Calderón, L. (2019). *Prácticas de biorremediación en suelos y aguas*. Editorial ECAPMA.
- Morales Mego, A. P. (2019). *Absorción y acumulación de metales pesados en las especies Distichia muscoides y Juncus articus Willd en el humedal Uquián, Canrey Chico–Recuay – Ancash en el periodo agosto 2018 – marzo 2019* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo].
- Nieto Velazquez, S., Pacheco Hernandez, L., Galan Vidal, C. A., & Páez Hernández, M. E. (2010). Estudio de las interacciones de ácido húmico–metales pesados y determinación de la constante de estabilidad por electroforesis capilar. *Journal of the Mexican Chemical Society*, 54(4), 211–217.

- Núñez, E. (2020). *Tratamiento de drenaje ácido de mina, mediante humedal artificial en condiciones de laboratorio* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Agraria La Molina].
- Olías Álvarez, M., Nieto Liñán, J. M., Miguel Sarmiento, A., & Ruiz Cánovas, C. (2010). *La contaminación minera de los ríos Tinto y Odiel*. Facultad de Ciencias Experimentales, Universidad de Huelva. <https://doi.org/10.13140/2.1.2101.5369>
- Orihuela Quequezana, R. (2022, 21 de agosto 21). *Pasivos ambientales: Residuos de minería que nadie quiere asumir*. La República. <https://n9.cl/t2sjl5>
- Oropeza Alegre, C. J. (2022). *Evaluación de un sistema piloto de fitorremediación para la inmovilización anaeróbica de metales totales de las aguas del Río Shallap–Huaraz–2020* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo].
- Orozco, C., & Perez, A. (2008). *Contaminación ambiental. Una visión desde la química*. Thomson Paraninfo.
- OrrilloCarranza, S. Y., & QuirozAbanto, L. M. (2018). *Fitorremediación de aguas sulfatadas* [Tesis de licenciatura, Universidad Privada del Norte].
- Palomino Cadenas, E. J. (2007). *Sistemas de humedales para la biorremediación de drenajes ácidos de mina o roca en Ancash – Perú* [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Trujillo].
- Pastor, R., Arias, C., & Miglio, R. (2017). *Humedales construidos para la depuración de aguas residuales*. Editorial Reverté.
- Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56, 15–39. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
- Pozo Antonio, J. S., Puente, I., Lagueta, S., & Veiga, M. (2017). Tratamiento microbiano de aguas ácidas resultantes de la actividad minera: Una revisión. *Revista de Protección Ambiental*, 8(2), 75–91.

- Quevedo Quispe, A. W. (2021). Diseño y construcción de humedal artificial para la recuperación de aguas residuales en la población de Alcalá. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 42(3), 133–148.
- Riquelme Mundaca, C. Y. (2015). *Análisis estadístico de concentraciones y distribuciones de metales pesados para el municipio de Sentmenat, España* [Tesis de maestría, Universidad Politécnica de Cataluña].
- Roa Reyes, C. Y. (2020). *Estudio de bioacumulación de metales pesados en plantas de consumo humano para sensado molecular in situ* [Tesis de doctorado, Pontificia Universidad Javeriana].
- Shim, M. J., Choi, B. Y., Lee, G., Hwang, Y. H., Yang, J.-S., O’Loughlin, E. J., & Kwon, M. J. (2015). Water quality changes in acid mine drainage streams in Gangneung, Korea, 10 years after treatment with limestone. *Journal of Geochemical Exploration*, 159, 234–242. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.09.014>
- Shuan Huanuco, F. A. (2023). *Inmovilización de metales pesados en el humedal construido, para la recuperación del drenaje ácido de mina en Mesapata, Recuay – Ancash, 2022* [Tesis de ingeniería, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo].
- Staley, E. (2007). *Introducción a la química ambiental*. Pearson Educación.
- Valles Aragón, M. C. (2008). *Fitorremediación y estabilización química en la recuperación de suelo contaminado con metales pesados* [Tesis de doctorado, Universidad Autónoma de Nuevo León].
- Vergaray Andagua, L., Palma León, L., Palomino Cadenas, J., Loayza Muro, R. A., Moreno Mejía, M., & Leyva Collas, M. (2022). Humedal estacionario construido para el tratamiento de drenaje ácido de mina de la Planta Concentradora de Mesapata-Catac. *Aporte Santiaguino*, 15(1), 117–133.
- Villanueva Ríos, A. (2005). *Expediente Técnico: “Biorremediación de drenajes ácidos de mina mediante el sistema de humedales en la planta de Mesapata”*. Universidad Nacional de Ancash Santiago Antúnez de Mayolo.

Xertek Life S.A.C. (2023). *Informes de ensayo con valor oficial*. Xertek Life S.A.C.

Zimmer, A., Brito Rodríguez, M. K., Alegre Oropeza, C. J., Sánchez Leon, J. W., & Recharte Bullard, J. (2018). Implementación de dos sistemas de biorremediación como estrategia para la prevención y mitigación de los efectos del drenaje ácido de roca en la Cordillera Blanca, Perú. *Revista de Glaciares y Ecosistemas de Montaña*, (4), 57–76.



Religación
Press
Ideas desde el Sur Global



Religación
Press

ISBN: 978-9942-561-83-1



9 789942 561831