

EL DRENAJE ÁCIDO DE ROCA

Y SUS POTENCIALES IMPACTOS
AMBIENTALES



PERÚ

Ministerio
del Ambiente



INAIGEM

INSTITUTO NACIONAL DE
INVESTIGACIÓN EN GLACIARES Y
ECOSISTEMAS DE MONTAÑA



EL DRENAJE ÁCIDO DE ROCA Y SUS POTENCIALES IMPACTOS AMBIENTALES

Autores:

Yeidy Montano, Pedro M. Tapia, Cristian Quispe y Beatriz Fuentealba

Editado por:

© Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña (INAIGEM)
Dirección de Investigación en Ecosistemas de Montaña (DIEM)

Sede central: Av. Centenario 2656, Independencia Huaraz, Áncash, Perú
Correo electrónico: diem@inaigem.gob.pe

Fotografías de portada e interiores: Archivo DIEM-INAIGEM

Corrección de estilo: Yessica Herrada Solano y Mirtha Camacho

Diseño, diagramación y desarrollo de ilustraciones: Ana Periche Acosta

Tiraje 300 ejemplares

Depósito Legal N° 2024-07629,

Se terminó de imprimir en:

Multiservicios Imp. "Gráfica Francis"
Jr. Jorge Chávez N° 373
Caraz - Huaylas - Ancash

Por favor citar la publicación de la siguiente manera:

Montano, Y., Tapia, P. M., Quispe, C. y Fuentealba, B. (2022). El drenaje ácido de roca y sus potenciales impactos ambientales (*Folleto*). Dirección de Investigación en Ecosistemas de Montaña – Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña (DIEM-INAIGEM). (Web publicación online)

PRESENTACIÓN

El Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña (INAIGEM) es el ente rector en investigación científica en glaciares y ecosistemas de montaña, y busca promover la gestión sostenible de estos ecosistemas para favorecer a las poblaciones que viven en o se benefician de ellos. En el cumplimiento de estas funciones el equipo de la Dirección de Investigación en Ecosistemas de Montaña (DIEM) tiene el agrado de presentar esta serie de folletos informativos, que busca dar a conocer importantes temáticas y problemáticas del ámbito de las montañas del Perú, para el público en general.

En esta ocasión presentamos el folleto titulado **“El Drenaje Ácido de Roca y sus potenciales impactos ambientales”**, el cual nos ayuda entender las etapas en la formación del drenaje ácido de roca (DAR) y los factores que incluyen en él. Asimismo, se muestra los impactos que el DAR puede generar en los ecosistemas terrestres, acuáticos y en los seres humano, poniendo en riesgo la seguridad alimentaria y salud pública en las zonas afectadas. Se presentan también las principales tecnologías existentes para mitigar los efectos del DAR.

Esperamos con esto contribuir al reconocimiento de esta importante problemática ambiental, asociada al retroceso glaciar y acelerada por el cambio climático. Este es un llamado de atención hacia un proceso natural que contamina las fuentes de agua, los ecosistemas aledaños y pone en riesgo los medios de vida de la población local. Pero si no se actúa pronto, pondrá en riesgo además grandes áreas agrícolas en la Costa, y ciudades andinas como Huaraz.

Dra. Beatriz Fuentealba D.

Dirección de Investigación en Ecosistemas de Montaña - DIEM

Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña - INAIGEM

1. EL DRENAJE ÁCIDO DE ROCA Y SUS POTENCIALES IMPACTOS AMBIENTALES

El drenaje ácido de roca (DAR) es un evento natural y complejo¹ relacionado con la presencia de rocas con minerales sulfurados. Este proceso implica la formación de soluciones ácidas con presencia de diferentes metales pesados, producto de la meteorización y reacciones bioquímicas en presencia de agua y oxígeno². La diferencia con el drenaje ácido de minas (DAM), el cual también libera soluciones ácidas a partir de la presencia de rocas con minerales sulfurados, es que este último se produce sólo en asociación con la actividad minera³.

La generación de drenaje ácido de roca libera diferentes compuestos químicos, como el ácido sulfúrico, y solubiliza cantidades importantes de metales pesados. Este proceso disminuye el valor del pH del agua¹, llegando a valores entre 1,5 a 5. En algunos casos, la presencia del ion férrico (Fe^{3+}) se evidencia por la coloración café-rojiza, y si hay presencia de ion ferroso (Fe^{2+}) se observa un color azul verdoso.

Cuando las corrientes de aguas ácidas se fusionan con las no-ácidas, los óxidos de hierro a menudo precipitan, lo que hace que los sedimentos finos, arena y grava (cantos rodados) del arroyo se conviertan en depósito de capas oxidadas superficiales de color café rojizo³. Los procesos naturales de drenaje ácido de roca afectan la calidad del agua, del suelo y de los ecosistemas dónde se desarrolla, pudiendo llegar estos impactos aguas abajo.

2. ¿CÓMO SE GENERA EL DRENAJE ÁCIDO DE ROCA?

2.1. Factores para la generación del drenaje ácido de roca

La formación del drenaje ácido de roca se da en presencia de un mineral sulfurado y de los oxidantes⁴:

- **Mineral sulfurado**

La pirita es el mineral de sulfuro más abundante y común en muchas rocas sedimentarias, metamórficas e ígneas, y es la que tiene mayor relevancia desde el punto de vista de la generación de drenaje ácido, por su concentración, tamaño de grano y distribución. Existen muchos minerales de sulfuro, pero no todos generan acidez cuando se oxidan.

Como regla general, los sulfuros de hierro como la pirita (FeS_2), marcasita (FeS_2), pirrotita (Fe_{1-x}S), arsenopirita (FeAsS), bornita (Cu_5FeS_4) y la sulfosal enargita (Cu_3AsS_4) generan ácido cuando reaccionan con oxígeno y agua. Los sulfuros como esfalerita (ZnS), galena (PbS), y calcopirita (CuFeS_2) tienden a producir acidez cuando el oxidante es el ión férrico (Fe^{3+}). La generación potencial de ácido de un depósito de mineral o desecho de mina, generalmente depende de la cantidad de sulfuro de hierro presente.

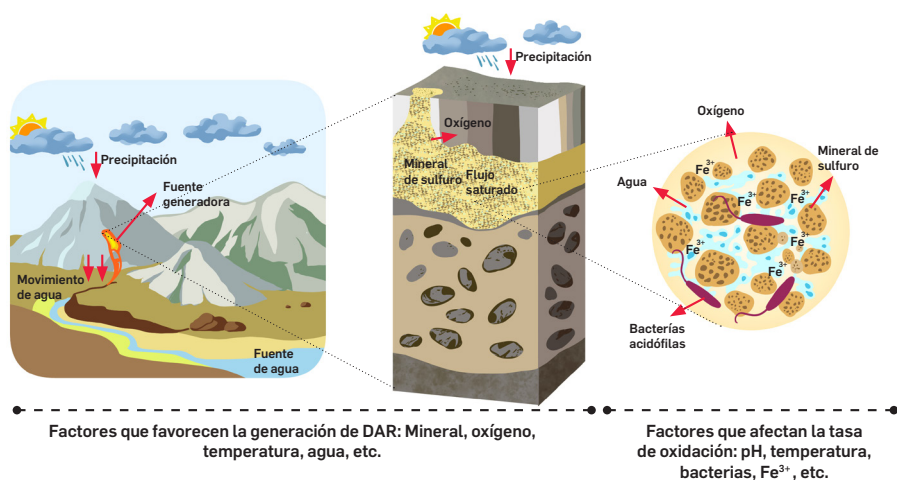
▪ **Oxidantes**

El inicio del drenaje ácido de roca se da cuando los minerales de sulfuro se exponen al oxígeno y al agua. Debido a esa exposición al aire atmosférico (meteorización) el sulfuro se oxida, liberando iones de hidrógeno, creando acidez, lo que a su vez permite la liberación del ion ferroso (Fe^{2+}) y posteriormente el ion férrico (Fe^{3+})^{1,4}.

▪ **Bacterias acidófilas**

La presencia de ciertas bacterias acidófilas puede acelerar la velocidad de algunas de las reacciones relacionadas con la oxidación de minerales de sulfuros. Las bacterias del género *Acidithiobacillus* son de particular importancia. Por ejemplo, *A. ferrooxidans* es capaz de catalizar tanto la oxidación de mineral de sulfuro como la de hierro ferroso (Fe^{2+}), mientras que *A. thiooxidans* sólo puede oxidar azufre. Otros miembros del género *Acidithiobacillus* también son capaces de catalizar la oxidación de pirita, al igual que ciertas especies de los géneros *Sulfolobus* y *Leptospirillum*⁵. Estas bacterias aceleran la oxidación de minerales de sulfuro bajo condiciones de pH bajo (1,5 a 3,5).

► Figura 1. Dinámica de factores en la generación de DAR, adaptado de INAP (2014).



Existen además otros factores que influye indirectamente en la generación del drenaje ácido de roca como:

- **La temperatura** es un factor que influye en las tasas de reacción, que se duplican aproximadamente por cada 10°C de aumento de la temperatura. Como común denominador encontramos que, a mayor temperatura, más rápidas son las reacciones químicas que favorecen la generación del DAR⁴.
- **Las fuentes de agua** y las precipitaciones inciden en el porcentaje de saturación de agua en el suelo que tiende a oxidar el material mineral. Por su volumen y exceso puede generar el movimiento del agua. Cuanto mayor sea la conductividad hidráulica del material fuente, mayor será el potencial de transporte de los productos de la oxidación de sulfuros en el tiempo⁴.

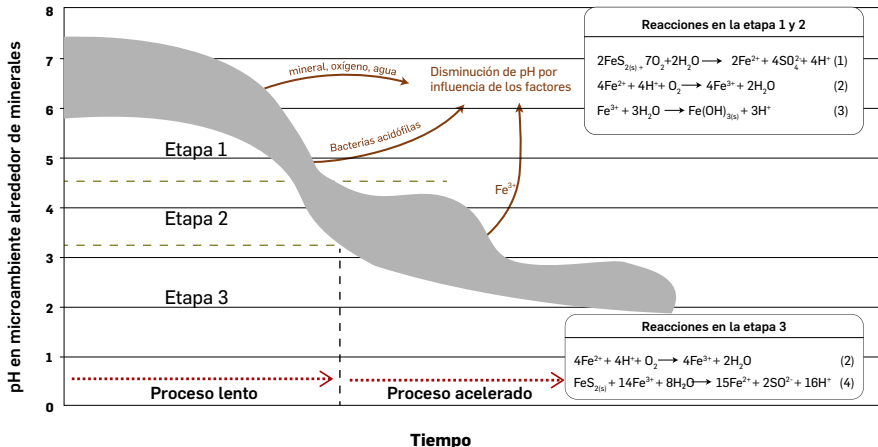
- **El pH**, cuando se presenta en valores bajos (menores a 5, soluciones ácidas), los metales pesados se encuentran disueltos en el agua. Estas condiciones ácidas facilitan la actividad de bacterias acidófilas que pueden catalizar las diversas reacciones asociadas con la oxidación de los sulfuros. Por ejemplo, *Acidithiobacillus ferroxidans* no puede utilizar el ión ferroso (Fe^{2+}) para fines metabólicos por debajo de un pH de 3,5 aproximadamente⁵. Por otro lado, un incremento en el pH, cuando el DAR se une a un arroyo, los metales pierden su solubilidad en el agua y se precipitan como coloides. Esto genera revestimientos de hidróxido férrico anaranjados que se observan comúnmente en las superficies rocosas de los efluentes⁴.

2.2. Etapas de la generación del drenaje ácido de roca

El mecanismo de formación del drenaje ácido de roca comprende tres etapas, las cuales podemos apreciar con mayor detalle en la figura 2:

- **La etapa 1** implica la oxidación química o bioquímica relativamente lenta de la pirita y otros minerales de sulfuro de pH casi neutro. Este paso inicial podría ser catalizado por bacterias acidófilas, como el *A. ferrooxidans*, mediante el contacto directo con los minerales de sulfuro. Estas reacciones afectan el pH, a medida que el ácido liberado comienza a acumularse alrededor de los minerales.
- **La etapa 2**, presenta el pH por debajo de 4.5, el hierro ferroso (Fe^{2+}) se oxida a hierro férrico (Fe^{3+}), y se precipita como hidróxido férrico, liberando más iones hidrógeno. Esta reacción ocasiona más acidez, lo que reduce aún más el pH, y llega a ser menor de 3.5.
- **La etapa 3**, las bacterias acidófilas asociadas catalizan rápidamente el proceso oxidando más hierro ferroso (Fe^{2+}) en hierro férrico (Fe^{3+}). La tasa global de producción de ácido aumenta y se genera un proceso cíclico rápido, que produce grandes cantidades de ácidos. En esta etapa se liberan otros metales pesados contenidos en la roca hacia la solución de drenaje ácido de la roca y se convierte en un problema².

► Figura 2. Etapas en la generación del DAR, adaptado de Broughton & Robertson (1992).



2.3. Metales asociados con la generación del drenaje ácido de roca

El término metal pesado es muy impreciso, y es usado libremente para referirse tanto al elemento como a sus compuestos. Se define como metales pesados a aquellos elementos químicos que presentan una densidad superior a 5 g/cm^3 , una masa atómica mayor a la del sodio de $22,99 \text{ g/mol}$ y número atómico superior a 20. Vale mencionar que estos elementos sólo son tóxicos bajo cierta forma química⁷.

Las rocas ígneas ultrabásicas (pteridotitas y serpentinas) tienen los más altos contenidos de metales pesados, seguidas de las rocas ígneas básicas (gabros y basaltos). Las menores concentraciones se encuentran en las rocas ígneas ácidas (granito) y en las sedimentarias como la arenisca y caliza. En las rocas ígneas ultrabásicas y básicas, los porcentajes más altos se dan para cromo (Cr), manganeso (Mn) y níquel (Ni); mientras que cobalto (Co), cobre (Cu), zinc (Zn) y plomo (Pb) se presentan en menores cantidades, siendo mínimo el contenido para arsénico (As), cadmio (Cd) y mercurio (Hg).

En general, la mayoría de los metales pesados tienden a estar más disponibles a pH ácidos a excepción del arsénico, molibdeno, selenio y cromo, los cuales presentan mayor disponibilidad en suelos de pH alcalino⁸. Según el tipo de roca presente durante la formación del drenaje ácido de roca, se podrán encontrar diferentes tipos de metales pesados, y diferente grado de toxicidad.

▪ *Implicancias del retroceso glaciar*

El retroceso glaciar es uno de los efectos más evidentes del cambio climático para el Perú. Según información oficial del Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña (INAIGEM), entre 1962 y 2016, se calcula que se ha perdido el 53.56% de superficie glaciar producto del retroceso glaciar⁹.

Una de las mayores preocupaciones sobre el retroceso glaciar, son las consecuencias negativas que tendrá sobre la disponibilidad del agua. Esto se debe a que los ríos de la vertiente occidental incrementan su caudal durante el período de lluvias entre diciembre y abril, mientras que para el período de estiaje (entre mayo a diciembre), buena parte del caudal depende del escurrimiento por infiltración de las zonas altas o por la fusión del hielo de los glaciares. Por ejemplo, aproximadamente el 40% del caudal del río Santa en período de estiaje proviene del deshielo de los glaciares¹⁰. El deshielo además deja expuestas a la intemperie rocas mineralizadas, lo que favorece su oxidación y lixiviación, produciendo drenaje ácido de roca y movilización de metales (aluminio, hierro, cromo, cadmio, manganeso, arsénico) hacia los cuerpos de agua¹¹.

Las rocas con abundancia de sulfuros, en especial con pirritas, se forman en condiciones reductoras, en ausencia de oxígeno y se mantienen así mientras el hielo del glaciar cubre la superficie de la roca. Cuando el glaciar se derrite, los minerales quedan expuestos al aire, la pirrita se oxida, y se generan una serie de reacciones ya mencionadas.

Los contaminantes generados por este efecto pueden transferirse a otros medios naturales, a través de procesos de lixiviación, disolución y erosión, convirtiéndolos en un gran riesgo para los ecosistemas; pudiendo acumularse en plantas y animales. Los efectos pueden ser severos e incluso afectaría la salud de los seres humanos por medio de la cadena trófica¹².



Nevado Pastoruri, donde se observa rocas mineralizadas expuestas a la intemperie, lo que genera DAR, cordillera Blanca, Áncash.

3. POTENCIALES IMPACTOS DEL DRENAJE ÁCIDO DE ROCA

3.1. Impactos en los seres humanos

La contaminación por drenaje ácido de roca puede afectar a la vegetación, la vida acuática, la vida terrestre silvestre, el ganado e incluso a los seres humanos¹. El riesgo para la salud humana es el consumo de agua y alimentos expuestos al drenaje ácido de roca. Los principales efectos se muestran de acuerdo con el contenido de metales presentes, tales como:

- **Hierro (Fe)**, manifiesta su toxicidad en cuatro etapas. La primera etapa, que se produce después de 6 horas, está asociada a síntomas como hemorragias gastrointestinales, vómitos y diarrea. La segunda etapa avanza dentro de 6 a 24 horas y se considera como el período latente. La tercera etapa se produce entre 12 y 96 horas, y se caracteriza por la hipotensión, letargo, taquicardia, necrosis hepática, acidosis metabólica y, a veces, la muerte. La cuarta etapa ocurre dentro de las 2 a 6 semanas, y está marcada por la formación de ulceraciones gastrointestinal y desarrollo de estenosis¹⁸. El hierro puede iniciar el cáncer principalmente por el proceso de oxidación de las moléculas de ADN.
- **Arsénico (As)**, los efectos producidos por la exposición crónica son la neurotoxicidad tales como bajo rendimiento cognitivo y trastornos en percepción visual, velocidad psicomotora, atención, lenguaje y memoria. Asimismo, se describen alteraciones como depresión, debilidad, inquietud, sueño insuficiente, somnolencia y pérdida del apetito. La arsenicosis o hidroarsenicismo crónico es una enfermedad que se presenta por elevadas concentraciones de arsénico inorgánico y presenta diferentes afectaciones en la salud humana tales como problemas respiratorios, enfermedades cardiovasculares, gastrointestinales y efectos cancerígenos en el pulmón, vejiga y piel¹⁴.
- **Plomo (Pb)**, ocasiona efectos en el sistema nervioso central que consisten en parestesia, dolor y debilidad muscular, crisis hemolítica-anemia grave y hemoglobinuria. También afecta los riñones con oliguria y albuminuria. Aunque la intoxicación aguda puede causar la muerte, es más frecuente que el paciente se recupere y presente intoxicación crónica con daño gastrointestinal, neuromuscular, nervioso, hematológico, renal y reproductivo. A nivel gastrointestinal hay anorexia, cefalea, estreñimiento, espasmo intestinal y dolor abdominal. Los síntomas neuromusculares presentan cansancio seguida de parálisis de músculos del antebrazo, muñeca y dedos de la mano y, algunas veces, pies¹⁵.
- **Manganeso (Mn)**, cuyo principal efecto sobre la salud de los adultos está asociado con la alteración de las habilidades motoras, no siendo así en los niños, quienes presentan efectos negativos sobre la memoria y la capacidad de aprendizaje. Cabe señalar que otros estudios han descrito ampliamente los efectos adversos por sobreexposición al manganeso a nivel cardiovascular, hematológico, endocrino y hepático¹⁶. Otro efecto no cancerígeno es el llamado "manganismo", caracterizado por una disfunción extrapiramidal y neurosiquiátrica¹⁷.



Quebrada Cayesh mostrando un proceso avanzado de drenaje ácido de roca, microcuenca Quillcayhuanca, Áncash.

- **Aluminio (Al)**, en altas cantidades causa síntomas como náuseas, úlceras bucales, úlceras cutáneas, erupciones cutáneas, vómitos, diarrea y artritis, como sintomatología leve. El aluminio tiene efectos adversos en el sistema nervioso ocasionando la pérdida de memoria, problemas de equilibrio y pérdida de coordinación. Algunas de las otras complicaciones asociadas con la toxicidad del aluminio son problemas pulmonares, anemia, deterioro en absorción de hierro y problemas del sistema nervioso¹⁸.

Para entender de qué manera los metales contaminantes presentes en las aguas y suelos pueden generar afecciones a nuestro organismo, necesitamos saber en qué estado entran a nuestro cuerpo, tiempo de exposición, concentración, y cómo salen del mismo. Además, las sustancias tóxicas no afectan en igual magnitud a todos los órganos con los que tienen contacto. Cada órgano es susceptible de ser dañado por ciertos químicos de acuerdo con las características de estos y el tiempo de exposición^{19,20}.

3.2. Impactos en la calidad del agua y suelo

La contaminación por metales pesados y metaloides en recursos hídricos, suelos y aire es una de las problemáticas más severas que comprometen la seguridad alimentaria y salud pública a nivel global y local.

Los sedimentos tienden a concentrar los metales pesados y otros contaminantes orgánicos descargados en el ambiente acuático, por ello la calidad del sedimento es un buen indicador de la contaminación en la columna de agua²¹. Contaminantes como metales pesados son especialmente preocupantes en los ecosistemas acuáticos debido a su toxicidad y capacidad de bioacumulación. Estos deterioran la calidad de vida del agua, y causan daños a la flora y fauna²².

El suelo integra y refleja todas las actividades que han tenido lugar en el curso de su existencia. A su vez, puede ser la fuente de la contaminación del aire (por volatilización o suspensión de partículas), del agua subterránea y superficial (por lixiviación y arrastre), y de los vegetales que se cultiven en el lugar (por absorción radicular o foliar)²³. Los metales en solución pueden entrar al suelo al ser irrigados por agua contaminada y a su vez acumularse en el mismo, pero también pueden salir por los mecanismos mencionados²⁴.



Fotografía. Unión de dos quebradas, una con buena y la otra con mala calidad del agua, microcuenca Quillcayhuanca, cordillera Blanca, Áncash.



Fotografía. Impacto en el suelo y agua por DAR, quebrada Cayesh, microcuenca Quillcayhuanca, cordillera Blanca, Áncash.

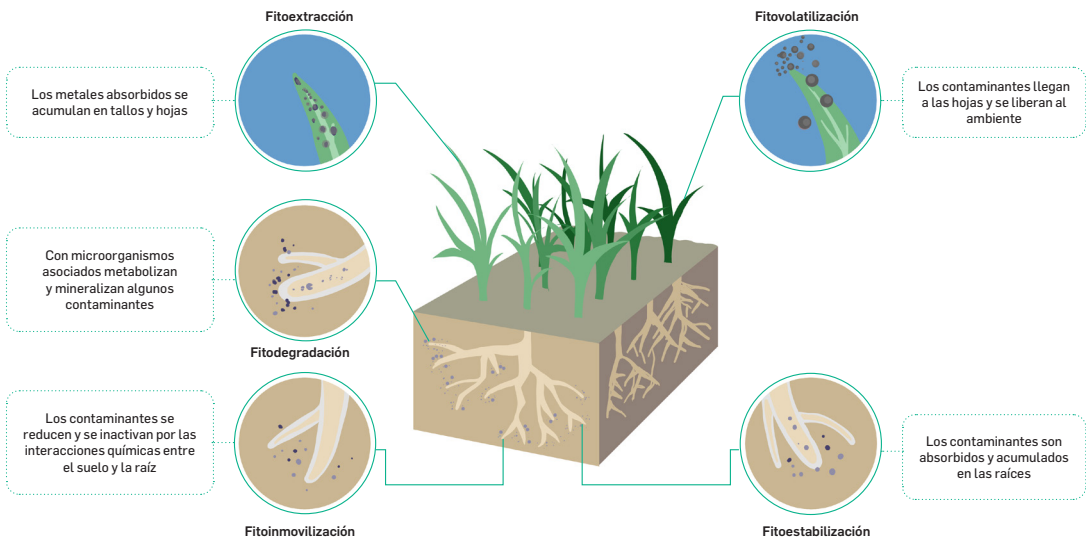
4. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DEL DRENAJE ÁCIDO DE ROCA

Existen muchos sistemas de tratamiento desarrollados para los problemas de contaminación por metales pesados. La gama de tecnologías de tratamiento se agrupa en tres: tratamiento pasivo, tratamiento activo y tratamiento *in situ*; según el nivel de intervención operacional, mantenimiento y vigilancia. A continuación, se describen dos tecnologías de tratamiento pasivo.

▪ Fitorremediación

Es un sistema de tratamiento pasivo que utiliza plantas tolerantes a ácidos y metales que crecen en humedales construidos o suelos contaminados²⁵. Las estrategias usadas por estas plantas son la fitoextracción, que consiste en que las plantas transporten los metales desde el suelo contaminado hasta sus brotes (plantas hiperacumuladoras) donde se almacenan y, eventualmente, se cosechan para el procesamiento de metales o eliminación de residuos. La fitoestabilización utiliza los sistemas de raíces para reducir la distribución de un contaminante, inhibiendo la erosión y adsorbiendo metales y precipitados minerales al sistema de raíces y la matriz de suelo circundante²⁶. Estos sistemas a veces incorporan también bacterias que ayudan en la degradación del contaminante; la participación microbiana es importante en la fitorremediación porque favorece el ciclo de nutrientes, aumenta la producción de biomasa vegetal y disminuye la toxicidad de los elementos potencialmente tóxicos para las plantas; todo ello mejora la eficiencia de la fitorremediación.

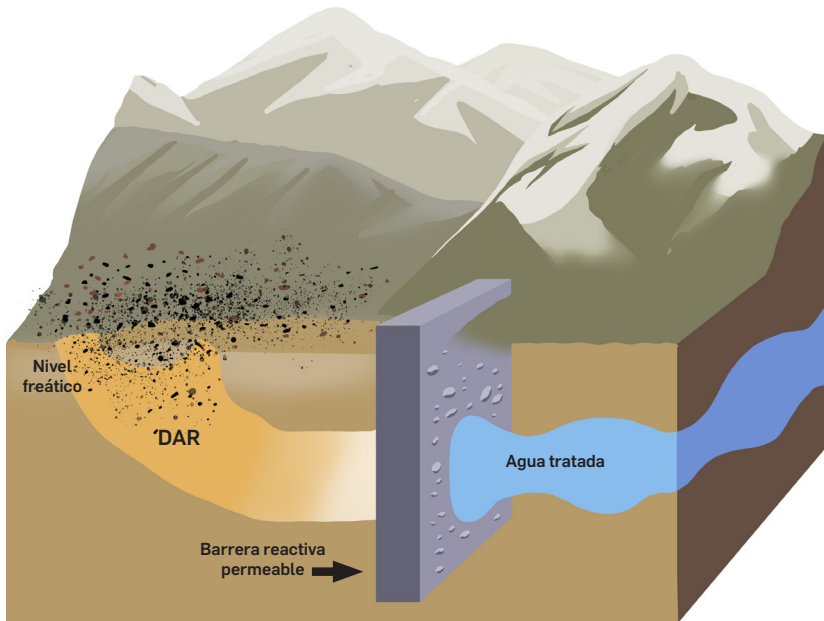
►Figura 3. Mecanismos de Fitorremediación, adaptado de Louis Morel et al., (2006).



- **Barrera reactiva permeable (BRP)**

Estas son cada vez más populares en la remediación de DAR debido a su bajo costo y mantenimiento. Las BRP están compuestas de reactivos porosos, que son materiales enterrados en una zanja que interceptan las aguas subterráneas contaminadas y capturan o degradan el contaminante a una forma ambientalmente apropiada. Los materiales reactivos en las BRP varían dependiendo de las características del sitio, incluyendo el gradiente hidráulico, la acidez y las concentraciones de metales. La remediación incluye una mezcla de materiales reductores (hierro cero-valente), materiales de gran superficie para la absorción y precipitación de minerales (por ejemplo, zeolitas, carbono activado o biocarbón) y alcalinos (por ejemplo, la piedra caliza) para crear las condiciones adecuadas para la reducción de sulfato (SO_4^{-2}) y materiales orgánicos (por ejemplo, mantillo y compost) para aumentar la actividad biológica para la reducción del sulfato (SO_4^{-2}). Las BRP son diseñadas para un despliegue a largo plazo debido a la naturaleza subterránea del sistema de tratamiento²⁶.

►Figura 4. Sistemas de tratamiento de contaminantes mediante BRP, adaptado de Powell et al., (1998)





5. EL DRENAJE ÁCIDO DE ROCA EN EL PERÚ

Algunas zonas periglaciares del Perú son las que muestran los problemas de DAR, precisamente aquellas áreas que hasta hace unas décadas estaban cubiertas por glaciares. Se tiene muy pocos registros que confirmen problemas de DAR a nivel nacional, pero hay indicios de problemas en las regiones de Áncash, Lima, Junín, Cusco, Arequipa, Moquegua, Tacna y Puno. Cabe mencionar que actualmente se está trabajando en un mapa más detallado, que se presentará a fines del 2023, que mostrará una mejor identificación de sitios con presencia de DAR.



Fotografía. Medición de parámetros fisicoquímicos, microcuenca Quillcayhuanca, cordillera Blanca, Áncash.

6. AVANCES DEL INAIGEM EN LA INVESTIGACIÓN DEL IMPACTO DEL DRENAJE ÁCIDO DE ROCA

El INAIGEM, a través de la Dirección de Investigación en Ecosistemas de Montañas (DIEM), está desarrollando trabajos que permitan identificar sitios en los que se presenta el problema de drenaje ácido de roca. Se han realizado análisis de concentración de metales en agua en varias subcuencas de la Cordillera Blanca, afectada por el retroceso glaciar, entre ellas destacan: Quillcay, Pachacoto, Río Negro, Pucavado y Pariac-Rajucolta.

Como definir criterios para la identificación del problema, y mejorar las técnicas de identificación espacial de sitios impactados. Asimismo, se están iniciando estudios que permitan reconocer los impactos que el drenaje ácido de roca genera en los ecosistemas alledaños, y más importante aún, en los medios de vida de las personas que habitan aguas abajo. También tiene programado iniciar una línea de investigación de caracterización hidrobiológica, que permita reconocer bioindicadores que sean útiles para la identificación de problemas con calidad de agua y la presencia de ciertos metales, a partir de la presencia de ciertas especies de insectos, bacterias, microalgas y/o plantas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. **Jacobs, J. A., Lehr, J. A. Y. H., & Testa, S. M.** (2014). Acid Mine Drainage, Rock Drainage, and Acid Sulfate Soils. In *Acid Mine Drainage, Rock Drainage, and Acid Sulfate Soils*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. <https://doi.org/10.1002/9781118749197.fmatter>
2. **Egiebor, N. O., & Oni, B.** (2007). Acid rock drainage formation and treatment: a review. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, 17, 47–62. <https://doi.org/10.1002/apj.57>
3. **Ministerio de minería.** (2002). *Guía metodológica sobre Drenaje Ácido en la Industria Minera*. <http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/DGAAM/guias/manedrenaje.pdf>
4. **INAP.** (2014). *Global Acid Rock Drainage Guide: The International Network for Acid Prevention*. <https://doi.org/10.1007/s10230-009-0078-4>
5. **Downing, B. W.** (2014). The Microbiology of Acid Drainage. *Acid Mine Drainage, Rock Drainage, and Acid Sulfate Soils: Causes, Assessment, Prediction, Prevention, and Remediation*, 9780470487, 61–65. <https://doi.org/10.1002/9781118749197.ch5>
6. **Kleinmann, R., Crerar, D., & Pacelli, R.** (1981). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mine Eng*, 33. <https://www.osti.gov/biblio/6306683>
7. **Duffus, J. H.** (2002). "Heavy metals" - A meaningless term? (IUPAC technical report). *Pure and Applied Chemistry*, 74(5), 793–807. <https://doi.org/10.1351/pac200274050793>
8. **Sánchez, B. M. I.** (2003). *Determinación de metales pesados en suelos de Mediana del Campo Valladolid*. Tesis de doctorado. Universidad de Valladolid. España. <https://www.cervantesvirtual.com/nd/ark:/59851/bmck07d6>
9. **INAIGEM**, 2018. Inventario Nacional de Glaciares - Las Cordilleras Glaciares del Perú. Año 3, Nº 5, diciembre 2018. [en línea]. Huaraz. Disponible en: <https://repositorio.inaigem.gob.pe/items/69842963-64e0-4de9-9c24-f886a5c5a40d>
10. **Reyes Nolasco, A. W.** (2018). Contaminación por metales pesados de aguas y suelos en la microcuenca Quilcayhuanca; su relación con la litología y el contexto del cambio climático; Huaraz, Áncash, Perú 2014-2015. *Universidad Nacional Santiago Antunez de Mayolo*, 2018, Huaraz. <http://repositorio.unasam.edu.pe/handle/UNASAM/2381>
11. **Loayza-Muro, R. A., Duivenvoorden, J. F., Kraak, M. H. S., & Admiraal, W.** (2014). Metal leaching, acidity, and altitude confine benthic macroinvertebrate community composition in Andean streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(2), 404–411. <https://hdl.handle.net/20.500.12866/8031>
12. **Huamán De La Cruz, G. D.** (2018). "Evaluación de las potencialidades de los microorganismos asociados a plantas altoandinas para procesos de biorremediación, Punta Olímpica - Parque Nacional Huascarán - 2016" (*Tesis de titulación*). UNIVERSIDAD NACIONAL SANTIAGO ANTUNEZ DE MAYOLO, 2018. <http://repositorio.unasam.edu.pe/handle/UNASAM/2449>
13. **Bhasin, G., Kauser, H., & Athar, M.** (2002). Iron augments stage-I and stage-II tumor promotion in murine skin. *Cancer Letters*, 183(2), 113–122. [https://doi.org/10.1016/S0304-3835\(02\)00116-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3835(02)00116-7)

14. Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O. E., Díaz, M., & Gonzáles, E. E. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Revista Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, 16(1), 66–77. <https://doi.org/10.19053/1900771X.v16.n2.2016.5447>
15. Londoño Franco, L. F., Londoño Muñoz, P. T., & Muñoz García, F. G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14(2), 145. <https://revistas.unicauca.edu.co/index.php/biotecnologia/article/view/489>
16. Ramírez A., R., & Azcona C., M. I. (2017). Efectos tóxicos del manganeso. *Revista de Especialidades Médico-Quirúrgicas*, 22, 71–76. <https://www.medigraphic.com/pdfs/quirurgicas/rmq-2017/rmq172d.pdf>
17. García G., N., Pedraza G., J., Montalvo, J. F., Martínez, M., & Leyva, J. (2012). Evaluación preliminar de riesgos para la salud humana por metales pesados en Las Bahías de Buenavista y San Juan De Los Remedios, Villa Clara, Cuba. *Revista Cubana de Química*, XXIV (2), 126–135. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=443543726004>
18. Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60–72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
19. Soriano Figueroa, R. (2018). *Evaluación de la eficiencia en neutralización y remoción de metales pesados (fe, cu, pb, zn) del drenaje ácido de mina con lodos de baja densidad a nivel planta piloto de Cía Minera Huancapeti-2016*. <http://repositorio.unasam.edu.pe/handle/UNASAM/2828>
20. Torres Saavedra, A. M. (2018). *Factor de bioconcentración y traslocación de especies altoandinas para suelos contaminados con metales pesados provenientes de la planta concentradora de Mesapata, en condiciones de invernadero, 2015-2016*. <http://repositorio.unasam.edu.pe/handle/UNASAM/2110>
21. Saeed, S. M., & Sakr, S. F. (2008). Impact of cage-fish culture in the river Nile on physico-chemical characteristics of water, metals accumulation, histological and some biochemical parameters in fish. *Abbassa Int. J. Aqua.*, (1A), 179–202. <https://doi.org/10.1007/s12639-020-01231-7>
22. Abdel-Meguid, N., Kheirallah, A. M., Abu-Shaban, K., & Abdel-Moneim. (2002). Histochemical and Biochemical Changes in Liver of *Tilapia zillii* G. as a Consequence of Water Pollution. *Journal of Biological Sciences*, 2(4), 224–229. <https://doi.org/10.3923/jbs.2002.224.229>
23. Cambra Contín, K. (2003). Evaluación del impacto en la salud de la contaminación del suelo Health impact assessment of soil pollution. *Revista de Salud Ambiental*, 3(2), 108–110. <http://ojs.diffundit.com/index.php/rsa/article/view/361>
24. McLean, J. E., & Bledsoe, B. E. (1992). *Behavior of metals in soils. USEPA-United States Environmental Protection Agency. EPA/540/S-92/018 Ground Water Issue*, October. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=ORD&dirEntryId=42889
25. Louis Morel, J., Echevarria, G., & Goncharova, N. (2006). *Phytoremediation of metal-contaminated soils* (Springer (ed.)). Springer. <https://link.springer.com/book/10.1007/1-4020-4688-X>

- 26. Sandlin, W., Langman, J., & Moberly, J.** (2020). A review of acid rock drainage, seasonal flux of discharge and metal concentrations, and passive treatment system limitations. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 00(00), 1–14. <https://doi.org/10.1080/17480930.2020.1728035>

OTRAS REFERENCIAS

- 1. Asta, M. P., Salazar, P. A., Sanz, L. F. A., Serrano, M. J. G., & Jiménez, J. B. G.** (2011). Procesos geoquímicos en aguas ácidas por meteorización de sulfuros. *Boletín Geológico y Minero*, 122(2), 259–272. https://www.igme.es/boletin/2011/122_2/13-Articulo%2010.pdf
- 2. Broughton, L. M., & Robertson, A. M.** (1992). Acid rock drainage from mines – where we are now, IMM minerals. In: *Metals and Environment Conference*. <https://doi.org/10.3390/min8050199>
- 3. Galán Huertos, Emilio y Romero Baena, A.** (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Macla: Revista de La Sociedad Española de Mineralogía*, 10, 48–60.
- 4. Huang, Z., Pan, X.-D., Wu, P.-G., Han, J.-L., & Chen, Q.** (2014). Heavy metals in vegetables and the health risk to population in Zhejiang, China. *Food Control*, 36(1), 248–252. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2013.08.036>
- 5. Stern, B. R.** (2010). Essentiality and toxicity in copper health risk assessment: Overview, update and regulatory considerations. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A: Current Issues*, 73(2–3), 114–127. <https://doi.org/10.1080/15287390903337100>
- 6. Vargas, P.** (2009). El Cambio Climático y sus Efectos en el Perú. *Banco Central de Reserva Del Perú*, 59. <https://www.bcrp.gob.pe/docs/Publicaciones/Documentos-de-Trabajo/2009/Documento-de-Trabajo-14-2009.pdf>

Sede central:

Av. Centenario 2656 - Sector Palmira, Independencia
Huaraz, Áncash
www.gob.pe/inaigem



INAIGEM
INSTITUTO NACIONAL DE
INVESTIGACIÓN EN GLACIARES Y
ECOSISTEMAS DE MONTAÑA