



FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Uso de Bacterias para la Remoción de Metales Pesados en Aguas
Ácidas Mineras. Revisión Sistemática 2022**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:
Ingeniero Ambiental

AUTORES:

Machuca Zarate, Tania Aleksandra (ORCID: 0000-0002-53372153)

Rojas Paredes, Cristian Giovanni (ORCID: 0000-0001-8177-1680)

ASESORA:

Mg. Cabello Torres, Rita Jaqueline (ORCID: 0000-0002-9965-9678)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Calidad y Gestión de los Recursos Naturales

LIMA-PERÚ.

2022

Dedicatoria

Con mucho cariño a mis señores padres Cesar Rojas y Edissa Paredes, que con su entusiasmo me supieron brindar su apoyo, en esta meta profesional y apoyo incondicional, en cada etapa.

“ROJAS PAREDES”

A mis padres Tania Zarate Flórez y Norberto Vega Cutipa, por su gran apoyo a lo largo de mi vida académica y personal.

“MACHUCA ZARATE”

Agradecimiento

A Dios en todo momento, que me da fortaleza para seguir adelante, y lograr mi meta. A mis compañeros, y docentes, por ser un soporte y apoyo en esta formación profesional.

“ROJAS PAREDES”

A Dios y a mí padre Alex Machuca Portilla por el gran apoyo brindado en mi vida profesional.

“MACHUCA ZARATE”

Índice de contenidos

Dedicatoria.....	ii
Agradecimiento	iii
Índice de contenido	iv
Índice de tablas	v
Índice de figuras.....	vi
Resumen	vii
Abstract.....	viii
I. INTRODUCCIÓN.....	9
II. MARCO TEÓRICO	12
III. METODOLOGÍA.....	27
3.1. Tipo y diseño de investigación	27
3.2. Categorías y matriz de categorización.	27
3.3. Escenario de estudio.....	30
3.4. Participantes	30
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos.	30
3.6. Procedimiento	31
3.7. Rigor científico	33
3.8. Método de análisis de información	33
3.9. Aspectos éticos	33
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	34
V. CONCLUSIONES.....	54
VI. RECOMENDACIONES.	55
REFERENCIA.....	56
ANEXOS	

Índice de tablas

Tabla 1. Concentraciones de Sulfatos en el drenaje Acido Minero.	17
Tabla 2. Metales tóxicos presentes en el Drenaje Acido Minero a nivel mundial..	17
Tabla 3: Metales presentes en el Drenaje Acido Minero.	18
Tabla 4. Matriz de Categorización del uso de Bacterias para la Remoción de Metales Pesados en Aguas Acidas Mineras.	28
Tabla 5: Base de Datos.	30
Tabla 6. Características de las aguas ácidas mineras.	35
Tabla 7. Tipo de bacteria que se utiliza para el proceso de remoción de metales pesados en el drenaje acido de mina.	38
Tabla 8. Condiciones operativas del proceso de remoción de metales pesados con bacterias.	42
Tabla 9. Reactores que se utiliza para la remoción de metales pesados en Aguas Ácidas Mineras utilizando bacterias.	48

Índice de figuras

Figura 1. Etapas en la generación de aguas acidas mineras.....	14
Figura 2. Mecanismos para la eliminación de metales pesados.	16
Figura 3. Mecanismo de Biosorción y Bioacumulación.....	20
Figura 4. Diagrama de Flujo del Proceso de Recolección de Datos.	32

Resumen

La presente investigación se usó bacterias para remoción de metales pesados en aguas acidas mineras. La metodología es tipo descriptivo, no experimental, se analizaron mecanismos como la remoción con uso de bacterias para el tratamiento del drenaje ácido de Mina. Los resultados, la bioacumulación y la biosorción, muestra que cada uno tiene aspectos importantes al momento de actuar, como el tiempo de contacto de la bacteria, varía de 30 min a días y meses, asimismo se encuentra en un pH menor a 5, Temperatura de 20 a 25 °C , la biosorción puede ocurrir con de los siguientes métodos: (a) acumulación intracelular (b) sorción/precipitación en la superficie, y la bioacumulación tiene lugar intracelularmente por células animadas, que determinan principalmente este proceso como basado en el metabolismo. Específicamente, en el mecanismo de biosorción para interacción metal pesado-bacteria, los metales pesados pueden unirse a células bacterianas activas e inactivas sin el uso de trifosfato de adenosina (ATP), este proceso no requiere energía para activarse, también se analizaron las condiciones que actúan las bacterias, tomando en cuenta las condiciones de cultivo y operativas del proceso que realizan para la remoción de metales pesados.

Palabras Clave: Biosorción, Bioacumulación, Metales pesados, Drenaje ácido minero, Remoción.

Abstract

The present investigation of the use of bacteria for the removal of heavy metals in acid mining waters. The methodology of this research is descriptive, qualitative, non-experimental, mechanisms such as removal with the use of bacteria for the treatment of acid mine drainage were analyzed. The results, bioaccumulation and biosorption, each one has important aspects at the time of acting, such as the contact time of the bacteria, which varies from 30 min to days and months, likewise it is at a pH less than 5, temperature At 20 to 25 °C, biosorption can occur through the following methods: (a) intracellular accumulation (b) sorption/precipitation on the surface, and bioaccumulation takes place intracellularly by animate cells, which mainly determine this process as based in metabolism. Specifically, in the biosorption mechanism for heavy metal-bacteria interaction, heavy metals can bind to active and inactive bacterial cells without the use of adenosine triphosphate (ATP) because this process does not require energy to activate, conditions were also analyzed. bacteria act, thus taking into account the culture and operating conditions of the process they carry out for the removal of heavy metals.

Keywords: Biosorption, Bioaccumulation, Heavy metals, Mining acid drainage, Removal.

I. INTRODUCCIÓN

El recurso más importante e indispensable es el agua, se cuenta con 326 millones de millas cúbicas de los cuales el 96% es salino, el 68% que es dulce está en glaciares y el otro 38 % se encuentra en el subsuelo, nuestras fuentes superficiales cuentan con 300 millas cúbicas, en los últimos años se ha hecho uso de las fuentes subterráneas, debido a la demanda de este recurso (Atangana, 2021). Es imprescindible investigar las fuentes que puedan llegar a afectarlo directamente, ya que debido al Informe sobre el avance de los recursos hídricos en el mundo 2015 de las Naciones Unidas (WWAP, 2015), el 90 % de aguas residuales en países que están en desarrollo vierten sus aguas de manera directa sin tener un previo tratamiento, también se debe mencionar que alrededor de 300 y 400 megatoneladas de desechos son eliminados en cuerpos de agua (Borretty y Rosa, 2019). El agua superficial es directamente afectada por consecuencia de las actividades humanas, ya que es usado como lugar de descargas de aguas residuales, desechos urbanos, farmacéuticos, metales pesados y otros contaminantes (Hayati, 2021). En consecuencia, uno de los factores más importantes es la presencia de metales pesados en el agua, que principalmente es generada por la minería (Hasanuzzaman, 2021).

El Drenaje Acido de Mina (DAM) es un problema ambiental que se caracteriza por el pH, Temperatura y su Conductividad eléctrica, el pH del drenaje acido minero es acido este frecuentemente se debe a su contenido en exceso de minerales de sulfuro, que cuando se disuelven producen una gran cantidad de H + (Chen et al., 2021). La temperatura está relacionada con los factores ambientales, que dependen de la lluvia y clima, es así que el rango de temperatura se encuentra entre 2 a 25 ° C, dependiendo del lugar en el que se encuentra el drenaje acido minero. (Ajala et al., 2022)

La conductividad por su parte está relacionada estrechamente con los factores ambientales, la presencia de metales y generalmente está en un rango de 6 a 9 ms/cm (Cánovas et al., 2022). Tomando en cuenta las características químicas del DAM, se debe mencionar que la presencia de metales pesados influye en las características mencionadas anteriormente, de manera que cuando se tiene pH muy bajo de menos de 4, este contiene altas concentraciones de iones sulfato y

metales como Hierro y Zn disueltos en concentraciones muy altas (Ajala et al., 2022).

Existen diferentes tipos de tratamiento de aguas mineras, estos se pueden dividir en dos grandes grupos, tratamientos activos o pasivos, los activos utilizan de manera primordial químicos, mientras los pasivos utilizan medios naturales (Dario, 2020). La inmovilización, transformación o movilización de contaminantes inorgánicos se debe a la biosorción, bioacumulación, oxidación y reducción (Junca, 2019).

La extracción y procesamiento de minerales es uno de los problemas ambientales más significativos, debido a su impacto en agua y suelo (Hose, 2021). Con respecto a la existencia de estos metales pesados se debe tomar en cuenta el grado de toxicidad que representan debido a sus características (Hasanuzzaman, 2021). El drenaje ácido minero tiene elevadas cantidades de metales pesados, estos son generalmente tratados por diferentes procesos químicos fundamentado en reacciones REDOX y precipitación química (Wu y Ekoloji, 2019). Por lo cual, la eficiencia de la tecnología está determinada por la concentración de metales pesados y puede resultar ineficaz cuando se utiliza en bajas concentraciones, por lo que, esta técnica genera grandes cantidades de lodos nocivos de difícil deshidratación y gestión, lo que la convierte en un método no respetuoso con el medio ambiente (Shrestha et al., 2021). En relación a la adsorción, sabemos que tiene una eficiencia alta, pero la eficacia de esta técnica es influenciada por bastantes factores como la presencia de otros agentes como aceites y grasas (Hu et al., 2020). Debido a la necesidad de descubrir tratamientos y técnicas progresistas y ecológicas, se ha tomado en cuenta el uso de bacterias para la remoción de contaminantes en efluentes como una alternativa diferente a los métodos tradicionales (biorremediación) (Meng et al., 2021). Un papel importante que se debe mencionar es el de los microorganismos, ya que frecuentemente las bacterias autóctonas comúnmente tienen una mayor resistencia a los contaminantes y pueden realizar actividades adaptadas a reacciones enzimáticas para prevenir la toxicidad de sus células, procesos que ayudan a la biorremediación del DAM. Estas bacterias generalmente actúan en biorreactores, en los que se debe mencionar el tipo de biorreactor, la bacteria (bacterias gram negativas y bacterias

gram positivas), el tiempo de contacto que varía dependiendo de la bacteria y contaminante, así como las condiciones en las que trabaja, para lograr la eliminación del contaminante y definir la eficiencia de eliminación de la bacteria (Ajala et al., 2022).

El presente estudio justifica la búsqueda y recopilación de los diferentes tratamientos alternativos, referidos a la biorremediación con el uso de bacterias, debido a ello se planteó como problema general ¿cómo se usan las bacterias para la remoción de metales pesados en aguas ácidas mineras. revisión sistemática 2022? así como problemas específicos como:

PE 1: ¿Qué características presentan las aguas acidas mineras?

PE 2: ¿Qué tipo de bacteria se utiliza para el proceso de remoción de metales pesados en DAM?

PE 3: ¿Cuáles son las condiciones operativas para el proceso de remoción de metales pesados en DAM?

PE 4: ¿Cuáles son los reactores para el proceso de remoción de metales pesados en aguas ácidas mineras?

Se plantea como objetivo general: Analizar las características de las aguas acidas mineras, con el uso de bacterias mediante la revisión sistemática de diferentes artículos, que tiene como objetivos específicos:

OE 1: Analizar las características de las aguas acidas mineras.

OE 2: Análisis del tipo de metal que presentan las aguas acidas mineras.

OE 3: Análisis de las condiciones operativas para el proceso de remoción.

OE 4: Determinar los reactores para el proceso de remoción.

II. MARCO TEÓRICO

Los agentes contaminantes del agua en el mundo están vinculados con la industria farmacéutica, de pesticidas y la explotación de metales pesados en mineras, colorantes, entre otros tipos, que generalmente poseen la capacidad de disolverse en el agua (Bilal et al., 2019; Duong et al., 2021). Así mismo la contaminación por metales pesados al medio es motivo de gran preocupación, generalmente por la toxicidad y efectos que este tiene en el medio (Kanellopoulos et al., 2021) estos pueden incorporarse al medio, debido a las industrias del cuero, metalúrgicas, petroleras, de baterías, textiles de fertilizantes, nucleares, y de pesticidas, debemos tomar en cuenta que los metales pesados no se pueden biodegradar, lo que conlleva necesariamente a una bioacumulación de estos en la cadena trófica (Kolluru et al., 2021; Nižetić et al., 2022).

La explotación racional de los recursos minerales mundiales ha llevado a la producción de una gran cantidad de residuos de la minería metálica, que directamente daña al ambiente y comprende un riesgo a la salud humana (Asim y Rao, 2021). Los metales pesados están relacionados a problemas de contaminación a nivel mundial, ya que poseen capacidades para ingresar a los peces a través de tres rutas: la zona externa de la piel, agallas y por ingestión (Dane, 2020). Como resultado, las concentraciones de metales pesados en los tejidos causan una variedad de cambios metabólicos, fisiológicos e histológicos en peces y otras especies de agua dulce al alterar varias enzimas y metabolitos (Mehmood et al., 2019).

Generalmente los metales y metaloides se dividen en grupos, el mercurio, el cadmio y el Pb son el primer grupo, estos son muy perjudiciales para la salud en cantidades mínimas, para el segundo grupo está el bismuto, indio, arsénico, talio que son menos dañinos, en el tercer grupo se encuentran los metales que son esenciales para nuestro cuerpo, estos son el zinc, cobalto, cobre, hierro y selenio (Odobasić et al., 2019).

Los metales, por ejemplo, Cr, Cd, As pueden llegar a traer riesgos de cáncer de alto nivel debido a los efectos tanto carcinogénicos, teratogénicos y mutagénicos, como también tienen riesgos de nivel potencial los metales Mn, Al, Pb, Cu, Zn, Hg

y Fe ya que se acumulan en exceso en los cuerpos humanos, aunque también son elementos traza esenciales (Ba et al., 2022).

Se ha mencionado que los metales pesados suelen bioacumularse de manera que ingresan a la cadena trófica, por ello es muy importante denotar el aumento en el consumo mundial del pescado, ya que estos ocupan posiciones superiores dentro de las redes alimentarias acuáticas ya que se ha tomado en cuenta por su alto valor nutricional, principalmente como fuente de proteínas, esto debido a que cubre los requerimientos diarios de ácidos grasos polisacáridos (Ali et al., 2022).

El ser humano se ve afectado directamente por la contaminación con metales pesados, ya que tiene efectos nocivos a la salud del mismo, ocasionando algunos problemas relacionados al incorrecto funcionamiento del riñón y a algunos mas perjudiciales como enfermedades oncológicas. (Li et al., 2019).

Las partículas metálicas permanecen en cuerpos de agua, después de ser estabilizados mediante el método de bioaumentación, las condiciones ambientales cambiantes, especialmente en términos de pH y condición redox, puede afectar la estabilidad de los metales (Jin y Kirk, 2018). El cambio de pH, especialmente a niveles más ácidos, puede transformar los compuestos metálicos estables de nuevo en su forma iónica, aumentando su toxicidad, movilidad y biodisponibilidad (Jin y Kirk, 2018).

La extracción y molienda de minerales metálicos en la minería tienen procesos de molienda, voladura y trituración que exponen a los minerales a la intemperie, dando como resultado la producción de residuos como el drenaje ácido de mina, debido a que estos residuos se combinan con el oxígeno y cuerpos de agua (Adaobi, 2022). El drenaje ácido minero, está caracterizado por su alta acidez, concentración de sulfatos y metales pesados, que se generan debido a la oxidación de minerales con alto contenido de sulfuro y metales pesados, que resulta en un desequilibrio del ecosistema ambiental, se suele utilizar cal viva y cal hidratada, para reducir el grado de acidez o incluso neutralizar (Finfrock, 2022).

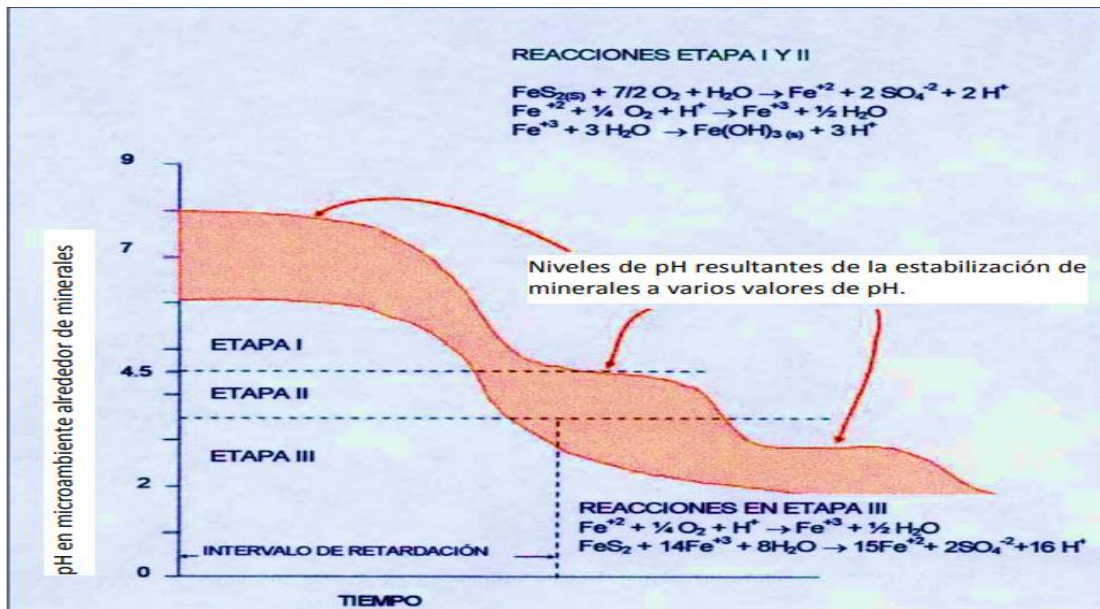


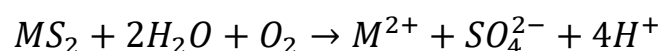
Figura 1. Etapas en la generación de aguas ácidas mineras.

Fuente: Finrock (2022).

El Drenaje Ácido Minero, se forma en consecuencia de las reacciones de oxidación, que puede ser acelerada por sulfo-oxidantes y bacterias. (Adaobi et al., 2022). La pirita oxidada con la disposición de oxígeno, agua y microorganismos genera (Fe^{2+}), (SO_4^{2-}) y (H^+). Con la presencia de oxígeno el Fe^{2+} se oxida a Fe^{3+} siendo así las reacciones de las etapas I y II, posteriormente la precipitación de ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), se puede acelerar la reacción con una mayor concentración de Fe^{3+} que actúa como oxidante que producirá mayor cantidad de Fe^{2+} que se oxidará a Fe^{3+} con el aporte de oxígeno, se produce así un ciclo continuo hasta que se agota la pirita (Chen et al., 2021).

Así mismo otros minerales que se encuentran en el entorno de oxidación, que cuenta con las condiciones de oxígeno, microorganismos y posterior disolución de pirita conllevan a la descomposición de estos (Kaur et al., 2018).

Los sulfuros llegan a oxidarse en presencia de agua, por consiguiente, reduce el pH circundante y produce lixiviación de óxidos (Kiventera et al., 2018).



Debido a que el Drenaje Acido de Mina tiene complejas interacciones químicas, físicas y biológicas se han investigado diversas tecnologías de tratamiento (Adaobi, 2022).

La actividad minera, debido a sus diferentes actividades y procesos genera consecuencias negativas para el medio ambiente y un aspecto importante es el drenaje acido minero, ya que por sus características y tratamientos es complicado al momento de remediar el daño causado al medio en el que se realizan actividades de origen minero, evitar el daño siempre va a ser un aspecto difícil de lograr (Sheridan et al., 2018).

El drenaje de la mina se genera por disolución oxidativa de sulfuros (expuestos durante y después de la minería) en contacto con las aguas subterráneas y la atmósfera y luego liberados a ambientes superficiales y subterráneos (Kefeni y Msagati, 2017). Como resultado, las aguas subterráneas, las aguas superficiales, los suelos y los sedimentos cercanos pueden verse muy afectados por el Drenaje Acido Minero y dada su composición, acidez, salinidad potencial y toxicidad de metales, y los entornos afectados presentan riesgos significativos para los sistemas humanos y ambientales (Fernández y Caliani et al., 2019). Los procesos de oxidación de minerales en el DAM no siempre generan acidez, existen diferentes factores que influyen en el para generar fuentes secundarias de DAM, el pH y la acidez dependen del como el contacto con el mineral y el medio acuático, (Liu et al., 2018; Sheridan et al., 2018).

La remediación se considera exitosa si el contaminante puede descomponerse, degradarse o separarse completamente del medio contaminado (Purwanti et al., 2020). A pesar de ello los metales no se pueden descomponer, estos solo se pueden reducir, oxidar o transformar (Atieh et al., 2017; Ayangbenro y Babalola, 2017) por consiguiente cualquier medio por el que se traten tendrá como resultado una la transformación de un medio a otro (Purwanti et al., 2019).

Los microorganismos, particularmente las bacterias, que viven en ambientes hostiles o tóxicos pueden combatir los contaminantes mediante el desarrollo de mecanismos de adaptación (Kapahi y Sachdeva, 2019). Por consiguiente se debe mencionar que las bacterias alteran su fenotipo y genotipo para mantenerse en el entorno, estas se hacen resistentes al ambiente que esta contaminado por

diferentes sustancias como metales pesados, esto lo hacen con el fin de mantener su población (Lenski, 2017) .Por lo tanto las bacterias pueden eliminar biológicamente los metales pesados peligrosos, mediante los siguientes mecanismos, Bio (transformación, reducción, porción y acumulación) (Ahmad, 2019; Fernández et al., 2018).

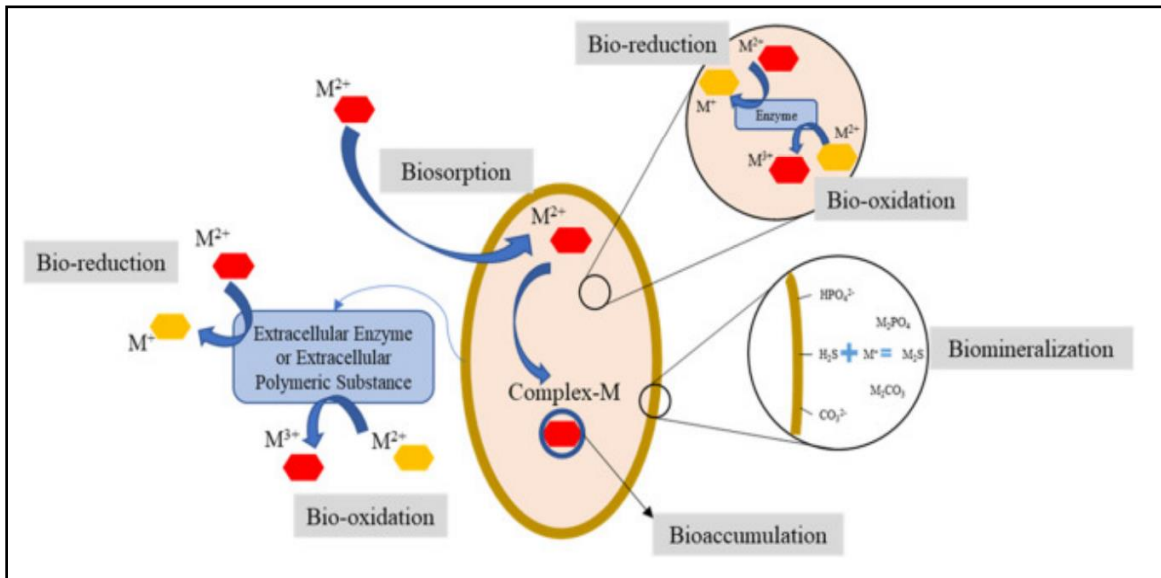


Figura 2. Mecanismos de una bacteria para la eliminación de metales pesados.

Fuente Fernández et al., (2018).

Característica del drenaje ácido minero, presenta pH bajo, altas concentraciones de sulfatos, metales tóxicos (Esmaeili et al., 2019).

Generalmente se observan grandes cantidades de materia en suspensión que presenta un color naranja-marrón, lo que puede atribuirse a la concentración de SO_4^{2-} y Cu en el DAM.

A continuación, se menciona la Composición del DAM en varios lugares del mundo.

Tabla 1: Temperatura del drenaje ácido minero.

País	Sudáfrica	Sudáfrica	Estados unidos	Alemania	Rumania	Suecia	España	Portugal
Temperatura (°C)	3.100	2.400	-	11.06	22.47	20.10	23.00	14.50
Autor	(Kefeni et al., 2018)	(Kefeni et al., 2018)	(Ruehl y Hiibel, 2020)	(Grawunder et al, 2014)	(Grawunder et al, 2014)	(Grawunder et al, 2014)	(Carrero et al., 2015)	(Valente y Gomes, 2009)

Tabla 2: pH del drenaje ácido minero.

País	Sudáfrica	Sudáfrica	Estados unidos	Alemania	Rumania	Suecia	España	Portugal
Ph	-	-	2.810	4.680	3.125	3.200	3.290	2.530
Autor	(Kefeni et al, 2018)	(Kefeni et al., 2018)	(Ruehl y Hiibel, 2020)	(Grawunder et al, 2014)	(Grawunder et al, 2014)	(Grawunder et al, 2014)	(Carrero et al., 2015)	(Valente y Gomes, 2009)

Fuente: Ajala et al., 2022

Tabla 1. Concentraciones de Sulfatos en el drenaje Ácido Minero.

País	Sudáfrica	Sudáfrica	Estados unidos	Alemania	Rumania	Suecia	España	Portugal
SO_4^{2-}	-	-	1439	6719	3019	1278	5990	5880
Autor	(Kefeni et al, 2018)	(Kefeni et al., 2018)	(Ruehl y Hiibel, 2020)	(Grawunder et al, 2014)	(Grawunder et al, 2014)	(Grawunder et al, 2014)	(Carrero et al., 2015)	(Valente y Gomes, 2009)

Fuente: Ajala et al., 2022

Tabla 2. Metales tóxicos presentes en el Drenaje Ácido Minero a nivel mundial.

País	Sudáfrica	Sudáfrica	Estados unidos	Alemania	Rumania	Suecia	España	Portugal
Fe (mg/L)	2135	835.0	38.20	20.65	542.9	6.300	2040	2143
Al (mg/L)	245.0	0.900	-	68.51	9.082	1.086	-	3735
Na (mg/L)	84.00	192.0	-	21.26	16.75	21.45		
Ca (mg/L)	498.0	561.0	115.8	399.2	294.7	397.0	-	257.0

Magnesio (mg/L)	428.0	385.0	-	1343	80.00	57.30	-	43.20
Cu (mg/L)	-	-	149.7	0.744	0.228	0.003		5880
Zn (mg/L)	6.900	0.900	16.80	4.374	84.55	0.068	-	8.710
Pb (mg/L)	-	-	-	0.001	45.00	1.450	-	-
Ni (mg/L)	3.700	1800	-	21.63	312.0	69.00	-	-
Co (mg/L)	1.400	0.800	-	4.546	163.0	20.00	-	-
Cd (mg/L)	-	-	-	0.101	163.8	0.450	-	-
Autor	(Kefeni et al, 2018)	(Kefeni et al., 2018)	(Ruehl y Hiibel, 2020)	(Grawunder et al, 2014)	(Grawunder et al, 2014)	(Grawunder et al, 2014)	(Carrero et al., 2015)	(Valente y Gomes, 2009)

Fuente: Ajala et al., 2022

Contaminantes potenciales.

Los minerales rocosos contienen (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Si), los principales elementos minerales (es decir, As, Cu, Fe, Zn, U), oligoelementos (es decir, Ag, Ba, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Pb, Sn, U, V) y/o elementos de tierras raras (Vass et al., 2019). La disolución de estos metales es tóxica para el medio (Vass et al., 2019).

Metales Pesados.

A través de los años se han desarrollado diferentes métodos para la eliminación de metales pesados en agua, ya que estos causan serios problemas en la salud de los seres humanos, así mismo, afectan a las plantas y animales (Ferrey et al., 2018).

Tabla 3: Metales presentes en el Drenaje Acido Minero.

Elemento	Tipo de metal
Al	Metal no Ferroso
Ca	Alcalino Terreo
Fe	Metal de Transición
K	Metal Alcalino
Mg	Metal Alcalinoterreo
Mn	Metal de Transición
Na	Metal Alcalino
Si	Metaloide
As	Metaloide
Cu	Metal de Transición

Zn	Metal de Transición
U	Actinido
Ag	Metal de Transición
Ba	Metal Alcalinoterreo
Cd	Metal de Transición
Co	Metal de Transición
Mo	Metal de Transición

Fuente: Elaboración propia, 2022.

Métodos de Remoción. La biorremediación, una tecnología prometedora para transformar o degradar sustancias químicas tóxicas en diferentes medios ambientales, se ha convertido en uno de los focos de la presente investigación debido a su remediación segura, rentable y ambientalmente benigna en comparación con los procesos físicos y químicos (Meng, 2022).

Se pueden biorremediar aguas residuales con el uso de dos métodos, que son la bioacumulación y la biosorción, este último es un proceso que utiliza materiales biológicos no vivos, por otro lado, la bioacumulación necesita organismos vivos (Alfayez et al., 2022).

Los mecanismos para la desintoxicación de metales se basan en el transporte activo. La eliminación de iones metálicos no se logra, pero los microorganismos actúan para disminuir su toxicidad. Los microorganismos reducen la toxicidad de los metales mediante el siguiente proceso (Abdul y Shahid, 2019).

a) Los microorganismos pueden cambiar las propiedades químicas de un metal cambiando sus estados de oxidación a través de procesos de oxidación y reducción, por ejemplo, en el arsénico, la oxidación involucra As^{3+} a As^{5+} y la reducción involucra As^{5+} a As^{3+}

b) Los microorganismos pueden eliminar los metales tóxicos del sitio contaminado aumentando su solubilidad.

c) Los microorganismos pueden inmovilizar los iones metálicos precipitándolos fuera de la solución del suelo (Abdul y Shahid, 2019).

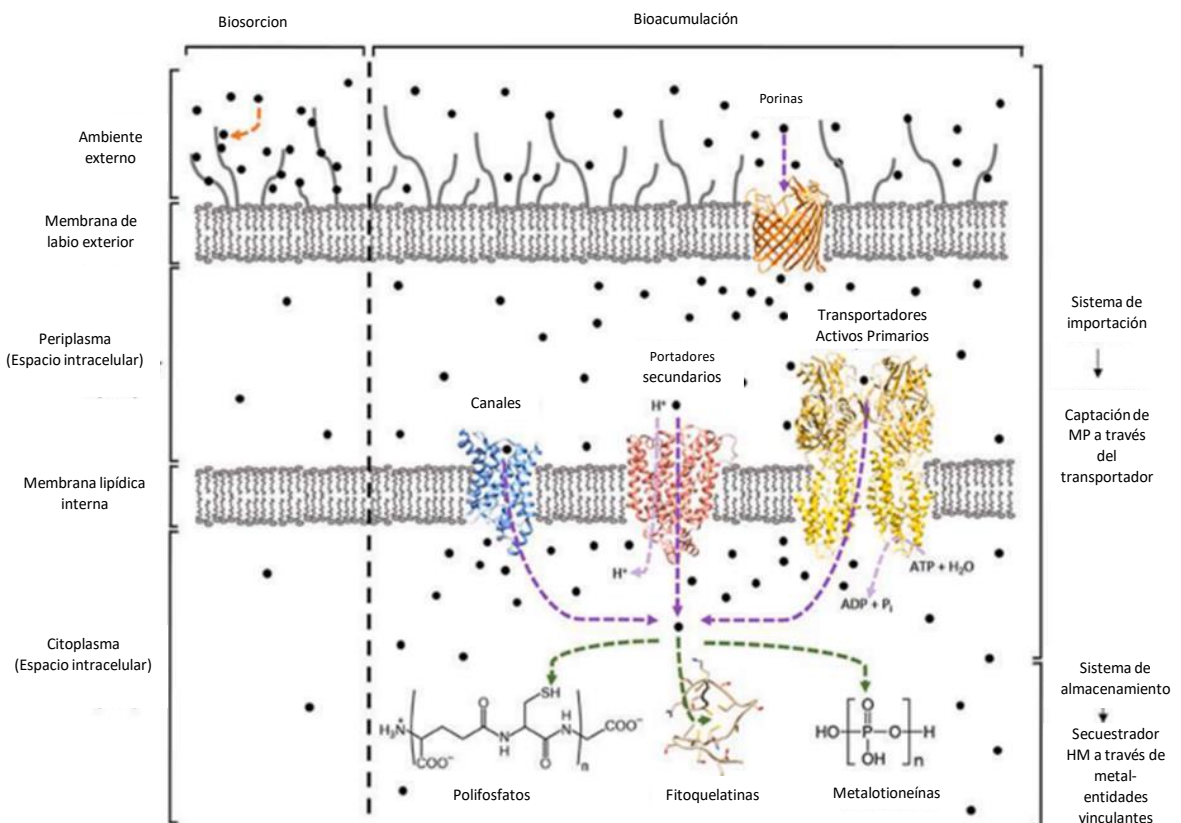


Figura 3. Mecanismo de Biosorción y Bioacumulación.

Fuente: Abdul y Shahid (2019).

La biosorción, un tipo de adsorción que utiliza una matriz biológica como sorbente, es la unión de iones de soluciones acuosas a grupos funcionales en la superficie de la biomasa en un proceso rápido y reversible, la biosorción utiliza diferentes microorganismos, materiales derivados de plantas, desechos, biopolímeros y muchos otros que participan en un proceso reversible. La acumulación se logra mediante un rango de interacciones que permite la unión de iones a la función grupos en la superficie externa del bioabsorbente (Adah et al., 2022)

La biosorción puede ser dependiente o no dependiente del metabolismo, en función de la actividad de la biomasa, dependiendo de la naturaleza de la remoción de metal, la biosorción puede ocurrir a través de los siguientes métodos: (a)

acumulación intracelular (b) sorción/precipitación en la superficie (Alfayez et al., 2022).

Bioacumulacion. Se inicia cuando en la superficie de las bacterias gram negativas y gram positivas se unen los iones metálicos, para posteriormente ingresar a la célula a través de algunas proteínas, para este proceso se necesita una cantidad de energía en forma de ATP (Rehman y Sher, 2019).

La biosorción está relacionada con varios grupos activos, como los grupos hidroxilo y sulfhídrico, en las moléculas adsorbentes forman enlaces iónicos o covalentes con iones metálicos, logrando el objetivo de adsorción y eliminación de iones metálicos de AMD (Guo et al., 2021).

Los microorganismos se seleccionan en base a dos criterios principales: capacidad para degradar contaminantes y la capacidad de resistir y sobrevivir en una amplia gama de entornos, varios microorganismos como bacterias, hongos, levaduras, actinomicetos, y las algas pueden resistir y sobrevivir en una amplia gama de entornos, incluida la capacidad de eliminar metales pesados de áreas contaminadas, esta capacidad se origina principalmente a partir de célula microbiana paredes formadas por polisacáridos, lípidos y proteínas que juegan un papel esencial en la unión iones de metal con carboxilato, hidroxilo, y amino y grupos fosfato (Purwanti et al., 2018) dando como resultados compuestos complejados no tóxicos.

Papel de la pared celular bacteriana a metales pesados.

Los metales pesados se acumulan en diferentes grupos químicos disponibles en la pared celular, la capa de peptidoglicano que contiene diferentes grupos en bacterias gram positivas y bacterias gram negativas determina la capacidad de unión a metales, De estos grupos carboxilo, que son abundantes y tienen carga negativa, se unen más activamente a los cationes metálicos, las bacterias gram positivas acumulan muchas más concentraciones de metales pesados en sus paredes celulares que las de las bacterias gram negativas de metales, así también se debe mencionar que los grupos amina que lan y adsorben especies de metales aniónicos a través de interacciones electrostáticas o enlaces H (Fernandez et al., 2019).

Bacterias Gram Positiva y Negativa. La remoción de metales pesados con consistencia y la remoción completa de formas elementales están enfocadas para minimizar los efectos peligrosos en las limitaciones de salud. Por lo tanto, las variaciones morfológicas podrían tener implicaciones potenciales en la eliminación de metales y causar beneficios efectivos en la viabilidad y la biorremediación compatible. La eficiencia de demarcación específica para la eficacia de la biorremediación para los mecanismos de salida de gram negativos o gram positivos necesita más investigación para los cambios morfológicos y los modos de secuestro.

Bacteria gram negativa. Las bacterias gram negativas tienen dos membranas, una externa y otra interna, la membrana externa expresa un potente inductor de la respuesta inmunitaria, el lipopolisacárido (LPS), que se compone de tres unidades: un polisacárido hidrofílico, el antígeno O, y un dominio hidrofóbico conocido como lípido A, así mismo los lípidos A son responsables de la mayor actividad endotóxica de estas bacterias (Oliveira, 2021)

Bacteria gram positiva. Los organismos grampositivos tienen una pared celular de peptidoglicano más gruesa en comparación con las bacterias gramnegativas, es un polímero de 20 a 80 nm de espesor, mientras que la capa de peptidoglicano de la pared celular de las bacterias gramnegativas tiene un espesor de 2 a 3 nm y está cubierta por una membrana externa de bicapa lipídica (Chandrashekar, 2022)

Cada microbio tiene diferente potencial y efectividad en la reducción de metales pesados del suelo contaminado en varias concentraciones (Medfu Tarekegn et al., 2020).

La bioaugmentación se considera más adecuada para su aplicación en el tratamiento de metales pesados que contienen aguas residuales porque el metal estable formado se puede separar fácilmente de las aguas residuales depositándolas en el fondo de la zona de tratamiento, produciéndose una separación completa con claras diferencias entre fases (agua y metal) (Shahid et al., 2020; Titah et al., 2019; Xia et al., 2020).

Forma de Aplicación: El tamaño y la superficie de las células diferenciadas se contabilizan correspondientemente para las enmiendas de metales pesados basadas en la rugosidad de la superficie de las células para los tratamientos que

reemplazan la suavidad (Hossan et al., 2020). *Pantoea agglomerans* indicó variaciones morfológicas para distintas concentraciones de iones metálicos que comprenden Hg, Cu, Ag, As, Pb, Cr y Cd y describió la biotransformación basada en la morfología celular que muestra patrones de variabilidad (células gigantes irregulares con agregación pleomórfica, alargamiento, extremos curvos, células delgadas) y deformación membranosa, apariencia de mancuerna, distorsión morfológica en las membranas celulares) (Mohite et al., 2018). Por lo tanto, los perfiles celulares interrelacionados basados en elongación o contracción tendrán profundas implicaciones en la evaluación de los potenciales de biorremediación y bioacumulación, posteriormente (Mathivanan et al., 2021).

Condiciones operativas del proceso. La aplicación de microorganismos para la eliminación de metales pesados tóxicos se ha utilizado de forma fiable por su supervivencia versátil en entornos extremófilos debido al rápido ritmo de mutación y adaptaciones evolutivas (Yin et al., 2019). Precisamente, los beneficios de potenciación bacteriana se han corroborado con una alta tasa de crecimiento específica; el tiempo de duplicación y una relación mayor de área de superficie a volumen los convierten en agentes superiores de biorremediación que otras contrapartes microbianas (Mathivanan et al., 2018). La resistencia a los metales pesados adquirida en las bacterias corresponde a los potenciales de aclimatación metabólica para metabolizar iones de metales tóxicos para hacer frente a la toxicidad de los metales pesados (Yin et al., 2019). La supervivencia bacteriana en ambientes intoxicados por metales es la conversión inducida por el estrés a no tóxico formas que se pueden asimilar con facilidad (Mathivanan et al., 2018). No obstante, los patrones de reactividad cruzada que involucran múltiples estrategias en la eliminación de múltiples metales comúnmente empleados en la biorremediación bacteriana no se han resumido en un protocolo común, por lo tanto, se abordan las implicaciones ambientales para un mecanismo de resistencia/adaptación de mediación biológica bacteriana y los parámetros intrínsecos que subyacen a la gestión del impacto (Mathivanan et al., 2021)

Teoría cinética de adsorción. La cantidad de adsorción (q_e) se determinó mediante la siguiente ecuación:

$$(q_e = (C_0 - C_e) \frac{V}{m}$$

Donde:

C_0 = Concentración Inicial ($mg L^{-1}$)

C_e =Concentración de Equilibrio ($mg L^{-1}$)

V= Volumen de la solución acuosa (L)

m= Dosis del Adsorbente (g)

Fuente:

Determinación de parámetros termodinámicos. Las constantes de equilibrio y otros parámetros de adsorción se evalúan utilizando los modelos Langmuir, Freundlich y Temkim, respectivamente que se mostraran a continuación (Akash et al., 2022):

Langmuir

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{q_m} + \frac{1}{q_m K_L}$$

q_m = capacidad de adsorción máxima ($mg g^{-1}$)

K_L =constante de equilibrio de adsorción Lmg^{-1}

Freundlich

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e$$

K_F = Constante de equilibrio de adsorción

n= Múltiples capas de adsorción

$$q_e = \frac{RT}{b_T} \ln A_T + \frac{RT}{b_T} \ln C_e$$

b_T =constante isoterma

A_T =constante de equilibrio isoterma

$R=8.314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$ =Constante del gas

T =Constante de la temperatura absoluta

(Kamiya et al., 2022)

Cinética de adsorción

$$\frac{dQ_t}{dt} = k_t(Q_e - Q_t)$$

Q_t =Adsorción de metal por masa de algas ($mg \cdot g^{-1}$) en el tiempo t .

Q_e = Constante, la adsorción de metal por masa de algas cuando el proceso de adsorción alcanza el equilibrio ($mg \cdot g^{-1}$)

k_t =Constante de velocidad de primer orden (s^{-1})

T = Tiempo transcurrido (s)

Este modelo se integró con las siguientes condiciones:

$t = 0, Q_t = 0$

En $t = t, Q_t = Q_t$

Que produce el siguiente modelo:

$$Q_t = Q_e(1 - e^{-k_t \cdot t})$$

Un método común para obtener valores para k_t y Q_e es linealizar la expresión de la siguiente manera.

$$\log_e(Q_e - Q_t) = -k_t \cdot t + \log_e(Q_e)$$

La adsorción en el equilibrio, Q_e , se estimó inicialmente a partir de datos experimentales. $\log_e(Q_e - Q_t)$, se trazó frente a t para producir un gráfico con un gradiente de $= -k_t \cdot t$ una intersección con el eje y de $\log_e(Q_e)$ (Harvey et al., 2022)

Autores anteriores, han sugerido que el modelo de Lagergren fue modificado a un modelo de segundo orden, observaron que una implementación anterior de este modelo fue realizada por Blanchard et al, mientras que el uso más temprano de un modelo de la forma del modelo de segundo orden que estos autores han encontrado fue atribuido por Tüzün y Ritchie (Budi et al., 2022)

$$\frac{dQ_t}{dt} = k_2(Q_e - Q_t)^2$$

Los parámetros del modelo son los mismos que los del modelo de Lagergren anterior, siendo la única diferencia la constante de reacción, k_2 . Esta es una constante de velocidad de segundo orden y tiene las unidades $g\ mg^{-1}\cdot s^{-1}$.

Este modelo se integró con condiciones de contorno (Akash et al., 2022):

En $t = 0$, $Q_t = 0$

En $t = t$, $Q_t = Q_t$

Esto dio la forma lineal de la ecuación:

$$\frac{1}{Q_t} = \frac{1}{k_2 \cdot Q_e^2} \cdot \frac{1}{t} \frac{1}{Q_e}$$

Termodinámica de adsorbato. Los parámetros termodinámicos, a saber, los cambios de adsorción de energía libre, entalpía y entropía, se estimaron utilizando la ecuación de Vant Hoff que se establece de la siguiente manera (Akash et al 2022).

$$\ln K_L = -\left(\frac{\Delta G}{RT}\right) = \left(\frac{\Delta S}{R}\right) - \left(\frac{\Delta H}{RT}\right)$$

Donde:

ΔG =cambio de entalpía ($Jmol^{-1}$)

ΔS =cambio de entropía ($Jmol^{-1}K$)

En el estudio realizado de Anil et al., (2022), se observó que ambos modelos (Langmuir y Freundlich) se ajustan bastante mejor a los datos experimentales en comparación con los modelos de Temkin.

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño de investigación

Tipo de investigación: Esta investigación es del tipo descriptivo, cualitativo no experimental y básica, por lo cual la presente investigación, está centrada en la generación de nuevos conocimientos centrados en la evaluación de la remoción de metales pesados en el drenaje ácido minero (Hernández, et al 2018). La revisión sistemática es muy importante en muchos aspectos críticos, ya que proporcionó un resumen del estado del conocimiento de las bacterias que están involucrados en la remoción de metales pesados en aguas ácidas mineras, y se identificó métodos y se determinó la eficiencia para remover, y por lo tanto, coincidir los problemas de investigación que deben ser subsanados en futuros estudios y evaluar teorías (Matthew J. Page et al., 2020).

Diseño de la investigación: La presenta investigación brindó un enfoque sistemático, no experimental y descriptivo, esto debido a que se desarrolló una recolección de información de un total de 5 años, tomando en cuenta la variable “Remoción de metales pesados con bacterias en aguas acidas minera”, y también se realizó un análisis de cada subcategoría referente a la Remoción de Metales Pesados, como variable de análisis (Hernández et al., 2018).

3.2. Categorías y matriz de categorización.

Tabla 4. Matriz de Categorización del uso de Bacterias para la Remoción de Metales Pesados en Aguas Acidas Mineras.

PROBLEMAS	OBJETIVOS	CATEGORÍA	SUBCATEGORÍA	REFERENCIAS
¿Qué características presentan las aguas acidas mineras?	Analizar las características de las aguas acidas mineras	Características de aguas acidas mineras	Físicas (pH, conductividad eléctrica, temperatura, etc.)	Nieva et al., 2018
			Químicas (concentración de metales, tipo de metales, sulfatos, etc)	(Esmaeili et al 2019)
¿Qué tipo de metales se presentan en las aguas acidas mineras?	Analizar el tipo de metal que presentan las aguas acidas mineras	Tipo de elementos	Metales pesados	Craig et al., 2022,
			Metaloides	Casiot at el., 2021
¿Cuáles son las condiciones operativas para el proceso de remoción de metales pesado en DAM?	Analizar las condiciones operativas para el proceso de remoción	Condiciones Operativas	Concentración de iones metálicos	Deng et al., 2020
			Tiempo de contacto	Cheraghoour et al., 2018
			pH	Haghighi et al., 2017
			Temperatura	Warjri y Syiem, 2018
			Concentración de biomasa	Sen et al., 2018
			Eficiencia de eliminación	Li et al, 2019
Sorción Máxima	Abd Elhameed et al., 2018			

¿Cuáles son los reactores para el proceso de remoción de metales pesados en aguas ácidas mineras?	Determinar los reactores para el proceso de remoción	Tipos de reactores utilizados para la remoción de metales	Reactor anaeróbico de flujo ascendente	Yildiz et al., 2019
			Intercambio de Aniones	Gogoi et al., 2021
			Atenuación natural de flujo continuo	Fernández et al., 2017
			Cama fluidizada	Kumar y Pakshirajan 2021
			Biorreactor de Membrana	Demir et al., 2020
			Biorreactor de concha de mejillón	Sahinkaya et al., 2018
			Matriz concha de mejillón	DiLoreto et al., 2016
			Biorreactor de lecho empacado	Fan et al., 2019
			Biorreactor secuencial	Gómez et al., 2021
			Biorreactor de lecho estructurado	Nogueira et al., 2021
			Biorreactor sulfidogénico	González et al., 2019
			Biorreactor reductor de sulfato	Sato et al., 2022

3.3. Escenario de estudio

La investigación no establece un escenario, debido a que el estudio es netamente una revisión bibliográfica sobre la remoción de metales pesados (metales y/o metaloides) con bacterias u hongos, en aguas acidas mineras acidas, para lo cual se ha explorado la base de datos Scopus, Sciencedirect, Scielo, Google Académico y otros.

3.4. Participantes

Se identificaron artículos provenientes de los diferentes artículos, revistas científicas como Scopus, de Sciencedirect y de Google académico, razón por la cual se buscaron artículos de importancia para el tema. Por lo tanto, en la presente revisión sistemática se procedió a recopilar la información generada por investigadores con respecto al tema planteado y al final los resultados son originados en conclusiones resumidas de la remoción de metales pesados utilizando bacterias en aguas acidas mineras.

Tabla 5: Base de Datos.

N°	REVISTA	NÚMERA DE ARTICULOS
1	ScienceDirect	31 artículos
2	Google Académico	08 artículos

Fuente: Elaboración propia, 2022.

3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos.

La presente investigación tuvo como instrumento de investigación, la observación, por lo que se define como aquella técnica que se basa en la inspección de diferentes documentos técnicos o información redactada, con la finalidad de presentar y exponer un conocimiento acerca del elemento de investigación (Hernández et al., 2018). La investigación se basó en una búsqueda absoluta de bibliografía, referida al tema del que se trabajó, con palabras claves afines a la remoción de metales pesados (metales y/o metaloides) en aguas acidas mineras con la aplicación microbiana, para

realizar la medición de la eficiencia de las aplicaciones, que incluyen el uso de los bioadsorventes de metales pesados.

Se consideró como instrumento de recolección de la presente investigación, la ficha resumen, en donde se alcanzó a considerar la evaluación de la totalidad de los artículos científicos que se tomaron como referencia para su evaluación y recolección de datos de alta relevancia para ofrecer una respuesta objetiva a la investigación (Hernández et al., 2018), se definió como instrumento a aquel procedimiento mediante el cual se puede llegar a generar la evaluación y lectura de documentos científicos para obtener información respecto a la Remoción de Metales Pesados en aguas ácidas mineras con bacterias.

3.6. Procedimiento

Primeramente, se comenzó por construir una matriz, el cual permitió elaborar, compilar y organizar la documentación clara y precisa, ello permitió contar con una información sistemática, a su vez también permitió realizar un análisis profundo y absoluto de cada documento, facilitó el conteo de métodos, bacterias utilizadas para la remoción, metales removidos, y por lo tanto realizar una posterior comparación de parámetros estudiados. Se realizó la búsqueda en portales y páginas de ente científico, y posteriormente se analizaron las referencias bibliográficas por artículo, tesis, revista o libro, con el fin de ofrecer una visión más amplia del tema estudiado y alcances respecto a la remoción de metales pesados en aguas ácidas mineras utilizando bacterias.

Por otro lado, la investigación empezó de la idea vaga y poca información sobre la remoción de metales pesados en aguas ácidas mineras utilizando bacterias, seguidamente se identificó en ordenar y sistematizar más los conocimientos, se procedió a establecer la problemática, para consecuente ordenarla y dar un análisis profundo, llegando a la conclusión y las recomendaciones.

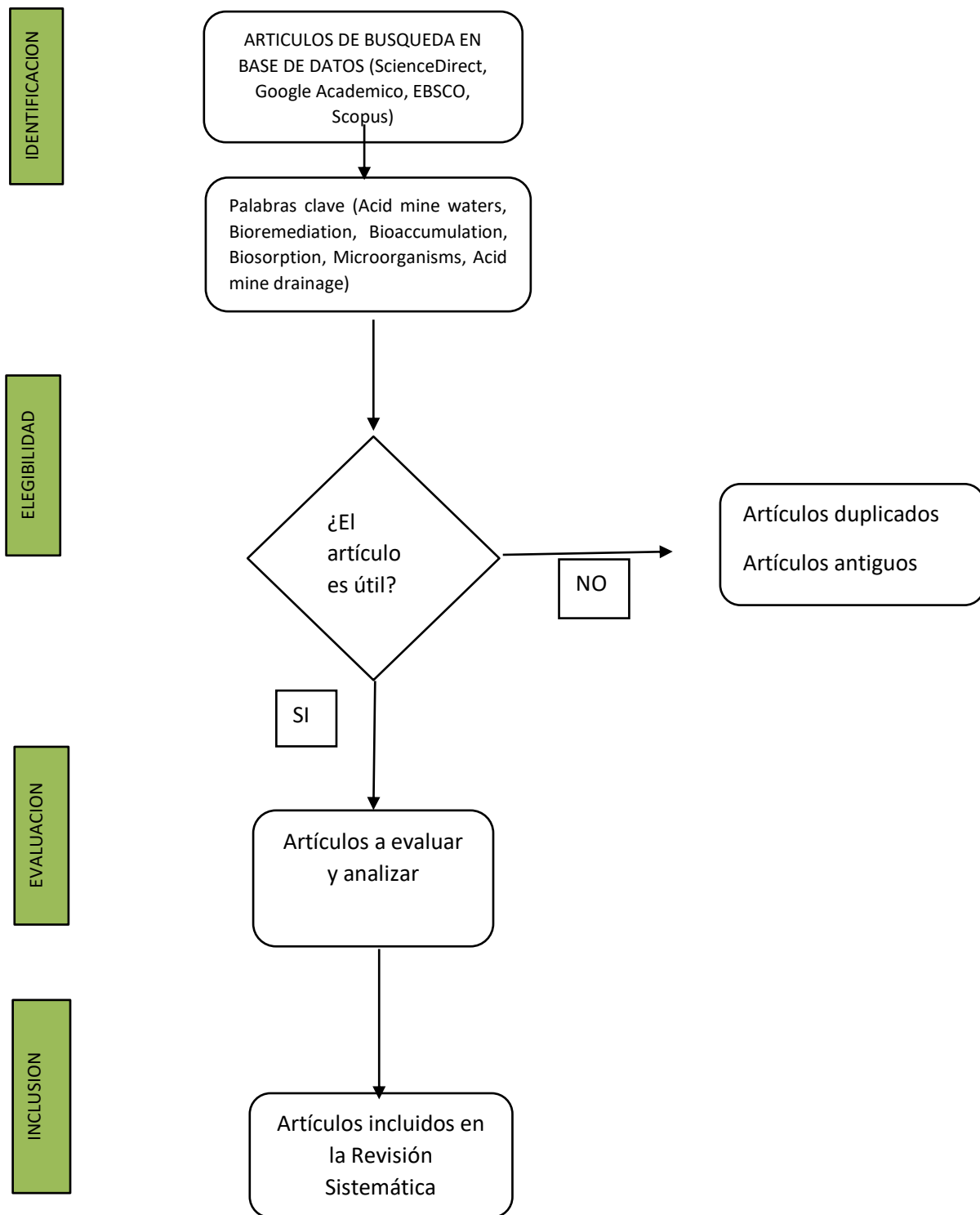


Figura 4. Diagrama de Flujo del Proceso de Recolección de Datos.

Fuente: Elaboración propia, 2022.

3.7. Rigor científico

La presente investigación buscó que el rigor científico este determinado a las reconstrucciones teóricas y sus criterios de rigor (Azuelo, 2019). Posteriormente a la revisión de la bibliografía obtenida se ordenó lo hallado y se realizó el análisis que tiene el fin de llegar a los objetivos. En primer lugar, se buscó fuentes seguras y confiables de información, se comparará y diferenciará conceptos para lograr a encontrar similitudes y aportar uno en general para responder los objetivos.

3.8. Método de análisis de información

Se empleó la estadística descriptiva, debido a ser un método que posibilita la recolección, almacenamiento, ordenamiento, elaboración de tablas, figuras y cálculo de parámetros básicos sobre el conjunto de datos de la información recolectada por uso de bacterias para la remoción de metales pesados en aguas ácidas mineras.

3.9. Aspectos éticos

La presente investigación, generó resultados a partir de la metodología estudiada, el cual muestra la veracidad, considerando a su vez valores morales y éticos, es por ello que la investigación fue recolectada de fuentes confiables y a su vez se consideró la citación correcta, garantizando la autenticidad de la investigación.

Además, la investigación se fundamenta bajo criterios éticos que tiene como finalidad asegurar la objetividad, validación y calidad del trabajo de investigación. Se respetó el correcto citado y referenciado de acuerdo a las normas ISO- 690. Grado en que un instrumento produce resultados consistentes y coherentes en la muestra o casos (Hernández y Mendoza, 2018)

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

OE 1: Analizar las características de las aguas ácidas mineras.

De acuerdo a la revisión sistemática, se ha determinado las características de las aguas ácidas mineras para remover los metales pesados, y de acuerdo a la tabla N° 06, para Metal Pesado Hierro, presentó una concentración baja de 6.3 mg/L, con las siguientes características del agua ácida minera, con temperatura de 20.1 °C, pH 3.2, concentración de sulfato de 1278 mg/L (Grawunder et al, 2014). Para Aluminio, presentó una concentración baja de 0.9 mg/L, con una temperatura de 2.4 °C (Kefeni et al., 2018). Para sodio, presentó una concentración baja de 16.75 mg/L, con temperatura de 11.06 °C, pH 4.68, concentración de sulfato de 6719 mg/L (Grawunder et al, 2014).

Para calcio presentó una concentración baja de 115.8 mg/L, con las siguientes características del agua ácida minera, con un pH de 2.81, concentración de sulfato de 1436 mg/L (Ruehl y Hiibel, 2020); para Magnesio una concentración baja de 43.2 mg/L con las siguientes características del agua ácida minera de temperatura de 14.5°C, pH 2.53 , concentración de sulfato de 5880 mg/L (Valente y Gomes, 2009); para Cobre presentó una concentración baja de 0.003 mg/L, con las siguientes características del agua ácida minera con temperatura de 20.1°C, pH 3.2, concentración de sulfato de 1278 mg/L (Grawunder et al, 2014); Para zinc presentó una concentración baja de 0.068 mg/L, con las siguientes características del agua ácida minera con temperatura de 20.1 °C, pH 3.2, concentración de sulfato de 1278 mg/L; para Plomo presento una concentración baja de 0.001 mg/L con las siguientes características de temperatura de 11.06 °C, pH 4.68, concentración de sulfato de 6719 mg/L (Grawunder et al, 2014); para Niquel presentó una concentración baja de 3.7 mg/L con las siguientes características del agua ácida minera, temperatura de 3.1 °C (Kefeni et al.,2018); para Cobalto presentó una concentración baja de 0.8 mg/L con características del drenaje ácido minero de temperatura de 2.4 °C (Kefeni et al., 2018); para cadmio presentó una concentración baja de 0.101 mg/L con características del drenaje ácido minero de temperatura de 11.06 °C, pH 4.68, concentración de 6719 mg/L (Grawunder et al, 2014).

Tabla 6. Características de las aguas ácidas mineras.

Características	(Kefeni et al., 2018)	(Kefeni et al., 2018)	(Ruehl y Hiibel, 2020)	(Grawunder et al, 2014)	(Grawunder et al, 2014)	(Grawunder et al, 2014)	(Carrero et al., 2015)	(Valente y Gomes, 2009)
	Sudáfrica	Sudáfrica	Estados unidos	Alemania	Rumania	Suecia	España	Portugal
Temperatura (°C)	3.1	2.4	-	11.06	22.47	20.1	23	14.5
pH	-	-	2.81	4.68	3.125	3.2	3.29	2.53
Concentración de sulfato (mg/L)	-	-	1439	6719	3019	1278	5990	5880
Metal Pesado								
Fe (mg/L)	2135	835	38.2	20.65	542.9	6.3	2040	2143
Al (mg/L)	245	0.9	-	68.51	9.082	1.086	-	3735
Na (mg/L)	84	192	-	21.26	16.75	21.45		
Ca (mg/L)	498	561	115.8	399.2	294.7	397	-	257
Magnesio (mg/L)	428	385	-	1343	80	57.3	-	43.2
Cu (mg/L)	-	-	149.7	0.744	0.228	0.003		5880
Zn (mg/L)	6.9	0.9	16.8	4.374	84.55	0.068	-	8.71
Pb (mg/L)	-	-	-	0.001	45	1.45	-	-
Ni (mg/L)	3.7	1800	-	21.63	312	69	-	-
Co (mg/L)	1.4	0.8	-	4.546	163	20	-	-
Cd (mg/L)	-	-	-	0.101	163.8	0.45	-	-

OE 2: Analizar el tipo de metal que presentan las aguas ácidas mineras.

De acuerdo a la revisión sistemática, se ha determinado que los siguientes autores utilizaron las siguientes bacterias para remover cadmio, presentes en los drenajes ácidos mineros, por bioadsorción usando *Synechocystis* (Shen et al., 2018), *Cyanothece sp.* (Mota et al., 2016), *Nostoc entophytum* (Alidos et al., 2016), *Microcystis aeruginosa* (Cheraghpour et al., 2018), *Microcystis aeruginosa* (Deng et al., 2020), *Limnothrix* (Haghighi et al., 2017). Por lo que se verificó que, de acuerdo a la revisión sistemática, el cadmio presenta mayores bacterias para su remoción, y que de acuerdo a Mota et al. 2016 trabajó con *Cyanothece sp.* a diferentes condiciones de operación para cadmio

Referente al cromo presente en los drenajes ácidos mineros han sido tratados por bioadsorción usando, la bacteria *Nostoc sp.* (Warjri y Syiem, 2018), la bacteria *Limnococcus.sp.* (Sen et al., 2018); la bacteria *Synechocystis sp.* (Li et al., 2019). Y de acuerdo a la tabla N° 06, se verificó que los autores trabajaron con una concentración de 10 mg/L, y ya que el cromo provoca alteraciones renales, daño cerebral y muerte súbita en seres humanos, es difícil su remoción.

Por otro lado, el cobre afecta gravemente a diferentes órganos y en el cerebro afecta el desarrollo y capacidad mental de los niños, por lo que, para realizar la bioadsorción en el drenaje ácido minero, según Mota et al., (2016), trabajó *Cyanothece sp.* con diferentes pretratamiento como: células vivas y RPS, pretratamiento con ácido RPS, pretratamiento básico RPS; la bacteria *N. muscorum* (Abd El-Hameed et al., 2018); y según Cheraghpour et al., 2018, trabajó con la bacteria *M. aeruginosa* y la bacteria *Anabaena* con diferentes condiciones e hizo la comparación. Indicar que todos los autores trabajaron con una concentración inicial de iones metálicos de 10 mg/L.

El Metal Pesado Zinc, realiza la afectación fisiológica, y para realizar la bioadsorción en el drenaje ácido minero, se utilizó la bacteria *M. aeruginosa* (Deng et al., 2020).

Para el metal pesado cobre y mercurio, vía principal de exposición al mercurio elemental es por inhalación de sus vapores y son absorbidos por los tejidos pulmonares, y para realizar la bioadsorción en el drenaje ácido minero, se utiliza *Spirodela poliriza* (Chen et al., 2020).

Para el metal pesado Cobalto, puede realizar la afectación al ser humano El cobalto podría afectar al corazón, a la tiroides, al hígado y al riñón, y por lo tanto se realizó la bioadsorción en el drenaje ácido minero, *Litopenaeus vannamei* (Chen et al., 2020).

Por otro lado, de acuerdo a la tabla N°06, Mota et al., (2016), trabajó con cobre y cadmio; Deng et al., (2020) con Zinc y Cadmio; Cheraghpour et al., (2018) con Cobre y Cadmio.

Tabla 7. Tipo de bacteria que se utiliza para el proceso de remoción de metales pesados en el drenaje ácido de mina.

N°	Tipo de Tratamiento	Contaminante	Bacteria	Referencias
1	BIOADSORCION	Cadmio	<i>Synechocystis</i>	(Shen et al., 2018)
2			<i>Cyanothece sp.</i>	(Mota et al., 2016)
3			<i>Cyanothece sp.</i>	(Mota et al., 2016)
4			<i>Nostoc entophytum</i>	(Alidost et al., 2016)
5			<i>Microcistis aeruginosa</i>	(Cheraghpour et al., 2018)
6			<i>M. aeruginosa</i>	(Deng et al., 2020)
7			<i>Limnothrix sp.</i>	(Haghighi et al., 2017)
8		Cr	<i>Nostoc sp.</i>	(Warjri y Syiem, 2018)
9			<i>Limnococcus.sp.</i>	(Sen et al., 2018)
10			<i>Synechocystis sp.</i>	(Li et al., 2019)
11			<i>Cyanothece sp.</i>	(Mota et al., 2016)
12			<i>Cyanothece sp.</i>	(Mota et al., 2016)
13			<i>Cyanothece sp.</i>	(Mota et al., 2016)
14			<i>N. muscorum</i>	(Abd El-Hameed et al., 2018)

15		Cobre	<i>M. aeruginosa</i>	(Cheraghpour et al., 2018)
16			<i>Anabaena variable</i>	(Abd El-Hameed et al., 2018)
17		Zinc	<i>M. aeruginosa</i>	(Deng et al., 2020)
18		Cobre y Mercurio	<i>Spirodela poliriza</i>	(Singh et al., 2020)
19		Cobalto	<i>Litopenaeus vannamei</i>	(Chen et al., 2020)
20		Plomo	<i>Acidovorax avenae</i>	Vera y García (2018),

OE 3: Análisis de las condiciones operativas para el proceso de remoción.

Referente a los resultados obtenidos del objetivo específico N° 02 a partir de la revisión sistemática se han determinado los siguientes factores que influyen en la remoción de metales pesados, presentes en las aguas acidas mineras, por lo que se determinó la mayor eficiencia de eliminación y Sorción máxima de cada metal estudiado:

- Para Cadmio, según Cheraghpour et al., (2020), presentó una mayor eficiencia de eliminación con 92%, con una concentración inicial de iones metálicos 20 mg/L, con un pH de 7, temperatura de 28°C, concentración de biomasa 0.2, con *Microcistis aeruginosa*; Mientras, Shen et al., (2018), presento una menor eficiencia de remoción del 86%, con concentración inicial de iones metálicos 0.5 mg/L, tiempo de contacto de 4 horas, temperatura 28°C.

Según, Alidost et al., (2016), presento una sorción máxima de 302.91, con una concentración inicial de iones metálicas de 150 mg/L, tiempo de contacto de 0.08 horas, pH 6, temperatura 30°C, con concentración de biomasa de 0.005, con *Nostoc entophytum*; mientras Haghighi et al., (2017), con una concentración inicial de iones metálicos 150 mg/L, con un tiempo de contacto de 3 horas, pH 6.5, temperatura de 34°C, con concentración de biomasa de 0.41, con *Limnothrix sp.* Por otro lado, según Deng et al., (2020), presento la menor sorción máxima de 0.96, con *Microcistis aeruginosa*, con concentración inicial de iones metálicos de 0.25 mg/L, con un tiempo de contacto de 6 horas.

- Para el metal pesado Cromo, según, Li et al., (2019), presento una mayor eficiencia de eliminación del 75.4%, con una concentración inicial de iones metálicos de 15 mg/L, con un tiempo de contacto de 25 horas, con *Synechocysti sp.*; mientras Sen et al., (2018), presenta una menor eficiencia de eliminación del 63.23 %, con una concentración inicial de iones metálicos de 20 mg/L, tiempo de contacto de 16 horas, pH 9 con *Limnococcus sp.* Warjri y Syiem, (2018), presento una sorción máxima de 20, con una concentración

inicial de iones metálicos de 10 mg/L, pH 6, temperatura de 30°C, concentración de biomasa de 0.003, con *Nostoc sp*

- Para cobre, presentes en las aguas acidas mineras, según, Abd Elhameed et al., (2018), presentó una mayor eficiencia de eliminación del 97.8%, con una concentración inicial de iones metálicos de 15 mg/L, con un tiempo de contacto de 16 horas, con *N. muscorum*; el mismo autor trabajo con las mismas condiciones operativas, con *Anabaena variable*, obteniendo una eficiencia de remoción de 71.4%. Mientras que Cheraghpour et al., (2018), obtuvo una eficiencia de eliminación de 86%, trabajando con una concentración inicial de iones metálicos de 15 mg/L, pH 6, tiempo de contacto 25°C, concentración de biomasa de 0.1, con *M. aeruginosa*.

Por otro lado, Mota et al., (2016), trabajo con la bacteria *Cyanothece sp.*, con una concentración inicial de iones metálicos de 10 mg/L, tiempo de contacto de 1 hora, pH 5, en la primera con un pretratamiento de Celulas vivas y RPS con una sorción máxima de 15.5; en la segunda con pretratamiento con ácido RPS con una sorción máxima de 20.1, en la tercera con un pretratamiento básico RPS con una sorción máxima de 31.7.

Tabla 8. Condiciones operativas del proceso de remoción de metales pesados con bacterias.

Tipo de Tratamiento	Contaminante	Bacteria	Pretratamiento	Concentración inicial de iones metálicos (mg/L)	Tiempo de contacto	pH	Temperatura	Concentración de biomasa	Eficiencia de eliminación	Sorción máxima	Referencias
BIOADSORCIÓN	Cd	<i>Synechocystis</i>		0.5	4		25		86		(Shen et al., 2018)
		<i>Cyanothece sp.</i>	Células vivas y polisacáridos liberados (RPS)	10	1	5				23.5	(Mota et al., 2016)
		<i>Cyanothece sp.</i>	Pretratamiento con ácido RPS	10	1	5				33.6	(Mota et al., 2016)
		<i>Nostoc entophyllum</i>		150	0.08	6	30	0.005		302.91	(Alidost et al., 2016)
		<i>Microcistis aeruginosa</i>		20		7	28	0.2	92		(Cheraghpour et al., 2018)
		<i>M. aeruginosa</i>		0.25	6					0.96	(Deng et al., 2020)

		<i>Limnothrix sp.</i>		150	3	6. 5	34	0.41		82.18	(Haghighi et al., 2017)
	Cr	<i>Nostoc sp.</i>		10		6	30	0.003		20	(Warjri y Syiem, 2018)
		<i>Limnococcus. sp.</i>		10	16	9			63.23		(Sen et al., 2018)
		<i>Synechocysti sp.</i>		10	25				75.4		(Li et al., 2019)
		<i>Cyanothece sp.</i>	Células vivas y RPS	10	1	5				16.5	(Mota et al., 2016)
	Cobre	<i>Cyanothece sp.</i>	Pretratamiento con ácido RPS	10	1	5				20.1	(Mota et al., 2016)
		<i>Cyanothece sp.</i>	Pretratamiento básico RPS	10	1	5				31.7	(Mota et al., 2016)
		<i>N. muscorum</i>		15	16				97.8		(Abd El-Hameed et al., 2018)

		<i>M. aeruginosa</i>		15		6	25	0.1	86		(Cheraghpour et al., 2018)
		<i>Anabaena variable</i>		15	16				71.4		(Abd El-Hameed et al., 2018)
	Zinc	<i>M. aeruginosa</i>		0.25	6					2.07	(Deng et al., 2020)
	Plomo	<i>Acidovorax avenae</i>		10	5	5			81.89		Vera y García (2018),

OE 4: Determinar los reactores para el proceso de remoción.

Según la revisión sistemática se ha determinado los reactores, que influyen en la remoción de metales pesados, presentes en las aguas ácidas mineras. Por lo que para determinar los resultados se clasificó en reactores remueven con mayor eficacia los metales pesados, así como las condiciones que influyen en dicha remoción:

- Niquel. Y según la tabla N° 10 se observó que Santos y Johnson, (2017), presentó la mayor eficiencia de remoción con 99.99%, con un tiempo de contacto de 462 días, temperatura de 35° a 45°C, pH 4 – 5, utilizando un biorreactor sulfidogénico con bacterias autóctonas; según Yigit et al., (2020), presentó una eficiencia de remoción del 99%, en menor tiempo de contacto de 12.5 - 46 horas, pH 3.5 - 4 con bacterias autóctonas utilizando el Biorreactor de membrana ; mientras Yurtsever et al., (2019), presentó una eficiencia de remoción del 99%, con tiempo de contacto de 1.3 – 2 días, pH 4 con bacterias autóctonas utilizando el Biorreactor de membrana; según Kumar y Pakshirajan (2021), presentó la menor eficiencia de remoción con 85 %, con pH 3 y 7, con bacterias autóctonas utilizando reactor de cama fluizada.
- Para Sulfato, según la revisión sistemática se ha determinado los reactores, que influyen en la remoción de metales pesados, presentes en las aguas ácidas mineras, tales como Agente Biológico, Condición Operativa. Y según la tabla N° 10 se observó que Yildiz et al., (2019), presentó la mayor eficiencia de remoción con 100%, con un tiempo de contacto de 0-178 días, temperatura de 25°C, pH 7, volumen de trabajo de 500 ml, utilizando un reactor anaerobico de flujo ascendente con bacterias autóctonas; según Makhathini et al., (2021), presentó una eficiencia de remoción del 90%, con tiempo de contacto de 4 - 16 horas, pH 2.3 con bacterias autóctonas utilizando el Reactor de cama fluizada; mientras Nogueira et al., /2021), presentó menor eficiencia de remoción de 55% - 91%, con tiempo de contacto de 51 días, pH 4.7 con bacterias reductoras de sulfatos utilizando el Biorreactor de lecho estructurado.

- Para Hierro, según la revisión sistemática se ha determinado los reactores, que influyen en la remoción de metales pesados, presentes en las aguas ácidas mineras, tales como Agente Biológico, Condición Operativa. Y según la tabla N° 10 se observó que según Aoyagi et al., (2017), presentó una mayor eficiencia de eliminación con 99.7%, con agitación 150 rpm, temperatura de 35°C con bacterias autóctonas, utilizando Biorreactor sulfidogenico. Y la eficiencia de remoción del 99% con el Biorreactor de membrana, y según Demir et al., (2021), presento un menor tiempo de contacto de 6 – 24 horas, con pH 3.5 – 4 con bacterias autóctonas; y Yigit et al., (2020), con un tiempo de contacto de 12.5 – 46 horas, con pH 3.5 – 4 con bacterias autóctonas; y Yurtsever et al., (2019), con un tiempo de contacto de 1.3 – 2 días, con pH 4 con bacterias autóctonas. Y según el autor Costa et al., (2021), presentó una menor eficiencia de remoción con 25%, con un tiempo de contacto de 7 días, pH 4.5 con bacterias anaeróbicas, utilizando Biorreactor de lecho estructurado.
- Para Arsénico, según la revisión sistemática se ha determinado los reactores, que influyen en la remoción de metales pesados, presentes en las aguas ácidas mineras, tales como Agente Biológico, Condición Operativa. Y según la tabla N° 10 se observó que mostró mayor eficiencia de remoción del 99% con el Biorreactor de membrana, y según Demir et al., (2021), presento un menor tiempo de contacto de 6 – 24 horas, con pH 3.5 – 4 con bacterias autóctonas; y Yigit et al., (2020), con un tiempo de contacto de 12.5 – 46 horas, con pH 3.5 – 4 con bacterias autóctonas; mientras Fernández et al., (2017), con un tiempo de contacto de 20 - 1800 minutos, con pH 2.6 – 3.4, temperatura de 20 °C con bacterias autóctonas, utilizando Reactor de Atenuación natural de flujo continuo.
- Para Zinc, según la revisión sistemática se ha determinado los reactores, que influyen en la remoción de metales pesados, presentes en las aguas ácidas mineras, tales como Agente Biológico, Condición Operativa. Y según la tabla N° 10 se observó que mostró mayor eficiencia de remoción del 99.9% el biorreactor sulfidogenico con bacterias autóctonas, con tiempo de contacto de 462 días, temperatura 35°C – 45°C, pH 4 y 5 Santos y Johnson, (2017); mostró una eficiencia de remoción del 99% con el Biorreactor de

membrana, y según Demir et al., (2021), presento un menor tiempo de contacto de 6 – 24 horas, con pH 3.5 – 4 con bacterias autóctonas; y Yurtsever et al., (2019), con un tiempo de contacto de 1.3 – 2 días, con pH 4 con bacterias autóctonas; mientras Dev et al., (2017), con un tiempo de contacto de 48 horas, con pH 7, temperatura de 20 °C con bacterias autóctonas, utilizando Reactor de lecho empacado. Y según González et al., (2019), presentó una menor eficiencia de remoción con 70% con un tiempo de contacto de 99 días, pH 2.1 con bacterias autóctonas, utilizando Biorreactores sulfidogénicas.

- Para Cobalto, según la revisión sistemática se ha determinado los reactores, que influyen en la remoción de metales pesados, presentes en las aguas ácidas mineras, tales como Agente Biológico, Condición Operativa. Y según la tabla N° 10 se observó que mostró mayor eficiencia de remoción del 99% con biorreactor de membrana, según Yigit et al., (2020), con tiempo de contacto de 12.5 - 46 horas, con pH 3.5 – 4 con bacterias anaeróbicas; y Yurtsever et al., (2019), con un tiempo de contacto de 1.3 – 2 días, con pH 4 con bacterias autóctonas; mientras Nogueira et al., (2021), mostró menor eficiencia de remoción con 80%, con tiempo de contacto de 51 días, pH 4.7 con bacterias reductoras de sulfato, utilizando Biorreactor de lecho estructurado.
- Para Magnesio, según la revisión sistemática se ha determinado los reactores, que influyen en la remoción de metales pesados, presentes en las aguas ácidas mineras, tales como Agente Biológico, Condición Operativa. Y según la tabla N° 10 se observó que mostró una eficiencia de remoción del 98% con biorreactor de lecho empacado, con bacterias autóctonas, y según Dev et al., (2017), con tiempo de contacto de 48 horas, con pH 7.

Tabla 9. Reactores que se utiliza para la remoción de metales pesados en Aguas Ácidas Mineras utilizando bacterias.

TIPO DE TRATAMIENTO	SISTEMA PARA LA REMOCIÓN	AGENTE BIOLÓGICO	CONTAMINANTE	CONDICION OPERATIVA	EFICIENCIA	AUTOR
	Reactor anaeróbico de flujo ascendente	Bacterias autóctonas	Sulfato Níquel	Tiempo de contacto= 0-178 días pH= 7 Temperatura =25°c Volumen de trabajo= 500 MI	Sulfato= 100% Niquel= 95%	(Yildiz et al., 2019)
	Intercambio de Aniones	Turba Aminada	Sulfato	Tiempo de contacto= 30 min pH= 2,2, 4,3 Temperatura =2-22° C Volumen de trabajo= 500 MI	76%	(Gogoi et al., 2021)

<i>BIOACUMULACION</i>	Atenuación natural de flujo continuo	Bacterias autóctonas	Arsenico Hierro	Tiempo de contacto=20-1800 min pH= 2,6-3,4 Temperatura =20°C	Arsenico= 65% Hierro= 65%	(Fernández et al., 2017)
	Cama fluidizada	Bacterias autóctonas	Sulfato Hierro Mangan	Tiempo de contacto=4-16 h pH= 2,3	Sulfato= 90% Hierro= 98% Mangan= 98%	(Makhathini et al., 2021)
	Cama fluidizada	Bacterias autóctonas	Hierro Niquel	pH= 3 y 7	Hierro= 90% Niquel= 85%	(Kumar y Pakshirajan 2021)
	Biorreactor de Membrana	Bacterias autóctonas	Arsenico Hierro	Tiempo de contacto=6-24 h pH= 3,5-4	Arsenico= 99% Hierro= 99%	(Demir et al., 2021)
	Biorreactor de Membrana	Bacteria anaeróbica	Hierro Zinc Cobalto Niquel	Tiempo de contacto=12,5-46 h pH= 3,5-4	Hierro=99% Zinc=99% Cobalto= 99% Niquel= 99%	(Yigit et al., 2020)

			Arsenico		Arsenico= 99%	
	Biorreactor de membrana	Bacterias autóctonas	Hierro	Tiempo de contacto= 12-48 h pH= 1,5-2,5	Hierro=97%	(Demir et al., 2020)
	Biorreactor de membrana	Bacterias autóctonas	Hierro Zinc Cobalto Niquel Mangan Arsénico	Tiempo de contacto= 1,3-2 dias pH= 4	Hierro= 99% Zinc= 99% Cobalto= 99% Niquel= 99% Mangan= 71% Arsenico= 67%	(Yurtsever et al., 2019)
	Biorreactor de concha de mejillón	Bacterias autóctonas	Aluminio Hierro Niquel Talio Zinc	pH= 3,4	Aluminio= 99% Hierro= 99% Niquel= 90% Talio=90% Zinc=90%	(Sahinkaya et al., 2018)

	Biorreactor de lecho empacado	Bacterias autóctonas	Hierro Zinc Magnesio Niquel	Tiempo de contacto= 48 h pH= 7	Hierro=98% Zinc= 98% Magnesio=98% Niquel= 98%	(Dev et al., 2017)
	Biorreactor de lecho empacado	Bacterias oxidantes de hierro	Cupro de hierro	Tiempo de contacto=8-40 h pH= 7		(Fan et al., 2019)
	Biorreactor secuencial	Bacterias reductoras de sulfato	Sulfato Mangan Calcio Magnesio	Tiempo de contacto= 172 días pH= 4.5	Sulfato= 84,7% Mangan= 80% Calcio= 50% Magnesio= 38%	(Gómez et al., 2021)
	Bioreactor de lecho estructurado	Bacterias reductoras de sulfatos	Sulfato Hierro Cobalto Niquel Cupro	Tiempo de contacto = 51 días pH 4.7	Sulfato=55-91% Hierro=70% Cobalto = >80 %	(Nogueira et al., 2021)

			Zinc		Níquel = > 80 % Cupro=73% Zinc=80%	
	Biorreactor de lecho estructurado	Bacteria anaerobica	Cupro de hierro	Tiempo de contacto = 7 días pH 4.5	Hierro=25% Cupro=5%	(Costa et al., 2021)
	Biorreactor sulfidogénico	Bacterias autóctonas	Hierro Zinc	Tiempo de contacto = 99 días pH 2.1	Zinc=70% Hierro=70%	(González et al., 2019)
	Biorreactor sulfidogénico	Bacterias autóctonas	Mangan de Hierro	Tiempo de contacto = 12 hrs	Hierro = 87% Mangan = 47%	(Deng et al., 2016)
	biorreactor sulfidogénico	Bacterias autoctonas	Cobalto Niquel Zinc	Tiempo de contacto = 462 días Temperatura = 35 y 45 °C pH 4 y 5	Cobalto = 99,9 % Níquel = 99,9 % Zinc = 99,9 %	(Santos y Johnson, 2017)

	biorreactor sulfidogénico	Bacterias autóctonas	Niquel Cuprum	Tiempo de contacto= 148 días pH 2		(Ferraz et al., 2021)
	biorreactor sulfidogénico	Bacterias autóctonas	Sulfato de Hierro	Agitación = 150 rpm Temperatura = 35 °C	Sulfato = 80% Hierro = 99,7%	(Aoyagi et al., 2017)
	Biorreactor reductor de sulfato	bacterias autóctonas	Sulfato	Tiempo de contacto = 5–10 h pH = 3 y 7 Volumen de trabajo = 50 L	Hasta 71,4% en pH neutro (6 h) y 66,7% en pH ácido (20 h)	(Sato et al., 2022)
	Biorreactor de flujo continuo	<i>Acidovorax avenae</i>	Plomo	Tiempo de contacto= 5 horas pH= 5	Plomo = 81.89%	Vera y García (2018),

V. CONCLUSIONES

OE1: Mediante el desarrollo de la investigación se analizaron los tipos de metales que presentaron las aguas acidas mineras tales como en los metales el mercurio, cadmio, plomo, cobre, cromo y los metaloides fueron Boro, arsénico, silicio, telurio y polonio, quienes fueron los mas representativos como residuos de las actividades mineras. Mediante la remoción de los metales pesados presentes en las aguas acidas mineras se consideraron las bacterias como *Synechocystis*, *Cyanothece sp.*, *Cyanothece sp.*, *Nostoc entophyllum*, *Microcystis aeruginosa*, *M. aeruginosa*, *Limnothrix sp.*, *Nostoc sp.*, *Limnococcus.sp.*, *N. muscorum*, *Anabaena variable*, *Spirodela poliriza*, *Litopenaeus vannamei*, *Acidovorax avenae*, microorganismos que cumplieron su función en remover los metales pesados de las aguas acidas.

OE2: Mediante el proceso del desarrollo de la investigación se conocieron las condiciones operativas para la remoción de los metales pesados con la aplicación de las bacterias de tal forma en un pH promedio del agua 6.5, temperatura promedio de 26 °C, el tiempo promedio de 18 días, el cual fueron acondicionadas las bacterias para su función de remoción de los metales pesados.

OE3: Mediante el proceso de remoción se conocieron los principales reactores usados en la remoción de los metales pesados de las aguas acidas de minería como el Reactor anaeróbico de flujo ascendente, reactor de intercambio de aniones, atenuación natural de flujo continuo, cama fluidizada, biorreactor de membrana, biorreactor de concha de mejillón, biorreactor de lecho estructurado y biorreactor de lecho empacado, reactores que fueron mas usados en el tratamiento de las aguas acidas de minería.

VI. RECOMEDACIONES

A los estudiantes de diferentes casas de estudio que realicen este tipo de investigación analizar a detalle las características físicas y químicas de las aguas acidas mineras por los altos contenidos de metales pesados que estas acumulan.

A las autoridades tener mas control en los efluentes mineros que estas empresas descargan a los cuerpos de aguas naturales ya que contienen un alto índice de carga química durante las actividades que desarrollan en la obtención de su producción final.

A las autoridades encargadas de los tratamientos de las aguas contaminadas por minería hacer uso de microorganismos como bacterias para el control y remoción de la carga toxica de los metales pesados que son acumulados en los cuerpos de aguas, además que son de fácil tratamiento y de costos bajos.

A los investigadores mediante el proceso de tratamiento de las aguas acidas de minería tener en cuentas las condiciones ambientales para que los microorganismos tengan la facilidad de acondicionarse y cumplir la función de remover y tratar al recurso hídrico contaminado y volver a su estado natural para ser aprovechado por las comunidades cercanas.

A las autoridades para ser tratamientos de las aguas acidas de minería obtener un reactor de alta calidad y de menor tiempo para un mejor tratamiento de aguas con alta carga de metales pesados.

REFERENCIA

1. AMABLE ALVAREZ, Isabel et al. Influencia de los contaminantes atmosféricos sobre la salud. Rev.Med.Electrón. [online]. 2017, vol.39, [citado 2022-06-16], pp.1160-1170. Disponible en: <http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1684-18242017000500017&lng=es&nrm=iso>. ISSN 1684-1824.
2. ATANGANA Ernestine, OBERHOLSTER Paul J., Using heavy metal pollution indices to assess water quality of surface and groundwater on catchment levels in South Africa, Journal of African Earth Sciences [online], 05 de mayo de 2021 [fecha de consulta 05 marzo del 2022] Disponible en <https://en.x-mol.com/paper/article/1396249906236604416>.
3. ARASHIRO Tiquia, [et al] Lead absorption mechanisms in bacteria as strategies for lead bioremediation [online], 08 mayo 2018, [Fecha de consulta: 20 de mayo de 2022] Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00253-018-8969-6>
4. BHARAGAVA, Ran N. y MISHRA, Sandhya., Hexavalent chromium reduction potential of Cellulosimicrobium sp. isolated from common effluent treatment plant of tannery industries [online], julio de 2018 Vol. 147 [Fecha de consulta: 09 de febrero de 2022] Disponible en: <https://www.semanticscholar.org/paper/Hexavalent-chromium-reduction-potential-of-sp.-from-Bharagava-Mishra/6fa38eb8279364957794f7b2c123d551d314c21a>
5. CHANDRAN, Hema; Meena, Mukesh y SHARMA, Kanika, Biodiversity and Bioremediation Assessment Through Omics Approaches [online], 25 de septiembre de 2020 Vol. 1 [Fecha de consulta: 19 de febrero de 2022] Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479721003418> ISSN=2673-4486
6. CHANDRAN, [et al] Biodiversidad microbiana y bioreevaluación de la mediación a través de enfoques químicos [online], 12 de Junio 2018, , [Fecha de consulta: 10 de mayo de 2022] Disponible en:
7. DELGADO-SARMIENTO, Pavel et al. Biorremediación de cromo VI mediante el uso de rhodopseudomonas palustris en efluentes industriales provenientes de curtiembres. Rev. Bol. Quim [online]. 2020, vol.37, n.1 [citado 2022-06-16],

- pp.21-27. Disponible en:
 <http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0250-54602020000100003&lng=es&nrm=iso>. ISSN 0250-5460.
8. DELGADILLO-LOPEZ, Angélica Evelin et al. Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. Trop. subtrop. agroecosyt [online]. 2011, vol.14, n.2 [citado 2022-06-16], pp.597-612. Disponible en:
 <http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-04622011000200002&lng=es&nrm=iso>. ISSN 1870-0462.
 9. FERNÁNDEZ-CALIANI, [et al] Bioaccesibilidad oral y evaluación de riesgos para la salud humana de elementos traza en suelos agrícolas afectados por el drenaje ácido de minas [online], 5 marzo del 2019 Volumen 237 [fecha de consulta 23 marzo del 2022] <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124441>.
 10. GU, [et al] Bioaccesibilidad y salud humana Implicaciones de los metales pesados en organismos marinos de diferentes niveles tróficos: un estudio de caso del Mar de China Meridional [online].2018. Volume 163, [citado 2022-06-16], disponible <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.114>.
 11. HAN [et al] Lead adsorption by biochar under the elevated competition of cadmium and aluminium. Scientific Reports [online] (2017) [citado 2022-06-16] disponible en <https://doi.org/10.1038/s41598-017-02353-4>
 12. HERNÁNDEZ, Roberto; FERNÁNDEZ, Carlos y BAPTISTA Pilar. Metodología de la investigación Capítulo 5 [online]. Definición del alcance de la investigación que se realizará: exploratorio, descriptivo, correlacional o explicativo sexta edición, Editorial: Marcela I. Rocha Martínez Miembro de la Cámara Nacional de la Industria Editorial Mexicana, Reg. Núm. 736 [Fecha de consulta: 26 de noviembre de 2020], Disponible en:
<https://metodologiaecs.wordpress.com/2016/01/31/librometodologia-de-la-investigacion-6ta-edicion-sampieri-pdf/> ISBN: 9781456223960
 13. KAVEHEI, Armin, [et al.] Impact assessment of ephemeral discharge of contamination downstream of two legacy base metal mines using environmental DNA [online], 5 de octubre de 2021 Vol 419 [Fecha de consulta: 05 de febrero de 2022] Disponible en:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389421014485>
 ISSN 0304-3894

14. KUMAR Anil, [et al.] Bioremediation of lignin and phenol derivatives in wastewater with lignin-modifying enzymes: status, opportunities and challenges [online], 10 de julio de 2021 p 9-10 [Fecha de consulta: 10 de abril de 2022]
Disponible en:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896972101055X>
ISSN 0048-9697
15. LUO, Chen, [et al.] Distribution and mobilization of heavy metals at an acid mine drainage affected region in South China, a post-remediation study [online], 1 de julio de 2020 Vol. 419 [Fecha de consulta: 09 de febrero de 2022] Disponible en:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720316351>
ISSN 0048-9697
16. PARADA, Fernando; VERGARA, Froilán y SANCHEZ, Mario. Alternativas para el manejo de la polución de aguas ácidas subterráneas en la minería del cobre. [online]. 2018, [consulta 05 mayp del 2022], pp.12-17. Disponible en:
<http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2519-53522018000200002&lng=es&nrm=iso>. ISSN 2519-5352.
17. PRIYADARSHANEE Monika, [et al] Biosorption and removal of toxic heavy metals by metal tolerating bacteria for bioremediation of metal contamination [online], 1 febrero de 2021 Vol 9 419 [Fecha de consulta: 13 de marzo de 2022]
Disponible en:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343720310356?via%3Dihub>
Issue 1,2021,104686
18. PUSHKAR Bhupendra [et al] Chromium pollution and its bioremediation mechanisms in bacteria [online], 1 de junio de 2021 Vol 278 419 [Fecha de consulta: 29 de mayo de 2022] Disponible en:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479721003418?via%3Dihub>
19. RATUSH, [et al] Adverse effect of heavy metals (As, Pb, Hg, and Cr) on health and their bioremediation strategies: a review [online], 11 de Junio 2018, , [Fecha de consulta: 15 de mayo de 2022] Disponible en:
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10123-018-0012-3#citeas>

20. TEJADA, Candelaria; VILLABONA, Ángel y GARCES, Luz., Adsorción de metales pesados en aguas residuales utilizando materiales de origen biológico. *TecnoL.* [en línea] junio de 2015 Vol.18 [Fecha de consulta 11 de marzo de 2022] Disponible en: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-77992015000100010&lng=en&nrm=iso
ISSN 0123-7799
21. WANG, Bingjie, [et al.] Impact assessment of ephemeral discharge of contamination downstream of two legacy base metal mines using environmental DNA [online], 1 de octubre de 2017 Vol. 325 [Fecha de consulta: 07 de febrero de 2022] Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894717308148>
ISSN 1385-8947
22. ARASHIRO Tiquia, [et al] Lead absorption mechanisms in bacteria as strategies for lead bioremediation [online], 08 mayo 2018, [Fecha de consulta: 20 de mayo de 2022] Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00253-018-8969-6>
23. ATANGANA Ernestine, [et al] Using heavy metal pollution indices to assess water quality of surface and groundwater on catchment levels in South Africa [online], octubre de 2021 Vol 182 [Fecha de consulta: 13 de febrero de 2022] Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1464343X21001552>
24. BENI Aghababai, [et al] Biosorption, an efficient method for removing heavy metals from industrial effluents [online], febrero de 2020 Vol 17 [Fecha de consulta: 23 de Mayo de 2022] Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186418304346>
25. BONILLA Jose, [et al] Characterization of copper stress response in *Fusarium tricinctum* M6: A metal-resistant microorganism isolated from an acid mine drainage-affected environment [online], 15 de junio de 2021 Vol 412 [Fecha de consulta: 25 de enero de 2022] Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389421001795>
ISSN 0304
26. GARCIA Maria, [et al] Modeling of microbial kinetics and mass transfer in bioreactors simulating the natural attenuation of arsenic and iron in acid mine

drainage [online], 5 de marzo de 2021 Vol 405 [Fecha de consulta: 12 de enero de 2022] Disponible en:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389420321233>

ISSN 0304

27. GIOVANELLA Patricia, [et al] Metal and organic pollutants bioremediation by extremophile microorganisms [online], 15 de enero de 2020 Vol 382 [Fecha de consulta: 13 de febrero de 2022] Disponible en:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389419309781>

28. HURTADO Cristian, [et al] Integrated bacteria-algal bioreactor for removal of toxic metals in acid mine drainage from iron ore mines [online], Septiembre de 2018 Vol 180 [Fecha de consulta: 23 de Mayo de 2022] Disponible en:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304386X1830080X>

29. KUMAR Anil, [et al.] Bioremediation of lignin and phenol derivatives in wastewater with lignin-modifying enzymes: status, opportunities and challenges [online], 10 de julio de 2021 p 9-10 [Fecha de consulta: 10 de abril de 2022] Disponible en:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896972101055X>

ISSN 0048-9697

30. KAVEHEI Armin, [et al] Impact assessment of ephemeral discharge of contamination downstream of two legacy base metal mines using environmental DNA" [online], 5 octubre 2021 Volume 419 [Fecha de consulta: 3 de abril de 2022] Disponible en:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389421014485?via%3Dihub>

ISSN 0304-3894

31. KUMAR Satendra, [et al] Water resources pollution associated with risks of heavy metals from Vatukoula Goldmine region, Fiji [online], 1 September 2021 Vol 293 [Fecha de consulta: 20 de febrero de 2022] Disponible en:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479721009300>

32. LUO Chen, [et al] Distribution and mobilization of heavy metals at an acid mine drainage affected region in South China, a post-remediation study [online], 1 de Julio 2020 Vol 724 [Fecha de consulta: 5 de febrero de 2022] Disponible en:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720316351>

33. LI Mengke, [et al] Heavy metal ions removed from imitating acid mine drainages with a thermoacidophilic archaea: *Acidianus manzaensis* YN25 [online], 1 de marzo de 2020 Vol 190 [Fecha de consulta: 22 de Mayo de 2022] Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651319314150>
34. PRIYADARSHANEE Monika, [et al] Biosorption and removal of toxic heavy metals by metal tolerating bacteria for bioremediation of metal contamination [online], 1 febrero de 2021 Vol 9 419 [Fecha de consulta: 13 de marzo de 2022] Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343720310356?via%3Dihub>
Issue 1,2021,104686
35. PUSHKAR Bhupendra [et al] Chromium pollution and its bioremediation mechanisms in bacteria [online], 1 de junio de 2021 Vol 278 419 [Fecha de consulta: 29 de mayo de 2022] Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479721003418?via%3Dihub>
ISSN 0301-4797
36. PEPI Milva, [et al] Mercury-resistant bacterial strains *Pseudomonas* and *Psychrobacter* spp. isolated from sediments of Orbetello Lagoon (Italy) and their possible use in bioremediation processes [online], enero de 2011 Vol 65 páginas 85-91 [Fecha de consulta: 13 de febrero de 2022] Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0964830510001678>
37. RATUSH, [et al] Adverse effect of heavy metals (As, Pb, Hg, and Cr) on health and their bioremediation strategies: a review [online], 11 de Junio 2018 [Fecha de consulta: 15 de mayo de 2022] Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10123-018-0012-3#citeas>
38. SAHOO Hrudananda, [et al] Integrated bacteria-algal bioreactor for removal of toxic metals in acid mine drainage from iron ore mines [online], September 2020 Vol 11 [Fecha de consulta: 13 de febrero de 2022] Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2589014X20300438>
39. VÉLEZ L.S, [et al] Industrial acid mine drainage and municipal wastewater co-treatment by dual-chamber microbial fuel cells [online], 11 de mayo de 2020 Vol 45 [Fecha de consulta: 01 de Junio de 2022] Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360319919345379>

ANEXO