

Erica Yanina Luna Solano, Edwin Julio Palomino Cadenas,
Mario Vladimir Leyva Collas, Edell Doriza Aliaga Zegarra,
Edson Gilmar Yupanqui Torres

CRIÓSFERA EN RETIRADA

Biorremediación de los drenajes
ácidos en la cordillera peruana



Religación
Press



Criósfera en retirada

Biorremediación de los drenajes ácidos en la cordillera peruana

Erica Yanina Luna Solano
Edwin Julio Palomino Cadenas
Mario Vladimir Leyva Collas
Edell Doriza Aliaga Zegarra
Edson Gilmar Yupanqui Torres

Quito, Ecuador

2025



Retreating Cryosphere

Bioremediation of Acid Drainage in the Peruvian Andes

Criosfera em retração

Biorremediação de drenagens ácidas na cordilheira peruana

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.



CITAR COMO [APA 7]

Luna Solano, E. Y., Palomino Cadenas, E. J., Leyva Collas, M. V., Aliaga Zegarra, E. D., & Yupanqui Torres, E. G. (2025). *Criósfera en retirada. Biorremediación de los drenajes ácidos en la cordillera peruana*. Religación Press. <https://doi.org/10.46652/ReligacionPress.335>

Derechos de autor | Copyright: Religación Press, Erica Yanina Luna Solano, Edwin Julio Palomino Cadenas, Mario Vladimir Leyva Collas, Edell Doriza Aliaga Zegarra, Edson Gilmar Yupanqui Torres

Primera Edición | First Edition: 2025

Editorial | Publisher: Religación Press

Materia Dewey | Dewey Subject: 577 - Ecología

Clasificación Thema | Thema Subject Categories: RNP - Contaminación y amenazas al medioambiente | RBK - Hidrología e hidrosfera | TQ - Ciencia, ingeniería y tecnología medioambientales

BISAC: SCI026000

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

Colección | Collection: Estudios Ambientales

Soporte | Format: PDF / Digital

Publicación | Publication date: 2025-12-13

ISBN: 978-9942-594-02-0

Título: Criósfera en retirada. Biorremediación de los drenajes ácidos en la cordillera peruana

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 " Criósfera en retirada. Biorremediación de los drenajes ácidos en la cordillera peruana- 2015" presentada ante la Universidad Nacional "Santiago Antúnez De Mayolo" por Erica Yanina Luna Solano en 2018.

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. " Criósfera en retirada. Biorremediación de los drenajes ácidos en la cordillera peruana- 2015" presentada ante la Universidad Nacional "Santiago Antúnez De Mayolo" presented to the Universidad Nacional "Santiago Antúnez De Mayolo" by Erica Yanina Luna Solano in 2018.

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

Erica Yanina Luna Solano.

Ingeniera Ambiental de la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo.
Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo | Huaraz | Perú
<https://orcid.org/0009-0003-9516-359X>
eylunas@unasam.edu.pe
yaninalunas85@gmail.com

Edwin Julio Palomino Cadenas.

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.
Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo | Huaraz | Perú
<https://orcid.org/0000-0002-4589-6774>
epalominoc@unasam.edu.pe
sebasisadi@gmail.com

Mario Vladimir Leyva Collas.

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.
Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo | Huaraz | Perú
<https://orcid.org/0000-0002-4623-1782>
mleyvac@unasam.edu.pe
Mariolc0205@hotmail.com

Edell Doriza Aliaga Zegarra.

Ingeniera Química de la UNCP, Magister en Gestión Ambiental en la UNASAM y doctora en medio ambiente y desarrollo sostenible en la UNFV.
Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo | Huaraz | Perú
<https://orcid.org/0000-0002-8789-235X>
ealiagaz@unasam.edu.pe
Doriza57@hotmail.com

Edson Gilmar Yupanqui Torres.

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

Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo | Huaraz | Perú

<https://orcid.org/0000-0003-4978-6975>

eyupanquit@unasam.edu.pe

eyupanqui0959@gmail.com

Resumen

El acelerado retroceso glaciar en el Perú, que posee más del 70% de los glaciares tropicales, genera una grave problemática ambiental: los drenajes ácidos de roca (DAR). Este fenómeno se produce porque la desglaciación expone rocas ricas en minerales sulfurados como la piritita, que al oxidarse liberan aguas ácidas con altas concentraciones de metales pesados. Estas aguas contaminan los cuerpos de agua, dañan los ecosistemas y las hacen inadecuadas para el consumo humano o agrícola. Un caso emblemático es el nevado Pastoruri, que perdió más del 50% de su cobertura entre 1995 y 2016. Este proceso formó nuevas lagunas glaciares, pero también dejó al descubierto lutitas y areniscas con piritita, resultando en DAR con pH tan bajo como 3 y cargados de metales, que se descargan en la subcuenca de Pachacoto. Para enfrentar esta contaminación, la biorremediación surge como una solución prometedora. Esta técnica utiliza plantas y microorganismos para descontaminar el agua a través de procesos como la bioacumulación y la bioprecipitación. En este contexto, la presente investigación implementó y evaluó la eficacia de un humedal artificial, poblado con las especies nativas *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis*, con el objetivo de mejorar la calidad del agua impactada por los drenajes ácidos provenientes del Pastoruri.

Palabras clave: Biorremediación, desglaciación, drenaje ácido de roca, humedal artificial, Pastoruri.

Abstract

The accelerated glacial retreat in Peru, which possesses over 70% of the world's tropical glaciers, creates a serious environmental problem: Acid Rock Drainage (ARD). This phenomenon occurs because deglaciation exposes rocks rich in sulfide minerals like pyrite, which oxidize and release acidic waters with high concentrations of heavy metals. These waters contaminate water bodies, damage ecosystems, and render them unsuitable for human or agricultural use. An emblematic case is the Pastoruri snow-capped peak, which lost over 50% of its coverage between 1995 and 2016. This process formed new glacial lagoons but also exposed pyrite-rich shales and sandstones, resulting in ARD with a pH as low as 3 and laden with metals, which discharge into the Pachacoto sub-basin. To address this contamination, bioremediation emerges as a promising solution. This technique uses plants and microorganisms to decontaminate water through processes like bioaccumulation and bioprecipitation. In this context, this research implemented and evaluated the effectiveness of an artificial wetland, populated with the native species *Distichia muscoides* and *Calamagrostis glacialis*, aiming to improve the quality of water impacted by acid drainage from Pastoruri.

Keywords: Bioremediation, deglaciation, acid rock drainage, artificial wetland, Pastoruri.

Resumo

O acelerado recuo glacial no Peru, que possui mais de 70% das geleiras tropicais do mundo, gera um grave problema ambiental: a Drenagem Ácida de Rocha (DAR). Este fenômeno ocorre porque a deglaciação expõe rochas ricas em minerais sulfetados como a pirita, que ao oxidarem liberam águas ácidas com altas concentrações de metais pesados. Essas águas contaminam os corpos hídricos, danificam os ecossistemas e tornam-nas inadequadas para consumo humano ou agrícola. Um caso emblemático é o do nevado Pastoruri, que perdeu mais de 50% de sua cobertura entre 1995 e 2016. Este processo formou novas lagoas glaciais, mas também expôs xistos e arenitos ricos em pirita, resultando em DAR com pH tão baixo quanto 3 e carregados de metais, que são descarregados na sub-bacia do Pachacoto. Para enfrentar esta contaminação, a biorremediação surge como uma solução promissora. Esta técnica utiliza plantas e microorganismos para descontaminar a água através de processos como bioacumulação e bioprecipitação. Neste contexto, a presente pesquisa implementou e avaliou a eficácia de um wetland artificial, povoado com as espécies nativas *Distichia muscoides* e *Calamagrostis glacialis*, com o objetivo de melhorar a qualidade da água impactada pela drenagem ácida proveniente do Pastoruri.

Palavras-chave: Biorremediação, deglaciação, drenagem ácida de rocha, wetland artificial, Pastoruri.

Contenido

Revisión por pares	7
Peer Review	7
Sobre los autores/ About the authors	8
Resumen	10
Abstract	10
Resumo	11
Capítulo 1	18
Cuando el hielo se retira. La sombra química de la desglaciación y una respuesta desde la naturaleza	18
Capítulo 2	28
Biorremediación en ecosistemas altoandinos. Lecciones y fundamentos científicos	28
El potencial de los humedales como sistemas de depuración natural	29
Drenaje ácido de roca: un fenómeno geoquímico natural y antrópico	32
El pH: regulador maestro de los procesos acuáticos	42
Fitoextracción: absorción y acumulación de contaminantes	49
Distichia muscoides: la estrategia del crecimiento en Cojín	55
Potencial aplicativo en sistemas de remediación	56
Capítulo 3	59
Fundamentos metodológicos del estudio	59
Carácter descriptivo de la investigación	60
Población y muestreo del sistema de investigación	62
Actividades preliminares de evaluación	64
Procesamiento de los materiales calcáreos	66
Preparación del sustrato y configuración inicial	68
Programa de evaluación de la adaptación vegetal	75
Fundamentos metodológicos en el monitoreo de sistemas acuáticos contruidos	82
Capítulo 4	87
Establecimiento y desarrollo de especies vegetales en el humedal artificial	87
Dinámica temporal de acumulación de metales pesados	90
Diferencias en los perfiles de acumulación entre ambientes	94
Dinámica de la mineralización en el humedal artificial	99
Evaluación del desempeño del sistema a lo largo del tiempo	102
Metodologías analíticas y limitaciones instrumentales	105
Evaluación del desempeño del sistema a lo largo del tiempo	112
Clasificación y capacidad de bioacumulación según criterios establecidos	119
Capítulo 5	122
Conclusiones del estudio. Evaluación del desempeño del humedal artificial	122
Efectividad del sistema en el establecimiento vegetal y remoción de metales	123
Optimización del diseño y operación del sistema	124
Referencias	127

Tablas

Tabla 1. Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para Aguas de Categoría 1-A2: Recursos hídricos que requieren tratamiento convencional para su potabilización.	42
Tabla 2. Características comparativas de los sistemas de flujo en humedales construidos.	53
Tabla 3. Análisis comparativo de beneficios y limitaciones en la implementación de humedales construidos.	54
Tabla 4. Criterios de evaluación conforme al ECA para Agua Categoría 1-A2: aguas destinadas a potabilización con procesos convencionales.	65
Tabla 5. Línea base de metales pesados en el drenaje ácido de roca al comienzo de la investigación.	96
Tabla 6. Perfil de acumulación de metales pesados en <i>Distichia muscoides</i> y <i>Calamagrostis glacialis</i> .	118

Figuras

Figura 1. Parámetros medibles revelan un pH marcadamente ácido en el agua. A: Corrosión acelerada de una superficie metálica monetaria. B: Se observa la formación de sedimentos de coloración rojiza en el interior de los depósitos de agua potable. C: Las tuberías presentan un desgaste avanzado debido a la corrosión	23
Figura 2. Flujograma del proceso de tratamiento en el humedal artificial.	61
Figura 3. Modelo representativo del sistema de humedal de tratamiento.	61
Figura 4. Etapas de acondicionamiento de roca caliza. A: Separación por tamaño mediante tamizado. B: Purificación de áridos por lavado. C: Verificación de granulometría de la grava. D: Preparación para transporte a Pastoruri.	68
Figura 5. Infraestructura de conducción hídrica implementada mediante la iniciativa “Por las Rutas del Cambio Climático”.	70
Figura 6. Finalización de las actividades de limpieza y acondicionamiento del canal.	70
Figura 7. Instalación del material calcáreo en el sistema.	71
Figura 8. Incorporación de lodo activado enriquecido con nutrientes y consorcios bacterianos sulfato-reductores.	71
Figura 9. Incorporación de guano de ovino como portador de nutrientes y consorcios microbianos.	72
Figura 10. Colocación del estrato final de arena gruesa.	72
Figura 11. Proceso de colecta de especies vegetales. A: <i>Distichia muscoides</i> . B: <i>Calamagrostis glacialis</i> .	73
Figura 12. Proceso de limpieza de ejemplares de <i>Calamagrostis glacialis</i> .	73
Figura 13. Proceso de implantación y adaptación de <i>Distichia muscoides</i> en el humedal artificial.	74
Figura 14. Proceso de trasplante de ejemplares de <i>Calamagrostis glacialis</i> al humedal artificial.	74
Figura 15. Evaluación del desarrollo de <i>Distichia muscoides</i> en un humedal artificial.	79
Figura 16. Evaluación del crecimiento de <i>Calamagrostis glacialis</i> en un sistema de humedal artificial.	80
Figura 17. Precipitación naranja-rojizo	80
Figura 18. Monitoreo integral del humedal de tratamiento	81
Figura 19. Determinación de pH y conductividad eléctrica	82

Figura 20. Dimensiones de crecimiento de <i>Distichia muscoides</i> y <i>Calamagrostis glacialis</i> .	90
Figura 21. Niveles de metales pesados detectados en <i>Distichia muscoides</i> y <i>Calamagrostis glacialis</i> durante el monitoreo inicial.	93
Figura 22. Contenido metálico en tejidos vegetales: resultados del segundo monitoreo en <i>Distichia muscoides</i> y <i>Calamagrostis glacialis</i> .	93
Figura 23. Niveles de metales pesados en <i>Distichia muscoides</i> y <i>Calamagrostis glacialis</i> durante el tercer periodo de monitoreo.	94
Figura 24. Cambios en los valores de pH a través del tiempo de evaluación.	98
Figura 25. Evolución temporal de la conductividad eléctrica en el recurso hídrico.	101
Figura 26. Parámetros de oxigenación en el flujo de entrada y descarga del humedal de tratamiento.	102
Figura 27. Evaluación comparativa del aluminio entre el influente y efluente del humedal artificial.	104
Figura 28. Evaluación comparativa del cobre entre el influente y efluente del humedal artificial.	106
Figura 29. Evaluación comparativa del hierro entre el influente y efluente del humedal artificial.	108
Figura 30. Evaluación comparativa del manganeso entre el influente y efluente del humedal artificial.	110
Figura 31. Evaluación comparativa del níquel entre el influente y efluente del humedal artificial.	111
Figura 32. Evaluación comparativa del zinc entre el influente y efluente del humedal artificial.	113
Figura 33. Niveles de metales pesados en el sustrato sedimentario del humedal construido.	115
Figura 34. Potencial de bioconcentración de metales en <i>Distichia muscoides</i> y <i>Calamagrostis glacialis</i> .	117

Capítulo 1

Cuando el hielo se retira. La sombra química de la desglaciación y una respuesta desde la naturaleza

La desaparición de las masas glaciares a nivel global constituye uno de los fenómenos más dramáticos del Antropoceno, cuyas consecuencias secundarias comienzan a revelarse con creciente preocupación científica. Entre estas, la generación de drenajes ácidos de roca (DAR) emerge como un problema ambiental de primer orden para los países que albergan estas reservas criosféricas, transformando un proceso físico de retroceso glaciar en una compleja crisis geoquímica. La exposición súbita de sustratos rocosos que habían permanecido encapsulados bajo el hielo durante milenios activa mecanismos de meteorización que habían permanecido en estado latente, desencadenando reacciones cuyas implicaciones se extienden mucho más allá del paisaje inmediato. El Perú, como depositario del 70% de los glaciares tropicales del mundo, enfrenta una vulnerabilidad particularmente aguda ante este fenómeno, situándose en la primera línea de una batalla hidrogeológica sin precedentes (Diario Perú 21, 2007). La observación de Marco Zapata, entonces director del Instituto Nacional de Recursos Naturales, sobre el aumento diario de la desglaciación y el acelerado retroceso de glaciares y nevados, no solo describe una tragedia paisajística sino que anuncia la inminente liberación de compuestos potencialmente tóxicos al sistema hídrico andino (Diario Perú 21, 2007). La pirita, como mineral sulfurado predominante en muchas formaciones geológicas recién expuestas, actúa como el detonante de esta transformación química, oxidándose en contacto con el aire y el agua para generar soluciones ácidas ricas en metales pesados que contaminan irreversiblemente los cuerpos de agua receptores. Este proceso, conocido como drenaje ácido de roca, representa así una doble amenaza: mientras erosiona el patrimonio glaciar, simultáneamente degrada la calidad de los recursos hídricos, comprometiendo su viabilidad para el consumo humano, la agricultura y el mantenimiento de los ecosistemas acuáticos, lo que hace imperativo el desarrollo e implementación de técnicas de biorremediación específicamente adaptadas a estos entornos altoandinos.

Pastoruri: un espejo roto reflejando el futuro de los Andes

El caso del nevado Pastoruri en la Cordillera Blanca peruana encapsula con dramática precisión esta problemática en desarrollo, funcionando como un laboratorio natural donde observar las consecuencias de la des-

glaciación acelerada. Los registros meticulosos de la Autoridad Nacional del Agua revelan que entre 1995 y 2016 este emblemático nevado perdió más del 50% de su cobertura glaciar, una transformación que ha reconfigurado por completo la hidrografía local dando origen a siete nuevas lagunas glaciares. La expansión de estas masas de agua, cuya superficie colectiva pasó de aproximadamente 2 hectáreas en 2005 a superar las 7 hectáreas en 2016, ilustra la velocidad del cambio geomorfológico en curso (La República, 2016). Sin embargo, detrás de esta aparente proliferación de recursos hídricos se esconde una realidad química alarmante. Como documenta el exhaustivo estudio de Santofimia et al. (2017), la desglaciación del Pastoruri ha dejado expuestas extensas formaciones de lutitas y areniscas particularmente enriquecidas en pirita, cuya interacción con las condiciones atmosféricas genera flujos continuos de drenaje ácido con concentraciones metálicas significativas. El resultado es que varias de las lagunas de origen reciente presentan valores de pH cercanos a 3, creando condiciones de acidez incompatibles con la mayoría de formas de vida acuática, junto con elevadas concentraciones de metales pesados que perpetúan la toxicidad del sistema. Así, lo que inicialmente podría percibirse como una ganancia hídrica se revela como un espejismo peligroso, donde la desglaciación no solo priva a la región de un destino turístico icónico sino que activa un proceso de contaminación difusa que se descarga en la subcuenca de Pachacoto, alterando su química fundamental y comprometiendo sus servicios ecosistémicos a largo plazo. Esta transformación representa un cambio de paradigma en la gestión de recursos hídricos en zonas de montaña, donde la simple disponibilidad de agua deja de ser la única variable crítica para ceder paso a la imperiosa consideración de su calidad química.

Biorremediación: tejiendo soluciones con los hilos de la naturaleza

Frente a este desafío ambiental de magnitud creciente, la biorremediación se consolida como un campo de conocimiento esencial para la recuperación de ecosistemas afectados tanto por actividades antrópicas como por procesos naturales de contaminación. Esta disciplina se fundamenta en el aprovechamiento deliberado de las capacidades metabólicas de plantas, microorganismos y hongos para transformar, inmovilizar o degradar contaminantes en ambientes afectados, constituyendo una alternativa ecológica y sostenible frente a los métodos de remediación físico-químicos con-

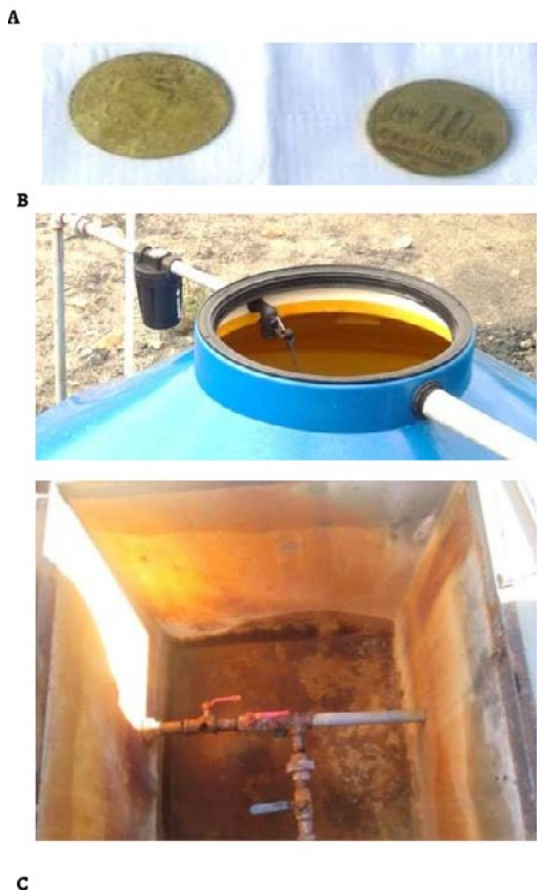
vencionales. En los últimos años, el desarrollo tecnológico en este campo ha experimentado avances significativos, permitiendo abordar una gama cada vez más amplia de contaminantes, desde hidrocarburos complejos hasta, de manera crucial para el contexto andino, metales pesados y acidez en sistemas acuáticos. Entre las tecnologías más prometedoras destacan los sistemas de humedales, tanto naturales como artificiales, donde se recrean ecosistemas complejos en los que comunidades vegetales y microbianas actúan sinérgicamente para mejorar la calidad de aguas contaminadas (Schrauf y Smith, 2005). La eficacia de estos sistemas reside en la conjunción de múltiples procesos de remediación que ocurren simultáneamente, incluyendo filtración física, adsorción en sustratos y, fundamentalmente, mecanismos biológicos de secuestro y estabilización de metales como la bioacumulación en tejidos vegetales, la biotransformación hacia especies químicas menos tóxicas y la bioprecipitación mediada microbianamente (Cord-Ruwisch, 1985; Palomino, 2007). Estos humedales funcionan así como riñones del paisaje, filtrando y depurando continuamente los flujos hídricos con un bajo consumo energético y una integración paisajística armoniosa, ofreciendo una respuesta tecnológica que dialoga con los procesos naturales en lugar de imponerse sobre ellos.

Tejiendo soluciones verdes en altura: un humedal para Pastoruri

En este contexto científico-técnico, la presente investigación implementó un enfoque de biorremediación mediante el diseño, instalación y evaluación de un humedal artificial de flujo subsuperficial específicamente poblado con dos especies nativas de la alta montaña andina: *Distichia muscoides*, una planta cojín característica de los bofedales altoandinos, y *Calamagrostis glacialis*, un pasto resistente especializado en colonizar suelos fríos de alta elevación. La selección de estas especies respondió a criterios ecológicos y fisiológicos precisos: su adaptación ancestral a las condiciones extremas de altitud, sus sistemas radiculares extensos y robustos, y su potencial tolerancia a metales pesados las convertían en candidatas ideales para un sistema de remediación en el ambiente hostil del Pastoruri. El objetivo central fue evaluar la eficacia de este sistema modular para mejorar los parámetros de calidad del agua impactada por drenaje ácido de roca proveniente del nevado, con especial énfasis en la elevación del pH y la reducción significativa de concentraciones de metales pesados como hierro,

aluminio, arsénico y cadmio, entre otros. La hipótesis de trabajo postulaba que la interacción sinérgica entre el sustrato, las raíces de las plantas y la comunidad microbiana asociada crearía un entorno propicio para procesos de atenuación natural, actuando colectivamente como una barrera biogeoquímica contra la acidez y los metales. La implementación de esta solución tecnológica no solo representa una respuesta práctica a un problema de contaminación específico, sino que encarna un acto de restauración ecológica que busca emular y potenciar la resiliencia de los ecosistemas naturales altoandinos. Los resultados de esta intervención, cuyos detalles se analizan en secciones posteriores, ofrecen perspectivas cruciales para el manejo adaptativo de cuencas hidrográficas andinas en la era post-glacial, proponiendo un modelo escalable y de bajo costo que podría replicarse en otros contextos afectados por generación de DAR, tanto en Perú como en otras regiones montañosas del mundo que enfrentan desafíos similares. La convergencia entre el conocimiento ecológico tradicional sobre plantas nativas y la ingeniería ambiental moderna se erige así como la vía más prometedora para contrarrestar el legado tóxico de la criósfera en retirada, tejiendo soluciones verdes donde antes solo había hielo y roca desnuda.

Figura 1. Parámetros medibles revelan un pH marcadamente ácido en el agua. A: Corrosión acelerada de una superficie metálica monetaria. B: Se observa la formación de sedimentos de coloración rojiza en el interior de los depósitos de agua potable. C: Las tuberías presentan un desgaste avanzado debido a la corrosión



Fuente: Luna Solano (2018).

Biotechnología para la recuperación hídrica andina: fundamentos de una estrategia basada en ecosistemas nativos

Ante la creciente problemática de contaminación hídrica generada por los drenajes ácidos de roca (DAR) en ecosistemas de alta montaña, resulta imperativo desarrollar alternativas de remediación que sean técnica y ecológicamente sostenibles. El retroceso glaciar en el nevado Pastoruri

ha generado una paradoja ambiental donde el derretimiento de los hielos, en lugar de incrementar la disponibilidad de agua dulce, ha dado lugar a fuentes contaminadas que amenazan la seguridad hídrica de las comunidades locales y la integridad de los ecosistemas altoandinos. Frente a este escenario crítico, la presente investigación se fundamenta en el potencial de la biorremediación fitorremediadora, una estrategia que aprovecha la capacidad natural de ciertas especies vegetales para absorber, estabilizar o transformar contaminantes presentes en el agua. La observación de que en la zona de influencia del Pastoruri crecen de manera natural especies vegetales adaptadas a condiciones extremas, y potencialmente dotadas de capacidad fitorremediadora, condujo al planteamiento central de este estudio: utilizar las especies nativas *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* como agentes activos en un sistema de remediación diseñado para tratar el agua impactada con DAR. El propósito último es mejorar significativamente la calidad del recurso hídrico, permitiendo su uso seguro en actividades agrícolas y domésticas dentro de este importante circuito turístico, contribuyendo así a la seguridad hídrica local y ofreciendo un modelo replicable para otras cuencas afectadas. En este contexto conceptual y práctico, la investigación se articula en torno a la siguiente interrogante central: ¿Será posible biorremediar el drenaje ácido de roca proveniente del nevado Pastoruri empleando *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* en un humedal artificial diseñado ex profeso?

Interrogantes y objetivos: desglose de una estrategia integral

Para abordar la pregunta central de investigación de manera sistemática y metódica, se desglosó el problema en una serie de interrogantes específicas que guiarán el proceso de indagación experimental y análisis. En primer lugar, se plantea la cuestión técnica fundamental: ¿Se podrá implementar un humedal artificial utilizando *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* como especies clave? Esta pregunta explora la viabilidad práctica de establecer y mantener un ecosistema engineered que sea operativo en las condiciones ambientales extremas de la alta cordillera. En segundo término, y yendo al corazón del problema de calidad del agua, se formula la interrogante: ¿Será posible reducir la acidez del drenaje ácido de roca hasta el nivel establecido en el Estándar de Calidad Ambiental para

Agua? La efectividad en la neutralización del pH es un indicador crucial del éxito de cualquier tecnología de remediación aplicada a los DAR. La tercera pregunta se enfoca en los contaminantes específicos: ¿Cuál es la cantidad de metales pesados que remueve el humedal artificial del drenaje ácido de roca proveniente del nevado Pastoruri? La cuantificación de la remoción de metales como hierro, aluminio, arsénico, manganeso y otros, es esencial para evaluar la eficiencia del sistema. Finalmente, para comprender el mecanismo subyacente a la remediación, se indaga: ¿Cuál es el factor de bioacumulación de *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis*? La respuesta a esto permitirá determinar si estas especies actúan como acumuladoras de metales, almacenándolos en sus tejidos, y por lo tanto, confirmar su papel directo en el proceso de descontaminación.

Estas interrogantes se traducen directamente en un conjunto de objetivos claros y medibles. El objetivo general de la investigación es biorremediar el agua proveniente del nevado Pastoruri impactada con drenaje ácido de roca utilizando un humedal artificial poblado con *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis*. Este propósito general se despliega en una serie de objetivos específicos que constituyen los hitos necesarios para alcanzar la meta principal. Primero, se busca implementar físicamente el humedal artificial, lo que involucra el diseño, la selección de materiales, el trasplante de las especies y el establecimiento del sistema hidráulico. Segundo, se pretende reducir el grado de acidez del agua impactada, llevando el pH desde sus valores iniciales, que pueden ser inferiores a 4, hasta niveles cercanos a la neutralidad, conforme a lo estipulado en los estándares ambientales. Tercero, se procura reducir la concentración de metales pesados en el agua tratada, cuantificando la eficiencia de remoción para cada metal de interés. Cuarto, se determinará el factor de bioacumulación de ambas especies, analizando la concentración de metales en sus raíces y partes aéreas en comparación con la concentración en el agua, para así validar científicamente su capacidad fitoextractora.

Hipótesis de trabajo: postulados sobre la eficacia del sistema

Con base en la revisión bibliográfica y observaciones preliminares del sitio, se postula como hipótesis general que sí es posible biorremediar el drenaje ácido de roca proveniente del nevado Pastoruri empleando *Disti-*

chia muscoides y *Calamagrostis glacialis* en un sistema de humedal artificial. Se confía en que la resiliencia natural de estas especies altoandinas, combinada con un diseño de ingeniería ambiental adecuado, permitirá crear un sistema viable y eficaz. Derivadas de esta hipótesis central, se formulan hipótesis específicas que predicen resultados cuantitativos y cualitativos precisos. Se hipotetiza que sí se puede implementar exitosamente el humedal artificial, demostrando la supervivencia y adaptación de las plantas al medio ácido y al flujo continuo de agua contaminada. Asimismo, se postula que el sistema será capaz de reducir el grado de acidez del DAR hasta alcanzar el rango establecido en el Estándar de Calidad Ambiental para Agua, gracias a los procesos de dilución, neutralización y amortiguación que ocurren en el sustrato y la rizosfera. Respecto a los metales pesados, se anticipa que la cantidad total removida del flujo de agua será mayor al 15%, un umbral que se considera significativo para demostrar la efectividad del sistema. Finalmente, y de manera crucial para validar el mecanismo biológico, se hipotetiza que el factor de bioacumulación tanto de *Distichia muscoides* como de *Calamagrostis glacialis* será mayor a 1, lo que las clasificaría formalmente como especies acumuladoras de metales pesados y confirmaría su idoneidad para programas de fitorremediación en ecosistemas de montaña afectados por DAR. La comprobación o refutación de estas hipótesis proporcionará evidencia sólida para la toma de decisiones en la gestión de recursos hídricos en paisajes post-glaciales.

Capítulo 2

Biorremediación en ecosistemas altoandinos. Lecciones y fundamentos científicos

El potencial de los humedales como sistemas de depuración natural

La biorremediación se ha consolidado como una estrategia ecológica y sostenible para la recuperación de aguas contaminadas por metales pesados, especialmente en ecosistemas frágiles donde las soluciones convencionales resultan inviables. La eficacia de esta técnica reside en la notable capacidad de adaptación que exhiben las comunidades vegetales y microbianas en condiciones ambientales adversas, incluyendo aquellas con elevada presencia de metales pesados y acidez (Schrauf y Smith, 2005). Esta resiliencia ecológica es la base que permite que los ecosistemas de humedal, ya sean naturales o artificiales, puedan transformar un escenario de contaminación en un sistema ambientalmente estable. Los mecanismos que hacen esto posible son múltiples e incluyen el secuestro y estabilización de metales en el sustrato, la creación de un hábitat propicio para la proliferación de comunidades microbianas especializadas en la degradación de contaminantes, y la recuperación gradual de las funciones ecosistémicas del cuerpo de agua afectado (Palomino, 2007). La versatilidad de estos sistemas ha propiciado su adopción a escala global como depuradores de aguas residuales y contaminadas. En países europeos como Dinamarca, Alemania, Reino Unido, Francia y España, entre otros, los humedales artificiales se han implementado con éxito, utilizando principalmente dos configuraciones: el sistema de flujo superficial libre (Free Water Surface System, FWS) y el sistema de flujo subsuperficial (Subsurface Flow System, SFS), cada uno con aplicaciones específicas según el tipo de contaminante y las condiciones locales (González, 2009). La sinergia entre los componentes bióticos y abióticos de estos sistemas—plantas, bacterias y sustrato—genera un entorno donde se producen procesos de remediación complejos y altamente eficientes, como la bioacumulación en tejidos vegetales, la quimiosorción en partículas del sustrato, la biomineralización, la biotransformación metabólica y la bioprecipitación, que en conjunto logran neutralizar la acidez e inmovilizar los metales pesados, impidiendo su dispersión en el ambiente (Cord-Ruwisch, 1985).

Selección de especies y experiencias en la cordillera andina

La selección de las especies vegetales idóneas es un paso crítico para el éxito de cualquier proyecto de biorremediación. La metodología propuesta por López et al. (2002) sugiere que la recolección y el estudio de plantas y macrófitas en ambientes naturalmente impactados por metales pesados, como suelos ribereños y riberas de ríos contaminados, permite identificar especies con potencial como bioindicadoras o fitorremediadoras. La mera presencia o ausencia de una especie en estos entornos estresantes ya es un indicador valioso de su tolerancia. No obstante, es el análisis químico de sus tejidos el que determina con precisión su capacidad fitorremediadora, ya sea mediante la estabilización de metales en la rizósfera (fitoestabilización) o mediante su acumulación en las partes aéreas o radicales (fitoextracción). La caracterización de estas propiedades es un prerequisite fundamental para el diseño de humedales artificiales o wetlands destinados específicamente al tratamiento de aguas acidificadas y cargadas de metales, ya sea que esta contaminación provenga de procesos geogénicos naturales, como la lixiviación y meteorización de formaciones rocosas ricas en sulfuros, o de fuentes antrópicas como relaves mineros históricos o activos. En el contexto específico de la región Ancash, investigadores de la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo han aportado evidencia empírica sobre la viabilidad de esta tecnología. Aliaga (2003), documentó que la implementación de humedales para el tratamiento de drenajes ácidos de roca y mina en esta región logró una mejoría dramática en la calidad del agua, elevando el pH de un valor inicial extremadamente ácido de 3.5 hasta un valor casi neutro de 6.8, lo que demuestra la potente capacidad neutralizadora de estos sistemas ecológicos. Este éxito se enmarca en un escenario de creciente preocupación, descrito por Santofimia et al. (2017), donde el retroceso glaciar del nevado Pastoruri actúa como el detonante de la contaminación, al exponer progresivamente lutitas y areniscas piríticas a la intemperie, desencadenando su disolución oxidativa y la consiguiente generación de drenajes ácidos de roca.

Especies nativas con potencial fitorremediador: el caso de Pastoruri

Frente a este desafío ambiental, la identificación de especies nativas adaptadas y con capacidades de hiperacumulación se convierte en una prioridad de investigación. El trabajo seminal de Ñañez (2016), titulado “Estudio y selección de especies vegetales con potencial biorremediador en drenajes ácidos de roca y relaves minerales de la cuenca del río Santa (Ancash, Perú)”, proporciona un aporte crucial en este sentido. Su investigación describe y caracteriza la vegetación que coloniza naturalmente la zona de Pastoruri, identificando específicamente a *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* como especies con características de hiperacumulación para la mayoría de metales presentes, en relación con sus concentraciones en el suelo. El término “hiperacumuladora” no es trivial; se refiere a plantas que tienen la capacidad excepcional de absorber y concentrar metales en sus tejidos a niveles muy superiores a los encontrados en el sustrato, sin sufrir fitotoxicidad severa. El hallazgo de Ñañez (2016), es fundamental porque establece una base científica sólida para proponer el uso de estas especies en programas de fitorremediación activa para tratar los drenajes ácidos de roca de la zona. Su adaptación inherente a las condiciones climáticas extremas de la alta montaña, sumada a su tolerancia fisiológica a los metales y su capacidad de acumulación, las convierte en candidatas ideales para ser integradas en humedales artificiales diseñados ex profeso. La utilización de especies nativas no solo aumenta la probabilidad de éxito del sistema de remediación al emplear organismos ya aclimatados, sino que también minimiza los riesgos ecológicos asociados con la introducción de especies exóticas invasoras, asegurando una restauración más armónica con el ecosistema altoandino. Por lo tanto, el conocimiento generado por estos antecedentes converge en una oportunidad concreta: desarrollar una tecnología de remediación efectiva y de bajo costo, basada en el poder de la flora local para sanar un ambiente impactado por procesos naturales exacerbados por el cambio climático global.

Marco conceptual: drenaje ácido de roca y metales asociados

Drenaje ácido de roca: un fenómeno geoquímico natural y antrópico

El término “drenaje ácido de roca” (DAR) describe un proceso geoquímico de fundamental importancia ambiental, que si bien frecuentemente se asocia con actividades mineras bajo la denominación de drenaje ácido de mina (DAM), trasciende este ámbito para manifestarse como un fenómeno natural en diversos contextos geológicos. Esta distinción es crucial, pues el DAR evidencia que la generación de acidez puede originarse independientemente de la intervención humana, a través de la meteorización natural de formaciones rocosas que contienen sulfuros. Históricamente, este proceso ha servido como un indicador geológico valioso, donde la presencia de aguas de drenaje con una distintiva coloración rojizo-anaranjada ha delatado durante siglos la existencia de yacimientos minerales sulfurosos en el subsuelo, guiando así las exploraciones mineras antes del desarrollo de técnicas geofísicas modernas. Independientemente de su origen natural o antrópico, el mecanismo central del drenaje ácido implica la generación de acidez mediante la oxidación de minerales sulfurosos cuando estos entran en contacto con agentes atmosféricos como el oxígeno molecular y el agua. Esta reacción da como resultado la producción de iones hidrógeno (responsables de la acidez), aniones sulfato y la movilización y disolución de una gama de metales, entre los cuales el hierro, el manganeso y el aluminio suelen ser los más abundantes. La característica coloración rojiza que a menudo presenta este drenaje es atribuible a la alta concentración de hierro oxidado, que precipita como hidróxidos férricos, tiñendo tanto el agua como los sedimentos de los cursos receptores (Kuyucak, 2010).

Es imperativo comprender que la reactividad de los sulfuros no es homogénea en la naturaleza, y por lo tanto, no todos los minerales sulfurosos o las rocas que los contienen generan acidez en la misma proporción o poseen el mismo potencial acidificante. La tendencia de una formación rocosa específica para producir acidez es, en esencia, una función del delicado balance geoquímico entre los minerales sulfurosos, que actúan como potenciales generadores de ácido, y los minerales alcalinos, particularmente los carbonatos como la calcita o la dolomita, que funcionan como consumidores potenciales de ácido o agentes neutralizadores (Kuyucak, 2010). Este

equilibrio, conocido como potencial de neutralización ácida, determina la capacidad buffer del material geológico y, en última instancia, el pH final del efluente. La generación del DAR es un proceso complejo y cinéticamente dependiente del tiempo, que involucra mecanismos de oxidación tanto químicos como microbiológicos. En este último caso, bacterias quimiolitotróficas acidófilas, como *Acidithiobacillus ferrooxidans* (anteriormente *Thiobacillus ferrooxidans*) y *Acidithiobacillus thiooxidans*, actúan como potentes biocatalizadores, incrementando la velocidad de oxidación de los sulfuros en varios órdenes de magnitud. Según la descripción secuencial detallada por Kuyucak (2010), la reacción inicia con la oxidación de la pirita (FeS_2), el sulfuro de hierro más común y reactivo, liberando hierro ferroso (Fe^{2+}) y sulfato, y generando acidez en el proceso. En condiciones ácidas, este hierro ferroso puede permanecer en solución, pero en presencia de oxígeno y con la mediación fundamental de bacterias oxidantes de hierro, se oxida further a hierro férrico (Fe^{3+}), un poderoso agente oxidante que a su vez puede atacar más pirita en un ciclo catalítico. Finalmente, el hierro férrico hidroliza y precipita como hidróxido férrico [$\text{Fe}(\text{OH})_3$], un sólido amorfo de color rojizo-anaranjado que constituye el precipitado comúnmente observado.

La alta acidez resultante, predominantemente causada por la generación de ácido sulfúrico a partir de la oxidación de la pirita, crea un ambiente químicamente agresivo que favorece la movilización y disolución de una amplia gama de metales pesados y metaloides desde la matriz rocosa. El problema ambiental se agrava considerablemente porque agentes contaminantes prioritarios debido a su toxicidad, como el arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb), mercurio (Hg), cobre (Cu) y zinc (Zn), pueden ser lixiviados y estar presentes en concentraciones elevadas, representando un riesgo ecotoxicológico significativo para la integridad de los ecosistemas acuáticos y terrestres adyacentes (Kuyucak, 2010). Las características hidroquímicas diagnósticas que definen a un DAR incluyen sistemáticamente valores de pH excepcionalmente bajos, que pueden oscilar desde ligeramente por debajo de la neutralidad (7.0) hasta valores extremos de 1.5 o incluso menores, una alcalinidad negligible o decreciente frente a una acidez neta creciente, concentraciones elevadas de sulfato como anión dominante, altos niveles de metales tanto en formas disueltas (biodisponibles) como totales, y una concentración significativamente alta de sólidos

disueltos totales (TDS), que refleja la intensa lixiviación y disolución de los constituyentes de la roca. En el contexto peruano, rico en mineralización sulfurosa, la preocupación central asociada al DAR, y particularmente al DAM, recae en los niveles elevados de acidez, sulfato, hierro, cobre y la lixiviación concomitante de otros metales asociados. El impacto ambiental primordial del DAR es el efecto adverso de estos contaminantes, especialmente los metales disueltos, sobre la estructura y función de la biota acuática en los cuerpos de agua receptores, y sobre la calidad del agua para consumo humano y uso agrícola, comprometiendo gravemente su potabilidad, seguridad y aptitud (Ministerio de Energía y Minas, 1997).

Metales en sistemas acuáticos: caracterización, comportamiento y riesgo

Desde una perspectiva química y ambiental, los metales son elementos caracterizados fundamentalmente por su alta conductividad eléctrica y térmica, maleabilidad, ductilidad y brillo metálico, propiedades que les son conferidas por su enlace metálico característico, donde los electrones de valencia se deslocalizan formando una “nube” electrónica. Si bien un número importante de metales son micronutrientes esenciales para los seres vivos, participando en funciones enzimáticas, estructurales y regulatorias, su carácter beneficioso o tóxico está dictado fundamentalmente por la dosis o concentración a la que se presente la exposición, siguiendo el principio de que “la dosis hace el veneno”. La distinción analítica operativa entre “metales disueltos” y “metales totales” es crítica para una evaluación realista de su biodisponibilidad, movilidad y riesgo ecotoxicológico. Técnicamente, los metales disueltos son aquellos componentes metálicos que, en una muestra de agua sin acidificar, logran pasar a través de un filtro de membrana con un tamaño de poro estandarizado de $0,45\ \mu\text{m}$ (APHA, 1992). Esta fracción representa las especies iónicas o complejas metálicas en solución verdadera, que constituyen la forma más móvil en el ambiente acuático y potencialmente biodisponible para los organismos. Por otro lado, los metales totales representan la concentración total determinada en una muestra de agua sin filtrar luego de una digestión ácida intensa que disuelve tanto las partículas suspendidas como el material coloidal; equivalentemente, es la suma aritmética de las concentraciones de las frac-

ciones disuelta y particulada o suspendida (APHA, 1992). Esta medida proporciona una visión integral de la carga metálica total en el cuerpo de agua.

El término “metales pesados”, aunque de uso extendido en la literatura ambiental y popular, es química y conceptualmente impreciso. Se suele aplicar de manera laxa a elementos con una densidad elemental superior a 5 g/cm^3 o con un número atómico mayor a 20, pero en la práctica ambiental actual engloba predominantemente a metales de transición como el Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn, e incluso a metaloides como el As y el Sb (antimonio), que no son estrictamente metales pero comparten comportamientos ambientales y preocupaciones toxicológicas similares (APHA, 1992). La atención sobre ellos se centra en su persistencia, potencial de bioacumulación y efectos tóxicos agudos y crónicos.

Aluminio: abundancia geoquímica y especiación en sistemas acuáticos

El aluminio es el tercer elemento más abundante en la corteza terrestre, después del oxígeno y el silicio. Debido a su alta reactividad, no se encuentra en estado nativo, sino formando parte de una gran variedad de minerales, predominantemente silicatos, en casi todos los tipos de rocas, con una presencia especialmente notable en las rocas ígneas. La disolución de estos minerales primarios, controlada por el pH y otras condiciones químicas, puede conducir a la precipitación del aluminio en formas secundarias más estables, como las arcillas (caolinita, illita) o los hidróxidos de aluminio, que colectivamente forman los yacimientos de bauxita, la principal materia prima para la producción industrial de aluminio metálico (Jiménez, 2001; Rodier et al., 2011). En sistemas acuáticos, los compuestos de aluminio pueden transportarse en diversas formas: como sales solubles (p. ej., sulfato de aluminio) a pH muy ácido, como coloides hidroxilados o como compuestos insolubles. Su presencia puede provocar una ligera opalescencia en el agua y conferirle un sabor metálico desagradable. Aunque se ha postulado durante décadas una asociación entre la exposición al aluminio y enfermedades neurológicas como el Alzheimer, la evidencia epidemiológica y toxicológica no es concluyente y sigue siendo objeto de debate científico. La Organización Mundial de la Salud (OMS), basándose principalmente en criterios estéticos (sabor y color) y no en toxicidad aguda,

estableció en 1995 un valor guía de 0,2 mg/L (Jiménez, 2001). En el Perú, el Ministerio del Ambiente (MINAM, 2015) ha establecido un Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para Agua de Categoría 1 – A2, significativamente más permisivo, de 5.0 mg/L para el aluminio, aplicable a aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional.

Cadmio: alta toxicidad y movilidad en ambientes ácidos

El cadmio es un metal tóxico que en la naturaleza presenta una estrecha asociación geoquímica con el zinc, reemplazándolo en la red cristalina de minerales como la esfalerita (ZnS). En aguas superficiales con pH neutro o alcalino, su concentración suele ser muy baja (del orden de microgramos por litro) debido a la muy baja solubilidad de sus formas de carbonato (CdCO_3) e hidróxido [$\text{Cd}(\text{OH})_2$]. Sin embargo, en ambientes ácidos como los generados por el DAR, estos compuestos se solubilizan, incrementando dramáticamente la movilidad, biodisponibilidad y toxicidad potencial del cadmio (Rodier et al., 2011). Se encuentra en la naturaleza combinado con oxígeno (óxido de cadmio), cloro (cloruro de cadmio) o azufre (sulfato de cadmio, sulfuro de cadmio o greenockita), y está presente de forma ubícuca en todos los suelos, rocas, e incluso en fertilizantes fosfatados como impureza. Sus usos industriales son variados e incluyen la fabricación de baterías recargables de Ni-Cd, pigmentos para plásticos y cerámicas, y recubrimientos galvanizados (Ospina y Zapata, 2012). La exposición humana al cadmio ocurre principalmente por dos vías: la vía oral, a través del consumo de agua y alimentos contaminados (los vegetales de hoja, granos de cereales, vísceras animales y mariscos bivalvos son notorios bioacumuladores), y la vía inhalatoria en ambientes laborales industriales (fundiciones, soldadura) o por la inhalación del humo del tabaco, ya que las plantas de tabaco acumulan cadmio del suelo y este se absorbe con alta eficiencia en los pulmones (Nava y Méndez, 2011). La ingestión de altas dosis produce una irritación gastrointestinal severa con vómitos y diarrea, mientras que la exposición prolongada a niveles más bajos conduce a su acumulación progresiva en el cortex renal, pudiendo causar disfunción tubular y enfermedad renal crónica, daño pulmonar (enfisema), fragilidad ósea (osteomalacia y osteoporosis, como en la enfermedad de Itai-Itai en Japón), y afectar también al hígado y la piel (Ospina y Zapata, 2012). Debido a su alta

toxicidad y bioacumulación, el ECA peruano para aguas de categoría 1 – A2 es muy estricto, establecido en 0,005 mg/L (5 µg/L) (MINAM, 2015).

Cobre: elemento esencial con umbral toxicológico crítico

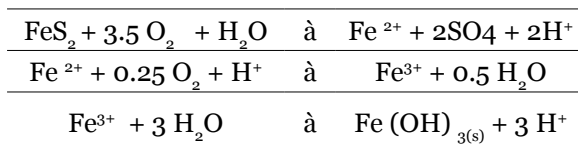
El cobre es un metal de color rojizo característico, esencial para numerosas enzimas como la citocromo c oxidasa y la superóxido dismutasa. Su concentración en agua potable sin contaminar suele ser baja. Persiste cierta incertidumbre en la literatura científica sobre los efectos de la exposición crónica al cobre por vía oral en humanos, particularmente en poblaciones sensibles, por lo que la OMS estableció en 1995 un valor guía provisional de 2 mg/L (Jiménez, 2001). La ingesta dietética normal a través de alimentos como mariscos, nueces y vísceras es de 1 a 3 mg diarios. Concentraciones en agua superiores a 3 mg/L pueden causar irritación gástrica aguda con náuseas y dolor abdominal, y su ingestión prolongada en dosis altas se ha vinculado, en casos extremos, con daño hepático y cirrosis, especialmente en individuos con predisposiciones genéticas como la enfermedad de Wilson. El ECA peruano para esta categoría de agua se alinea con la recomendación de la OMS, estableciéndose en 2 mg/L (MINAM, 2015).

Hierro: nutriente esencial y causante de problemáticas en la calidad del agua

El hierro es uno de los metales más abundantes en la corteza terrestre y un nutriente esencial para casi todas las formas de vida, siendo crucial para la síntesis de hemoglobina y la respiración celular. Su concentración en aguas naturales varía típicamente entre 0.5 y 50 mg/L, incrementándose notablemente en condiciones ácidas y reductoras donde se encuentra predominantemente como catión ferroso (Fe^{2+}) soluble, por ejemplo, en forma de sulfato ferroso. Aunque no presenta problemas de toxicidad aguda grave para los humanos, su presencia excesiva en el agua de abastecimiento genera serios inconvenientes estéticos y operativos. Concentraciones superiores a 0.3 mg/L le imparten un color amarillento o rojizo al agua, y por encima de 1 mg/L confiere un sabor metálico, amargo y astringente

desagradable. Además, mancha textiles y lavandería, y genera incrustaciones y precipitados de óxidos e hidróxidos férricos (comúnmente conocidos como herrumbre o “ochre”) de color pardo-rojizo en tuberías, tanques de almacenamiento y aparatos sanitarios (Jiménez, 2001). Bajo condiciones oxidantes y alcalinas ($\text{pH} > 5\text{-}6$), el ión ferroso soluble se oxida rápidamente a ión férrico (Fe^{3+}), el cual es prácticamente insoluble en agua y precipita como hidróxido férrico, removiéndose así del agua (Fuentes, 2013). Esta propiedad es aprovechada en numerosos procesos de tratamiento de agua para la remoción de hierro. La gestión y tratamiento del DAR, por lo tanto, debe abordar de manera integral no solo la acidez extrema, sino también este espectro de metales movilizados, cada uno con su propia química de especiación, comportamiento ambiental, biodisponibilidad y perfil de riesgo toxicológico específico para la salud de los ecosistemas acuáticos y terrestres, y para las poblaciones humanas que dependen de estos recursos hídricos vitales.

El proceso de formación del Drenaje Ácido de Roca (DAR) se fundamenta en una serie de reacciones químicas y bioquímicas clave, entre las que destacan:



El hierro, si bien es un elemento esencial en diversos procesos metabólicos, no representa consecuencias adversas significativas para la salud humana cuando se encuentra en concentraciones bajas en el agua de consumo. No obstante, la exposición a niveles elevados constituye un riesgo toxicológico considerable, pudiendo desencadenar una intoxicación aguda cuando las concentraciones ingeridas alcanzan umbrales de 300 a 600 miligramos por kilogramo de peso corporal. Cuadros clínicos de esta naturaleza se manifiestan a través de sintomatología severa que incluye estado de depresión del sistema nervioso central, taquipnea (respiración acelerada), episodios convulsivos, insuficiencia respiratoria, complicaciones cardíacas y, en los casos más extremos, estado de coma (Galvin, 1996). En respuesta a estos riesgos potenciales y con el fin de preservar la calidad del recurso hídrico, la normativa peruana ha establecido, a través del Ministerio del Ambiente (MINAM, 2015), un Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para

Agua de Categoría 1 – A2, el cual fija una concentración máxima permisible de 1.0 mg/L de hierro para aguas destinadas a potabilización mediante tratamiento convencional.

El Manganeso: elemento esencial y neurotoxina potencial

El manganeso constituye un elemento de transición ampliamente distribuido en la geósfera, donde se lo encuentra formando parte de una diversidad de minerales y compuestos en suelos y sedimentos (Rodier et al., 2011). Paradójicamente, este metal se cuenta entre los tres oligoelementos metálicos considerados esenciales para la supervivencia humana, junto con el hierro y el cobalto, desempeñando funciones cruciales como cofactor enzimático en procesos como el metabolismo de nutrientes, la formación ósea y la defensa antioxidante. Sin embargo, su carácter esencial está supeditado a un estrecho rango de concentración, ya que la exposición a niveles elevados desencadena efectos tóxicos significativos. La neurotoxicidad representa la principal preocupación asociada al manganeso, cuyos efectos se manifiestan predominantemente en el sistema respiratorio, por inhalación de partículas, y de manera más crítica, en el sistema nervioso central. La sintomatología por envenenamiento manganésico, conocida como manganismo, incluye un cuadro clínico con alucinaciones, pérdida de memoria y daños neurológicos progresivos que se asemejan clínicamente a la enfermedad de Parkinson, incluyendo temblores, rigidez muscular y dificultades en la marcha. Además de los trastornos neurológicos, la exposición crónica se ha vinculado con afecciones pulmonares como embolia y bronquitis, perturbaciones hepáticas, hipotensión arterial, efectos teratogénicos como fallos en el desarrollo fetal de animales experimentales y daños cerebrales irreversibles (Lenntech BV, 1998). Dada esta dualidad entre esencialidad y toxicidad, la regulación de su presencia en el agua de consumo es de suma importancia. En el Perú, el Ministerio del Ambiente (MINAM, 2015) ha establecido un Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para Agua de Categoría 1 – A2 de 0,4 mg/L, un umbral diseñado para proteger la salud pública en aguas destinadas a potabilización mediante tratamiento convencional, buscando garantizar que se cubran las necesidades fisiológicas sin incurrir en riesgos toxicológicos.

Níquel y zinc: movilidad ambiental y riesgos para la salud

El níquel es un elemento metálico relativamente abundante, que constituye aproximadamente el 0.008% de la corteza terrestre y hasta el 0.01% de las rocas ígneas, y se especula con su presencia en grandes proporciones en el núcleo terrestre. Entre sus minerales más significativos se encuentran sulfuros como la pentlandita y la pirrotita, así como el silicato hidratado garnierita. Presente en cantidades traza en organismos biológicos, agua de mar, petróleo y carbón, el níquel exhibe una química de coordinación notable, formando una variedad de compuestos complejos, típicamente de color verde o azul debido a la hidratación o unión de otros ligandos, siendo el catión $[\text{Ni}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$ la especie predominante en soluciones acuosas (Lenntech BV, 1998). El comportamiento ambiental del níquel está fuertemente influenciado por el pH; mientras que en condiciones neutras o alcalinas tiende a adsorberse en sedimentos y partículas del suelo, inmovilizándose, en ambientes ácidos como los generados por el Drenaje Ácido de Roca (DAR), se vuelve notablemente más móvil, pudiendo alcanzar y contaminar las aguas subterráneas. Su impacto ecológico es considerable: concentraciones elevadas en suelos arenosos pueden causar fitotoxicidad, y en cuerpos de agua superficiales, inhibir el crecimiento de algas. Si bien los microorganismos pueden desarrollar resistencia, su crecimiento también se ve afectado. Para los animales, el níquel es un elemento esencial en mínimas cantidades, pero su ingesta por encima de los niveles tolerables se asocia con un mayor riesgo de desarrollar varios tipos de cáncer en distintos órganos (Lenntech BV, 1998). A diferencia de otros metales, el ECA peruano para aguas de categoría 1 – A2 no establece un valor específico para el níquel en aguas para potabilización (MINAM, 2015), lo que puede reflejar una evaluación de riesgo particular o la necesidad de más estudios epidemiológicos para definir un umbral seguro. Por su parte, el zinc, a pesar de ser uno de los elementos menos comunes en la corteza terrestre (0.0005-0.02%), es un nutriente esencial fundamental para el desarrollo de plantas, animales y la salud humana, donde su deficiencia en la dieta provoca retraso en el crecimiento, inmadurez sexual y anemia (Lenntech BV, 1998). No obstante, las actividades antrópicas, en particular la minería y la industria siderúrgica, descargan efluentes con altas concentraciones de zinc que contaminan los cursos de agua, volviéndolos no aptos para consumo humano y agrícola. Este zinc es absorbido por los peces y

se biomagnifica a lo largo de la cadena trófica, incrementando el riesgo de exposición para los consumidores finales, incluidos los humanos. El ECA peruano para esta categoría de agua se establece en 5 mg/L (MINAM, 2015), un límite que busca equilibrar la esencialidad del elemento con la prevención de sus efectos perjudiciales por exceso.

La calidad del agua: un marco normativo para la salud pública y ecosistémica

La evaluación de la calidad del agua es un proceso fundamental que se basa en la comparación sistemática de las características físicas, químicas y biológicas de una muestra de agua con un conjunto de directrices o estándares preestablecidos. En el contexto específico del agua potable, estas normas constituyen un instrumento de política pública diseñado para asegurar un suministro de agua salubre, limpia y apta para el consumo humano, actuando como una barrera primaria en la protección de la salud de las poblaciones. La elaboración de estos estándares no es arbitraria; se fundamenta en una sólida base científica que incluye estudios toxicológicos, epidemiológicos y de evaluación de riesgo, destinados a establecer niveles de exposición máximos aceptables que no representen un peligro para la salud humana a lo largo de toda la vida, considerando también los efectos sobre los organismos acuáticos que componen los ecosistemas receptores (Ministerio de Vivienda Construcción y Saneamiento, 2010). En el Perú, este marco regulatorio se materializa en los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (ECA-agua), los cuales categorizan los cuerpos de agua según sus usos posteriores, siendo la Categoría 1 – A2 una de las más relevantes, ya que se aplica a aguas superficiales que pueden ser destinadas a la producción de agua potable mediante la aplicación de tratamientos convencionales. La Tabla 1, a la que hace referencia el texto original, consolida estos valores límite para los parámetros críticos, funcionando como una herramienta indispensable para las autoridades sanitarias y ambientales, las empresas prestadoras de servicios de saneamiento y la ciudadanía en general, con el fin último de vigilar, preservar y restaurar la integridad de los recursos hídricos del país. La correcta aplicación de estos ECA es, por lo tanto, la piedra angular para la gestión sostenible del agua y la prevención de enfermedades de origen hídrico, especialmente en

escenarios de contaminación natural o antropogénica como los descritos para los metales en ecosistemas altoandinos.

Tabla 1. Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para Aguas de Categoría 1-A2: Recursos hídricos que requieren tratamiento convencional para su potabilización.

Parámetro	Unidad	Valor
Físicos-químicos:		
pH	valor pH	5.5 – 9.0
Conductividad Eléctrica	μS/cm	1600
Oxígeno Disuelto (OD)	mg/L	≥ 5
Temperatura	°C	Δ 3
Químicas:		
Metales pesados:		5
Al		0.005
Cd Cu	mg/L	2
Fe		1
Mn		0.4
Ni		0.07
Zn		5

Fuente: Ministerio del Ambiente (2015).

Parámetros fisicoquímicos fundamentales para la evaluación de la calidad hídrica

El pH: regulador maestro de los procesos acuáticos

El pH constituye uno de los parámetros analíticos más fundamentales en la evaluación de la calidad del agua, ya que cuantifica la actividad de los iones hidrógeno (H⁺) en solución acuosa. Desde una perspectiva química, se define operativamente como el logaritmo negativo en base 10 de la concentración molar de iones hidrógeno, lo que se expresa mediante la ecuación $pH = -\log[H^+]$ (Brown et al., 1998; Chang y Bourneville, 2007). Esta relación logarítmica inversa implica que una solución con un pH bajo presenta una alta concentración de iones H⁺ y, por tanto, un carácter marcadamente ácido, mientras que un pH elevado indica basicidad o alcalinidad. La relevancia del pH trasciende su mera definición química, ya que, como asegura García (2002), se erige como una propiedad fundamental que ejerce una influencia determinante sobre una amplia gama de reaccio-

nes químicas y procesos biológicos en los ecosistemas acuáticos. Cuando el pH alcanza valores extremos, ya sea muy ácidos ($\text{pH} < 4.5$) o muy alcalinos ($\text{pH} > 9.5$), puede desencadenar consecuencias ecológicas severas, incluyendo la mortalidad masiva de organismos sensibles como peces y macroinvertebrados, y alteraciones drásticas en la composición de la flora y fauna acuática. Investigaciones científicas han demostrado de manera consistente que a medida que el pH acuático disminuye, muchos metales traza, que en condiciones neutras podrían estar precipitados o complejados, se movilizan hacia formas iónicas libres, que son notablemente más biodisponibles y tóxicas para los organismos acuáticos. En los sistemas acuáticos naturales, la estabilidad del pH está regulada predominantemente por el sistema amortiguador del carbonato, un equilibrio dinámico entre el dióxido de carbono (CO_2), el ión bicarbonato (HCO_3^-) y el ácido carbónico (H_2CO_3). Para garantizar la protección de los usos del recurso hídrico, el Estándar Nacional de Calidad Ambiental (ECA) peruano para aguas de la Categoría 1 – A2, que son aquellas destinadas a potabilización con tratamiento convencional, establece un rango admisible de pH entre 5.5 y 9.0 unidades (MINAM, 2015), un intervalo diseñado para salvaguardar la vida acuática y la aptitud del agua para consumo humano.

Conductividad eléctrica y sólidos: indicadores de la mineralización acuática

La conductividad eléctrica representa otro parámetro crítico en la caracterización hídrica, definido como la capacidad intrínseca del agua para transmitir una corriente eléctrica. Esta propiedad física depende directamente de la presencia, concentración total, movilidad y valencia de los iones disueltos en el agua, como cloruros, sulfatos, sodio, calcio, entre otros, y se ve significativamente influenciada por la temperatura a la que se realiza la medición, la cual suele estandarizarse a 25°C . Un valor elevado de conductividad indica una alta concentración de electrolitos disueltos, lo que suele ser sinónimo de una significativa mineralización del agua, que puede originarse por procesos naturales de disolución de rocas o, alternativamente, por contaminación de origen antrópico, como en el caso de efluentes industriales o agrícolas. El ECA para aguas de categoría 1 – A2 establece un límite máximo de 1600 microsiemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

para este parámetro (MINAM, 2015), con el objetivo de controlar el contenido total de sales y garantizar que el agua sea apta para su potabilización y otros usos. En estrecha relación con la conductividad se encuentran los parámetros de sólidos. Los sólidos totales constituyen una medida gravimétrica que se aplica a la totalidad del residuo que permanece en un recipiente después de la evaporación de una muestra de agua sin filtrar y su posterior secado a una temperatura constante entre 103 y 105 °C. Esta fracción engloba de manera integral a todos los materiales en suspensión y disolución, proporcionando una medida cuantitativa de la carga total de material soluble y particulado en el agua.

Dentro de los sólidos totales, se distinguen analíticamente los sólidos totales disueltos (TDS, por sus siglas en inglés), que corresponden específicamente a la fracción que pasa a través de un filtro de 2.0 micras (o, en algunos casos, 0.45 μm) y que es secada a una temperatura más elevada, generalmente 180 °C. Este tratamiento térmico más intenso tiene el propósito de destruir la materia orgánica volátil, descomponer los bicarbonatos en carbonatos estables y deshidratar completamente a la mayoría de las sales, proporcionando así una medida más precisa del contenido mineral inorgánico disuelto. La determinación de los sólidos disueltos es fundamental para clasificar aguas minerales, evaluar su idoneidad para diversos usos industriales y agrícolas, y monitorear procesos de contaminación por descargas de efluentes ricos en sales. En el contexto de los drenajes ácidos de roca, tanto la conductividad como los sólidos disueltos suelen presentar valores excepcionalmente altos, reflejando la intensa lixiviación y disolución de minerales de la roca encajonante por las aguas ácidas.

Turbidez y caudal: dinámica física y transporte de contaminantes

La turbidez es un parámetro óptico que cuantifica la reducción de la transparencia del agua debido a la presencia de materiales suspendidos, como partículas finas de arcilla, limo, materia orgánica particulada, plancton y otros coloides (Rodier et al., 2011). A diferencia de los sólidos totales suspendidos (que es una medida gravimétrica de peso), la turbidez es una medida indirecta de la dispersión y absorción de la luz causada por estos materiales. Una alta turbidez no solo afecta la estética del agua y su potencial para actividades recreativas, sino que también tiene profundas

implicaciones ecológicas. Reduce significativamente la penetración de la luz solar en la columna de agua, lo que limita la fotosíntesis de las plantas acuáticas y, en última instancia, la productividad primaria del ecosistema. Además, las partículas en suspensión pueden adsorber metales pesados y otros contaminantes, actuando como vectores de transporte y modificando su biodisponibilidad. Finalmente, el caudal se refiere al volumen de agua que fluye a través de una sección transversal de un cauce o tubería por unidad de tiempo, típicamente expresado en litros por segundo (L/s) o metros cúbicos por segundo (m^3/s). Aunque el caudal en sí mismo no es un indicador directo de la calidad química del agua, es un parámetro hidrológico fundamental. Su medición es esencial para el cálculo de cargas contaminantes (masa de contaminante por tiempo), la evaluación de la capacidad de dilución de un cuerpo de agua frente a efluentes, el diseño de sistemas de tratamiento y la gestión integral de los recursos hídricos. En sistemas afectados por drenaje ácido de roca, el caudal determina la tasa de descarga total de acidez y metales hacia los ecosistemas receptores. La interrelación de todos estos parámetros fisicoquímicos—pH, conductividad, sólidos, turbidez y caudal—proporciona una visión holística e indispensable para diagnosticar el estado de salud de un cuerpo de agua, comprender los procesos de contaminación y diseñar estrategias efectivas para su remediación y gestión sostenible.

Biorremediación: fundamentos y mecanismos de un enfoque sostenible

La biorremediación se erige como una estrategia de remediación ambiental que aprovecha las capacidades metabólicas de organismos vivos—principalmente plantas, bacterias y hongos—para degradar, transformar, immobilizar o detoxificar contaminantes presentes en diversos ecosistemas (Hashim et al., 2011). Este enfoque biotecnológico representa una alternativa sostenible frente a los métodos físico-químicos convencionales, ofreciendo ventajas significativas en términos de costo-efectividad, menor impacto ambiental y especificidad en el tratamiento de contaminantes. En el contexto particular de la contaminación por metales pesados, los procesos de biorremediación operan a través de mecanismos especializados como la bioadsorción en superficies celulares, la bioacumulación intracelu-

lar, la biotransformación a especies químicas menos tóxicas o móviles, y en algunos casos, la biolixiviación controlada (Fang et al., 2007). La especificidad de estos mecanismos biológicos permite targeting selectivo de metales específicos, minimizando alteraciones en las propiedades fundamentales del medio tratado y reduciendo la generación de residuos secundarios, lo que convierte a la biorremediación en una tecnología particularmente apropiada para ecosistemas sensibles como los andinos, donde la preservación del equilibrio ecológico es primordial.

Fitorremediación: el potencial de las plantas en la descontaminación

La fitorremediación constituye una rama especializada de la biorremediación que utiliza plantas vasculares, en asociación sinérgica con su microbiota rizosférica, para reducir, eliminar o estabilizar contaminantes en matrices ambientales como suelos, sedimentos y aguas. Esta tecnología fitotecnológica puede aplicarse para la remoción de una amplia gama de contaminantes, incluyendo metales pesados, compuestos orgánicos persistentes y nutrientes inorgánicos en exceso. La fitorremediación se distingue por ser un método intrínsecamente sostenible y ecológicamente armónico, ya que fundamentalmente se basa en el proceso natural de fotosíntesis como motor energético del sistema, no genera productos secundarios peligrosos y preserva la estructura y funcionalidad de los suelos y cuerpos de agua tratados. Las plantas especializadas en crecer en ambientes contaminados con metales pesados se denominan metalófitas, las cuales han desarrollado sofisticados mecanismos fisiológicos y bioquímicos de adaptación que les permiten establecerse y completar su ciclo vital en suelos con altos contenidos de metales, ya sea en afloramientos geológicos naturalmente enriquecidos (suelos metalíferos) o en sitios impactados por actividades antropogénicas como la minería. Según su estrategia de manejo de metales, las metalófitas se clasifican en tres categorías ecológicas principales: exclusores, indicadoras e hiperacumuladoras (Ali et al., 2013). Esta clasificación refleja distintas adaptaciones evolutivas a ambientes con estrés metálico y determina su aplicabilidad potencial en diferentes estrategias de fitorremediación.

Estrategias de las metalófitas: exclusion, indicación e hiperacumulación

Las plantas exclusras de metales implementan una estrategia de evitación, mediante la cual acumulan los metales pesados principalmente en sus sistemas radicales, restringiendo activamente su translocación hacia los tejidos aéreos (tallos, hojas). Este mecanismo de exclusión, que involucra barreras anatómicas y procesos de complejación en la rizósfera y paredes celulares de la raíz, confiere a estas especies un bajo potencial para la fitoextracción (remoción física del contaminante mediante cosecha de biomasa), pero las hace altamente eficaces para programas de fitoestabilización, donde el objetivo es inmovilizar los contaminantes *in situ* y reducir su biodisponibilidad y dispersión en el ecosistema (Ali et al., 2013). Por contraste, las plantas indicadoras poseen sistemas de transporte que permiten la acumulación de metales pesados en sus partes aéreas en proporciones que generalmente reflejan fielmente las concentraciones disponibles en el sustrato donde crecen (Ali et al., 2013). Esta relación directa entre el contenido metálico interno y la concentración externa las convierte en valiosos bioindicadores naturales para el monitoreo de la contaminación ambiental y la evaluación de riesgos ecotoxicológicos. El caso más extremo y tecnológicamente explotable lo representan las plantas hiperacumuladoras, las cuales poseen la capacidad extraordinaria de acumular concentraciones extraordinariamente altas de metales pesados en sus tejidos aéreos, muy superiores a las presentes en el suelo o a las acumuladas por otras plantas cohabitantes.

Para que una especie sea considerada hiperacumuladora debe cumplir con criterios cuantitativos rigurosos y demostrar esta capacidad mientras mantiene un vigor y salud suficientes para sostener su población de manera natural. El criterio ampliamente aceptado, establecido por Brooks y Braker (1989) y citado por Ali et al. (2013), define umbrales mínimos de acumulación en tejidos aéreos (expresados en mg por kg de peso seco) según el metal: más de 100 mg/kg para cadmio (Cd), más de 10,000 mg/kg para níquel (Ni), cobre (Cu) y plomo (Pb), y más de 10,000 mg/kg para zinc (Zn) y manganeso (Mn), cuando crecen en suelos naturalmente enriquecidos o contaminados. Esta capacidad excepcional, sustentada por mecanismos fisiológicos como el transporte radical activo, la complejación intrace-

lular por fitoquelatinas y metalotioneínas, y el almacenamiento seguro en vacuolas, es la base de la fitoextracción, la estrategia de fitorremediación más directa para la remoción permanente de metales del ambiente.

Evaluación de la eficiencia: el factor de bioacumulación

La cuantificación de la eficiencia de acumulación de metales en las plantas es fundamental para seleccionar las especies más adecuadas para proyectos de fitorremediación. Según Zayed et al. (1998), citado por Jara et al. (2017, p. 589), el factor de bioconcentración (FBC) o factor de bioacumulación proporciona una medida estandarizada de esta capacidad. Este índice se calcula mediante la relación entre la concentración del metal en los tejidos de la planta (ya sea en raíces, partes aéreas o en la planta completa) y la concentración del mismo metal en el sustrato de crecimiento (agua, sedimento o suelo). Matemáticamente se expresa como $FBC = [\text{Metal}]_{\text{tejido_planta}} / [\text{Metal}]_{\text{sustrato}}$. Un valor de FBC mayor que 1 indica que la planta está activamente acumulando el metal por encima de su concentración ambiental, siendo este un criterio clave para identificar especies con potencial fitorremediador. Este parámetro no solo permite comparar objetivamente la eficiencia de diferentes especies frente a un mismo metal, sino también evaluar el desempeño de una misma especie para diferentes metales, orientando así el diseño de sistemas de fitorremediación específicos y efectivos. La aplicación de estos conceptos y herramientas en el contexto de los drenajes ácidos de roca en ecosistemas altoandinos abre una vía prometedora para el desarrollo de tecnologías de remediación ecológicamente sustentables, basadas en el uso de especies nativas adaptadas como *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis*, que podrían ofrecer una solución de bajo costo y alto valor ecosistémico para mitigar la contaminación generada por la desglaciación.

$$FBC = \frac{\text{Concentración}_{\text{tejido cosechado}}}{\text{Concentración}_{\text{agua-sedimento}}}$$

En la ecuación del factor de bioconcentración (FBC), el parámetro $C_{\text{tejido cosechado}}$ representa el contenido total de metales pesados cuantificados en los tejidos vegetales—específicamente en raíces,

tallos y hojas—de una planta individual para cada elemento analizado. Por otro lado, C_{agua} denota la concentración del mismo metal medida en el medio de crecimiento, ya sea en el agua o en el sedimento, según corresponda al diseño experimental (Jara et al., 2017). La interpretación cuantitativa de este índice permite clasificar fisiológicamente a las plantas en función de su estrategia de manejo de metales. De acuerdo con la clasificación seminal establecida por Baker (1981), cuando el valor del FBC es inferior a 1, la planta se categoriza como excluyente, indicando que restringe la absorción y/o translocación del metal, manteniendo concentraciones en sus tejidos inferiores a las del medio. Si el FBC se encuentra en el rango de 1 a 10, la planta se define como acumuladora, demostrando una capacidad activa para absorber y translocar el metal a sus partes aéreas. Finalmente, un FBC superior a 10 caracteriza a una planta como hiperaacumuladora, una designación reservada para especies con una capacidad excepcional para concentrar metales en su biomasa muy por encima de los niveles ambientales, lo que las convierte en candidatas ideales para aplicaciones de fitoextracción en programas de biorremediación.

Estrategias de fitorremediación: mecanismos y aplicaciones

Fitoextracción: absorción y acumulación de contaminantes

La fitoextracción constituye una estrategia de remediación basada en la capacidad de las plantas para absorber contaminantes, particularmente metales pesados, a través de sus sistemas radicales desde el suelo o agua contaminados, seguido de su translocación y acumulación activa en los tejidos aéreos (tallos, hojas). Este proceso involucra mecanismos fisiológicos complejos que incluyen la exudación de agentes quelantes en la rizósfera para movilizar metales, su absorción a través de transportadores específicos en las membranas radicales, y su posterior translocación vía xilema hacia la biomasa cosechable. La eficiente translocación a los brotes representa un proceso bioquímico crucial que determina el éxito de esta tecnología, ya que la cosecha y disposición de raíces resulta técnicamente inviable en la mayoría de aplicaciones prácticas (Bhargava et al., 2012). La efectividad de la fitoextracción depende de múltiples factores, incluyendo la selección de especies hiperaacumuladoras con alta tasa de crecimiento y

biomasa, las características de biodisponibilidad del contaminante en el medio, y las condiciones edafoclimáticas que influyen en el metabolismo vegetal. Esta técnica es especialmente prometedora para el tratamiento de grandes superficies con contaminación ligera a moderada, donde los métodos convencionales de excavación y disposición resultarían prohibitivamente costosos y ambientalmente invasivos.

Fitoestabilización: inmovilización y contención de contaminantes

La fitoestabilización, también conocida como fitoinmovilización, representa un enfoque complementario que utiliza plantas especializadas para estabilizar contaminantes en matrices ambientales contaminadas, mediante la reducción de su movilidad, biodisponibilidad y potencial de transferencia a otros compartimentos ambientales. Esta técnica se emplea estratégicamente para prevenir la migración de contaminantes hacia aguas subterráneas o su incorporación a las cadenas tróficas, mediante mecanismos fisiológicos y biogeoquímicos que incluyen la absorción y acumulación en raíces, la precipitación de formas insolubles en la rizósfera, la complejación con exudados radicales, y la reducción de la valencia metálica a especies menos móviles y tóxicas. Las plantas utilizadas en fitoestabilización típicamente poseen sistemas radicales extensos y densos que estabilizan físicamente el suelo, reduciendo la erosión eólica e hídrica, mientras que las transformaciones biogeoquímicas en la rizósfera promueven la inmovilización de los contaminantes (Diez, 2008). Si bien esta estrategia limita efectivamente la acumulación de metales pesados en la biota y minimiza la lixiviación hacia acuíferos, es importante reconocer que no constituye una solución de remediación permanente, ya que los metales persisten en el suelo aunque en formas menos biodisponibles. En realidad, la fitoestabilización representa una estrategia de manejo y contención de riesgos particularmente valiosa para sitios donde la remoción completa de los contaminantes no es técnicamente o económicamente viable, o como tratamiento interino mientras se implementan soluciones definitivas.

Humedales artificiales: sistemas de depuración basados en la naturaleza

Los humedales artificiales emergen como sistemas de tratamiento pasivo que replican y optimizan los procesos de depuración inherentes a los ecosistemas de humedales naturales. Estos sistemas son diseñados y contruidos específicamente para contener comunidades de plantas acuáticas y microbiota asociada, controlando meticulosamente factores hidráulicos, parámetros físico-químicos y condiciones operativas para potenciar su capacidad de recuperar la calidad del agua. Como tecnologías de remediación, los humedales artificiales presentan ventajas significativas en términos de bajos costos de construcción, operación y mantenimiento en comparación con sistemas convencionales de tratamiento, siendo aplicables a un amplio espectro de aguas residuales, incluyendo descargas domésticas, efluentes industriales, aguas de escorrentía agrícola y pecuaria, y en general cualquier corriente hídrica que haya experimentado degradación de su calidad original (Waston, 1989). El principio fundamental de estos sistemas reside en facilitar la ocurrencia de reacciones químicas y biológicas naturales mediadas por la sinergia entre componentes bióticos y abióticos. Las plantas macrófitas proporcionan superficie de adherencia para comunidades microbianas especializadas y transportan oxígeno hacia la rizósfera, creando microzonas aerobias de oxidación en matrices predominantemente anaerobias, mientras que las poblaciones microbianas asociadas catalizan la transformación y degradación de contaminantes (Escudero, 2011). Este complejo consorcio vegetal-microbiano demuestra alta eficiencia en la modificación, remoción o estabilización de nutrientes, metales pesados y diversos compuestos orgánicos, a través de mecanismos combinados que incluyen filtración física, precipitación química, adsorción, asimilación metabólica y transformaciones microbianas.

Configuraciones de humedales artificiales: diseños y aplicaciones

La ingeniería de humedales artificiales ha desarrollado principalmente dos configuraciones fundamentales para el tratamiento de aguas: los Humedales de Flujo Libre Superficial (HFL) y los Humedales de Flujo Subsuperficial (HFS). En ambos sistemas, el agua se aplica de manera con-

tinua o semicontinua, y el tratamiento ocurre predominantemente durante su tránsito a través del medio vegetal y poroso. Los Humedales de Flujo Libre Superficial (HFL) se caracterizan por consistir en estanques o canales donde la superficie del agua permanece expuesta directamente a la atmósfera, con plantas emergentes enraizadas en un sustrato típicamente impermeabilizado para prevenir la infiltración no controlada hacia acuíferos subyacentes (Escudero, 2011). Para optimizar su eficiencia, las aguas que ingresan a estos sistemas suelen recibir un tratamiento primario previo (como sedimentación o screening), y la depuración se logra mediante la interacción del agua con los tallos y raíces de las plantas, combinada con la acción metabólica de comunidades bacterianas asociadas que desarrollan biofilms en las superficies sumergidas (Waston, 1989). Por contraste, los Humedales de Flujo Subsuperficial (HFS) consisten en estanques o canales con fondos impermeables, rellenos con un medio poroso (suelo, arena, grava) donde se establecen plantas emergentes, manteniéndose el nivel de agua por debajo de la superficie del medio granular (Escudero, 2011). Esta configuración puede implementarse con flujo horizontal subsuperficial, donde el medio poroso permanece saturado, o con flujo vertical, donde el medio no se satura completamente debido a que el agua se aplica de manera intermitente sobre la superficie del lecho, permitiendo su percolación a través del sustrato de manera análoga a un filtro de arena. Cada configuración presenta ventajas operativas específicas: los sistemas de flujo subsuperficial generalmente ofrecen mayor eficiencia de tratamiento por unidad de área, menor proliferación de insectos vectores y mejor control de olores, mientras que los sistemas de flujo superficial suelen tener menores costos iniciales y son más efectivos para la remoción de ciertos contaminantes específicos. La selección del diseño más apropiado depende de múltiples factores, incluyendo las características del efluente, los objetivos de calidad requeridos, el espacio disponible, el clima y consideraciones económicas, siendo fundamental el análisis comparativo detallado que presenta la Tabla 2 para orientar la toma de decisiones en el diseño de estos sistemas de remediación ecológica.

Tabla 2. Características comparativas de los sistemas de flujo en humedales construidos.

	Flujo superficial	Flujo subsuperficial
Tratamiento	Tratamiento de flujos secundarios (aguas ya tratadas por otros medios, ej. biodiscos, fangos activados, etc)	Para tratar flujos primarios (aguas pre tratadas, ej. Tanques IMHOFF, pozos sépticos).
Operación	Opera con baja carga orgánica	Altas tasas de carga orgánica.
Olor	Puede ser controlado	No existe
Insectos	Control es caro	No existe
Protección térmica	Mala, las bajas temperaturas afectan al proceso de remoción	Buena, por acumulación de restos vegetales y el flujo subterráneo el agua mantiene una temperatura casi constante
Área	Requieren superficies de mayor tamaño	Requieren superficies de menor tamaño
Costo	Menor costo en relación al subsuperficial	Mayor costo debido al material granular que puede llegar a incrementar el precio hasta un 30%
Valor	Mayor valor como ecosistema ecosistemas para la vida salvaje, el agua es accesible a la fauna	
Usos generales	Son de restauración y creación de nuevos ecosistemas	
Operación	Son tratamientos adicionales a los sistemas convencionales (usadas para tratamiento terciario y mejoramiento de calidad agua)	
		Menor valor como ecosistema para la vida, el agua es difícilmente accesible a la fauna. Tratamiento de aguas residuales, principalmente para casas aisladas y núcleos menores de 200 habitantes. Puede usarse como tratamiento secundario.

Fuente: Delgadillo et al. (2010).

Evaluación de humedales artificiales: balance de ventajas y limitaciones

Para determinar la aplicabilidad de los humedales artificiales en el tratamiento de aguas, es imprescindible analizar de forma balanceada sus ventajas y limitaciones. Estos sistemas representan una tecnología de remediación con características distintivas que los posicionan como alternativa viable frente a métodos convencionales, especialmente en contextos donde prima la sostenibilidad y los costos de operación. Sin embargo, presentan restricciones operativas que deben considerarse en la fase de diseño. La Tabla 3 resume este análisis comparativo, ofreciendo una evaluación integral que facilita la toma de decisiones fundamentada para la selección de tecnologías de tratamiento.

Tabla 3. Análisis comparativo de beneficios y limitaciones en la implementación de humedales construidos.

Tipo de tratamiento	Ventajas	Desventajas
Humedales artificiales	Remueve altos porcentajes de sólidos y bacterias Representa bajo costo de obras civiles	Todavía se encuentran en estado experimental Requiere mantenimiento periódico de exceso de material vegetal

Fuente: Delgadillo et al. (2010).

Desde una perspectiva económica, la implementación de humedales artificiales de flujo superficial representa una alternativa sustancialmente más accesible en comparación con los sistemas de flujo subsuperficial. Esta ventaja financiera se sustenta principalmente en la notable reducción de los componentes estructurales requeridos: los humedales superficiales prescinden de los dos elementos que constituyen los rubros de mayor impacto en el presupuesto de construcción. No requieren la instalación de membranas o capas de impermeabilización complejas, ni tampoco la provisión, transporte y colocación del voluminoso sustrato de grava que caracteriza a los sistemas subsuperficiales. Esta simplificación constructiva se traduce directamente en una disminución significativa de los costos de inversión inicial, posicionando a esta tecnología como una opción particularmente viable para proyectos con limitaciones presupuestarias o en

contextos donde se prioriza la implementación de sistemas de tratamiento con recursos económicos reducidos.

Plantas altoandinas para sistemas de humedales artificiales: adaptaciones y potencial biorremediador

Distichia muscoides: la estrategia del crecimiento en Cojín

Distichia muscoides representa un notable ejemplo de adaptación evolutiva a las condiciones extremas de los ecosistemas altoandinos, perteneciendo al grupo morfológico-funcional conocido como plantas en cojín. Su distintiva forma hemisférica es el resultado de un patrón de crecimiento vegetativo que se ramifica dicotómicamente de manera reiterativa, generando estructuras compactas, voluminosas y de alta densidad que pueden cubrir extensiones considerables del sustrato. Estas masas vegetales cumplen una función ecológica crucial como “ingenieros de ecosistema”, ya que acumulan cantidades significativas de materia orgánica y retienen humedad en su interior, creando microhábitats con condiciones ambientales amortiguadas que permiten el establecimiento de otras especies y microorganismos (Tovar, 1993). Desde una perspectiva biofísica, la forma esférica compacta constituye una adaptación eficiente para la captación de energía solar y la conservación de calor, generando un gradiente térmico positivo con respecto al ambiente externo que favorece los procesos metabólicos en condiciones de bajas temperaturas. Esta arquitectura vegetal especializada no solo optimiza la retención de nutrientes derivados de la descomposición de la materia orgánica intra-cojín, sino que también confiere una notable resistencia estructural frente a los intensos vientos que caracterizan las grandes altitudes, permitiendo a la especie persistir y prosperar en ambientes donde otras formas de crecimiento resultarían inviables (Tovar, 1993). Estas adaptaciones excepcionales sugieren que *D. muscoides* podría poseer mecanismos fisiológicos igualmente especializados para la tolerancia y posible acumulación de metales, lo que la convierte en un candidato prometedor para su implementación en sistemas de humedales artificiales destinados al tratamiento de drenajes ácidos de roca en ecosistemas de alta montaña.

Calamagrostis glacialis: gramínea perenne de altitud

Calamagrostis glacialis es una especie graminoide perenne que exhibe características morfológicas y ecológicas particularmente adaptadas a los rigores ambientales de la alta cordillera. Desarrolla matas densas de aproximadamente 10-20 cm de longitud por 2-2.5 cm de ancho, con inflorescencias en forma espífera ligeramente flexuosas. Sus espiguillas, que miden entre 7-8 mm, presentan una lema de 5.3-6.3 mm de longitud con superficie escabrosa y ápice bidentado, caracterizándose por poseer una arista de longitud casi equivalente a la lema misma y una colla con escasos pelos cortos (Tovar, 1993). Desde el punto de vista ecofisiológico, esta especie desarrolla un sistema radical extenso y profundo que le permite anclarse eficientemente en sustratos rocosos inestables y acceder a recursos hídricos y nutrientes en profundidad. Su nicho ecológico se circunscribe específicamente a campos abiertos de territorios altoandinos superiores, predominantemente en ambientes rocosos situados entre los 4500 y 5000 metros sobre el nivel del mar (Tovar, 1993). Esta distribución altitudinal restringida indica la presencia de adaptaciones fisiológicas especializadas para tolerar condiciones de hipoxia, alta irradiación ultravioleta, amplitudes térmicas extremas y periodos vegetativos cortos. Como gramínea nativa de estos ambientes extremos, **C. glacialis** presenta un potencial significativo para su utilización en sistemas de fitorremediación en humedales artificiales de alta montaña, particularmente por la conocida capacidad de muchas especies de la familia Poaceae para establecer asociaciones microbianas rizosféricas que facilitan la tolerancia a metales y su posible acumulación en tejidos, lo que podría ser explotado para el tratamiento de aguas impactadas por drenaje ácido de roca en ecosistemas glaciares.

Potencial aplicativo en sistemas de remediación

La selección de especies nativas como *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* para su implementación en humedales artificiales de alta montaña representa una estrategia ecológicamente fundamentada que aprovecha adaptaciones evolutivas preexistentes a condiciones ambientales extremas. Ambas especies han desarrollado, a través de distintos caminos evolutivos, mecanismos de resistencia que les permiten no solo

sobrevivir sino prosperar en ambientes caracterizados por múltiples factores de estrés abiótico, incluyendo temperaturas fluctuantes, alta radiación UV, sustratos pobres en nutrientes y periodos de crecimiento limitados. Es plausible hipotetizar que estos sistemas de tolerancia constitutiva podrían extenderse a la resistencia frente al estrés químico representado por la presencia de metales pesados en soluciones acuosas acidificadas, aunque esta premisa requiere verificación experimental rigurosa. La complementariedad morfológica entre la arquitectura en cojín de *D. muscoides*, que favorece la retención de humedad y la creación de microhábitats para comunidades microbianas especializadas, y el sistema radical extenso de *C. glacialis*, que facilita la exploración del sustrato y la estabilización del medio, sugiere que su uso conjunto en humedales artificiales podría generar efectos sinérgicos en la eficiencia de tratamiento. La implementación de estas especies en sistemas de remediación para drenajes ácidos de roca no solo ofrece ventajas técnicas potenciales, sino que además representa un enfoque de conservación *ex situ* que podría contribuir a la preservación de la biodiversidad altoandina mientras se aborda un problema ambiental crítico generado por el retroceso glaciar en ecosistemas de montaña.

Capítulo 3

Fundamentos metodológicos del
estudio

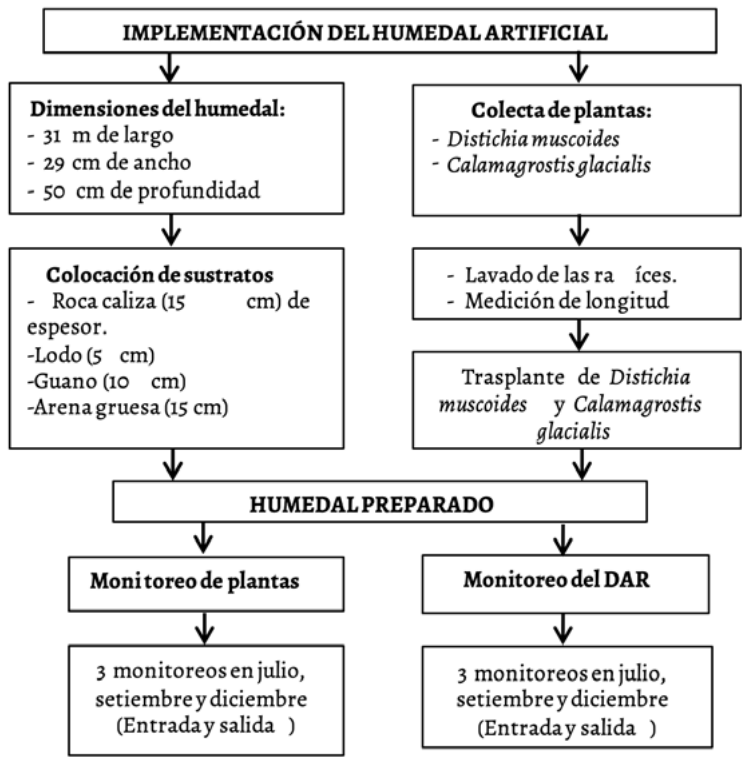
Carácter descriptivo de la investigación

Esta investigación adopta un enfoque descriptivo que permite documentar sistemáticamente el comportamiento del humedal artificial y su eficacia en el tratamiento de drenajes ácidos. La investigación descriptiva busca especificar propiedades, características y perfiles importantes de fenómenos o sistemas en estudio, lo que resulta particularmente apropiado para evaluar la evolución de parámetros fisicoquímicos y procesos de bioacumulación. Este enfoque metodológico permite la recolección de datos cuantitativos y cualitativos sobre el desempeño del sistema sin manipulación experimental de variables, observando el fenómeno en su contexto natural de operación. La naturaleza descriptiva del estudio facilita la caracterización integral del humedal artificial, documentando tanto los aspectos estructurales como los funcionales del sistema a lo largo del tiempo.

Arquitectura del diseño investigativo

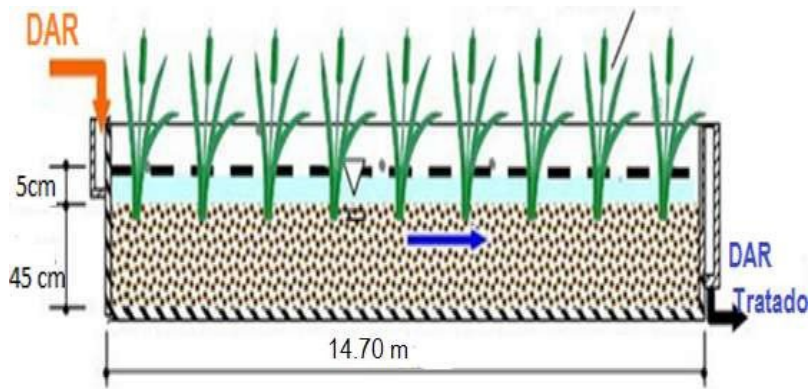
El diseño de investigación implementado corresponde a un estudio longitudinal observacional que monitorea la evolución temporal del sistema mediante tres evaluaciones periódicas. Este diseño permite capturar la dinámica de los procesos de remediación y la adaptación progresiva de las especies vegetales a las condiciones del drenaje ácido. Los diseños longitudinales son esenciales para estudiar procesos de cambio y desarrollo en sistemas naturales complejos, permitiendo establecer tendencias temporales y patrones de comportamiento evolutivo. La estructura metodológica adoptada incluye mediciones secuenciales de parámetros fisicoquímicos, concentraciones metálicas y variables biológicas, proporcionando una base sólida para evaluar la eficiencia del sistema y su estabilización progresiva a lo largo del período de estudio.

Figura 2. Flujograma del proceso de tratamiento en el humedal artificial.



Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 3. Modelo representativo del sistema de humedal de tratamiento.



Fuente: Luna Solano (2018).

Caracterización del sistema de estudio y su contexto ambiental

Población y muestreo del sistema de investigación

El estudio se centró en el drenaje ácido de roca proveniente del nevado Pastoruri como población de referencia, seleccionándose muestras representativas para evaluar el desempeño del humedal artificial implementado. El esquema de muestreo incluyó la recolección sistemática de agua en los puntos de entrada y salida del sistema, con volúmenes de 1 litro en cada uno de los tres monitoreos realizados, permitiendo cuantificar la eficiencia de remoción de contaminantes. Paralelamente, se extrajeron ejemplares completos de las especies vegetales *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* durante cada evaluación, facilitando el análisis de bioacumulación en tejidos radicales y aéreos. Complementariamente, se recolectaron muestras de sedimento del humedal artificial en cantidad de 1 kilogramo, posibilitando la caracterización de los procesos de retención e inmovilización de metales en la matriz sólida del sistema. Este diseño muestral integral permitió una evaluación comprehensiva de los múltiples componentes del sistema de tratamiento y sus interacciones.

Contexto geográfico y antecedentes del área de estudio

El área de investigación se localiza en el nevado Pastoruri, distrito de Recuay, departamento de Áncash, donde el proceso de desglaciación ha generado siete lagunas de formación reciente. Entre estos cuerpos de agua, la Laguna N° 2 destaca por ser la fuente de abastecimiento para las actividades domésticas en la zona de Parqueo del Circuito Turístico de Pastoruri. La infraestructura de conducción hídrica consta de un canal revestido con cemento de 31 metros de longitud inicial, que posteriormente continúa mediante sistema de tuberías. Es precisamente en este tramo canalizado donde se implementó el humedal artificial, específicamente en las coordenadas WGS84 UTM 260712.51 N y 8903816.31 E, Zona 18S. Cabe destacar que esta infraestructura fue originalmente construida en 2013 como parte del Proyecto de la Ruta del Cambio Climático, el cual incluía un sistema de remediación mediante humedales que, debido a deficiencias en su implementación, experimentó procesos de colmatación y eventual abandono,

constituyendo un antecedente importante para el diseño del sistema actual.

Contexto geológico y ecológico del sistema Pastoruri

La geología del área de estudio corresponde a la Era Cenozoica, específicamente al Sistema Cuaternario de la serie Holoceno, caracterizándose por la presencia de depósitos morrénicos y fluvio-glaciares que configuran un relieve accidentado con flancos empinados y extensas superficies rocosas. La cabecera de la cuenca de Pastoruri alberga la formación Chicama, constituida predominantemente por lutitas gris oscuras a negras y pizarras negras piritosas, con intercalaciones delgadas de areniscas (Cobbing et al., 1996; Durand et al., 2009). La investigación de Santofimia et al. (2017) caracterizó exhaustivamente la composición química y mineralógica de las rocas de la zona, identificando a la pirita como el componente principal en todas las muestras analizadas, con elevadas concentraciones de hierro (en forma de Fe_2O_3) y azufre. Estos estudios revelaron además la presencia de elementos traza como manganeso, cobalto, níquel, cobre y zinc, indicativos de la existencia de otros sulfuros o de la incorporación de estos metales en la estructura de la pirita. Las muestras analizadas fueron clasificadas como lutitas negras, esquistos, material carbonoso y areniscas blancas, todas con altos contenidos de pirita. En cuanto a la clasificación ecológica, las zonas de vida presentes en el área de estudio según el Mapa Ecológico del Perú elaborado por la Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales (ONERN, 1976), proporcionando el marco ecosistémico esencial para comprender la distribución de la biodiversidad y las condiciones ambientales que influyen en los procesos de remediación implementados.

Estas zonas de vida constituyen el hábitat natural de especies vegetales especializadas como *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis*, las cuales han desarrollado notables adaptaciones fisiológicas y morfológicas que les permiten prosperar bajo condiciones de temperaturas extremadamente bajas. Estas adaptaciones incluyen mecanismos de resistencia al congelamiento, metabolismo criófilo y estructuras de crecimiento que minimizan la pérdida de calor, características esenciales para su supervivencia en ambientes altoandinos donde las temperaturas pueden descender considerablemente. La presencia de estas especies en estos ecosiste-

mas no solo demuestra su remarkable resiliencia frente a estrés térmico, sino que también evidencia los complejos procesos de adaptación evolutiva que han permitido a la flora nativa colonizar y persistir en estos ambientes extremos. Esta capacidad de adaptación resulta particularmente relevante en el contexto actual de cambio climático, donde la comprensión de los mecanismos de tolerancia al frío en especies nativas adquiere especial importancia para la conservación de la biodiversidad andina y el desarrollo de estrategias de restauración ecológica en ecosistemas de alta montaña.

Procedimiento metodológico para la caracterización del drenaje ácido de roca

Actividades preliminares de evaluación

Como fase inicial del proceso investigativo, se llevó a cabo una evaluación exhaustiva de los parámetros físico-químicos del drenaje ácido de roca, con el objetivo fundamental de caracterizar sus propiedades iniciales antes del tratamiento con el humedal artificial. Esta caracterización basal resultaba esencial para establecer una línea de referencia que permitiera posteriormente cuantificar la eficiencia del sistema de remediación implementado. Para garantizar la calidad y confiabilidad de los análisis, se contrataron los servicios especializados del laboratorio de la Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP), institución reconocida por su competencia técnica en análisis ambientales. Los procedimientos analíticos se ejecutaron siguiendo métodos normalizados y estandarizados internacionalmente, los cuales se detallan específicamente en la Tabla 5 del documento, asegurando así la reproducibilidad y validez científica de los resultados obtenidos en esta fase crítica de la investigación.

Fundamento de la caracterización inicial

La determinación de los parámetros físico-químicos iniciales constituye un requisito metodológico fundamental en cualquier estudio de remediación, ya que permite no solo cuantificar la magnitud del problema de contaminación, sino también diseñar estrategias de tratamiento apro-

piadas y establecer criterios objetivos para evaluar la efectividad de las intervenciones. En el contexto específico de los drenajes ácidos de roca, esta caracterización inicial adquiere particular relevancia debido a la naturaleza dinámica y compleja de estos efluentes, cuyas propiedades pueden variar significativamente en función de factores como la estacionalidad, las condiciones meteorológicas y las características geológicas particulares de la zona de origen. La elección de métodos normalizados, como aquellos establecidos por organizaciones como la American Public Health Association (APHA) y la Environmental Protection Agency (EPA), garantiza que los datos obtenidos sean comparables con otros estudios en la literatura científica y cumplan con los estándares de calidad exigidos en investigaciones ambientales.

Tabla 4. Criterios de evaluación conforme al ECA para Agua Categoría 1-A2: aguas destinadas a potabilización con procesos convencionales.

Parámetro	Método	Límite de detección
Físicos-químicos:		
Ph	EPA 150.1	0.1
Conductividad Eléctrica	EPA 120-1	0.1
Oxígeno Disuelto (OD)	APHA 4500-OG	-
Temperatura	APHA 2550B	0.1
Químicas:		
Metales pesados:		
Al	APHA 3500 ICP-MS	0.1
Cd		
Cu	EPA-600/R- 94-111(alternativo)	
Fe		
Mn		
Ni		
Zn		

Fuente: Decreto Supremo N° 004 – 2017– MINAM (pp. 13 – 14).

Preparación y caracterización de los materiales para el sustrato del humedal

Procesamiento de los materiales calcáreos

La preparación de los materiales granulares para el sustrato del humedal artificial inició con la adquisición de 500 kilogramos de piedra caliza de la calera Casanger S.R.L., ubicada en Carhuaz, Áncash. Este material fue sometido a un proceso de chancado primario y posterior tamizado para obtener las fracciones granulométricas requeridas para el diseño del sistema. Mediante este proceso de clasificación mecánica se obtuvieron partículas de grava con diámetro promedio de 0.5 centímetros y arena gruesa con tamaño de partícula de 1.18 milímetros, dimensiones optimizadas para crear la estructura porosa necesaria que permita tanto el flujo hidráulico como el desarrollo de biopelículas microbianas. Posteriormente, ambos materiales fueron sometidos a un riguroso proceso de lavado con agua potable para eliminar impurezas, polvo y material fino que podría comprometer la permeabilidad del sistema. La Figura 5 documenta visualmente estos procedimientos de preparación del material calcáreo, mostrando las diferentes etapas de procesamiento desde la roca original hasta las fracciones clasificadas listas para su implementación en el humedal.

Caracterización química y aseguramiento de la calidad de los materiales

Para garantizar que los materiales calcáreos no representaran una fuente adicional de contaminación metálica al sistema, se realizó un análisis exhaustivo de su composición química. Este análisis cuantificó las concentraciones de aluminio (Al), arsénico (As), cadmio (Cd), cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), níquel (Ni) y zinc (Zn) en el material procesado. Los ensayos analíticos fueron realizados por el laboratorio especializado del Instituto de Corrosión y Protección de la Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP), utilizando la técnica de Espectrometría de Emisión Óptica con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES), metodología estandarizada basada en el protocolo EPA 200.7/94. Esta caracterización química previa resultó fundamental para descartar la potencial lixiviación

de metales desde el sustrato hacia la columna de agua, asegurando así que cualquier acumulación posterior detectada en el sistema pudiera atribuirse exclusivamente a los metales presentes en el drenaje ácido de roca tratado y no a los materiales constitutivos del humedal.

Selección y procedencia de los materiales orgánicos

Complementariamente, se procedió a la adquisición de estiércol de ganado ovino, el cual fue obtenido de establos de la Comunidad Campesina de Cátac, ubicada en el distrito de Recuay, Áncash. La elección de este material orgánico específico respondió a su disponibilidad local, su composición nutricional balanceada para el desarrollo de comunidades microbianas y su tradicional uso en sistemas de biorremediación en la región andina. La incorporación de este componente orgánico tuvo como objetivo principal inocular el sistema con consorcios microbianos adaptados a las condiciones altoandinas y proporcionar una fuente de nutrientes esenciales para el establecimiento y desarrollo de las comunidades bacterianas responsables de los procesos de biodegradación y transformación de contaminantes en el humedal artificial. La procedencia local de todos los materiales utilizados no solo redujo la huella de carbono del proyecto, sino que también garantizó la adecuación ecológica de los insumos a las condiciones ambientales específicas del área de implementación.

Figura 4. Etapas de acondicionamiento de roca caliza. A: Separación por tamaño mediante tamizado. B: Purificación de áridos por lavado. C: Verificación de granulometría de la grava. D: Preparación para transporte a Pastoruri.



Fuente: Luna Solano (2018).

Implementación del sistema de humedal artificial: proceso constructivo y estratificación

Preparación del sustrato y configuración inicial

El proceso de instalación del humedal artificial se inició con una preparación meticulosa del canal existente, que incluyó la remoción completa de materiales extraños mediante el empleo de herramientas manuales especializadas como lampas, picos y palas. Esta fase de acondicionamiento inicial fue fundamental para garantizar las condiciones óptimas de implementación, eliminando sistemáticamente piedras sueltas, vegetación adventicia y sedimentos acumulados tanto en las paredes como en la base del canal. Posteriormente, se procedió al cierre temporal de la compuerta de entrada de agua, estableciendo condiciones de trabajo en seco que permitieron el trazado preciso de líneas de nivel a alturas críticas de 15, 20, 30 y 45 centímetros desde la base. Este marcaje topográfico riguroso constituyó

la base para la estratificación controlada de los materiales que conformarían el sistema de tratamiento, asegurando la precisión dimensional requerida para el funcionamiento hidráulico y biogeoquímico del humedal.

Estratificación de materiales y fundamentos del diseño multicapa

La construcción del humedal artificial se desarrolló mediante la implementación secuencial de un sistema multicapa específicamente diseñado para optimizar sinérgicamente los procesos de tratamiento. La capa basal consistió en piedra caliza dispuesta hasta una altura de 15 centímetros, material seleccionado por su capacidad de neutralización de acidez mediante reacciones de disolución controlada y su función como soporte estructural primario para el sistema. Sobre este estrato se depositó una capa de 5 centímetros de lodo, que actuó como matriz para el desarrollo de comunidades microbianas especializadas en la transformación de contaminantes. Posteriormente, se incorporó una capa de 10 centímetros de guano, que proporcionó los nutrientes esenciales para el establecimiento y desarrollo de la biota del sistema, siguiendo principios establecidos en sistemas de tratamiento pasivo documentados en la literatura especializada. Finalmente, se completó el perfil con una capa de 15 centímetros de arena gruesa, que funcionó como estrato de soporte para el sistema radicular de las plantas y medio de filtración adicional para la retención de partículas.

Configuración espacial de especies y distribución estratégica

La fase culminante del proceso de implementación consistió en la plantación meticulosa de ejemplares de *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* con una densidad de espaciamiento de 10 centímetros entre individuos, distribuidos estratégicamente a lo largo de un área total de 4.263 m² (14.7 m x 0.29 m). La configuración espacial específica asignó los primeros 3.2 metros del humedal a *Distichia muscoides*, seguidos por 4.3 metros de *Calamagrostis glacialis*, 3 metros adicionales de *Distichia muscoides* y finalmente 4.2 metros de *Calamagrostis glacialis*. Este diseño alternante responde a un criterio técnico fundamentado en las capacidades complementarias de ambas especies documentadas en estudios

previos, donde *Distichia muscoides* demostró mayor eficiencia en la acumulación de ciertos metales mientras *Calamagrostis glacialis* mostró superior capacidad para otros contaminantes específicos. La documentación visual completa de este proceso secuencial, presentada en las Figuras 4 a 13, proporciona una referencia gráfica detallada de cada etapa constructiva y constituye un valioso registro metodológico para futuras replicaciones del sistema en contextos similares de remediación de drenajes ácidos en ecosistemas altoandinos.

Figura 5. Infraestructura de conducción hídrica implementada mediante la iniciativa “Por las Rutas del Cambio Climático”.



Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 6. Finalización de las actividades de limpieza y acondicionamiento del canal.



Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 7. Instalación del material calcáreo en el sistema.



Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 8. Incorporación de lodo activado enriquecido con nutrientes y consorcios bacterianos sulfato-reductores.



Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 9. Incorporación de guano de ovino como portador de nutrientes y consorcios microbianos.



Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 10. Colocación del estrato final de arena gruesa.



Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 11. Proceso de colecta de especies vegetales. A: *Distichia muscoides*. B: *Calamagrostis glacialis*.

A**B**

Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 12. Proceso de limpieza de ejemplares de *Calamagrostis glacialis*.



Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 13. Proceso de implantación y adaptación de *Distichia muscoides* en el humedal artificial.



Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 14. Proceso de transplante de ejemplares de *Calamagrostis glacialis* al humedal artificial.



Fuente: Luna Solano (2018).

Monitoreo del proceso de estabilización del humedal artificial

Programa de evaluación de la adaptación vegetal

Posteriormente al proceso de trasplante de *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis*, se implementó un riguroso programa de monitoreo de la adaptación vegetal que incluyó una fase inicial de observación intensiva durante 7 días consecutivos, seguida de una etapa de evaluación semanal que se extendió por un período de tres meses, específicamente entre abril y junio de 2015. Este diseño temporal de muestreo permitió capturar tanto las respuestas inmediatas de las especies al estrés del trasplante como su adaptación progresiva a las condiciones del humedal artificial a medio plazo. Durante las inspecciones sistemáticas de adaptación fitofisiológica, se consideraron múltiples indicadores de desempeño que incluían parámetros morfológicos, fisiológicos y de desarrollo, proporcionando una evaluación integral del establecimiento exitoso de las especies en el nuevo ambiente construido. La frecuencia decreciente del monitoreo respondió a un criterio técnico fundamentado en la dinámica esperada de los procesos de aclimatación vegetal, donde los mayores cambios adaptativos ocurren durante las primeras semanas posteriores al trasplante, estabilizándose progresivamente conforme las plantas desarrollan sus sistemas radiculares y se adaptan a las condiciones específicas del sustrato y la calidad del agua del humedal artificial.

Evaluación del régimen hidrológico para el diseño del sistema de tratamiento

La determinación del caudal de salida de la Laguna Pastoruri N° 2 constituyó un componente fundamental del estudio, con el objetivo específico de verificar la estabilidad temporal de este parámetro hidrológico a lo largo del ciclo anual y, consecuentemente, garantizar la viabilidad de un flujo permanente de agua a través del humedal artificial. Para caracterizar adecuadamente la variabilidad estacional del sistema, se programaron campañas de medición en tres momentos hidrológicamente representativos: el 28 de julio de 2015 (inicio del período de estiaje), el 27 de setiembre de 2015 (pleno estiaje) y el 8 de diciembre de 2015 (inicio de la época de

lluvias). Esta estrategia de muestreo permitió capturar las condiciones de flujo en los extremos del régimen hidrológico y en un punto intermedio, proporcionando así una visión integral del comportamiento del sistema. Para la cuantificación precisa de los caudales, se empleó un correntómetro marca Global Water 800-876-1172, modelo FP111, con número de serie #1302000240, instrumento que garantizó la obtención de datos confiables y reproducibles. Los valores de caudal determinados experimentalmente en cada una de estas campañas fueron los siguientes:

- $Q_{\text{Julio}} = 13,94 \text{ L/s}$
- $Q_{\text{Setiembre}} = 12,2 \text{ L/s}$
- $Q_{\text{Diciembre}} = 14,76 \text{ L/s}$

Optimización del flujo hídrico para el establecimiento vegetal

La regulación del caudal en el canal del humedal artificial constituyó una medida fundamental para garantizar las condiciones óptimas de establecimiento y desarrollo de las especies vegetales. Este control se implementó con el propósito específico de prevenir la inundación completa de las plantas, situación que podría comprometer su supervivencia al limitar el intercambio gaseoso y generar condiciones de anoxia en el sistema radicular. Para mantener un flujo constante y controlado, se optó por emplear el método del flotador, técnica hidrométrica que, si bien proporciona estimaciones aproximadas, resulta adecuada para sistemas de pequeña escala donde se prioriza la estabilidad del flujo sobre la precisión extrema en la cuantificación. Esta aproximación metodológica permitió establecer un balance hídrico que aseguró la disponibilidad permanente de agua para los procesos de tratamiento, al mismo tiempo que preservó las condiciones aerobias necesarias para el desarrollo fisiológico de *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis*.

Fundamentos metodológicos para la estimación del caudal

El método del flotador, reconocido por su simplicidad operativa y aplicabilidad en condiciones de campo, se fundamenta en la estimación indi-

recta del caudal mediante la determinación de dos parámetros hidráulicos básicos: la velocidad superficial del agua y el área transversal de flujo del canal. Según la metodología estandarizada por Sánchez (2010), el cálculo del caudal estimado se determina mediante una expresión matemática específica que relaciona estos dos parámetros fundamentales. Esta técnica, ampliamente documentada en literatura especializada en hidrometría, presenta la ventaja de requerir equipamiento mínimo y permitir mediciones rápidas, aunque con la limitación inherente de proporcionar valores aproximados debido a que la velocidad medida en superficie no necesariamente representa la velocidad promedio en toda la sección transversal. La elección de este método resultó apropiada para los objetivos del estudio, donde la prioridad consistía en mantener condiciones de flujo estables más que en obtener mediciones de alta precisión, representando así un equilibrio adecuado entre rigor metodológico y practicidad operativa en el contexto específico de un humedal artificial de investigación.

$$Q = A \times V$$

Donde:

A = Es el área del canal

V = Velocidad del flujo de agua Hallando el área:

A= BxH Dónde:

B= Ancho del canal = 0.29 m

H= Profundidad del canal = 0.40 m

A= (0.29 m)(0.40m) = 0.116 m² Hallando la velocidad:

V= L/ T Dónde:

L= Longitud del tramo = 0.90 m

T= Tiempo promedio del recorrido del flotador = 11.3 s

V = (0.90m) / (11.3 s) = 0.0796 m/s

Entonces:

Hallamos el caudal del canal:

$$Q = (0.116 \text{ m}^2) (0.0796 \text{ m/s})$$

$$Q = 0.0092 \text{ m}^3/\text{s}$$

Tiempo de retención hidráulica:

$$TRH = V_c / Q$$

Donde:

V_c = Volumen del canal ocupado

Q = Caudal del agua en el canal

Hallando V_c .

$V_c = L \times a \times b$ Dónde:

L = Longitud = 3.2 m a = Altura o profundidad del canal ocupado = 0.40 m b = Base o ancho del canal = 0.29 m

$$V_c = 3.2\text{m} \times 0.40\text{m} \times 0.29\text{m} = 0.371 \text{ m}^3$$

Entonces.

$$TRH = 0.371\text{m}^3 / 0.0092 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$TRH = 40.33 \text{ s}$$

Estimación del periodo de retención del agua utilizando la planta *Distichia muscoides*

$$TRH (Dm) = 0.371 \text{ m}^3 / 0.0092\text{m}^3/\text{s}$$

$$TRH (Dm) = 40.33 \text{ s}$$

Estimación del periodo de retención del agua utilizando la planta *Calamagrostis glacialis*:

Longitud del canal sembrado con *Calamagrostis glacialis* = 4.3 m

$V_c = 4.3 \text{ m} \times 0.29 \text{ m} \times 0.40 \text{ m} = 0.4989 \text{ m}^3$

$\text{TRH (Cg)} = 0.499 \text{ m}^3 / 0.0092 \text{ m}^3/\text{s}$

$\text{TRH (Cg)} = 54.24 \text{ s}$

Tiempo de retención hidráulico total = 94.57 s $\text{TRH (T)} = 3.27$ minutos.

- **Determinación de la altura:** Se realizó la medición de la altura de *Calamagrostis glacialis* y *Distichia muscoides* en la fase inicial y final del proyecto.

Figura 15. Evaluación del desarrollo de *Distichia muscoides* en un humedal artificial.



Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 16. Evaluación del crecimiento de *Calamagrostis glacialis* en un sistema de humedal artificial.



Fuente: Luna Solano (2018).

- **Progresión del precipitado:** Se registró la formación de un precipitado anaranjado que incrementó su volumen de manera progresiva durante el experimento.

Figura 17. Precipitación naranja-rojizo



Fuente: Luna Solano (2018).

Monitoreo de agua

Las Figuras 18 y 19 documentan procedimientos estándar del monitoreo de calidad de agua.

Figura 18. Monitoreo integral del humedal de tratamiento



Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 19. Determinación de pH y conductividad eléctrica



Fuente: Luna Solano (2018).

Metodología integral para el monitoreo de humedales artificiales: un enfoque multidisciplinario

Fundamentos metodológicos en el monitoreo de sistemas acuáticos construidos

La implementación de protocolos estandarizados para la evaluación de humedales artificiales representa un componente fundamental en la investigación de sistemas de tratamiento sostenible. El primer monitoreo hidrológico, realizado el 28 de julio de 2015, estableció los lineamientos metodológicos que rigieron todo el proceso investigativo, siguiendo rigurosamente los procedimientos establecidos por la American Public Health Association en su compendio metodológico (APHA, 1992). La selección específica de los métodos 3010-B para colecta y conservación de muestras, 3010-C sobre precauciones generales y 3030-B concerning filtración pre-

eliminar no fue arbitraria, sino que respondió a la necesidad de garantizar la integridad de las muestras desde el momento de su recolección hasta su análisis final. Este enfoque meticuloso aseguraba que los parámetros medidos reflejaran fielmente las condiciones reales del sistema, minimizando la introducción de artefactos experimentales que pudieran comprometer la validez de los resultados. La cadena de custodia implementada, desde la recolección hasta el análisis, constituye un aspecto crítico frecuentemente subestimado en estudios ambientales, pero que en esta investigación recibió atención minuciosa.

El proceso de preservación de muestras demostró un entendimiento profundo de los principios de estabilización analítica. La acidificación con HNO_3 concentrado hasta alcanzar un $\text{pH} \leq 2$ representa una medida preventiva esencial para evitar la precipitación de metales y su adsorción a las paredes del recipiente, fenómeno bien documentado en la literatura especializada (Smith et al., 2018). La selección de membranas de 0.45 μm para la filtración preliminar permitió operacionalmente distinguir entre fracciones disueltas y particuladas, una distinción crucial para comprender la biodisponibilidad de los contaminantes metálicos en sistemas acuáticos. La decisión de emplear espectrometría de emisión atómica con plasma acoplado inductivamente (ICP-AES), fundamentada en el protocolo EPA 200.7/94, evidenció la búsqueda de técnicas analíticas con límites de detección apropiados para las concentraciones ambientales esperadas. La medición simultánea de parámetros fisicoquímicos *in situ*, como pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y temperatura, proporcionó el contexto necesario para interpretar adecuadamente las concentraciones de metales, ya que estos parámetros modulan significativamente su comportamiento ambiental (Viers et al., 2020).

Estrategias de muestreo secuencial y control de calidad analítica

La implementación de una serie temporal de monitoreos, con fechas específicas el 28 de julio, 27 de septiembre y 8 de diciembre de 2015, permitió capturar la variabilidad estacional en el desempeño del humedal artificial, un aspecto frecuentemente descuidado en estudios puntuales. La consistencia metodológica mantenida a lo largo de los tres periodos de muestreo fortaleció considerablemente la comparabilidad intertemporal

de los datos, eliminando variabilidad atribuible a diferencias procedimentales. La transición en los laboratorios de análisis, del Instituto de Corrosión y Protección de la PUCP al Laboratorio de Calidad Ambiental de la UNASAM, introdujo consideraciones importantes sobre control de calidad interlaboratorio que fueron abordadas mediante la estandarización metódica de los protocolos. El sistema de codificación implementado (M1-AE, M1-AS, M2-AE, M2-AS, M3-AE, M3-AS) demostró una planificación cuidadosa que facilitó el rastreo inequívoco de cada muestra a lo largo de todo el proceso analítico, desde su origen espacial y temporal hasta su análisis final.

La complementariedad del monitoreo de matrices sólidas con el análisis de aguas evidenció un enfoque ecosistémico integral. La colecta simultánea de especímenes de *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* durante las campañas de muestreo hidrológico permitió establecer correlaciones significativas entre las concentraciones en agua y en tejido vegetal, fundamental para evaluar procesos de fitoacumulación. La selección de metales objetivo (Al, Cd, Cu, Fe, Ni, Mn y Zn) abarcó elementos con diferentes comportamientos ambientales y toxicidades, proporcionando una visión comprehensiva del perfil de contaminación del sistema. El muestreo paralelo de sedimentos en las zonas de entrada y salida (codificados como SE y SS respectivamente) reconoció el papel crucial de esta matriz como sumidero y potencial fuente secundaria de contaminantes, particularmente relevante en sistemas de flujo intermitente donde pueden ocurrir procesos de resuspensión durante eventos hidrológicos extremos (Du Laing et al., 2019). La preservación de muestras de sedimento en recipientes lavados con ácido nítrico, de acuerdo con el procedimiento del Instituto de Hidrología y Meteorología de Colombia, demostró atención al control de contaminación cruzada, aspecto crítico cuando se trabajan con trazas metálicas.

Procesos de caracterización botánica y análisis integral de datos

La documentación taxonómica de las especies vegetales investigadas siguió protocolos científicos rigurosos que trascendieron la mera identificación field. El proceso de herborización, realizado conforme a los procedimientos del Herbario de la Universidad Nacional de Trujillo (HUT), in-

cluyó múltiples etapas meticulosamente ejecutadas: colecta de triplicados de ejemplares previamente lavados, secado controlado en bastidores con periódicos, y etiquetado comprehensivo con todos los metadatos relevantes (código de muestra, ubicación, altitud, fecha y hora de recolección). La participación del biólogo José Mostacero León, Director de la Facultad de Ciencias Biológicas de la UNT, y la verificación en el herbario institucional (con códigos de identificación 58056 para *Distichia muscoides* y 58058 para *Calamagrostis glacialis*) proporcionaron el nivel de rigor taxonómico necesario para estudios ecofisiológicos confiables. Las técnicas de montaje y preservación con naftalina aseguraron la creación de voucher specimens disponibles para consulta futura, práctica esencial que fortalece la reproducibilidad de la investigación botánica (Bridson & Forman, 2019).

La etapa final de gabinete representó la síntesis integradora de todos los componentes metodológicos anteriores. La revisión sistemática de los reportes de laboratorio, la contrastación con estándares de calidad ambiental vigentes, y la aplicación de algoritmos especializados como el Factor de Bioacumulación según Jara-Peña (2017), transformaron datos crudos en información ecológicamente significativa. Este proceso analítico permitió establecer no solo patrones de presencia y concentración de contaminantes, sino también evaluar procesos ecosistémicos fundamentales como la transferencia trófica de metales y la eficiencia depuradora del humedal artificial. La integración de datos hidrológicos, sedimentológicos y botánicos mediante enfoques multivariados habría permitido identificar interacciones complejas entre compartimentos ambientales, aunque este nivel de análisis estadístico no fue explícitamente detallado en la metodología base. La aplicación consistente de esta framework metodológica a lo largo de múltiples campañas estacionales generó un dataset robusto capaz de sustentar conclusiones sólidas sobre el desempeño del sistema construido y las capacidades fitoacumuladoras de las especies investigadas, contribuyendo significativamente al cuerpo de conocimiento sobre tecnologías de remediación basadas en naturaleza.

Capítulo 4

Establecimiento y desarrollo de especies
vegetales en el humedal artificial

Adaptación y crecimiento de las especies nativas

El proceso de establecimiento de las especies vegetales seleccionadas para el humedal artificial demostró ser exitoso durante un período de observación de nueve meses, evidenciándose no solo mediante indicadores morfológicos de desarrollo vegetativo, sino también a través de la capacidad de acumulación de metales en sus tejidos. Ambos taxones mostraron una notable adaptación a las condiciones controladas del sistema construido, manifestando incrementos significativos en sus dimensiones tanto radicales como aéreas, lo que sugiere una adecuada aclimatación al sustrato y a las características hidrológicas del humedal. Particularmente relevante resultó la documentación de la bioacumulación de metales como aluminio (Al), hierro (Fe), manganeso (Mn), níquel (Ni) y zinc (Zn) en sus estructuras vegetativas, lo que indica la activación de los mecanismos fisiológicos de tolerancia y acumulación que fundamentaron su selección para este proyecto de biorremediación. Este proceso de establecimiento y desarrollo vegetal constituye un indicador primario del potencial de estas especies para su implementación en sistemas de tratamiento de aguas impactadas por drenajes ácidos de roca, validando preliminarmente su capacidad para prosperar en condiciones de estrés químico mientras cumplen funciones de fitorremediación.

Dinámica de crecimiento comparativo entre especies

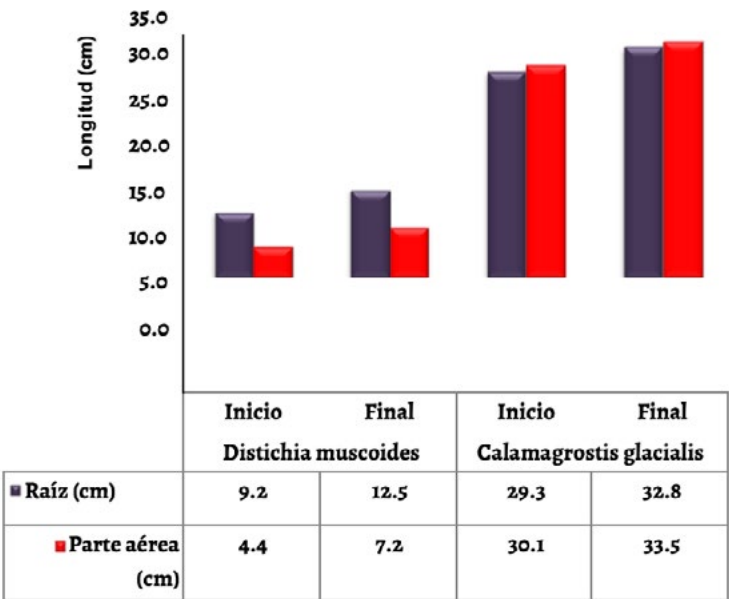
El análisis comparativo del desarrollo morfológico de ambas especies reveló patrones de crecimiento diferenciados que reflejan sus distintas estrategias ecofisiológicas. Como se presenta en la Figura 20, *Calamagrostis glacialis* exhibió un crecimiento de 3.5 centímetros en su sistema radical y 3.4 centímetros en el tallo, demostrando un desarrollo balanceado entre ambos componentes estructurales. Este patrón de crecimiento simétrico es característico de muchas gramíneas perennes que asignan recursos de manera equilibrada entre la exploración del sustrato (a través del sistema radical) y la captación de energía lumínica (mediante el desarrollo aéreo). Por su parte, *Distichia muscoides* presentó un crecimiento de 3.3 centímetros en la raíz y 2.8 centímetros en la parte aérea, mostrando una ligera preferencia de asignación de recursos hacia el sistema radical. Esta

asimetría en el desarrollo podría reflejar la estrategia adaptativa típica de las plantas en cojín, que priorizan la estabilidad en sustratos adversos y la creación de un sistema radical extenso que facilite la retención de humedad y nutrientes en ambientes de alta montaña. Las diferencias en los patrones de crecimiento entre ambas especies sugieren una complementariedad funcional potencialmente ventajosa para el sistema de humedal artificial, donde las distintas arquitecturas vegetales podrían contribuir de manera sinérgica a la estabilización del sustrato, la creación de microhábitats para comunidades microbianas y la eficiencia global del proceso de biorremediación.

Implicaciones para la biorremediación de drenajes ácidos

El establecimiento exitoso de *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* en el humedal artificial, junto con su capacidad documentada para acumular múltiples metales en sus tejidos, representa un hallazgo significativo para el desarrollo de tecnologías de biorremediación adaptadas a ecosistemas altoandinos. La supervivencia y crecimiento sostenido de estas especies nativas durante nueve meses en condiciones controladas sugiere que poseen la resiliencia necesaria para tolerar los factores de estrés asociados con ambientes impactados por drenajes ácidos de roca. La bioacumulación simultánea de cinco metales diferentes (Al, Fe, Mn, Ni y Zn) indica la presencia de mecanismos fisiológicos versátiles de tolerancia y acumulación, lo que las posiciona como candidatas prometedoras para programas de fitorremediación en regiones montañosas afectadas por contaminación mixta de metales. Estos resultados preliminares abren perspectivas importantes para el escalamiento de esta tecnología a nivel de campo, particularmente en el contexto de la creciente problemática de los drenajes ácidos generados por el retroceso glaciar en la Cordillera de los Andes. La complementariedad observada en los patrones de crecimiento sugiere que el cultivo conjunto de ambas especies en humedales artificiales podría optimizar la eficiencia del sistema a través de la explotación de nichos ecológicos diferenciados, representando así una solución basada en la naturaleza ecológicamente apropiada para enfrentar los desafíos de contaminación hídrica en ecosistemas de alta montaña.

Figura 20. Dimensiones de crecimiento de *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis*.



Fuente: Luna Solano (2018).

Patrones de bioacumulación de metales en especies altoandinas

Dinámica temporal de acumulación de metales pesados

El análisis secuencial de la concentración de metales pesados en *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis*, representado en las Figuras 21, 22 y 24 correspondientes al primer, segundo y tercer monitoreo respectivamente, revela patrones distintivos de bioacumulación con implicaciones significativas para su aplicación en estrategias de fitorremediación. La data obtenida demuestra consistentemente que ambas especies exhiben una capacidad notable para acumular metales en sus tejidos, con un perfil de acumulación dominado por el aluminio como metal principal, seguido en orden decreciente por hierro y manganeso. Esta jerarquía en la acumulación metálica sugiere la existencia de mecanismos fisiológicos de absorción y almacenamiento específicos para cada elemento, posiblemente relacionados con la similitud iónica, la especificidad de transportadores de membrana y los procesos de detoxificación intracelular. La progresión

temporal evidenciada a través de los tres periodos de monitoreo indica un proceso acumulativo sostenido, donde las concentraciones tisulares de metales muestran una tendencia creciente conforme avanza el tiempo de exposición, reflejando la capacidad continua de estas especies para absorber y retener elementos potencialmente tóxicos mientras mantienen sus funciones metabólicas esenciales.

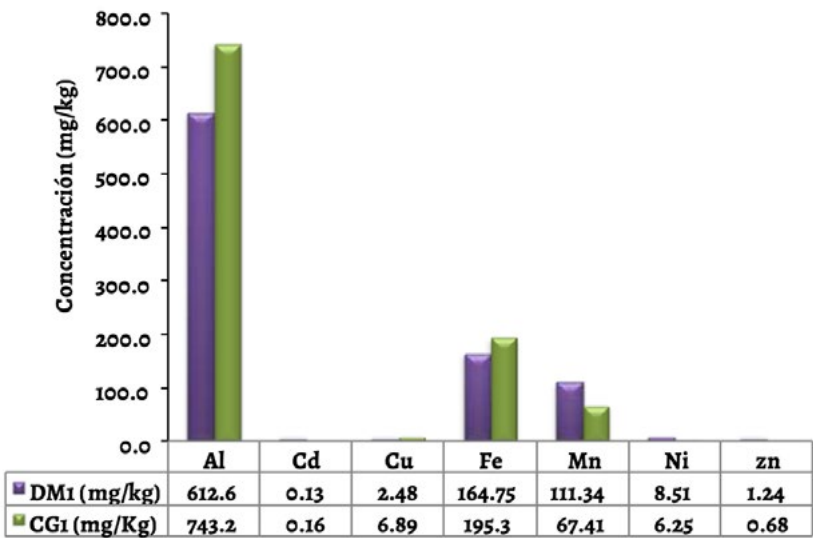
Especificidad en los perfiles de bioacumulación por especie

La investigación revela una notable especificidad en los patrones de bioacumulación entre ambas especies, sugiriendo estrategias fisiológicas diferenciadas en el manejo de metales pesados. *Distichia muscoides* demuestra una mayor eficiencia en la acumulación de manganeso (Mn), níquel (Ni) y zinc (Zn), elementos que presentan concentraciones significativamente más elevadas en sus tejidos en comparación con *Calamagrostis glacialis*. Esta selectividad podría estar asociada con la morfología particular en cojín de *D. muscoides*, que crea microambientes específicos en la rizósfera y favorece ciertos procesos de solubilización y absorción de estos metales. Por contraste, *Calamagrostis glacialis* exhibe una marcada preferencia por la acumulación de aluminio (Al), cadmio (Cd), hierro (Fe) y cobre (Cu), mostrando concentraciones tisulares notablemente superiores para estos elementos. Esta divergencia en los perfiles de acumulación sugiere la existencia de mecanismos de transporte, quelación y compartimentalización celular específicos para cada especie, posiblemente resultado de adaptaciones evolutivas a diferentes nichos ecológicos dentro del ecosistema altoandino. La complementariedad observada en las capacidades de bioacumulación de ambas especies representa una ventaja significativa para su implementación conjunta en sistemas de humedales artificiales, ya que permite abordar simultáneamente un espectro más amplio de contaminantes metálicos.

Implicaciones para estrategias de fitorremediación en ecosistemas altoandinos

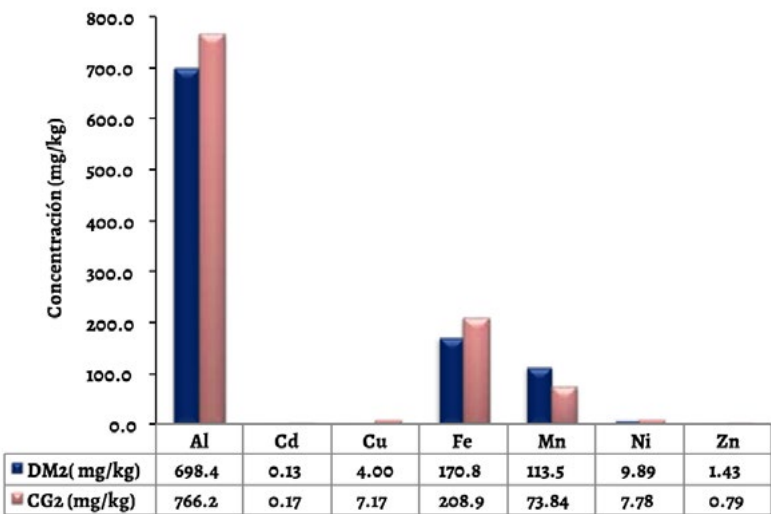
La relación directamente proporcional entre el crecimiento vegetal y el incremento en la bioacumulación de metales constituye un hallazgo de gran relevancia aplicada. Este patrón sugiere que el desarrollo de biomasa no solo no se ve comprometido por la presencia de metales pesados, sino que parece existir una correlación positiva entre el vigor vegetativo y la capacidad de acumulación, al menos dentro de los rangos de concentración estudiados. Tal característica es altamente deseable en especies destinadas a fitorremediación, ya que combina la eficiencia en la remoción de contaminantes con la sostenibilidad del sistema a largo plazo. La capacidad diferencial de acumulación observada entre ambas especies permite proponer estrategias de diseño específicas para humedales artificiales, donde la distribución espacial de *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* podría optimizarse según la composición metálica particular del efluente a tratar. Estos resultados validan el potencial de las especies nativas altoandinas como herramientas efectivas para la remediación de drenajes ácidos de roca, ofreciendo una solución ecológicamente apropiada y técnicamente viable para abordar los crecientes desafíos de contaminación hídrica en ecosistemas de montaña afectados por el retroceso glaciar. La persistencia y aumento progresivo de la bioacumulación a través de múltiples periodos de monitoreo refuerza la viabilidad de estas especies para programas de remediación a mediano y largo plazo, posicionándolas como recursos valiosos para la gestión sostenible de recursos hídricos en regiones andinas.

Figura 21. Niveles de metales pesados detectados en *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* durante el monitoreo inicial.



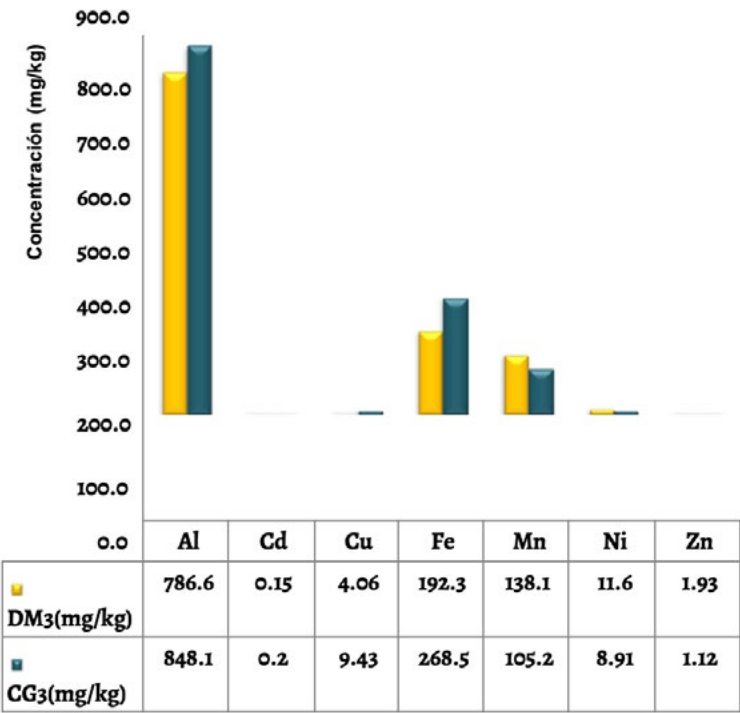
Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 22. Contenido metálico en tejidos vegetales: resultados del segundo monitoreo en *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis*.



Fuente: Luna Solano (2018).

Figura 23. Niveles de metales pesados en *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* durante el tercer periodo de monitoreo.



Fuente: Luna Solano (2018).

Análisis comparativo de la bioacumulación de metales en condiciones controladas versus naturales

Diferencias en los perfiles de acumulación entre ambientes

Las concentraciones de metales pesados cuantificadas en *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* durante el monitoreo final del presente estudio resultaron consistentemente inferiores a los valores documentados por Nández (2016) en condiciones naturales. Esta divergencia puede atribuirse fundamentalmente a las diferencias metodológicas entre ambas investigaciones: mientras Nández (2016) realizó la colecta de especímenes establecidos en suelos metalíferos naturales de la zona de Pastoruri, en el presente estudio las especies fueron expuestas a un drenaje ácido de

roca de flujo permanente dentro de un humedal artificial, representando un sistema controlado con dinámicas de exposición diferentes. Para **Distichia muscoides**, se registraron concentraciones de aluminio (786.600 mg/kg), cadmio (0.150 mg/kg), cobre (4.060 mg/kg), hierro (192.300 mg/kg), manganeso (138.100 mg/kg), níquel (11.600 mg/kg) y zinc (1.930 mg/kg), valores significativamente menores a los reportados por Ñáñez (2016) para los mismos metales: aluminio (1321.769 mg/kg), cadmio (4.118 mg/kg), cobre (14.273 mg/kg), hierro (27862.127 mg/kg), manganeso (1796.910 mg/kg), níquel (28.568 mg/kg) y zinc (200.574 mg/kg). Esta marcada diferencia sugiere que las condiciones de exposición continua pero controlada en el humedal artificial generan perfiles de bioacumulación distintos a aquellos observados en ambientes naturales con suelos metalíferos.

Implicaciones para la longevidad del sistema de remediación

El análisis de *Calamagrostis glacialis* revela un patrón similar, con concentraciones de aluminio (848.100 mg/kg), cadmio (0.200 mg/kg), cobre (9.430 mg/kg), hierro (268.500 mg/kg), manganeso (105.200 mg/kg), níquel (8.910 mg/kg) y zinc (1.120 mg/kg) notablemente inferiores a los documentados por Ñáñez (2016) para la misma especie en condiciones naturales: aluminio (2983.016 mg/kg), cadmio (42.631 mg/kg), cobre (41.224 mg/kg), hierro (20767.031 mg/kg), manganeso (914.939 mg/kg), níquel (32.216 mg/kg) y zinc (95.613 mg/kg). La significativa discrepancia en los valores, particularmente evidente para metales como el hierro y cadmio, sugiere que las plantas en el humedal artificial se encuentran en una fase activa de crecimiento y acumulación, lejos de haber alcanzado su potencial máximo de bioacumulación. Esta observación conlleva importantes implicaciones prácticas: tanto *Distichia muscoides* como *Calamagrostis glacialis* podrían continuar su desarrollo y acumulación de metales por un periodo extendido, lo que sugiere que la vida útil del humedal implementado podría ser sustancialmente más prolongada que lo inicialmente estimado. La capacidad de estas especies para mantener tasas de acumulación sostenidas en el tiempo representa una ventaja operativa significativa para sistemas de remediación a largo plazo.

Caracterización del drenaje ácido de roca y su relación con la geología local

La caracterización inicial del drenaje ácido de roca, presentada en la Tabla N° 6, revela un perfil geoquímico dominado por sílice, seguido por concentraciones significativas de hierro, calcio y aluminio, entre otros elementos. Estos hallazgos concuerdan sustancialmente con el reporte de Santofimia et al. (2017), quien identificó que el material rocoso adyacente a la Laguna Pastoruri N° 2 está compuesto predominantemente por óxidos de silicio (SiO₂), aluminio (Al₂O₃) y hierro (FeS₂ en forma de piritita). La consistencia entre la composición del lecho rocoso y las especies químicas predominantes en el drenaje ácido confirma que la meteorización de este sustrato geológico constituye la fuente primaria de los metales pesados que alcanzan la Laguna Pastoruri N° 2. Esta relación directa entre la litología local y la composición del drenaje ácido subraya la importancia de considerar el contexto geológico en el diseño de estrategias de remediación, ya que la tasa de liberación de metales estará intrínsecamente vinculada a los procesos de weathering de las formaciones rocosas específicas de la cuenca. La comprensión de estas relaciones fuente-transporte es fundamental para proyectar la evolución temporal de la contaminación y diseñar sistemas de tratamiento efectivos a largo plazo.

Tabla 5. Línea base de metales pesados en el drenaje ácido de roca al comienzo de la investigación.

Metal	Concentración (mg/L)
Sílice	27,890
Hierro	15,106
Calcio	9.580
Aluminio	8.360
Magnesio	5.980
Manganeso	2.391
Potasio	1.260
Sodio	0.200
Zinc	0.189
Estroncio	0.137
Níquel	0.124

Metal	Concentración (mg/L)
Cobalto	0.071
Litio	0.033
Boro	0.024
Bario	0.018
Cobre	0.012
Plomo	0.006
Fosforo	0.004
Titanio	0.003
Berilio	0.0029
Cadmio	0.0014
Cromo	0.0005
Plata	<0.0005
Selenio	<0.0030
Talio	<0.0030
Cerio	<0.0020
Molibdeno	<0.0020
Arsénico	<0.0010
Mercurio	<0.0010
Antimonio	<0.0010
Estaño	<0.0010
Vanadio	<0.0004

Fuente: Luna Solano (2018).

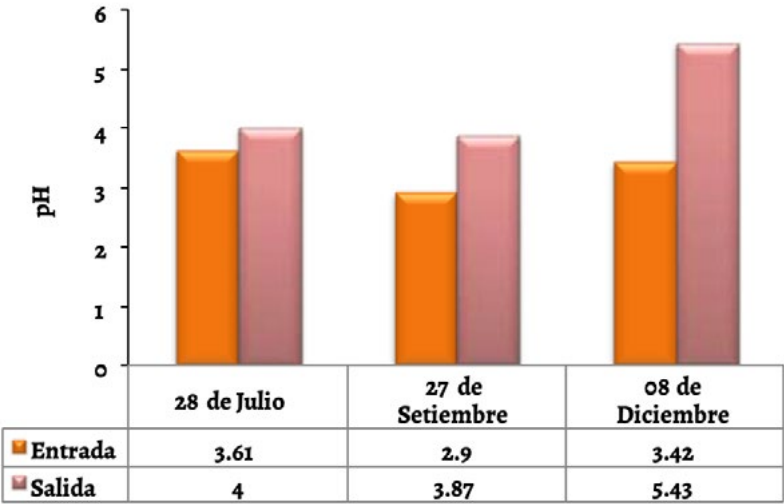
De acuerdo con los hallazgos de González-Toril et al. (2015), quienes caracterizaron fisicoquímicamente las lagunas de Pastoruri, se registró un pH de 3, una conductividad eléctrica entre 626 y 992 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y concentraciones elevadas de hierro (44 mg/L), aluminio (4.3 mg/L), manganeso (3.09 mg/L), zinc (0.26 mg/L) y níquel (140 $\mu\text{g}/\text{L}$). Estos resultados presentan similitud con los observados en el presente estudio, donde se midió un pH de 3.17 y una conductividad de 770 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Según González-Toril et al. (2015), las altas concentraciones de hierro se explican por la oxidación y disolución de piritita presente en la zona, mientras que el elevado contenido de aluminio se atribuye a la alteración de arcillas contenidas en las rocas del área.

Evolución del parámetro de acidez en el sistema de tratamiento

El análisis de la Figura 24 demuestra la variación temporal del pH en el drenaje ácido de roca durante el período de estudio de nueve meses. Los resultados revelan que el humedal artificial implementado logró incrementar progresivamente el pH del efluente, evidenciando su capacidad de neutralización a través de procesos naturales. Este comportamiento positivo refleja la efectividad de los mecanismos de remediación del sistema, que incluyen procesos de dilución, reacciones de neutralización con el sustrato y actividad biológica en la rizósfera.

Sin embargo, es importante destacar que el valor final alcanzado al término del período de observación se mantuvo por debajo del rango establecido en los estándares de calidad ambiental para agua (6.5-8.5 unidades de pH). Esta discrepancia sugiere la necesidad de implementar mejoras en el diseño del sistema o considerar tiempos de tratamiento más prolongados. La tendencia ascendente observada en la evolución del pH indica que, con ajustes operativos adecuados o extendiendo el tiempo de residencia hidráulica, el humedal podría alcanzar los valores normativos requeridos.

Figura 24. Cambios en los valores de pH a través del tiempo de evaluación.



Fuente: Luna Solano (2018).

Si bien la roca caliza incorporada en el humedal tuvo como propósito neutralizar la acidez del drenaje y elevar el pH del agua, el proceso de precipitación de metales como hierro (Fe) y aluminio (Al) en forma de hidróxidos genera una liberación de iones hidrógeno, lo que contrarresta parcialmente el efecto neutralizante (Aduvire, 2006). Este fenómeno podría explicar la limitación del sistema para alcanzar niveles de pH más adecuados. No obstante, se observa una mejora progresiva en la eficiencia del humedal: durante el primer monitoreo el pH aumentó 0.39 unidades, en el segundo 0.97 unidades y en el tercero 2.01 unidades. Estos resultados indican que, a medida que el humedal artificial alcanza un estado de madurez y estabilización, su capacidad para incrementar el pH del drenaje ácido mejora significativamente, reflejando una adaptación del sistema a lo largo del tiempo.

Evolución de la conductividad eléctrica en el sistema de tratamiento

Dinámica de la mineralización en el humedal artificial

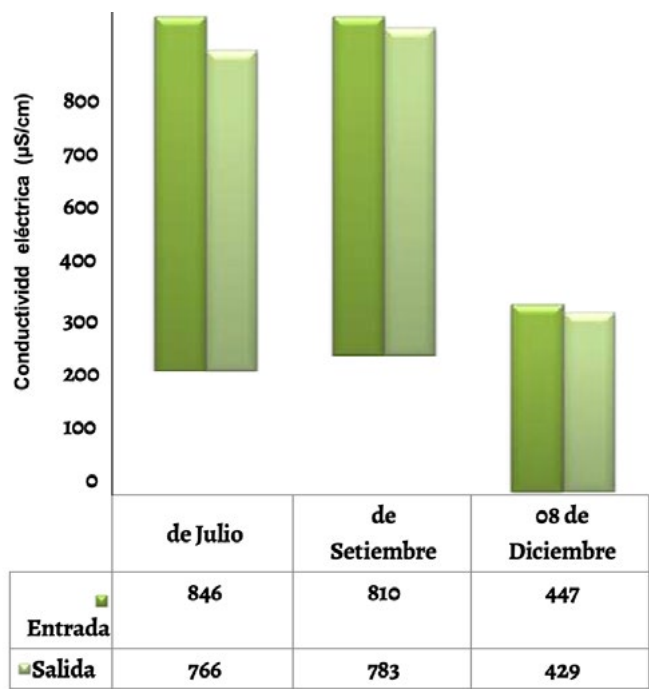
La Figura 25 presenta la variación temporal de la conductividad eléctrica en el drenaje ácido de roca a lo largo del período de investigación, revelando una tendencia significativa hacia la reducción de este parámetro indicador de la mineralización total del agua. El sistema de humedal artificial demostró una capacidad notable para disminuir progresivamente la conductividad eléctrica durante los nueve meses de operación monitorizada, reflejando una eficiente remoción de iones disueltos y una general desmineralización del efluente. Este comportamiento positivo puede atribuirse a la conjunción de múltiples mecanismos de tratamiento presentes en el sistema, que incluyen procesos de precipitación química de sales, adsorción en partículas del sustrato, intercambio iónico en superficies vegetales y microbianas, así como la dilución natural y la incorporación de iones en la biomasa en crecimiento. La trayectoria descendente observada en los valores de conductividad sugiere una estabilización gradual del sistema y una mejora continua en su eficiencia de tratamiento, con una cinética que parece acelerarse en los últimos periodos de monitoreo, posiblemente debido

a la maduración de las comunidades microbianas y al desarrollo completo del sistema radicular de las plantas.

Cumplimiento normativo e implicaciones para la calidad del agua

Los valores registrados de conductividad eléctrica a lo largo del estudio se mantuvieron consistentemente dentro del límite establecido por el estándar de calidad ambiental para agua, el cual establece un máximo de $1600 \mu\text{S}/\text{cm}$. Este cumplimiento normativo sostenido indica que el agua tratada contenía una concentración iónica total compatible con los usos previstos para esta categoría de recurso hídrico. La conductividad eléctrica, al ser un parámetro integrador que refleja la presencia total de especies iónicas en solución, constituye un indicador confiable del grado de mineralización del agua y, por extensión, de la efectividad global del proceso de tratamiento. Los valores observados, sustancialmente inferiores al límite normativo, sugieren que el humedal artificial fue particularmente efectivo en la remoción de los principales iones contribuyentes a la conductividad en drenajes ácidos, como sulfatos, hierro, aluminio y otros metales pesados. Esta reducción en la carga iónica total está directamente relacionada con la disminución de la toxicidad del efluente y su mayor aptitud para diversos usos, incluyendo la posibilidad de descarga a cuerpos receptores o su aprovechamiento en actividades que no requieren agua de alta pureza. El desempeño del sistema en cuanto a la reducción de conductividad eléctrica refuerza su potencial como tecnología apropiada para el tratamiento de drenajes ácidos de roca en ecosistemas de alta montaña, particularmente cuando se busca implementar soluciones de bajo costo operativo y mínimo consumo energético.

Figura 25. Evolución temporal de la conductividad eléctrica en el recurso hídrico.

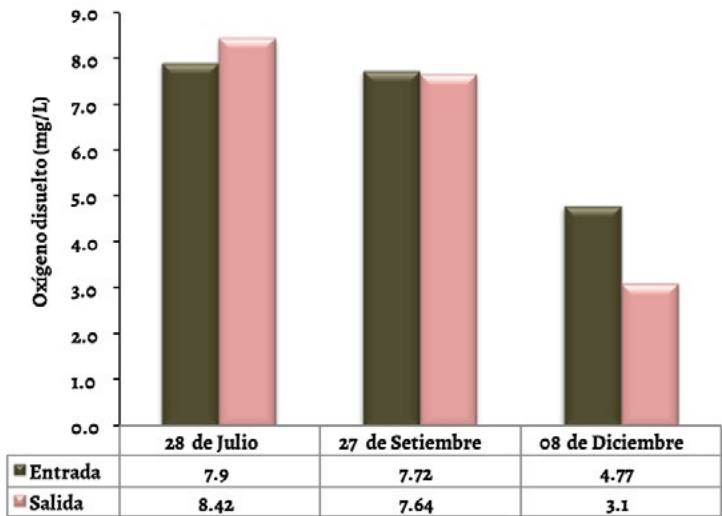


Fuente: Luna Solano (2018).

Evolución del oxígeno disuelto en el humedal artificial

La Figura 26 muestra la variación del oxígeno disuelto en el drenaje ácido durante el estudio. Inicialmente, los valores cumplieron con el estándar de calidad (>5 mg/L), pero en el tercer monitoreo descendieron por debajo del límite. Esta disminución refleja la maduración del sistema: al aumentar la actividad microbiana y los procesos de degradación de materia orgánica y precipitación de metales, se incrementa el consumo de oxígeno. Este comportamiento indica que el humedal está funcionando activamente, aunque sugiere la necesidad de monitorear y posiblemente optimizar la oxigenación para mantener condiciones aerobias adecuadas.

Figura 26. Parámetros de oxigenación en el flujo de entrada y descarga del humedal de tratamiento.



Fuente: Luna Solano (2018).

Eficiencia del humedal artificial en la remoción de aluminio

Evaluación del desempeño del sistema a lo largo del tiempo

La Figura 27 ilustra la capacidad del humedal artificial para reducir la concentración de aluminio en el drenaje ácido de roca, demostrando una evolución significativa en su eficiencia de tratamiento a lo largo del período de estudio. Durante el primer monitoreo, el sistema logró una remoción del 6.95% de aluminio, valor que disminuyó al 3.74% en el segundo monitoreo, para posteriormente incrementarse notablemente hasta alcanzar un 14.9% en la tercera evaluación. Esta trayectoria no lineal en la eficiencia de remoción sugiere la existencia de un período de ajuste y estabilización del sistema, durante el cual se establecen progresivamente las condiciones óptimas para los procesos de tratamiento. La marcada mejoría observada en el tercer monitoreo indica que, a medida que el humedal artificial madura y se estabiliza, desarrolla una capacidad significativamente mayor para la remoción de aluminio, posiblemente debido al establecimiento de comunidades microbianas especializadas, el desarrollo completo del sistema radi-

cular de las plantas y la activación de múltiples mecanismos de retención y transformación de este metal.

Mecanismos de remoción y cumplimiento normativo

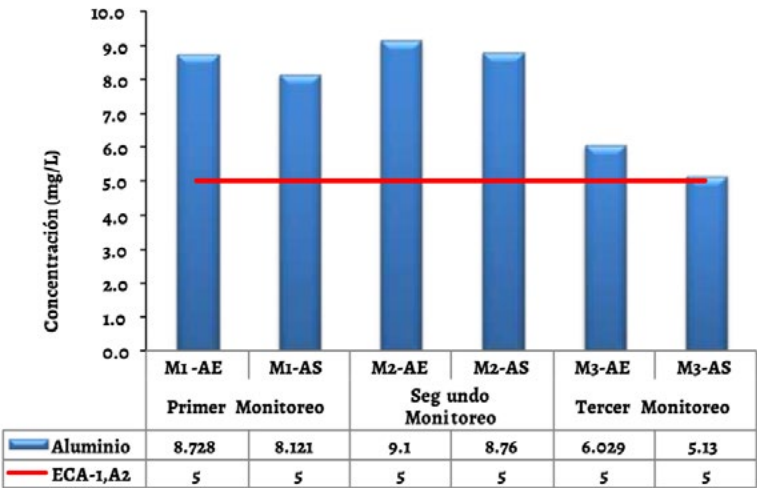
Los procesos responsables de la remoción de aluminio en el humedal artificial son diversos e incluyen mecanismos tanto abióticos como biológicos. Entre estos destacan la precipitación como hidróxidos y oxihidróxidos en condiciones de pH creciente, la adsorción en superficies del sustrato y material orgánico, la complejación con exudados radicales y materia orgánica disuelta, y la posible incorporación en la biomasa microbiana y vegetal. La eficiencia creciente observada sugiere que estos mecanismos se van optimizando con el tiempo, posiblemente debido a la formación de biopelículas más desarrolladas en el sustrato, la mayor producción de exudados radicales con capacidad complejante, y la adaptación de las comunidades microbianas a las condiciones específicas del drenaje. A pesar de la mejora documentada en la eficiencia de remoción, es importante destacar que, al término del período de estudio, la concentración de aluminio en el efluente aún superaba el límite establecido en el estándar de calidad ambiental para agua, el cual es de 5 mg/L. Esta situación indica que, si bien el sistema demuestra una tendencia positiva y potencial para un tratamiento efectivo, se requieren periodos de operación más prolongados o posibles optimizaciones en el diseño para alcanzar el cumplimiento normativo completo.

Perspectivas de mejora y aplicabilidad del sistema

La evolución temporal observada en la eficiencia de remoción de aluminio sugiere que el humedal artificial podría alcanzar mayores niveles de tratamiento con un tiempo de operación extendido. La tendencia positiva documentada en el tercer monitoreo permite proyectar que, de mantenerse esta trayectoria, el sistema podría aproximarse o incluso alcanzar los estándares de calidad requeridos en periodos subsiguientes de operación. No obstante, la brecha aún existente entre las concentraciones logradas y los límites normativos sugiere la potencial conveniencia de implementar estrategias complementarias de tratamiento, tales como la incorporación de

materiales adsorbentes específicos para aluminio, el ajuste de los tiempos de retención hidráulica, o la implementación de tratamientos posteriores adicionales. Los resultados obtenidos validan el principio de operación del humedal artificial para el tratamiento de aluminio en drenajes ácidos, al mismo tiempo que destacan la importancia de considerar periodos de estabilización suficientemente largos en el diseño de estos sistemas y la necesidad de establecer expectativas realistas respecto a los tiempos requeridos para alcanzar el cumplimiento normativo completo en el tratamiento de aguas con alta carga metálica inicial.

Figura 27. Evaluación comparativa del aluminio entre el influente y efluente del humedal artificial.



Fuente: Luna Solano (2018).

La disminución en la eficiencia de remoción de aluminio registrada durante el segundo periodo de monitoreo podría explicarse fundamentalmente por la reducción en los valores de pH del drenaje ácido de roca que ingresa al sistema del humedal artificial. Esta acidificación del influente genera condiciones químicas que favorecen la solubilización del aluminio, transformándolo de sus formas precipitadas o adsorbidas a especies iónicas más móviles y biodisponibles en solución acuosa. El fenómeno se explica mediante principios de equilibrio químico, donde un medio ácido promueve la disolución de compuestos de aluminio, particularmente

hidróxidos y óxidos, incrementando significativamente su concentración disuelta en la columna de agua. Este aumento en la carga metálica soluble representa un desafío operativo para el sistema de tratamiento, ya que el humedal debe procesar una masa mayor de contaminante con la misma capacidad de retención y transformación. La relación inversamente proporcional entre la concentración de metales en el influente y la eficiencia de remoción evidencia las limitaciones de capacidad del sistema y subraya la importancia de mantener condiciones estables en el afluente para optimizar el desempeño del proceso de biorremediación.

Evaluación de la concentración de cobre en el sistema de tratamiento

Metodologías analíticas y limitaciones instrumentales

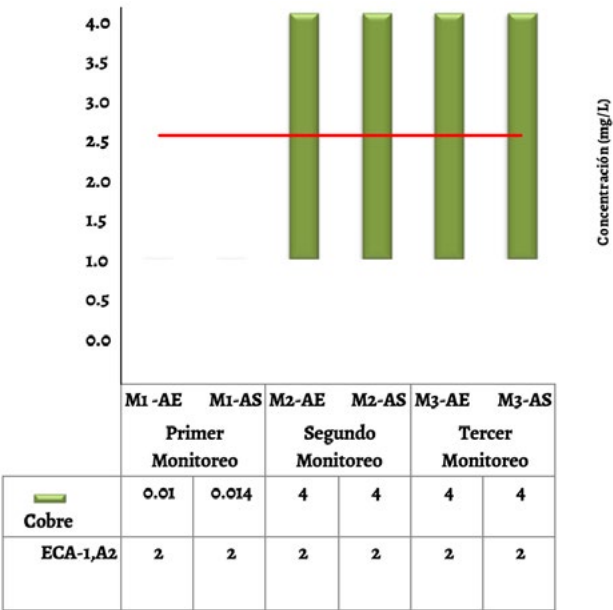
La Figura 28 presenta el comportamiento de la concentración de cobre en los puntos de entrada y salida del humedal artificial, revelando consideraciones metodológicas fundamentales para la interpretación de los resultados. Durante el primer monitoreo, los análisis se realizaron en el Laboratorio de Corrosión y Protección de la Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP) mediante Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS), técnica reconocida por su alta sensibilidad y capacidad para detectar concentraciones en el rango de partes por billón. En contraste, los análisis del segundo y tercer monitoreo se llevaron a cabo en el Laboratorio de Calidad Ambiental de la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo (UNASAM) utilizando métodos espectrofotométricos convencionales, los cuales presentaron como limitación principal un límite de detección de 4 mg/L. Esta diferencia metodológica introduce importantes consideraciones analíticas, particularmente en lo que respecta a la comparabilidad temporal de los datos y la capacidad para verificar el cumplimiento de estándares normativos más estrictos.

Implicaciones para el cumplimiento normativo y monitoreo

Los resultados obtenidos reflejan directamente las capacidades analíticas de las metodologías empleadas. Durante el primer monitoreo, la con-

centración de cobre se situó por debajo del estándar de calidad ambiental para agua de 2 mg/L, demostrando el cumplimiento normativo con la técnica de ICP-MS. Sin embargo, para los monitoreos posteriores, las concentraciones se reportaron simplemente como inferiores al límite de detección de 4 mg/L del equipo espectrofotométrico, lo que impide determinar con precisión si se mantuvieron dentro del límite normativo de 2 mg/L. Esta situación subraya la importancia crítica de seleccionar metodologías analíticas con límites de detección apropiados para los objetivos de monitoreo, especialmente cuando se requiere verificar el cumplimiento de estándares específicos de calidad de agua. La experiencia documentada resalta la necesidad de estandarizar protocolos analíticos en estudios de remediación que permitan comparaciones consistentes a lo largo del tiempo y aseguren la confiabilidad en la evaluación del desempeño de los sistemas de tratamiento.

Figura 28. Evaluación comparativa del cobre entre el influente y efluente del humedal artificial.



Fuente: Luna Solano (2018).

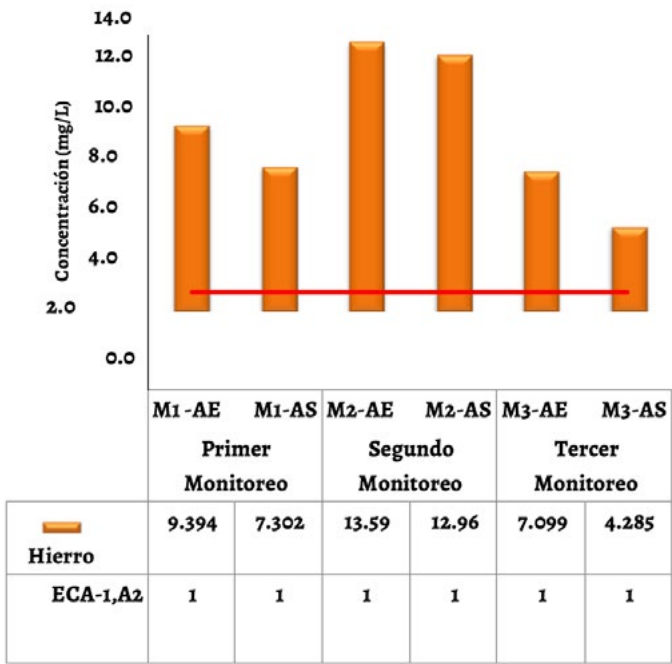
Eficiencia en la remoción de hierro del humedal artificial y factores que influyen en su desempeño

La Figura 29 ilustra la capacidad del sistema de humedal artificial para reducir la concentración de hierro en el drenaje ácido de roca, mostrando una evolución temporal significativa en su eficiencia. Durante el primer monitoreo, el sistema logró una remoción del 22.27% de hierro, valor que disminuyó notablemente al 4.65% en el segundo monitoreo, para posteriormente incrementarse sustancialmente hasta alcanzar un 39.64% en la tercera evaluación. Esta trayectoria no lineal en la eficiencia de remoción refleja la dinámica compleja de los procesos de tratamiento en sistemas biológicos, donde múltiples factores interactúan para determinar el desempeño global. La marcada mejoría observada en el tercer monitoreo sugiere que, a medida que el humedal artificial madura y se estabiliza, desarrolla una capacidad significativamente mayor para la remoción de hierro, posiblemente debido al establecimiento de comunidades microbianas especializadas en la oxidación y precipitación de este metal, el desarrollo completo del sistema radicular de las plantas, y la activación de múltiples mecanismos de retención y transformación.

La disminución en la eficiencia de remoción observada durante el segundo monitoreo puede atribuirse fundamentalmente a la reducción en los valores de pH del drenaje ácido de roca que ingresa al sistema. Esta acidificación del influente genera condiciones químicas que favorecen la solubilización del hierro, transformándolo de sus formas precipitadas (principalmente hidróxidos férricos) a especies iónicas más móviles (iones ferrosos) en solución acuosa. El fenómeno se explica mediante principios de equilibrio químico, donde un medio ácido promueve la disolución de compuestos de hierro, incrementando significativamente su concentración disuelta en la columna de agua y sobrecargando la capacidad de tratamiento del sistema. A pesar de la mejora documentada en el tercer monitoreo, es importante destacar que, al término del período de estudio, la concentración de hierro en el efluente aún superaba el límite establecido en el estándar de calidad ambiental para agua, el cual es de 1 mg/L. Esta situación indica que, si bien el sistema demuestra una tendencia positiva y potencial para un tratamiento efectivo, se requieren periodos de operación más prolongados u optimizaciones en el diseño para alcanzar el cumplimiento norma-

tivo completo, particularmente considerando la sensibilidad del proceso a las variaciones en las condiciones del influente.

Figura 29. Evaluación comparativa del hierro entre el influente y efluente del humedal artificial.



Fuente: Luna Solano (2018).

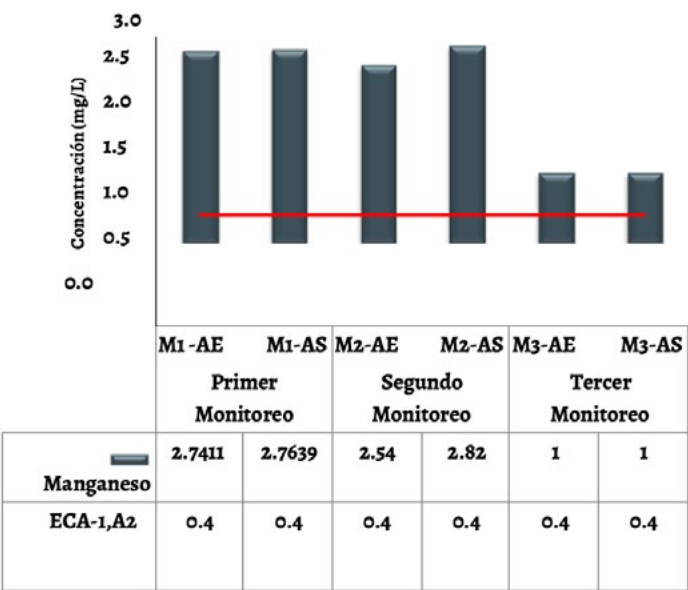
Dinámica de la concentración de manganeso en el sistema de humedal artificial

La Figura 30 presenta la evolución temporal de la concentración de manganeso en los puntos de entrada y salida del humedal artificial, revelando un patrón de comportamiento particular que merece un análisis detallado. Durante los dos primeros periodos de monitoreo, se observa un incremento ligero pero consistente en los niveles de manganeso, fenómeno que podría atribuirse a diversos factores operativos y ambientales. Este aumento inicial podría explicarse por procesos de movilización del manganeso previamente acumulado en el sustrato del humedal, posiblemente asociado a fluctuaciones en las condiciones redox o cambios en el pH del

sistema que favorecen la solubilización de formas manganésicas previamente precipitadas. Alternativamente, podría reflejar variaciones naturales en la composición del drenaje ácido de roca que ingresa al sistema, o la liberación temporal de manganeso desde la biomasa en descomposición o los materiales del sustrato. En el tercer periodo de monitoreo, la concentración de manganeso muestra una tendencia hacia la estabilización, indicando posiblemente que el sistema está alcanzando un equilibrio dinámico en cuanto a los procesos de solubilización-precipitación de este metal.

Es particularmente significativo destacar que, a lo largo de todos los periodos de evaluación, las concentraciones de manganeso se mantuvieron sistemáticamente por encima del estándar de calidad ambiental para agua, establecido en 0.4 mg/L. Este incumplimiento persistente sugiere que los mecanismos de remoción de manganeso en el humedal artificial podrían ser menos eficientes que aquellos documentados para otros metales como el hierro o el aluminio. La relativa estabilidad del manganeso en solución bajo condiciones moderadamente reductoras, combinada con su compleja química redox que involucra múltiples estados de oxidación, podría explicar las dificultades encontradas para su remoción efectiva. La experiencia documentada en literatura especializada indica que la remoción eficiente de manganeso en sistemas de humedales típicamente requiere condiciones específicas de pH (>8) y la presencia de comunidades microbianas especializadas en su oxidación, condiciones que podrían no haberse establecido completamente en el sistema durante el periodo de estudio. Estos resultados subrayan la necesidad de considerar estrategias de tratamiento complementarias o periodos de operación más extendidos para alcanzar el cumplimiento normativo completo en lo que respecta a la concentración de manganeso en el efluente tratado.

Figura 30. Evaluación comparativa del manganeso entre el influente y efluente del humedal artificial.



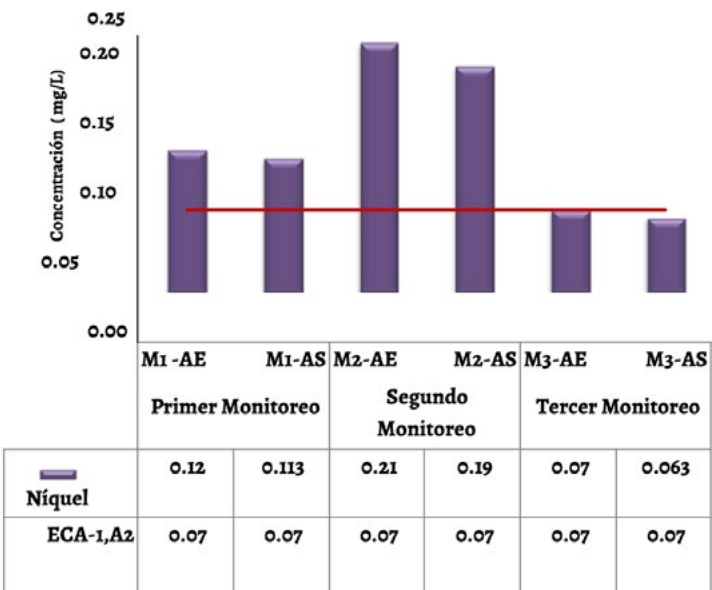
Fuente: Luna Solano (2018).

Evolución de la eficiencia en la remoción de níquel del humedal artificial

La Figura 31 presenta el desempeño temporal del humedal artificial en la remoción de níquel del drenaje ácido de roca, mostrando una mejora progresiva en su eficiencia a lo largo del período de estudio. Durante el primer monitoreo, el sistema logró una remoción del 5.83% de níquel, valor que incrementó al 9.52% en el segundo monitoreo, alcanzando finalmente un 10% en la tercera evaluación. Esta trayectoria ascendente, aunque moderada en términos porcentuales, refleja una tendencia positiva consistente que sugiere una adaptación y maduración progresiva del sistema. La mejora continua en la eficiencia de remoción puede atribuirse al establecimiento gradual de comunidades microbianas especializadas en la transformación de níquel, el desarrollo de biopelículas más efectivas en el sustrato, y la posible activación de mecanismos de fitoextracción y fitoestabilización por parte de las plantas del humedal a medida que estas se establecen y desarrollan sus sistemas radiculares.

Un hallazgo particularmente significativo se observa en la evolución del cumplimiento normativo respecto a la concentración de níquel en el efluente. Durante los primeros periodos de monitoreo, los niveles de níquel se mantuvieron por encima del estándar de calidad ambiental para agua, reflejando las limitaciones iniciales del sistema para alcanzar los requerimientos regulatorios. Sin embargo, en el tercer monitoreo se documenta un avance crucial: la concentración de níquel disminuyó por debajo del límite normativo establecido, marcando un hito importante en la efectividad del sistema de tratamiento. Este logro sugiere que, a pesar de las eficiencias de remoción porcentual relativamente modestas, el humedal artificial fue capaz de procesar suficiente masa de níquel para alcanzar el cumplimiento normativo en la etapa final del estudio. El comportamiento observado refuerza la viabilidad de los humedales artificiales como tecnología apropiada para el tratamiento de níquel en drenajes ácidos, al mismo tiempo que subraya la importancia de considerar periodos de estabilización suficientemente largos en el diseño de estos sistemas para alcanzar los objetivos de calidad deseados.

Figura 31. Evaluación comparativa del níquel entre el influente y efluente del humedal artificial.



Fuente: Luna Solano (2018).

Eficiencia en la remoción de zinc del humedal artificial

Evaluación del desempeño del sistema a lo largo del tiempo

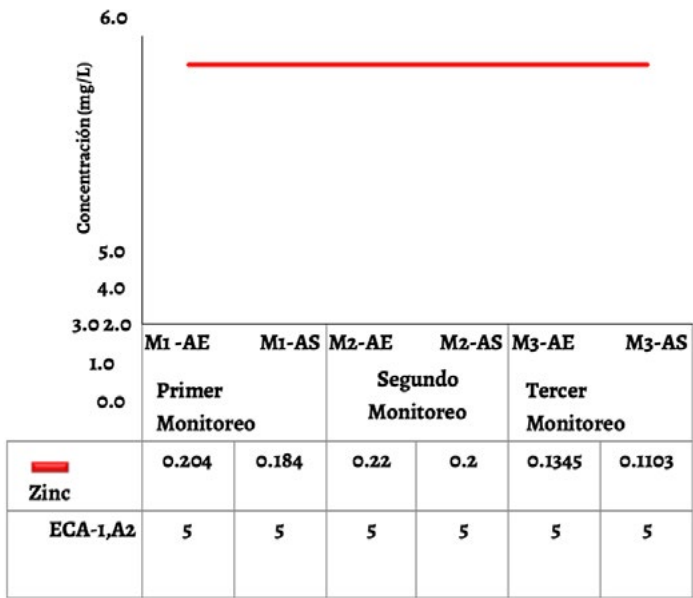
La Figura 32 presenta la capacidad del humedal artificial para reducir la concentración de zinc en el drenaje ácido de roca, mostrando una evolución temporal significativa en su eficiencia de tratamiento. Durante el primer monitoreo, el sistema logró una remoción del 9.80% de zinc, valor que experimentó una ligera disminución al 9.09% en el segundo monitoreo, para posteriormente incrementarse notablemente hasta alcanzar un 17.99% en la tercera evaluación. Esta trayectoria no lineal en la eficiencia de remoción refleja la dinámica compleja de los procesos de tratamiento en sistemas biológicos, donde múltiples factores interactúan para determinar el desempeño global. La marcada mejoría observada en el tercer monitoreo indica que, a medida que el humedal artificial madura y se estabiliza, desarrolla una capacidad significativamente mayor para la remoción de zinc, posiblemente debido al establecimiento de comunidades microbianas especializadas, el desarrollo completo del sistema radicular de las plantas y la activación de múltiples mecanismos de retención y transformación de este metal.

Factores que influyen en la eficiencia de remoción y cumplimiento normativo

La disminución en la eficiencia de remoción observada durante el segundo monitoreo puede atribuirse fundamentalmente a la reducción en los valores de pH del drenaje ácido de roca que ingresa al sistema. Esta acidificación del influente genera condiciones químicas que favorecen la solubilización del zinc, transformándolo de sus formas precipitadas o adsorbidas a especies iónicas más móviles en solución acuosa. El fenómeno se explica mediante principios de equilibrio químico, donde un medio ácido promueve la disolución de compuestos de zinc, incrementando significativamente su concentración disuelta en la columna de agua y sobrecargando temporalmente la capacidad de tratamiento del sistema. Un aspecto particularmente destacable del desempeño del sistema es que, a lo largo de todos los periodos de evaluación, las concentraciones de zinc en el efluente se man-

tuvieron consistentemente por debajo del estándar de calidad ambiental para agua, establecido en 5 mg/L. Este cumplimiento normativo sostenido, aunado a la tendencia positiva en la eficiencia de remoción, valida la efectividad del humedal artificial para el tratamiento de zinc en drenajes ácidos y su potencial como tecnología apropiada para el manejo de este contaminante en ecosistemas impactados por actividades mineras o procesos naturales de weathering de rocas mineralizadas.

Figura 32. Evaluación comparativa del zinc entre el influente y efluente del humedal artificial.



Fuente: Luna Solano (2018).

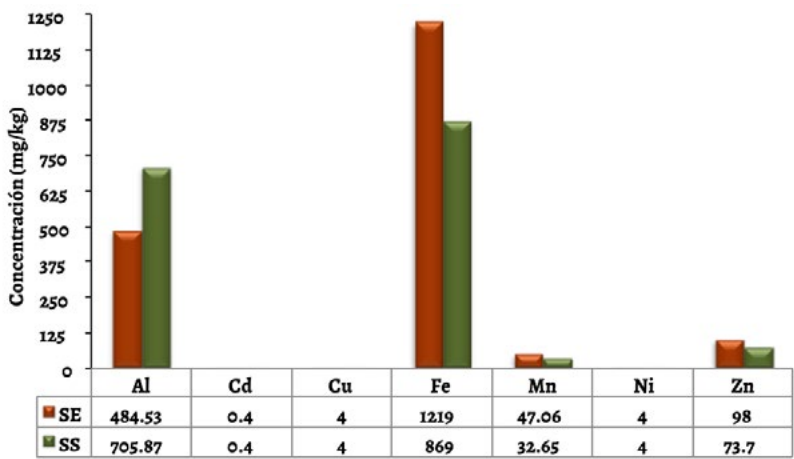
Distribución de metales en el sedimento del humedal artificial: patrones y procesos de acumulación

El análisis de la concentración de metales en el sedimento del humedal artificial, presentado en la Figura 33, revela patrones distintivos de acumulación para aluminio, cadmio, cobre, hierro, manganeso, níquel y zinc. El hierro emerge como el metal predominante en el sustrato sedimentario, manifestando las concentraciones más elevadas entre todos los elementos cuantificados. Esta preeminencia del hierro guarda cohe-

rencia directa con las observaciones de campo que documentaron la formación extensiva de precipitados de coloración naranja-amarillenta en diversas zonas del humedal, particularmente en las áreas de menor flujo y mayor tiempo de residencia hidráulica. Estos precipitados, consistentes principalmente en hidróxidos y oxihidróxidos férricos como la goethita ($\alpha\text{-FeOOH}$) y la ferrihidrita ($\text{Fe}_5\text{HO}_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), se forman como resultado de los procesos de oxidación y hidrólisis del hierro ferroso soluble presente en el drenaje ácido original, seguidos de su precipitación en las condiciones de pH menos ácido generadas por el sistema de tratamiento. La significativa acumulación de hierro en los sedimentos constituye un indicador positivo del funcionamiento efectivo del humedal en la remoción de este metal mediante mecanismos de precipitación química.

En contraste con el patrón observado para el hierro, el cobre presentó concentraciones por debajo del límite de detección del equipo analítico empleado, sugiriendo una acumulación mínima de este metal en la matriz sedimentaria del humedal. Esta baja retención de cobre podría atribuirse a múltiples factores, incluyendo su mayor movilidad en las condiciones físico-químicas predominantes en el sistema, su posible complejación con ligandos orgánicos que mantienen su solubilidad, o su preferente acumulación en los componentes bióticos del humedal (tejidos vegetales y biomasa microbiana) en lugar de en la fracción abiótica del sedimento. La distribución diferencial observada entre los metales refleja la compleja interacción de procesos de precipitación, adsorción, complejación y transformación biogeoquímica que determinan el destino final de cada elemento en el sistema de tratamiento. Estos hallazgos proporcionan evidencia valiosa sobre los mecanismos predominantes de remoción de metales en el humedal artificial y contribuyen a la comprensión de la capacidad de almacenamiento y los potenciales límites de acumulación del sistema a largo plazo.

Figura 33. Niveles de metales pesados en el sustrato sedimentario del humedal construido.



Fuente: Luna Solano (2018).

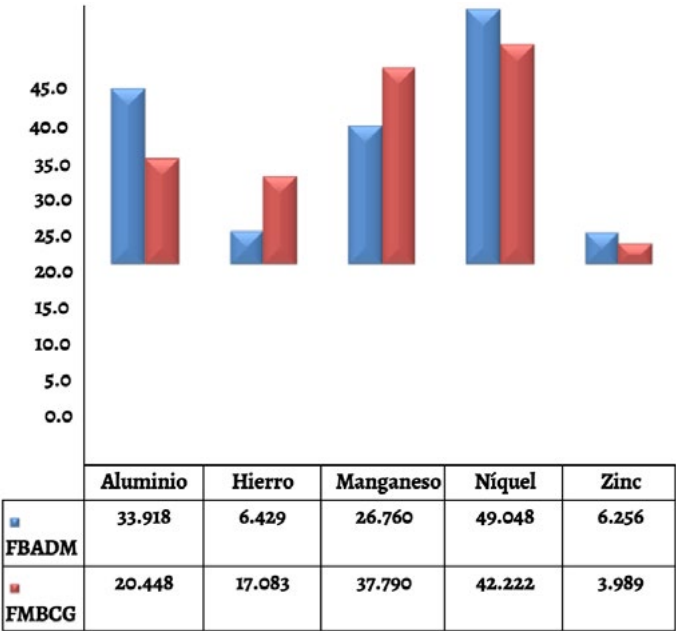
Capacidad de bioacumulación diferencial entre especies altoandinas

La Figura 34 presenta un análisis comparativo de los factores de bioacumulación (FBC) para las especies vegetales *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis*, revelando patrones distintivos en su capacidad para acumular metales pesados. *Distichia muscoides* demuestra una notable eficiencia en la bioacumulación de aluminio, níquel y zinc, exhibiendo valores de FBC significativamente superiores a los registrados para *Calamagrostis glacialis*. Esta preferencia específica por determinados metales podría estar relacionada con las características morfológicas y fisiológicas únicas de esta especie en cojín, incluyendo su extenso sistema radical, su capacidad para crear microambientes rizosféricos especializados, y la posible presencia de mecanismos de transporte y almacenamiento celular particulares para estos elementos. Por contraste, *Calamagrostis glacialis* muestra una mayor eficiencia en la bioacumulación de hierro y manganeso, superando los valores de FBC documentados para *Distichia muscoides*. Esta divergencia en los patrones de bioacumulación sugiere la existencia de estrategias ecofisiológicas diferenciadas entre ambas especies, posible-

mente resultado de adaptaciones evolutivas a distintos nichos ecológicos dentro del ecosistema altoandino.

La complementariedad observada en los perfiles de bioacumulación entre ambas especies representa un hallazgo de gran relevancia aplicada para el diseño de sistemas de fitorremediación. Mientras *Distichia muscoides* podría emplearse preferentemente para la remoción de aluminio, níquel y zinc, *Calamagrostis glacialis* demostraría mayor efectividad para el tratamiento de hierro y manganeso. Esta especialización diferencial permitiría optimizar la eficiencia global de sistemas de humedales artificiales mediante la implementación estratégica de ambas especies en arreglos espaciales que aprovechen sus capacidades complementarias. Los mecanismos subyacentes a estas diferencias podrían incluir variaciones en la especificidad de transportadores de membrana, diferencias en la producción de exudados radicales con capacidad complejante, distinta afinidad por sitios de adsorción en paredes celulares, o variaciones en los sistemas de detoxificación intracelular. La comprensión de estos patrones de bioacumulación específicos por especie no solo contribuye al diseño más eficiente de sistemas de remediación, sino que también enriquece nuestro conocimiento sobre las estrategias de adaptación de la flora altoandina a ambientes con estrés metálico.

Figura 34. Potencial de bioconcentración de metales en *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis*.



Fuente: Luna Solano (2018).

Nota. Factor de bioacumulación en *Distichia muscoides* (FBADM) y Factor de bioacumulación en *Calamagrostis glacialis* (FMBCG)

El factor de bioacumulación como herramienta para la selección de especies en fitorremediación

De acuerdo con Pandey (2012), el factor de bioacumulación (FBC) constituye un parámetro de fundamental importancia para evaluar el potencial de especies vegetales destinadas a programas de fitorremediación de metales pesados. Este índice cuantitativo proporciona una medida estandarizada de la capacidad de las plantas para absorber y concentrar metales desde el medio de crecimiento hacia sus tejidos, permitiendo comparaciones objetivas entre diferentes especies y condiciones ambientales (Jara et al., 2017). La determinación del FBC es particularmente relevante porque refleja la eficiencia de los mecanismos fisiológicos de absorción radical, translocación y acumulación en tejidos aéreos, procesos esenciales para la efectividad de las estrategias de fitorremediación. Como señala

Jarapeña (2017), la capacidad de bioconcentración puede servir como un indicador confiable para determinar si una especie vegetal es apta para procesos de fitoextracción, tecnología que requiere de plantas con alta eficiencia en la acumulación de contaminantes en su biomasa cosechable.

En este contexto metodológico, la Tabla 7 presenta la clasificación específica de *Calamagrostis glacialis* y *Distichia muscoides* de acuerdo con su capacidad diferencial para acumular metales pesados, proporcionando información crucial para su potencial aplicación en sistemas de remediación. La clasificación basada en el FBC permite identificar las fortalezas particulares de cada especie frente a diferentes metales, facilitando la selección más apropiada según la composición específica del medio contaminado. Este enfoque sistemático en la evaluación del potencial fitorremediador representa un avance significativo frente a selecciones basadas únicamente en observaciones empíricas, ya que incorpora criterios cuantitativos estandarizados que permiten predecir con mayor precisión el desempeño de las especies en condiciones de campo. La aplicación de estos criterios técnicos en la selección de especies nativas para programas de remediación no solo optimiza la eficiencia del proceso, sino que también promueve el uso de recursos vegetales autóctonos, contribuyendo a la conservación de la biodiversidad y la sostenibilidad de los ecosistemas locales.

Tabla 6. Perfil de acumulación de metales pesados en *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis*.

Metal	<i>Distichia muscoides</i>	<i>Calamagrostis glacialis</i>
Aluminio	Hiperacumuladora	Hiperacumuladora
Hierro	Acumuladora	Hiperacumuladora
Manganeso	Hiperacumuladora	Hiperacumuladora
Níquel	Hiperacumuladora	Hiperacumuladora
Zinc	Acumuladora	Acumuladora

Fuente: Luna Solano (2018).

Evaluación del potencial fitorremediador de especies altoandinas

Clasificación y capacidad de bioacumulación según criterios establecidos

De acuerdo con el marco conceptual establecido por Baker (1981), el factor de bioconcentración (FBC) constituye un criterio fundamental para clasificar las plantas según su capacidad de acumulación de metales, considerándose como especies acumuladoras aquellas que presentan valores de FBC entre 1 y 10, y como hiperacumuladoras cuando este factor supera el valor de 10. Bajo estos parámetros, los resultados del presente estudio revelan que *Calamagrostis glacialis* demuestra un perfil de acumulación diferenciado, comportándose como especie acumuladora para zinc (FBC: 3.989) e hiperacumuladora para aluminio (FBC: 20.448), hierro (FBC: 17.083), manganeso (FBC: 37.790) y níquel (FBC: 42.222). Por su parte, **Distichia muscoides** exhibe características de acumuladora para hierro (FBC: 6.429) y zinc (FBC: 6.256), mientras que se clasifica como hiperacumuladora para aluminio (FBC: 33.918), manganeso (FBC: 26.760) y níquel (FBC: 49.048). Esta especialización diferencial en la acumulación de metales sugiere la existencia de mecanismos fisiológicos y de transporte específicos en cada especie, posiblemente relacionados con la expresión diferencial de transportadores de membrana, la producción de fitoquelatinas y metalotioneínas, y la capacidad de compartimentalización vacuolar de los metales en sus tejidos.

Análisis comparativo con estudios previos en condiciones naturales

Los hallazgos del presente estudio contrastan significativamente con los reportados previamente por Nández (2016), quien investigó las mismas especies en su hábitat natural de Pastoruri. Mientras Nández (2016) documentó para *Calamagrostis glacialis* factores de bioconcentración que la clasificaban como especie indicadora para aluminio (FBC: 0.551) e hierro (FBC: 0.553), y como hiperacumuladora para manganeso (FBC: 1.305), níquel (FBC: 1.535) y zinc (FBC: 1.979), el presente estudio registra valores notablemente superiores para todos estos metales. Patrón similar se observa en *Distichia muscoides*, donde Nández (2016) reportó la especie

como indicadora para aluminio (FBC: 0.628) e hierro (FBC: 1.773), e hiperacumuladora para manganeso (FBC: 3.275), níquel (FBC: 3.454) y zinc (FBC: 6.283), valores sustancialmente inferiores a los documentados en la investigación actual. Estas discrepancias pueden atribuirse fundamentalmente a las diferencias metodológicas entre ambos estudios: mientras Nández (2016) realizó colectas estacionales (estiaje y lluvioso) en condiciones naturales, el presente estudio expuso las plantas a un drenaje ácido de roca de flujo permanente dentro de un humedal artificial, creando condiciones de estrés metálico continuo y probablemente induciendo la expresión de mecanismos de tolerancia y acumulación que no se manifestarían en condiciones ambientales naturales con fluctuaciones estacionales.

Implicaciones para la fitorremediación de drenajes ácidos de roca

La significativa mejora en los factores de bioconcentración observada en condiciones controladas de humedal artificial sugiere que ambas especies poseen una notable plasticidad fenotípica y capacidad de adaptación a nuevos ecosistemas, incluso cuando se enfrentan a concentraciones elevadas de metales como Al, Fe, Mn, Ni y Zn. Esta capacidad adaptativa representa un hallazgo de gran relevancia aplicada, ya que según Whitfield y Zeeb (2010), ambas especies demostrarían utilidad concreta para procesos de fitoextracción de metales en sistemas de tratamiento de drenajes ácidos. El hecho de que todos los factores de bioacumulación documentados superen el valor umbral de 1, considerado por Jara et al. (2017) como indicador del cumplimiento del objetivo básico de remediación, valida la efectividad del sistema para remover metales presentes en el drenaje ácido de roca. Sin embargo, es importante destacar que, a pesar del éxito en la acumulación vegetal, las concentraciones de metales en el efluente aún exceden los estándares de calidad de agua, lo que sugiere la necesidad de optimizar el diseño del humedal artificial, posiblemente mediante el aumento del tiempo de retención hidráulica, la implementación de tratamientos multi-etapa, o la combinación con otras tecnologías de remediación. Los resultados obtenidos abren perspectivas promisorias para el uso de especies nativas altoandinas en programas de biorremediación, destacando la importancia de continuar investigando estrategias para maximizar su eficiencia en condiciones de campo y a escalas operativas relevantes.

Capítulo 5

Conclusiones del estudio. Evaluación del desempeño del humedal artificial

Efectividad del sistema en el establecimiento vegetal y remoción de metales

La implementación del humedal artificial utilizando *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* demostró ser técnicamente viable, ya que ambas especies lograron establecerse satisfactoriamente durante el período de estudio de nueve meses. Este establecimiento exitoso se evidenció mediante el incremento significativo en las dimensiones tanto del sistema radical como de la parte aérea de las plantas, acompañado de una notable acumulación de metales pesados (Al, Fe, Mn, Ni y Zn) en sus tejidos vegetales. El sistema demostró capacidad efectiva para reducir las concentraciones de estos metales en el drenaje ácido de roca proveniente del nevado Pastoruri, aunque es importante destacar que las concentraciones finales aún superan los límites establecidos en el Estándar de Calidad Ambiental para Agua de Categoría 1-A2, correspondiente a aguas susceptibles de potabilización mediante tratamiento convencional. El humedal mostró una mejora progresiva en la neutralización de la acidez, incrementando el pH en 0.39, 0.97 y 2.01 unidades en el primer, segundo y tercer monitoreo respectivamente, alcanzando un valor final de 5.43. No obstante, este pH aún se mantiene por debajo del rango establecido en la normativa vigente para la categoría mencionada, indicando la necesidad de optimizaciones adicionales en el sistema.

Eficiencia en la remoción de metales y capacidad de bioacumulación

El análisis de la eficiencia del humedal reveló una mejora temporal significativa en la remoción de metales, evidenciada por el incremento en los porcentajes de remoción entre el primer y tercer monitoreo. Específicamente, para el aluminio se registró un aumento del 6.95% al 14.9%, para el hierro del 22.27% al 39.64%, para el níquel del 5.83% al 10%, y para el zinc del 9.80% al 17.99%. Esta tendencia positiva indica que, a medida que el humedal alcanza mayor estabilidad operativa, se optimizan los procesos de remediación, posiblemente debido al desarrollo de comunidades microbianas especializadas, la maduración del sistema radicular y la activación de mecanismos biogeoquímicos más eficientes. Respecto a la capacidad

de bioacumulación, los resultados demostraron que *Distichia muscoides* actuó como especie acumuladora para hierro y zinc, e hiperacumuladora para aluminio, manganeso y níquel. Paralelamente, *Calamagrostis glacialis* mostró características de acumuladora para zinc e hiperacumuladora para aluminio, hierro, manganeso y níquel. Estos perfiles diferenciales de acumulación sugieren la existencia de mecanismos fisiológicos específicos en cada especie que podrían explotarse de manera complementaria en diseños futuros de sistemas de fitorremediación.

Recomendaciones para la optimización y aplicación a escala real

Optimización del diseño y operación del sistema

Para mejorar el desempeño del humedal artificial, se recomienda ampliar las dimensiones del sistema, particularmente en lo que respecta a la longitud, con el objetivo de incrementar la capacidad de acumulación de metales pesados en las especies vegetales utilizadas. Esta expansión permitiría mayores tiempos de retención hidráulica y una mayor superficie disponible para los procesos de interacción planta-agua-sustrato. Asimismo, se sugiere continuar con la evaluación sistemática de la bioacumulación de metales, considerando variables críticas como los tiempos de retención óptimos y la densidad de plantación más adecuada para maximizar la eficiencia del sistema. La complementación del tratamiento con otras tecnologías, específicamente el encalado controlado, permitiría incrementar el pH hasta niveles aceptables, haciendo viable el uso del agua tratada en los puestos de expendio de alimentos de la zona de parqueo del circuito turístico de Pastoruri. Esta aproximación integrada podría superar las limitaciones identificadas en el sistema actual y alcanzar los estándares de calidad requeridos.

Implicaciones para políticas públicas y investigación futura

El Gobierno Regional de Áncash, en coordinación con los gobiernos locales y el Parque Nacional Huascarán, debería impulsar programas de investigación aplicada orientados a la implementación de humedales arti-

ficiales utilizando especies vegetales nativas como *Distichia muscoides* y *Calamagrostis glacialis* para la recuperación de la calidad de las aguas en cuencas impactadas por drenajes ácidos de roca y mina. Estas investigaciones deberían enfocarse en el escalamiento de la tecnología, la optimización de diseños adaptados a las condiciones específicas de la región, y la evaluación de costos-beneficios que permitan su implementación a mayor escala. La validación de estas tecnologías de remediación basadas en especies nativas no solo contribuiría a la solución de problemas de contaminación hídrica, sino que también promovería la conservación de la biodiversidad altoandina y el desarrollo de soluciones ambientalmente sostenibles para las comunidades locales afectadas por la degradación de sus recursos hídricos.

Referencias

- Aduvire, O. (2006). *Drenaje ácido de mina: Generación y tratamiento*. Instituto Geológico y Minero de España.
- Ali, H., Khan, E., y Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869–881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- Aliaga, E. (2003). Biorremediación del agua de relave minero de la planta concentradora Santa Rosa de la UNASAM-Jangas, por tratamiento con quitina de crustáceos. *Aporte Santiaguino*, 6(2), 85-90.
- American Public Health Association. (1992). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Editorial Díaz de Santos.
- Baker, A. J. M. (1981). Accumulators and excluders strategies in response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1-4), 643–654. <https://doi.org/10.1080/01904168109362867>
- Bhargava, A., Carmona, F. F., Bhargava, M., y Srivastava, S. (2012). Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Journal of Environmental Management*, 105, 103–120. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.002>
- Brooks, R. R., y Braker, A. J. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*, 1(2), 81–126.
- Brown, T. L., LeMay, H. E., Bursten, B. E., y García, H. J. E. (1998). *Química: la ciencia central*. Prentice Hall Hispanoamericana.
- Chang, R., y College, W. (2003). *Química*. McGraw-Hill Interamericana.
- Cobbing, J., Sanchez, A., Martinez, W., y Zárate, H. (1996). Geología de los cuadrángulos de Huaraz, Recuay, La Unión, Chiquian y Yanahuanca. Hojas: 20-h, 20-i, 20-j, 21-i, 21-j. *Boletín Instituto Geológico Minero y Metalúrgico*, 76, 1-76.

- Cord-Ruwisch, R. (1985). A quick method for the determination of dissolved and precipitated sulfides in cultures of sulfate-reducing bacteria. *Journal of Microbiological Methods*, 4(1), 33–36. [https://doi.org/10.1016/0167-7012\(85\)90005-3](https://doi.org/10.1016/0167-7012(85)90005-3)
- Delgadillo, O., Camacho, A., Mauricio, A., y Pérez, L. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Centro Agua.
- Diario Perú 21. (2007). *Nevado Pastoruri podría desaparecer en diez años*.
- Diez, L. J. (2008). *Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: Evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas* [Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela].
- Durand, D., La torre, F., Villón, C., y Pasapera, J. (2009). Geomorfología de la microcuenca Pastoruri-Cordillera Blanca. *Geografía*, 13, 59–77.
- Escudero, C. G. (2011). *Tratamiento de los efluentes domésticos mediante humedales artificiales para el riego de áreas verdes en el distrito de San Juan de Marcona* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional del Callao].
- Fang, D., Jin, C. J., y Zhou, L. X. (2007). Removal of Cr from tannery sludge by indigenous sulfur-oxidizing bacteria. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 42(13), 2065–2069. <https://doi.org/10.1080/10934520701631670>
- Fuentes, A. A. (2013). *Estudio experimental de la oxidación del hierro en aguas subterráneas a través de aireación* [Tesis de pregrado, Universidad del Bío-Bío].
- Galvin, M. R. (1996). *Química, microbiología y control analítico de aguas: Una introducción al tema*. Universidad de Córdoba.
- García, J. P. (2002). *Estado actual de la contaminación por metales pesados y pesticidas organoclorados en el Parque Natural de Monfragüe* [Tesis doctoral, Universidad de Extremadura].

- González, P. G. (2009). *Biorremediación y tratamiento de efluentes*. El Cid Editor.
- González-Toril, E., Santofimia, E., Blanco, Y., López-Pamo, E., Gómez, M. J., Bobadilla, M., & Aguilera, Á. (2015). Pyrosequencing-based assessment of the microbial community structure of Pastoruri Glacier area (Huascarán National Park, Perú), a natural extreme acidic environment. *Environmental Microbiology Reports*, 70(4), 936-947. <https://doi.org/10.1007/s00248-015-0634-3>
- Hashim, M. A., Mukhopadhyay, S., Sahu, J. N., y Sengupta, B. (2011). Remediation technologies for heavy metal contaminated groundwater. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2355–2388. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.009>
- Jara, P. E., Gómez, C. J., Montoya, T. H., Sánchez, T., Tapia, L., Cano, N., y Dextre, A. (2017). Acumulación de metales pesados en *Calamagrostis rígida* (Kunth) Trin . ex Steud. (Poaceae) y *Myriophyllum quitense* Kunth (Haloragaceae) evaluadas en cuatro humedales altoandinos del Perú. *Arnaldoa*, 24(2), 583–598. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.242.24210>
- Jiménez, C. B. (2001). *La contaminación ambiental en México: Causa, efectos y tecnología apropiada*. Limusa.
- Kuyucak, N. (2010). *Tratamiento de efluentes mineros*. Pontificia Universidad Católica del Perú.
- La República. (2016). *En los últimos 12 meses, el glaciar del Pastoruri retrocedió más de 31 metros*.
- Lenntech BV. (1998). *Propiedades químicas del Níquel- Efectos del Níquel sobre la salud - Efectos ambientales del Níquel*. <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/ni.htm>
- López Pamo, E., Aduvire, O., y Baretino, D. (2002). Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: Estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico y Minero*, 113(1), 3–21.

- Luna Solano, E. Y. (2018). *Biorremediación utilizando Distichia muscoides y Calamagrostis glacialis del drenaje ácido de roca proveniente del nevado de Pastoruri – 2015* [Tesis de ingeniería, Universidad Nacional].
- Ministerio de Energía y Minas. (1997). *Guía Ambiental para el Manejo de Drenaje Acido de Minas*.
- Ministerio del Ambiente. (2015). *Decreto Supremo N°015-2015-MINAM. Modifican los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua y establecen disposiciones complementarias para su aplicación*.
- Ministerio de Vivienda Construcción y Saneamiento. (2010). *Informe de Calidad de Agua del proyecto Instalación de los servicios de agua potable y alcantarillado sanitario en la nueva ciudad de Olmos, distrito de Olmos, provincia de Lambayeque-Región Lambayeque*.
- Náñez, A. D. A. (2016). *Estudio y selección de especies vegetales con potencial biorremediador en drenajes ácidos de roca y relaves minerales de la cuenca del río Santa (Áncash, Perú)* [Tesis de maestría, Universidad Peruana Cayetano Heredia].
- Nava, R. C., y Méndez, A. M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Archivos de Neurociencias*, 16(3), 140–147.
- Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales. (1995). *Mapa ecológico del Perú- Guía explicativa*.
- Ospina, C. C., y Zapata, M. M. (2012). *Validación de la Metodología de Detección de los Metales en Agua Tratada por Absorción Atómica* [Tesis de pregrado, Universidad Tecnológica de Pereira].
- Palomino, C. E. J. (2007). *Sistemas de humedales para la biorremediación de drenajes ácidos de mina o roca en Ancash – Perú* [Tesis doctoral, Universidad Nacional de Trujillo].
- Pandey, V. C. (2012). Phytoremediation of heavy metals from fly ash pond by *Azolla caroliniana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 82, 8–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.05.002>

- Rodier, J., Legube, B., y Merlet, N. (2011). *Análisis de las aguas*. Omega.
- Santofimia, E., López-Pamo, E., Palomino, E. J., González-Toril, E., y Aguilera, Á. (2017). Acid rock drainage in Nevado Pastoruri glacier area (Huascarán National Park, Perú): hydrochemical and mineralogical characterization and associated environmental implications. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(32), 25243–25259. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0093-0>
- Schrauf, T., y Smith, M. (2005). Humedales de tratamiento de drenaje de Mina. *Revista Minera*, (46), 1-4.
- Tovar, O. (1993). Las Gramineas (Poaceae) del Peru. *Ruizia*, 13, 1–480.
- Waston, J. (1989). *Performance expectations and loading rates for constructed wetlands*. Lewis Publishers.



Religación
Press
Ideas desde el Sur Global



Religación
Press

ISBN: 978-9942-594-02-0



9 789942 594020