



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

TRABAJO MONOGRÁFICO DE ACTUALIZACIÓN

PRUEBAS DE ECOTOXICIDAD DE LIXIVIADOS DE JALES Y
MUESTRAS DE SUELOS CERCANOS A MINAS CON DIFERENTES
BIOINDICADORES

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERA QUÍMICA

PRESENTA

DIANA TERESA GARCIA MORALES



Ciudad Universitaria, CD.MX. 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: Profesor: GUTIÉRREZ LARA MARÍA RAFAELA

VOCAL: Profesor: MENDOZA CAMPOS ALEJANDRA

SECRETARIO: Profesor: GEORGINA FERNÁNDEZ VILLAGÓMEZ

1er. SUPLENTE: Profesor: JOSÉ AGUSTÍN GARCIA REYNOSO

2º SUPLENTE: Profesor: SERGIO ADRIÁN GARCÍA GONZÁLEZ

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

FACULTAD DE INGENIERÍA, UNAM

ASESOR DEL TEMA:

DRA. GEORGINA FERNÁNDEZ VILLAGÓMEZ

SUSTENTANTE:

DIANA TERESA GARCÍA MORALES

Agradecimientos

A la UNAM por abrirme sus puertas y brindarme grandes oportunidades aportándome todas las herramientas necesarias para mi formación académica.

A mi tutora, Dra. Georgina Fernández por su paciencia, sus consejos y su gran apoyo durante todo este proceso, todo su conocimiento y su gran disposición siendo fundamentales para el desarrollo de la presente investigación en cada una de sus etapas.

A mi leal y gran amigo Capuchino que siempre estuvo presente, acompañándome y apoyándome a su manera, por ser el impulso en mis proyectos día a día.

A mi familia por su apoyo incondicional y motivación para salir adelante.

Tabla de contenido

ÍNDICE DE FIGURAS	6
ÍNDICE DE TABLAS	7
SIGLAS Y ABREVIATURAS.....	8
RESUMEN	10
OBJETIVO GENERAL.....	11
OBJETIVOS PARTICULARES.....	11
ALCANCES Y LIMITACIONES	12
INTRODUCCIÓN	13
GLOSARIO	15
CAPÍTULO 1. LA MINERÍA CONTAMINANTE DEL SUELO.....	17
1.1. Composición del suelo.....	17
1.2. Propiedades físicas	18
1.3. Propiedades químicas	19
1.4. Extracción de minerales	20
1.5. Métodos de explotación e impacto ambiental	21
1.5.1. Minería a cielo abierto.....	23
1.5.2. Minería subterránea.....	24
1.5.3. Minería aluvial	24
1.6. Contaminación del suelo.....	27
1.6.1. Residuos por la extracción de Au, Ag y Cu	29
1.7. Toxicidad de los metales pesados	30
1.8. Jales mineros.....	31
1.9. Drenaje ácido de minas (DAM).....	31
CAPÍTULO 2 REGULACIÓN AMBIENTAL	33
2.1. Jerarquía jurídica	33
2.2. Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos	34
2.3. Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente	34
2.4. Ley General Minera	35
2.5. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) ..	36
2.6. Normas Oficiales Mexicanas	36
2.7. Desastres y contaminación por residuos mineros	37
CAPÍTULO 3 EFECTOS TÓXICOS DE LOS EPT.....	40
3.1. Contaminación por EPT	40
3.2. Efecto tóxico en el ecosistema	41

3.3. Biodisponibilidad	42
3.4. Bioacumulación.....	42
3.5. Arsénico (As).....	43
3.5.1. Efectos en la salud	43
3.5.2. Efectos en el ambiente.....	43
3.6. Cadmio (Cd).....	43
3.6.1. Efectos en la salud	44
3.6.2. Efectos en el ambiente.....	44
3.7. Cromo (Cr)	44
3.7.1. Efectos en la salud	44
3.7.2. Efectos en el ambiente.....	45
3.8. Manganeseo (Mn)	45
3.8.1. Efectos a la salud	45
3.8.2. Efectos en el medio ambiente	45
3.9. Mercurio (Hg)	46
3.9.1. Efectos en la salud	46
3.9.2. Efectos en el ambiente.....	47
3.10. Plomo (Pb)	47
3.10.1. Efectos a la salud	47
3.10.2. Efectos en el ambiente	48
CAPÍTULO 4 LA ECOTOXICOLOGÍA.....	49
4.1. Ecotoxicidad en la minería.....	49
4.2. Importancia de los ensayos ecotoxicológicos	51
4.3. Bioensayos en la Ecotoxicología	51
4.4. Tipos de bioensayos	52
4.4.1. Organismos bioindicadores	53
4.4.2. Características de los bioindicadores.....	55
4.4.3. Indicadores de toxicidad	56
4.5. Bioensayo con semillas	57
4.5.1. Principio de la prueba	57
4.5.2. Descripción del desarrollo experimental	57
4.5.3. Organismo bioindicador: <i>Lactuca sativa</i>	59
4.6 Bioensayo con lombrices	61
4.6.1. Principio de la prueba	61
4.6.2. Descripción del proceso experimental	61
4.6.3. Organismo bioindicador: <i>Eisenia foetida</i> y <i>Eisenia andrei</i>	63

4.7. Bioensayo con <i>Daphnia magna</i>	64
4.7.1. Principio de la prueba	64
4.7.2. Descripción del desarrollo experimental	65
4.7.3. Organismo bioindicador: <i>Daphnia magna</i>	67
4.8 Bioensayo con <i>Selenastrum capricornutum</i>	68
4.8.1. Principio de la prueba	68
4.8.2. Descripción del desarrollo experimental	69
4.8.3. Organismo bioindicador: <i>Selenastrum capricornutum</i>	70
4.9. Bioensayo con <i>Danio rerio</i>	72
4.9.1. Principio de la prueba	72
4.9.2. Desarrollo experimental	72
4.9.3. Organismo bioindicador: <i>Danio rerio</i>	74
CAPÍTULO 5 CASOS DE APLICACIÓN DE BIOENSAYOS ECOTOXICOLÓGICOS	76
5.1. Bioensayo de ecotoxicidad en España	76
5.2. Bioensayo de ecotoxicidad en Chile	76
5.3. Bioensayo de ecotoxicidad en Zacatecas, México.....	77
5.4. Bioensayo de ecotoxicidad en Perú.....	78
5.5. Bioensayo de ecotoxicidad en Chile	79
5.6. Bioensayo de ecotoxicidad en Potchefstroom, Sudáfrica	79
5.7. Bioensayo de ecotoxicidad en Klerksdorp, Sudáfrica	80
5.8. Bioensayo de ecotoxicidad en Hidalgo del parral Chihuahua, México.....	81
5.9. Bioensayo de ecotoxicidad en la faja pirítica ibérica, Portugal	81
5.10. Bioensayo de ecotoxicidad en EE. UU.....	82
5.11. Bioensayo de ecotoxicidad en Baja California Sur, México.....	83
5.12. Bioensayo de ecotoxicidad en China	83
5.13 Bioensayo de ecotoxicidad en Zimapán, Hidalgo.....	84
5.14. El futuro de la ecotoxicología	85
CAPÍTULO 6 DISCUSIÓN	86
CAPÍTULO 7 CONCLUSIONES	91
REFERENCIAS	94

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Fases que conforman al suelo (López, 2005).	17
Figura 1.2. Repercusiones ambientales por minería a cielo abierto (Elaboración propia a partir de Sanchez & Ortiz, 2016).	24
Figura 1.4. Impactos ambientales al ecosistema terrestre a causa de la industria minera (Modificado de Dudka & Adriano, 1997).	28
Figura 1.5. Minerales sulfurosos que generan el DAM (Elaboración propia a partir de Herrmann & Zappettini, 2014; Rodríguez-Galán et al., 2019).	32
Figura 2.1. Jerarquía en el marco jurídico y político, sobre la protección ambiental (Elaboración a partir de Gómez García, 2009).	33
Figura 2.2. Artículos constitucionales 4° y 27° (D.O.F, 2021).	34
Figura 3.1. Contaminación del suelo por metales pesados en algunas regiones del mundo (Elaboración propia a partir de Huiza Acosta, 2019).	40
Figura 3.2. Fases de acción tóxica del contaminante (Modificado de McCarty, 1990).	41
Figura 4.1. La ecotoxicología en la integración con la química, toxicología y ecología (Modificado de Fent, 1996).	50
Figura 4.2. Tipos de bioensayos ecotoxicológicos (Elaboración propia a partir de Rodríguez, 2003).	53
Figura 4.3. Organismos modelo utilizados en bioensayos ecotoxicológicos (Elaboración propia a partir de Cervantes et al., 2019; Rodríguez, 2003; Sánchez-Bain et al., 2004).	54
Figura 4.4. Categoría de los efectos tóxicos en los bioindicadores (Elaboración propia a partir de Carbonero Rosales & Meza Martínez, 2019; Díaz et al., 2012; Sánchez-Bain et al., 2004).	56
Figura 4.5. Proceso de ensayo de ecotoxicológica con semillas (Elaboración propia a partir de Romero & Cantú, 2008).	59
Figura 4.6. Etapas del proceso de germinación de una semilla de lechuga (Modificado de Saavedra et al., 2017).	60
Figura 4.7. Desarrollo de ensayo de ecotoxicidad con lombrices de tierra (Elaboración propia a partir de Romero & Cantú, 2008).	62
Figura 4.8. Ciclo de desarrollo de la lombriz de tierra (Escaray, 2019).	64
Figura 4.9. Desarrollo de ensayo de ecotoxicidad con <i>Daphnia magna</i> (Elaboración propia a partir de Sánchez-Bain et al., 2004).	66
Figura 4.10. Especie <i>Daphnia magna</i> , hembra con huevecillos (Naturalista, 2018). .	68
Figura 4.11. Desarrollo de ensayo de ecotoxicidad con <i>Selenastrum capricornutum</i> (Elaboración propia a partir de Romero & Cantú, 2008).	70
Figura 4.12. Microalga de la especie <i>Selenastrum capricornutum</i> (Bernal Toris, 2015).	71

Figura 4.13. Desarrollo de bioensayo de ecotoxicidad con <i>Danio rerio</i> (Elaboración propia a partir de García Luna, 2018; Peña Hernández, 2008).....	73
Figura 4.14. Desarrollo del pez cebra (<i>Danio rerio</i>) (Ribas & Piferrer, 2014).....	75
Figura 5.1. Efectos de las semillas de <i>L. sativa</i> , <i>R. sativus</i> y <i>T. aestivum</i> en diferentes concentraciones de DAM (Chamorro et al., 2018).	77

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Aplicaciones de los metales en las diversas industrias (Herrmann & Zappettini, 2014).	21
1.2. Impacto ambiental causados por las diferentes etapas del proceso minero (INECC, 2007).....	22
Tabla 1.3. Descripción y tipos de residuos que producen los diferentes procesamientos de transformación de minerales.(Elaboración propia partir de Cáceres, 2001; Martínez-Sepúlveda & Reinaldo Casallas, 2018).	29
Tabla 1.4. Metales pesados tóxicos y esenciales (Obtenido de Calva & Torres, 2003; Huertos & Baena, 2008).	30
Tabla 2.1. Protección y preservación ambiental estipulado por la LGEEPA (D.O.F, 2012).....	35
Tabla 2.2. La LGPGIR en la regulación y disposición de residuos mineros-metalúrgicos (D.O.F., 2015).	36
Tabla 2.3. Normas oficiales mexicanas de la SEMARNAT para el manejo de residuos y protección ambiental.....	37
Tabla 2.4. Accidentes e incidentes de la industria minera a nivel nacional e internacional por la extracción de Au, Ag y Cu.....	38
Tabla 2.4. Accidentes e incidentes de la industria minera a nivel nacional e internacional por la extracción de Au, Ag y Cu. (Continuación).	39
Tabla 3.1. Daños a la salud provocados por el mercurio metálico, orgánico e inorgánico (Elaboración propia a partir de De Salazar, 1997; Torres et al., 2017).	46
Tabla 3.2. Daños a la salud por la exposición al plomo (Modificado de Infantas, 2005).	48
Tabla 4.1. Criterios y características para la selección del taxón como bioindicador (Elaboración propia a partir de Romero & Cantú, 2008; Zuarth et al., 2014).	55
Tabla 4.2. Taxonomía de <i>Lactuca sativa</i> (Elaborado a partir de; Madueño, 2017). ...	60
Tabla 4.3. Taxonomía de la lombriz de tierra (Obtenido de Pérez Hernández, 2019). 63	
Tabla 4.4 Taxonomía de la especie <i>Daphnia magna</i> (ITIS, 2021).....	67
Tabla 4.5. Taxonomía del alga <i>Selenastrum capricornutum</i> (ITIS, 2023).	71
Tabla 4.6 Taxonomía del pez <i>Danio rerio</i> (García Luna, 2018).....	74
Tabla 5.1. Ensayo ecotoxicológico de relaves mineros en Sudáfrica con <i>E. andrei</i> (Elaboración propia a partir de McGuirk et al., 2020).	80

SIGLAS Y ABREVIATURAS

A ⁰	Arsénico elemental
As ³⁺	Arsenito
ac	Acuoso
Au	Oro
Ag	Plata
Al	Aluminio
As	Arsénico
Ba	Bario
Be	Berilio
[CH ₃ Hg] ⁺	Metilmercurio
C	Carbono
°C	Grados Celsius
C ₅ H ₁₁ NO ₂ Se	Selenometionina
Ca	Calcio
CE	Conductividad eléctrica
CE ₅₀	Concentración efectiva media
CIC	Capacidad de Intercambio Catiónico
Co	Cobalto
CO ₂	Bióxido de carbono
CO ₃ ²⁻	Ion carbonato
Cu	Cobre
CuSO ₄	Sulfato de cobre
Cl	Cloro
CL ₅₀	Concentración letal media
Cr ⁺³	Cromo trivalente
Cr ⁺⁶	Cromo hexavalente
DAM	Drenaje ácido de mina
dpf	Días post-fertilización
Ej.	Ejemplo
EPA	Agencia de Protección Ambiental
EPT	Elementos potencialmente tóxicos
ER	Elongación radicular
Fe	Hierro
F	Flúor
g/cm ³	Gramo por centímetro cubico
Ge	Germanio
Gd	Gadolinio
Gs	Germinación de semilla
h	Horas
H	Hidrogeno
H ₃ As	Arsina
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico

ha	Hectáreas
HACRE	Hidroarsenicismo crónico regional endémico
Hg	Mercurio
HgS	Cinabrio
hpf	post-fertilización
IG	Índice de germinación
K	Potasio
KCN	Cianuro de potasio
LGEEPA	Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente
LPGGIR	Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos
LMP	Límite Máximo Permisible
Mg	Magnesio
mg/d	Miligramo por día
μ/d	Microgramo por día
mg/L	Miligramo por litro
mL	Mililitros
Mn	Manganeso
Na	Sodio
Na ₂ SeO ₃	Selenito de sodio
Na ₂ SeO ₄	Selenato de sodio
ng /mL	Nanogramo por mililitro
NOM	Normas Oficiales Mexicanas
O ₂	Oxígeno
OMS	Organización Mundial de la Salud
ONU	Organización de las Naciones Unidas
Pb	Plomo
PbS	Galena
pH	Potencial de hidrogeno
Se ⁻²	Selénido
SeO ₃ ⁻²	Selenito
SeO ₄ ⁻²	Selenato
SEMARNAT	Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales
tn	Toneladas

RESUMEN

En el presente trabajo se aborda la revisión y análisis de diversas pruebas de ecotoxicidad de lixiviado de residuos mineros (jales), desarrolladas por diferentes organismos bioindicadores de toxicidad. Teniendo como propósito principal el estudio de los efectos nocivos de los componentes tóxicos depositados en el suelo, para así evitar la propagación y reducción en la exposición de los elementos potencialmente tóxicos, hacia el ser humano y el ambiente.

Haciendo hincapié en la sustentabilidad y factibilidad de este proceso para la restauración de suelos en distintas regiones donde se han depositado residuos mineros, teniendo como prioridad el mejoramiento de la calidad del suelo y a su vez la salud del ser humano y del ambiente.

En general las explotaciones mineras producen grandes volúmenes de residuos y con ello diversos impactos ambientales, por tanto en el capítulo uno se aborda de manera más detallada estas repercusiones, teniendo como principal enfoque la contaminación del suelo considerando sus propiedades fisicoquímicas como indicador de su alteración natural.

Por consiguiente, es importante contar con un amplio marco jurídico que salvaguarde la salud humana y a su vez regule y sancione los desastres ambientales provocados por la actividad minera, por tanto en el capítulo dos se expone sobre ello. Asimismo se enuncian hechos catastróficos provocados por el incumplimiento u omisión de la normatividad, causando grandes áreas afectadas por residuos tóxicos.

En relación con lo anterior, en el capítulo tres se revisa brevemente la contaminación a nivel nacional e internacional del suelo a causa de los relaves mineros. Sin embargo este apartado se centra en exponer las principales afecciones a la salud y al ambiente que causan las sustancias químicas más tóxicas y abundantes de dichos residuos, estudiando el proceso de biodisponibilidad de los elementos tóxicos así como su capacidad de bioacumulación en el ecosistema.

Particularmente el cuarto capítulo enfatiza la importancia de la Ecotoxicología sobre el análisis cuantitativo de los efectos tóxicos de los contaminantes inorgánicos. Por tanto se describen las características y los parámetros que influyen en los ensayos de ecotoxicidad, así como el procedimiento a nivel laboratorio que conllevan dichas pruebas desarrolladas por distintos organismos bioindicadores, siendo estos plantas, crustáceos, invertebrados, hongos o microorganismos.

Finalmente en el capítulo quinto se analizan las investigaciones más relevantes relacionadas con el tema citado a fin de concluir sobre la importancia y el futuro de las pruebas de ecotoxicidad para la remediación de suelos.

OBJETIVO GENERAL

Profundizar acerca de las pruebas de ecotoxicidad de lixiviados de jales y muestras de suelos cercanos a minas con diferentes bioindicadores para la identificación de la peligrosidad al ambiente y daños a la salud de las poblaciones aledañas a las zonas contaminadas mediante una revisión bibliográfica en distintas fuentes académicas.

OBJETIVOS PARTICULARES

Identificar las diferentes afectaciones ambientales generadas por la explotación minera considerando los principales efectos adversos causados en el suelo, para la determinación de los elementos tóxicos que alteran su composición natural.

Enunciar la legislación ambiental existente a nivel nacional referente al control y mitigación de relaves mineros para la delimitación de los elementos potencialmente tóxicos a través de su ejemplificación con accidentes registrados por la omisión de la normatividad.

Exponer los efectos más destacados que provoca la exposición prolongada a los elementos potencialmente tóxicos sobre el ser humano y el ambiente a causa de la biodisponibilidad y bioacumulación para la relación entre la concentración y tiempo de respuesta a los efectos nocivos.

Investigar la importancia de la ecotoxicología en el estudio de los efectos tóxicos de los lixiviados mineros a través de diferentes procesos experimentales que involucran a diversos organismos bioindicadores mediante una revisión de los estudios reportados en los últimos 30 años a fin de establecer los parámetros medibles de cada prueba para la caracterización de los efectos dañinos de los componentes.

Mencionar las investigaciones más significativas derivadas de las pruebas ecotoxicológicas aplicadas a los residuos mineros antes descritos y muestras de suelo de zonas aledañas al sitio afectado por medio de la revisión de diversos artículos publicados en diferentes países, para el establecimiento de la peligrosidad de los metales pesados en el ecosistema.

ALCANCES Y LIMITACIONES

El estudio se delimitará a las pruebas de ecotoxicidad que emplearon organismos bioindicadores de *Lactuca sativa* (semillas de lechuga), *Eisenia foetida* y *Eisenia andrei* (lombrices de tierra), *Daphnia magna* (pulga de agua), *Selenastrum capricornutum* (microalga) y *Danio rerio* (pez cebra).

Los estudios abordados se centrarán en investigaciones y pruebas experimentales desarrolladas con muestras de suelo aledañas a zonas mineras asociadas con la extracción de oro, plata y cobre.

La revisión y recopilación de información relacionada con las pruebas de ecotoxicidad serán obtenidos de diversas fuentes bibliográficas publicadas durante los años 1990 hasta el 2022. Dicha información será obtenida de diversos artículos científicos, libros, textos académicos y tesis de diferentes bases de datos.

INTRODUCCIÓN

La contaminación de la superficie puede ser de origen natural, sin embargo la actividad agrícola e industrial son los mayores precursores debido al vertimiento de residuos tóxicos, emisiones o un incorrecto uso de su depósito (Moreno, 2002). Destacando la minería como una de las actividades más contaminantes, por la liberación de metales pesados a causa del manejo inadecuado de residuos que produce a gran escala, denominados "jales mineros" (Covarrubias & Cabriales, 2017).

Comúnmente están constituidos de sulfuros metálicos residuales y diversos elementos potencialmente tóxicos (EPT). La contaminación sobre la superficie se ve reflejada con la pérdida de materia orgánica y nutrientes, elevada y periódica erosión, sequías, alteración en el pH y una gran concentración de metales pesados (Becerril et al., 2007).

Los elementos tóxicos repercuten severamente en la salud de los pobladores de las comunidades situadas en las áreas de zonas mineras e incluso aquellas que no están directamente relacionadas, ocasionando el desarrollo de diversas patologías en los diferentes sistemas del cuerpo (Aparicio, 2009).

Para conocer la toxicidad de los contaminantes es indispensable que sean evaluados a través de herramientas que reflejen la interrelación de las propiedades fisicoquímicas y el potencial de efecto biológico. De tal manera que los bioensayos ecotoxicológicos son de gran importancia para obtener dicha información (Ortega-Sanz, 2018).

Por consiguiente, los bioensayos son estudios experimentales desarrollados en el laboratorio para cuantificar la toxicidad de uno o varios contaminantes sobre organismos vivos, poblaciones o comunidades modelo (Gómez-Sagasti, 2014). Generalmente son conocidos como bioindicadores, que poseen la capacidad de aportar información de

elementos tóxicos que alteran la composición natural del ecosistema (Alkorta et al., 2003).

De tal manera que, las investigaciones ecotoxicológicas brinda información del efecto tóxico que ejercen los contaminantes dispersos sobre las poblaciones y ecosistemas, identificando el riesgo latente que representan por medio de respuestas biológicas (Rocha & Umbuzeiro, 2022). Finalmente con la información resultante, la Ecotoxicología tiene como objetivos principal identificar y valorar la peligrosidad del contaminante (metales pesados) al que fueron expuestos (Carriquiriborde, 2021).

GLOSARIO

Bioacumulación: Proceso por el cual la cantidad de una sustancia en un organismo o parte de él aumenta proporcionalmente con el tiempo de exposición (SEMARNAT, 2014).

Concentración efectiva media (CE₅₀): Concentración en la que una sustancia química causa efectos adversos no letales en el cincuenta por ciento de los organismos de prueba expuestos (SEMARNAT, 2014).

Concentración letal media (CL₅₀): Concentración de una sustancia química que provoca la muerte del cincuenta por ciento de los organismos de prueba expuestos a ella (SEMARNAT, 2014).

Drenaje ácido: Lixiviado, efluente o drenaje contaminante con un pH < 4, que se produce por la oxidación natural de minerales sulfurosos contenidos en rocas o residuos expuestos al aire, agua y/o microorganismos promotores de la oxidación de sulfuros (SEMARNAT, 2010).

Ecosistema: La unidad funcional básica de interacción de los organismos vivos entre sí y de éstos con el ambiente, en un espacio y tiempo determinados (D.O.F, 2012).

Escorias: Material formado en las operaciones de fundición por la acción química y la fusión a través de la combinación de fundentes (carbonatos y silicatos) con ganga o porción sin valor del mineral (SEMARNAT, 2009).

Ganga: Comprende a los minerales que acompañan a la mena, pero que no presentan interés minero en el momento de la explotación (cuarzo, calcita, etc.). Minerales considerados como ganga en determinados momentos se han transformado en menas al conocerse alguna aplicación nueva para los mismos (SGM, 2017).

Jales: Residuos sólidos generados en las operaciones de separación y concentración de minerales (SEMARNAT, 2004b).

Lixiviado: Líquido que se forma por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contiene en forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que pueden dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representar un riesgo potencial a la salud humana y de los demás organismos vivos (SEMARNAT, 2004a).

Mena: Cuerpo de roca de composición mineralógica uniforme, generalmente metálica, que en forma de cuerpos continuos forma parte de las reservas económicas de yacimiento (SEMARNAT, 2004b).

Pila: Material mineral, generalmente triturado que se deposita sobre una plataforma y cuyos valores metálicos se recuperan en el proceso de lixiviación. También se les denomina montones o terrenos (SEMARNAT, 2010).

Pileta: Depósito impermeabilizado construido para el manejo de las soluciones acuosas generadas en el proceso de lixiviación (SEMARNAT, 2010).

Presa de jales: Obra de ingeniería para almacenamiento o disposición final de los jales, cuya construcción y operación ocurren simultáneamente (SEMARNAT, 2004b).

Toxicidad: La propiedad de sustancia o mezcla de sustancias de provocar efectos adversos en la salud o en ecosistemas (SEMARNAT, 2006).

Residuo: Cualquier material generado en los procesos de extracción, beneficio, transformación, producción, consumo, utilización, control o tratamiento cuya calidad no permita usarlo nuevamente en el proceso que lo generó (D.O.F, 2012).

CAPÍTULO 1. LA MINERÍA CONTAMINANTE DEL SUELO

1.1. Composición del suelo

El suelo es uno de los recursos más importantes del mundo, definido como la capa más superficial de la corteza terrestre, que constituye la interfaz entre la atmósfera, la litosfera, la biosfera y la hidrosfera con un ciclo continuo en intercambio de materia y energía (Ortiz et al., 2008).

Además de ser un sistema disperso conformado por tres fases (véase figura 1.1.), las cuales se encuentran mezcladas en partículas de distintos tamaños dando origen a diferentes texturas.

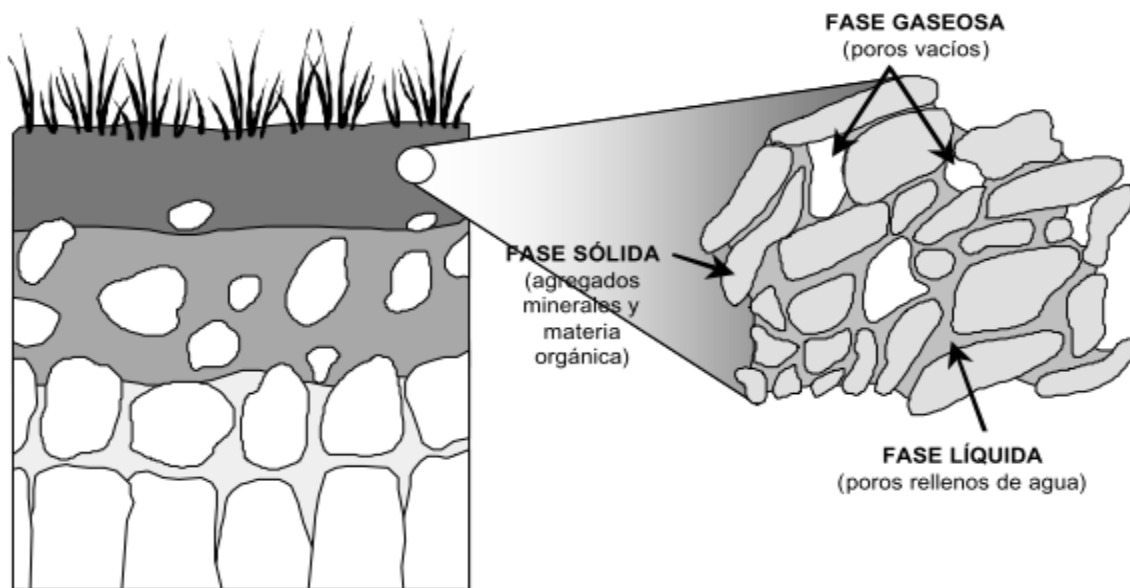


Figura 1.1. Fases que conforman al suelo (López, 2005).

A continuación se describe el contenido de cada fase (De Castro, 1956; López, 2005; Sepúlveda, 2005):

- Fase sólida: Constituida de agregados minerales y orgánicos, incluyendo desechos vegetales y de animales con el 0.5 y 5 % de concentración.

- Fase líquida: Conformada de distintos cuerpos de agua con material mineral, bióxido de carbono (CO₂) y oxígeno (O₂) disueltos en ella con un 25 % de ocupación.
- Fase gaseosa: Son los diversos espacios o poros cuya función principal es la reserva de oxígeno, indispensable para los microorganismos, hallado en un 25 % de concentración.

1.2. Propiedades físicas

Los parámetros físicos del suelo se caracterizan por ser observables y/o medibles, sin alterar químicamente su composición, influyen en la capacidad de transporte del aire, calor, agua, sustancias solubles, etc., estas propiedades son descritas a continuación (Castillo-Cerna, 2005; FAO, 2022b; López & Estrada, 2015; Ramírez-Carvajal, 1997):

- Estructura: Es la forma en que se depositan las partículas sobre el suelo, influyendo directamente la aireación, infiltración, el movimiento del agua, crecimiento radicular en las plantas y la resistencia a la erosión.
- Textura: Distribución de las partículas que conforman el suelo, pueden ser la arena, el limo y la arcilla, contribuyendo directamente con la fertilidad, la aireación, materia orgánica, entre otras propiedades.
- Color: Se relaciona directamente con la temperatura, la humedad, la materia orgánica presente y el grado de oxidación de los minerales.

- Consistencia: Resistencia del suelo ante deformaciones o rupturas, predominando el contenido de humedad y la consistencia, la cual puede ser dura, muy dura o suave.
- Porosidad: Volumen mínimo libre de sólidos constituido de micro y macro poros. Los macro poros son responsables del drenaje y aireación del suelo, los microporos se encargan de retener agua, que es esencial para las plantas.

1.3. Propiedades químicas

Es la propiedad encargada de medir el comportamiento de los elementos químicos, sustancias y componentes que integran o alteran la composición del suelo. Los parámetros que intervienen son (López & Estrada, 2015):

- Capacidad de intercambio catiónico (CIC): Cantidad de cargas negativas encontrados sobre la superficie de los minerales y en los componentes orgánicos del suelo, además representa la cantidad de cationes que la superficie puede retener (Ca, Mg, Na, K, etc.). El nivel de CIC indica la capacidad de los suelos para retener cationes y nutrientes (FAO, 2022b).
- El pH: Refiere a la cantidad de iones H^+ libres de la solución de la superficie, conocido como un gran indicador ambiental, ya que de acuerdo con la concentración de iones H^+ tiende a variar la condición ácida o alcalina del suelo (Cremona & Enriquez, 2020), pues gran parte de estos tienen un pH de 4.5 a 10, aquellos con un pH menor de 6.8 son ácidos, de 6.8 a 7.2 se consideran neutros y mayores a 7.2 son básicos (Ramírez-Hernández, 2010).

- Conductividad eléctrica (CE): Conocido como la medida indirecta de la concentración de sales solubles presentes en el suelo, su exceso afecta directamente sobre el desarrollo de las plantas y microorganismos (Cremona & Enriquez, 2020; López & Estrada, 2015), los iones de sales solubles localizados en mayor abundancia son: Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- y SO_4^{2-} y los de menor proporción son: K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} y NO_3^- (Ramírez-Hernández, 2010).

1.4. Extracción de minerales

Las actividades extractivas, como la minería, son el primer escalón en la obtención de recursos naturales dado que es una actividad económica primaria relacionada directamente con la extracción selectiva de rocas y minerales de valor económico importante, localizados en la corteza terrestre (Giraldo, 2017; Monreal & Hernández, 2015).

Principalmente los minerales como el Au, Ag, Cu, Al, Fe, etc., son transformados en diversos objetos útiles para las industrias, satisfaciendo las necesidades del hombre (Herrmann & Zappettini, 2014), por lo tanto en la tabla 1.1 se mencionan las principales aplicaciones de los distintos metales extraídos por las actividades mineras.

Tabla 1.1. Aplicaciones de los metales en las diversas industrias (Herrmann & Zappettini, 2014).

Categorías	Metales	Principales usos
Metales ferrosos	Hierro (Fe), manganeso (Mn), cromo (Cr)	Transporte, construcción, máquinas y herramientas
Metales ligeros	Aluminio (Al), magnesio (Mg), titanio (Ti)	
Metales base	Cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), níquel (Ni), cobalto (Co)	Comunicaciones, máquinas y herramientas.
Metales raros	Estaño (Sn), wolframio (W), molibdeno (Mo), vanadio (V), niobio (Nb)	Transporte, máquinas y herramientas, industria química.
Metales muy raros	Berilio (Be), gadolinio (Gd), germanio (Ge), indio (In).	Medicina, electrónica, telecomunicaciones.
Metales radioactivos	Uranio (U), torio (Th)	Medicina, energía.
Metales preciosos	Oro (Au), plata (Ag)	Electrónica.
Metaloides	Arsénico (As), antimonio (Sb), selenio (Se), telurio (Te).	Industrias varias.

A pesar de los enormes beneficios que aportan el sector minero a la sociedad, esta actividad es una de las mayores fuentes de contaminación ambiental, ya que contribuye con el 70% de las afectaciones a la atmósfera, el suelo, el agua superficial y subterránea en todo el mundo (Dushin et al., 2020; Soto & Olvera, 2019).

1.5. Métodos de explotación e impacto ambiental

Existen distintos métodos para extraer a los minerales del subsuelo, sin embargo todos ellos generan grandes cantidades de residuos sólidos y líquidos, causados por la separación de la mena (mineral) de la ganga (sedimento no deseado) (Armendáris, 2016).

Se involucran diferentes etapas durante todo el proyecto minero generando distintos y severos impactos ambientales, por ello en la tabla 1.2 se muestran a detalle las afectaciones involucradas en cada paso, los

cuales contribuyen a la contaminación y erosión del suelo, provocando fitotoxicidad, muerte de fauna y riesgos potenciales para la salud humana (Zhuang et al., 2009).

1.2. Impacto ambiental causados por las diferentes etapas del proceso minero (INECC, 2007).

Etapas	Descripción	Impacto ambiental
Exploración	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Barrenación, obras y perforaciones, construcción de caminos, instalaciones de campamentos. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Destrucción de la vegetación.
Explotación y beneficio	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Descapote: eliminación del suelo y vegetación. ▪ Construcción y obras diversas (socavones, patios de depósito). ▪ Alto consumo de agua. ▪ Acumulación de material sin valor en la superficie. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Destrucción de la capa del suelo y la vegetación. ▪ Afectación a cuerpos de agua. ▪ Terrenos inestables. ▪ Generación de jales, residuos minerales sin valor. ▪ Escurrimientos y arrastres de residuos.
Explotación y beneficio	<ul style="list-style-type: none"> • Transporte del material con valor hacia los molinos. • Extracción y concentración de minerales. • Reducción del tamaño del mineral por trituración y molienda. • Tratamientos previos a una fusión primaria. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Oxidación de minerales insolubles y formación de sustancias solubles con alto contenido de metales (DAM). ▪ Descarga de lixiviados que contienen iones metálicos y reactivos tóxicos. ▪ La trituración y molienda pueden provocar ruido, vibración y emisión de polvo (efectos de bajo impacto).
Fundición y refinamiento	<ul style="list-style-type: none"> • Obtención de metales y sus aleaciones con el uso de hornos industriales. ▪ Eliminación de impurezas en los metales para alcanzar una alta ley de contenido. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Generación de aguas residuales, residuos peligrosos, emisiones de la atmosfera.

1.5.1. Minería a cielo abierto

Este método se utiliza cuando los depósitos minerales se localizan recubiertos de una capa fina de superficie (Medina-Gutiérrez, 2017), no obstante es la actividad económica que mayor impacto genera hacia el ecosistema y el ser humano, debido a todo el proceso que conlleva, el cual se describe a continuación (Angulo & Huertas, 2011; Macedonio & Castro, 2020):

- 1) Manejo del suelo mediante el descapote, vía de transporte y de almacenamiento.
- 2) Perforación y voladura del material estéril.
- 3) El transporte, carga y descarga del estéril en la zona de botaderos.
- 4) Carga y transporte del mineral.
- 5) Entre otras operaciones que involucran erosión eólica, tráfico de vehículos, etc.

Sanchez & Ortiz, (2016) mencionan que, este método requiere del uso de sustancias como el CN^- y H_2SO_4 , además de involucrar grandes necesidades energéticas ($1,000,000 \text{ m}^3$ de gas natural/día) e importantes volúmenes de agua. En la figura 1.2, se resumen las afectaciones ambientales provocadas por la minería a cielo abierto.

Suelo	Aire	Agua
<ul style="list-style-type: none"> •Tala de árboles y quema de vegetación, generalmente nativa. •Gran cantidad de material estéril y residuos. •Reducción de áreas de cultivo y generación de hundimientos. 	<ul style="list-style-type: none"> •Emisión de vapores o gases de cianuro, mercurio y dióxido de azufre. •Partículas suspendidas por polvo de la mina o el material de los jales. •Partículas del suelo con EPT >2.5µg pueden ingresar al sistema respiratorio. 	<ul style="list-style-type: none"> •Uso desmesurado de este elemento ocasionando su mezcla con reactivos químicos. •Filtración de DAM contaminando cuerpos acuíferos. •Incorporación de relaves mineros a ríos, lagos y lagunas de las zonas aledañas a la mina.

Figura 1.2. Repercusiones ambientales por minería a cielo abierto (Elaboración propia a partir de Sanchez & Ortiz, 2016).

1.5.2. Minería subterránea

El procedimiento de explotación subterránea de minerales es desarrollado en el interior de la tierra mediante túneles verticales u horizontales, estas aberturas se emplean para el acceso del personal, la maquinaria y sistema de ventilación (Díaz-Rojas, 2017).

Entre sus desventajas destaca ser un proceso costoso que implica riesgos de seguridad, por ejemplo, acumulación de gases, explosiones y riesgo de derrumbe del techo o paredes. Además, la minería subterránea incrementa la producción de DAM, dado que genera grandes pilas de almacenamiento de escombros y algunas cuantas para los minerales (Medina-Gutiérrez, 2017; Songor-Carrión, 2020).

1.5.3. Minería aluvial

El depósito del mineral de este método se encuentra ubicado sobre una corriente de agua superficial y los minerales están mezclados con arena y grava, generalmente se extrae oro, platino, gemas como rubies. Para

lograr la extracción utilizan excavadoras o bombas hidráulicas, esta actividad genera enormes cantidades de sedimentos impactando severamente el agua superficial a lo largo de muchos kilómetros de distancia del lugar de la mina (Medina-Gutiérrez, 2017; Worldwide, 2010).

En la figura 1.3, se muestran las etapas del proceso de extracción minera del método a cielo abierto, ejemplificado con la extracción del oro destacando los residuos tóxicos generados durante el proceso.

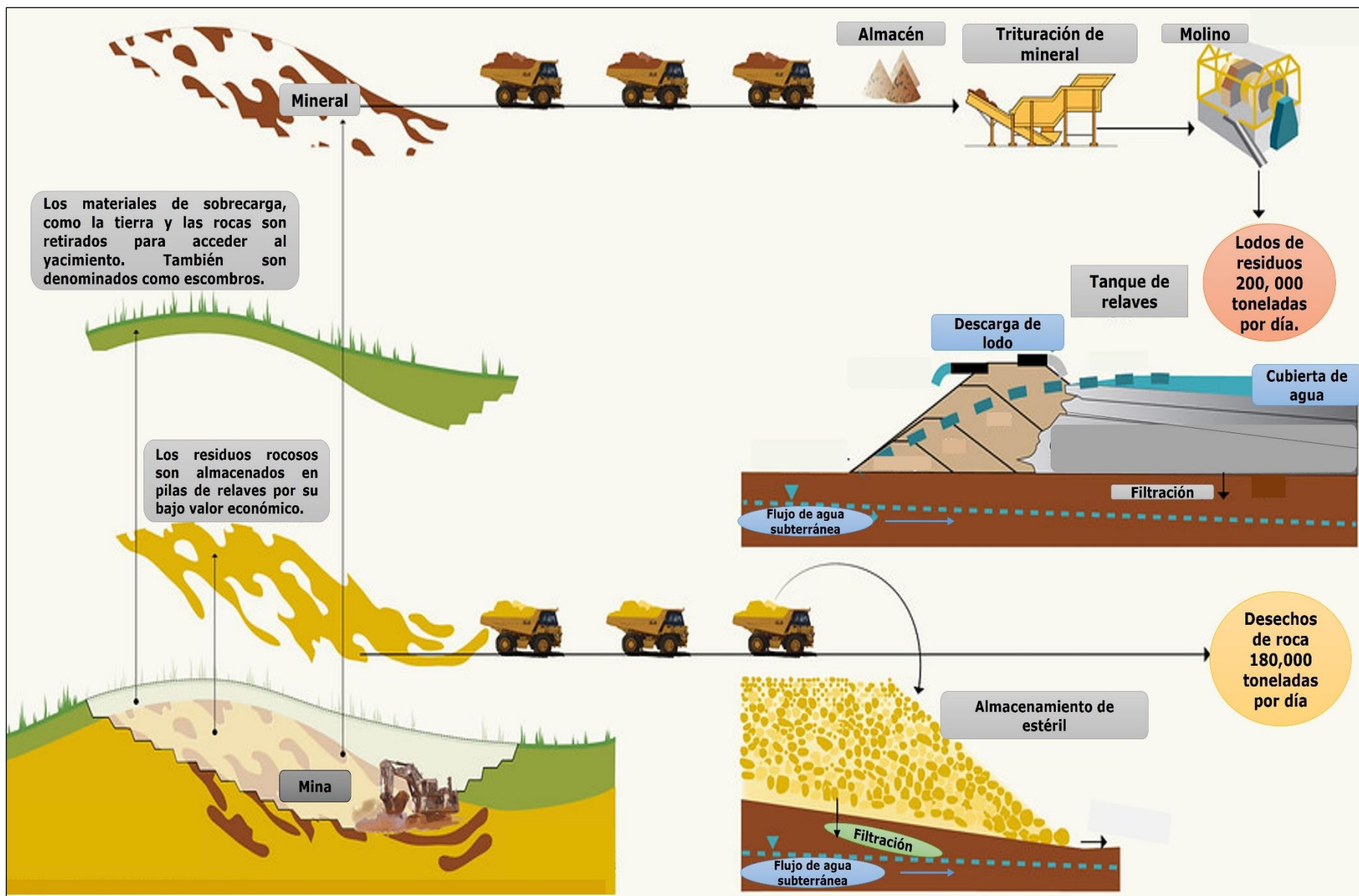


Figura 1.3. Proceso de extracción minera en la obtención de Au (Modificado de Alcalá, 2021).

1.6. Contaminación del suelo

Ortiz et al., (2007) plantea que, la contaminación del suelo es una degradación química que genera efectos parciales o totales en su productividad, causada por la acumulación de sustancias tóxicas, provocando elevadas concentraciones y por ende la modificación de las propiedades físicas y químicas del suelo.

Por lo tanto, la contaminación que afecta a la superficie puede presentarse como (Silva-Arroyave & Correa-Restrepo, 2009):

- Contaminación local o puntual: Se genera a partir de actividades económicas como la minería debido al almacenamiento de lodos, producción de DAM y el uso de reactivos químicos.
- Contaminación difusa: Ocurre por el transporte de partículas a zonas alejadas de la fuente de origen, relacionado con la deposición atmosférica y tratamiento inadecuado de lodos.

En general la minería y las actividades ligadas a ella contribuyen en gran proporción a la alteración y destrucción de ecosistemas (Martínez, 2014). Provocando la acumulación de grandes volúmenes de residuos constituidos de ganga, sedimentos y desechos metalúrgicos, polvo y fluidos de procesamiento (Hudson-Edwards et al., 2011). Los distintos desechos generados por la industria minera acarrear consecuencias graves al ecosistema en particular al terrestre, por tanto en la figura 1.4 se muestran los daños más significativos generados por esta industria.

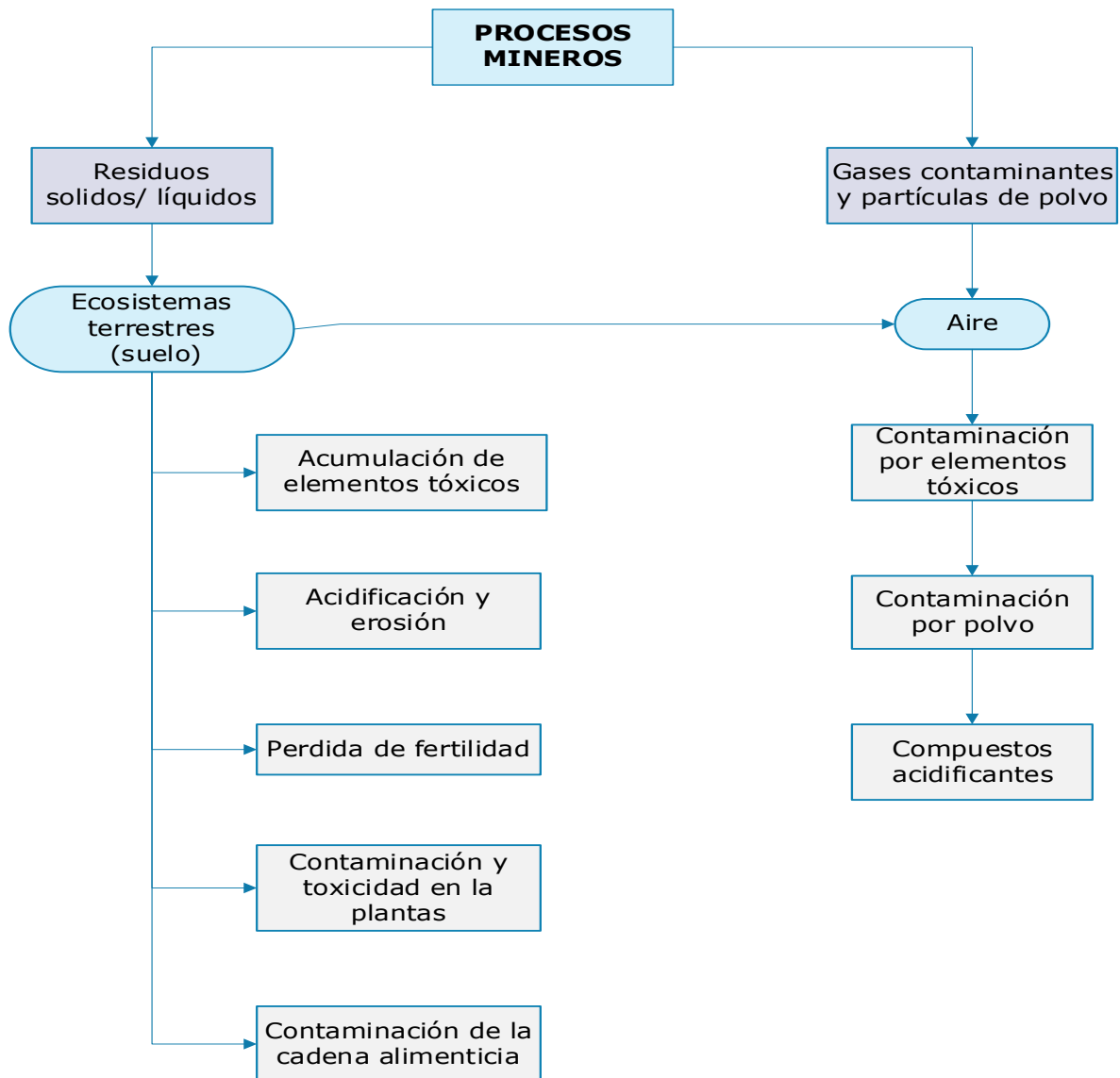


Figura 1.4. Impactos ambientales al ecosistema terrestre a causa de la industria minera (Modificado de Dudka & Adriano, 1997).

Incluso al término de la actividad industrial las condiciones adversas permanecen en el suelo por prolongados periodos de tiempo, los cuales se reflejan con el bajo nivel de materia orgánica y nutrientes, elevada y periódica erosión, sequía, alteraciones en el pH, etc. (Becerril et al., 2007).

1.6.1. Residuos por la extracción de Au, Ag y Cu

Al término de la etapa extractiva de los minerales, estos pasan por un procesamiento de transformación. El caso del Au, Ag y Cu son muy similares, el tipo de proceso depende del mineral (sulfurados u oxidados) al que estén añadidos (CCM, 2017), los diferentes tipos procesamiento así como los residuos generados se muestran en la tabla 1.3.

Tabla 1.3. Descripción y tipos de residuos que producen los diferentes procesamientos de transformación de minerales.(Elaboración propia partir de Cáceres, 2001; Martínez-Sepúlveda & Reinaldo Casallas, 2018).

Proceso	Descripción	Tipo de residuo
Cianuración	Se lleva a cabo en tanques o piletas con CN^- , KCN o NaCN y sales como cloruros y nitratos. Al contacto con el material que contiene el mineral se somete en agitación por 18 h aproximadamente.	Relaves, soluciones ácidas, aguas de proceso.
Flotación	El mineral es separado de la ganga a través de reacción con diferentes reactivos para aumentar la hidrofobia (repeler el agua). Que a su vez forman parte de los jales, entre los reactivos se encuentran: $CuSO_4$, NaCN, SO_2 , H_2SO_4 .	Relaves, aguas de proceso.
Amalgamación	El mercurio es mezclado con la piedra que posee el metal, se forma una masa denominada amalgama. Por último, se somete a presión causando el derrame del metal pesado con los residuos al suelo.	Relaves, liberación de mercurio, aguas de proceso.
Lixiviación	Los minerales de óxidos de cobre, de oro y plata libre son acondicionados en pilas, conocidas como pads de lixiviación. Después son rociados con H_2SO_4 para el cobre y NaCN para el oro, por último a la solución se le añade polvo de zinc para precipitar el mineral de interés.	Residuos de ácido sulfúrico y elementos asociados como plomo.

1.7. Toxicidad de los metales pesados

Los residuos de las industrias mineras están conformados por altas concentraciones de metales pesados (MP). Los MP son aquellos elementos cuyo número atómico es mayor a 20 y poseen una densidad relativa mayor $\geq 5 \text{ g/cm}^3$ en su forma elemental, capaces de formar complejos con iones libres o generando reacciones redox, las cuales son potencialmente tóxicas para los organismos (Beltrán-Pineda & Gómez-Rodríguez, 2016). El efecto que ejerce los MP sobre los organismos tiende a variar con respecto a la cantidad, ya que algunos son esenciales en cantidades traza, sin embargo pueden volverse tóxicos en concentraciones elevadas o se modifica su forma química. Aunque, algunos MP son altamente tóxicos debido a su inactividad biológica (Calva & Torres, 2003). Por lo tanto en la tabla 1.4, se clasifican los MP con base a su efecto nocivo.

Tabla 1.4. Metales pesados tóxicos y esenciales (Obtenido de Calva & Torres, 2003; Huertos & Baena, 2008).

Descripción	Metales pesados
Metales pesados como micronutrientes esenciales en pequeñas proporciones (mg o μg / d)	As, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Se, V, Zn
Otros micronutrientes esenciales	F, I, Si
Macronutriente (100 mg o más por día)	Ca, Cl, Mg, P, K, Na, S
Metales pesados que ejercen efectos nocivos a bajas concentraciones	Ag, Cd, Cr, Sn, Au, Hg, Ti, Pb, Al, Ni Be y metaloides Ge, As, Sb y Se

Dado que los MP no pueden ser degradados ni química ni biológicamente se van acumulando en la cadena alimenticia, pues entre sus principales características tóxicas hacia el ambiente destacan (Pineda & Rodríguez, 2015; Rodríguez Heredia, 2017):

- Bioacumulación
- Biotransformación

- Elevada toxicidad
- Largos periodos de persistencia

1.8. Jales mineros

Medel et al., (2008) menciona que, el producto generado a partir de la trituración y molienda que el mineral atraviesa, por medio de procesos físicos y químicos, conlleva a la producción de residuos mineros también conocidos como cola (tailings), relaves o jales mineros.

Generalmente están constituidos de elementos como el As, Sb, Se, Zn, Cu, Pb, Cd y Mn, estando presentes en elevadas concentraciones, siendo considerados como "elementos potencialmente tóxicos" (EPT), para el ser humano y el ambiente (Moreno Tovar et al., 2012).

Cuando los EPT presentan lixiviación tienden a incorporarse en cuerpos de agua, generando así la producción y propagación del drenaje ácido de mina (DAM) (Medel et al., 2008).

1.9. Drenaje ácido de minas (DAM)

De acuerdo con Alfonso et al., (2021), el drenaje ácido de minas (DAM) ocurre a partir de la oxidación de minerales sulfurosos ante la exposición del aire y agua. Se caracteriza por generar sedimentos de color rojo-naranja que tiende a formar por los precipitados de hierro y sulfatos (Chaparro, 2015). En la figura 1.5 se destacan algunos de los minerales sulfurosos que promueven la producción de DAM.

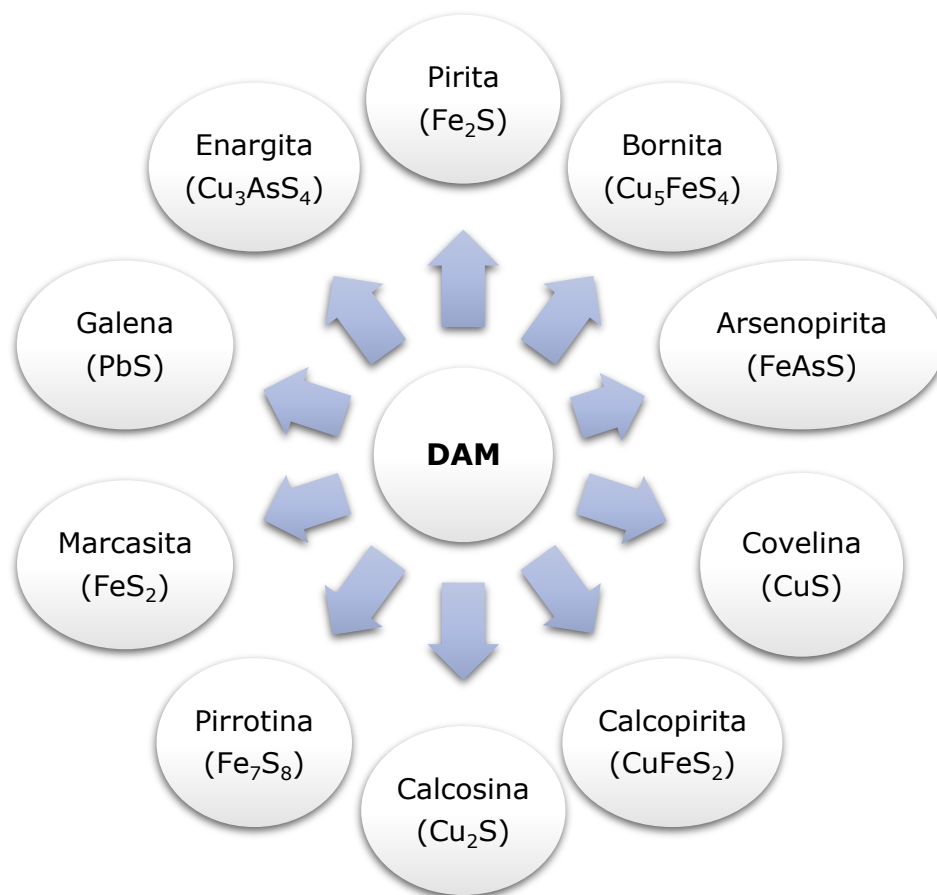


Figura 1.5. Minerales sulfurosos que generan el DAM (Elaboración propia a partir de Herrmann & Zappettini, 2014; Rodríguez-Galán et al., 2019).

La propagación del DAM genera graves problemas ambientales, por ejemplo, los bajos valores de pH (elevada acidez) y concentración de iones sulfatos y cloruros impiden el desarrollo de la vegetación terrestre e incluso los daños generados por el DAM pueden perdurar por años (Chaparro, 2015; Martínez et al., 2020).

CAPÍTULO 2 REGULACIÓN AMBIENTAL

2.1. Jerarquía jurídica

En el capítulo anterior se evidencio que la industria extractiva dedicada a la explotación de Au, Ag y Cu puede repercutir severamente en el ambiente. Por ello, es importante la existencia del marco jurídico encardo de proteger la salud y el ambiente de la actividad minera que mantenga como prioridad prevenir, mitigar, corregir y compensar el impacto ambiental (Valladares & Sandia, 2017).

Gómez García, (2009) menciona que, en México la legislación ambiental procura garantizar que coexista equilibrio ecológico uniforme en todo el país. A través de una gran variedad de leyes en materia ambiental que deben de mantener un orden jerárquico, el cual se puede observar en la figura 2.1.

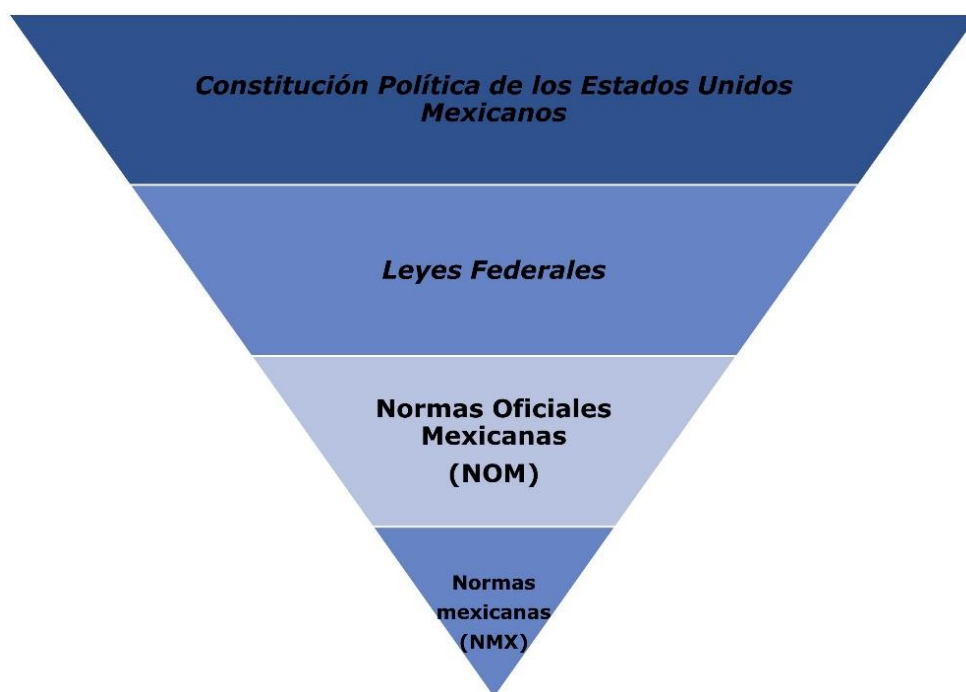


Figura 2.1. Jerarquía en el marco jurídico y político, sobre la protección ambiental (Elaboración a partir de Gómez García, 2009).

2.2. Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos

El importante posicionamiento jurídico de la Constitución Política incorpora diversas disposiciones que ejercen control efectivo, mediante el fortalecimiento de acciones que impulsen la preservación y conservación de los recursos naturales, salvaguardando el bienestar de los habitantes del país (Guadarrama Guzmán, 2019).

Los ordenamientos jurídicos del derecho constitucional relacionados con la protección ambiental están establecidos en el artículo 4° y 27° (SEMARNAT, 2018a) dichos artículos se abordan en la figura 2.2.

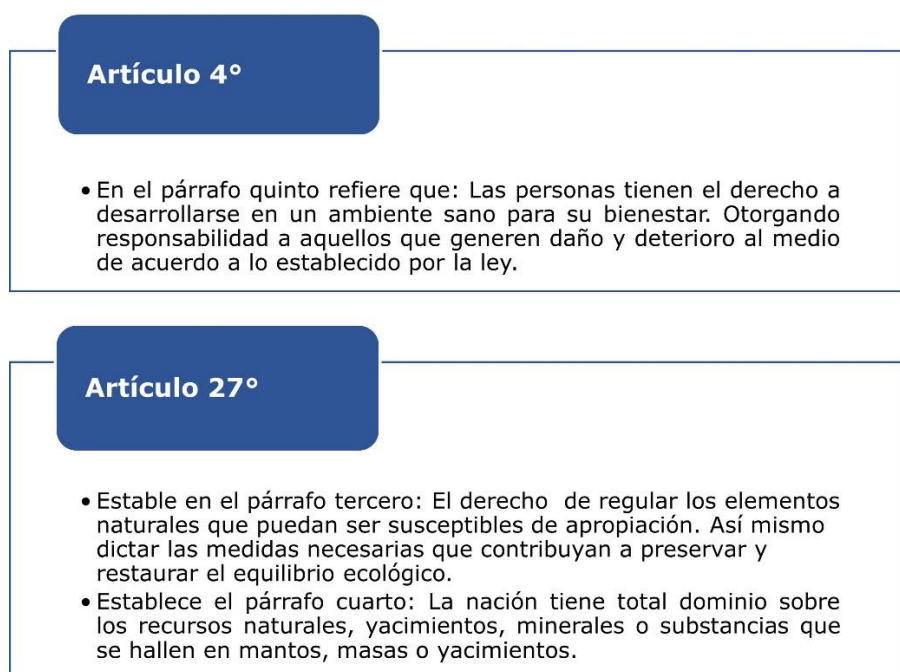


Figura 2.2. Artículos constitucionales 4° y 27° (D.O.F, 2021).

2.3. Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente

En México la legislación ambiental es dirigida por la Ley General del Equilibrio y Protección al Ambiente (LGEEPA), que garantiza el derecho a todo individuo a vivir en un ambiente sano para su desarrollo, salud y

bienestar (SEMARNAT, 2018b). En la tabla 2.1 se muestran los artículos más relevantes de la LGEEPA relacionados a las actividades extractivas.

Tabla 2.1. Protección y preservación ambiental estipulado por la LGEEPA (D.O.F, 2012).

Artículo	Descripción
1°	Refiere a la garantía de preservar y restaurar el equilibrio ecológico, al igual que la protección ambiental, a fin de preservar y proteger la biodiversidad. Así mismo, prevenir y controlar la contaminación ejercida en el aire, agua y suelo.
5°	Conforme a lo establecido en las fracciones II, VI, XIV del presente artículo: Establece la regulación de aquellas actividades que perturben el equilibrio ecológico. Regulando y estableciendo un control en el manejo y la disposición final de los materiales y residuos peligrosos que afecten al ambiente. Por medio de la regulación de las actividades que involucren exploración, explotación y beneficio de los minerales o sustancias.
99°	Estípula la importancia de la preservación y aprovechamiento del suelo con base en la fracción XI, ante las acciones que involucran la extracción de materias del subsuelo.

2.4. Ley General Minera

La Ley Minera se encarga de controlar el aprovechamiento de los recursos minerales, otorgando y controlando los permisos de concesiones a particulares para la explotación, extracción y beneficio. Obligando a las concesionarias a cuidar y procurar el cuidado y protección ecológica de acuerdo a la legislación y normatividad estipulado en sus artículos 7°, 27° y 39° de la presente normatividad (Secretaría de Economía, 2021).

2.5. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR)

La LGPGIR es una ley que promueve la protección al ambiente del territorio nacional en materia de prevención y gestión integral de residuos peligrosos, impulsando un desarrollo sustentable. Con el fin de prevenir la contaminación de los sitios y lograr la remediación de zonas afectadas (F.A.O., 2018). En la tabla 2.2 se muestra el artículo de la LGPGIR que promueve la protección ambiental ante lixiviados mineros.

Tabla 2.2. La LGPGIR en la regulación y disposición de residuos mineros-metalúrgicos (D.O.F., 2015).

Artículo	Descripción
17°	<ul style="list-style-type: none"><li data-bbox="509 926 1383 1108">▪ A lo que refiere con los residuos de minado y el tratamiento de minerales, siendo estos los jales, los residuos abandonados del patio de lixiviados e incluye los restos metalúrgicos provenientes de los procesos de fundición, refinado y tratamiento de metales.<li data-bbox="509 1140 1383 1276">▪ Para disponerse en el sitio adecuado de su generación, de acuerdo con su peligrosidad y el manejo integral que implique; se determinará de acuerdo con las normas oficiales mexicanas que apliquen.

2.6. Normas Oficiales Mexicanas

En México, las NOM son de carácter obligatorio, su elaboración está a cargo de las dependencias del Gobierno Federal (Secretaría de Economía., 2010), después de las reformas federales tienen lugar las NOM en cuanto a la protección ambiental ante las actividades mineras, aquellas que influyen en ello se describen en la tabla 2.3.

Tabla 2.3. Normas Oficiales Mexicanas de la SEMARNAT para el manejo de residuos y protección ambiental.

Clave de la norma	Descripción
NOM-052-SEMARNAT-2005	Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos
NOM-098-SEMARNAT-2002	Protección ambiental-incineración de residuos, especificaciones de operación y límites de emisión de contaminantes
NOM-120-SEMARNAT-2011	Que establece las especificaciones de protección ambiental para las actividades de exploración minera directa, en zonas agrícolas, ganaderas o eriales y en zonas con climas secos y templados en donde se desarrolle vegetación de matorral xerófilo, bosque tropical caducifolio, bosques de coníferas o encinos
NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004	Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio
NOM-155-SEMARNAT-2007	Que establece los requisitos de protección ambiental para los sistemas de lixiviación de minerales de oro y plata
NOM-157-SEMARNAT-2009	Que establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros

2.7. Desastres y contaminación por residuos mineros

A pesar de existir diversas normativas que protegen y promueven el cuidado a la salud y al ser humano antes, durante y al terminó de las actividades mineras, generalmente son omitidas e ignoradas, provocando diversos desastres ambientales. Las principales causas asociadas a estos desastres son (Rodríguez et al., 2009):

- Omisión o incorrecto estudio de impacto ambiental.
- Fallas estructurales de los contenedores para almacenamiento de residuos (presas, escombreras y pilas de lixiviados).
- Errores en el diseño de las instalaciones.
- Negligencia de las empresas y administradores a cargo del proyecto.
- Falta de medidas de protección a las poblaciones cercanas.
- Fragilidad ecológica del área explotada.

Por lo tanto, han surgido diversos casos de desastres ambientales a nivel nacional e internacional generados por la liberación y propagación de EPT y DAM en el medio circundante. En la tabla 2.4 se desglosan los incidentes y accidentes más significantes generados por la extracción de Au, Ag o Cu.

Tabla 2.4. Accidentes e incidentes de la industria minera a nivel nacional e internacional por la extracción de Au, Ag y Cu.

Fecha	Mina/ localización	Causas	Consecuencias	Referencia
Actividad de 1982 a 1999	Mina real de Ángeles, Zacatecas, México.	Explotación a cielo abierto por 17 años (1982-1999) dejando 400 ha de jales en la intemperie.	Al menos 900 ha de cultivos cubiertos de Pb, As, entre otros. Daño en los pulmones y elevadas concentraciones de Pb en la sangre de los pobladores.	(Martínez González, 2020; A. Y. S. Santoyo, 2018; Trujillo et al., 2013)
25 de abril de 1988	Aznalcóllar, Sevilla España.	Falla en la presa de decantación.	Derrame de 6 millones de m ³ de lodos y aguas ácidas con altas concentraciones de EPT.	(Dávila Luna et al., 2018)
30 de enero de 2000	Bala de Mare, Rumania.	Ruptura del dique de contención de residuos concentrado de cianuro (126 mg/L).	Derrame de 100,000 m ³ de barro y aguas residuales, parte derramados en el río Tisza desembocando en el mar negro. Ola tóxica de 30 a 40 km de longitud para la flora y fauna.	(Fernández-Pérez, 2007)

Tabla 2.4. Accidentes e incidentes de la industria minera a nivel nacional e internacional por la extracción de Au, Ag y Cu. (Continuación).

Fecha	Mina/ localización	Causas	Consecuencias	Referencia
25 de junio de 2010	Caudalosa Chica en Huancavelica, Perú.	Falla en la presa de jales.	Derrame de 57 mil m ³ de líquidos contaminantes, afectando ecosistemas de la región y 7 ríos en 120 km.	(Dávila Luna et al., 2018)
7 de agosto 2010	Mina Bolaños, Jalisco, México.	Ruptura en la presa de jales.	Derrame de 2 millones de lodos y desechos mineros en el Río Bolaños con elevado contenido de Pb, Hg y As, se desconocen los daños causados.	(Martínez, 2019; Rodríguez, 2010)
7 de diciembre 2011	Mina Palmarejo, Chihuahua, México.	Derrame accidental de las presas de jales a causa de su diseño.	Anualmente empleaban 3 mil 600 toneladas de HCN, parte de los lodos eran derramados y se filtraban en el subsuelo.	(Breach, 2011; Velducea, 2008)
Octubre 2014	Mina peñasquito, Zacatecas, México.	Fuga en la represa de residuos.	Se desconoce la cantidad de minerales tóxicos filtrados en aguas subterráneas, afectando a los pobladores y al ambiente.	(Garibay et al., 2014; Martell et al., 2016)
Estudio del 2014, mina activa	Zona minera La Concha y El Fraile en Taxco de Alarcón, Guerrero.	Contaminación de los ríos Cacalotenango y Taxco, por la descarga de lixiviados.	Afectaciones a la población y a los cultivos por agua y suelo contaminado.	(Dótor Almazán et al., 2014; Méndez-Ramírez & Armienta Hernández, 2012)
6 de agosto del 2014	Cananea, Buenavista del Cobre, Sonora, México.	Falla en las piletas de lixiviados.	Derrame de 40,000 m ³ de contaminantes mineros, afectando a los ríos de la zona.	(Dávila Luna et al., 2018).

CAPÍTULO 3 EFECTOS TÓXICOS DE LOS EPT

3.1. Contaminación por EPT

Los EPT acumulados en la superficie a causa de los residuos mineros tienden a incorporarse en los ríos, animales, plantas, áreas de cultivo y por lo tanto en los alimentos, causando riesgos potenciales a la salud (Carrillo-González et al., 2017; Londoño-Franco et al., 2016; Urbina Trinidad, 2015).

Es por ello que Huiza Acosta, (2019) menciona que, la vulnerabilidad y la difícil recuperación de los suelos ha generado que distintas regiones resulten afectadas por la dispersión y acumulación de EPT. En la figura 3.1 se describen algunas zonas afectadas por elementos tóxicos liberados por las actividades mineras.

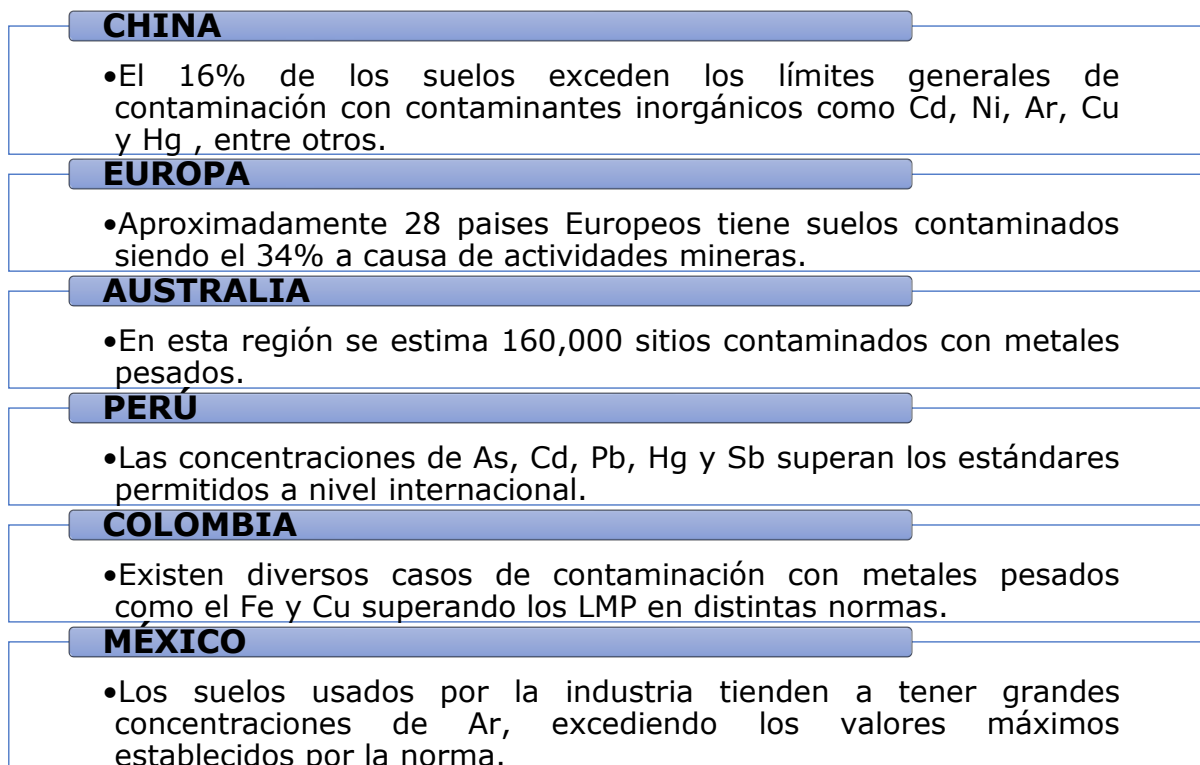


Figura 3.1. Contaminación del suelo por metales pesados en algunas regiones del mundo (Elaboración propia a partir de Huiza Acosta, 2019).

3.2. Efecto tóxico en el ecosistema

Carriquiriborde, (2021) menciona que los contaminantes, como los MP, tienden a incorporarse y acumularse en los seres vivos y en el ambiente desencadenando su acción tóxica.

El efecto nocivo del contaminante generalmente ocurre en tres fases de acción, las cuales son descritas a continuación y representadas en la figura 3.2 de acuerdo a su respectiva relación entre sí (McCarty, 1990):

- Fase de exposición: Intervienen los factores fisicoquímicos del contaminante, es decir, en que grado será incorporado por el organismo.
- Fase de partición: Se caracteriza por los factores que condicionan la absorción, distribución y metabolización, determinan la toxicocinética, y por tanto la bioacumulación del agente tóxico.
- Fase de potencia: Basado en la concentración del contaminante, su mecanismo de acción con el sitio blanco y sobre el organismo, determinarán su efecto tóxico.



Figura 3.2. Fases de acción tóxica del contaminante (Modificado de McCarty, 1990).

3.3. Biodisponibilidad

Villa, (2018) describe que la biodisponibilidad se refiere a la relación que existe entre la concentración del contaminante presente en el ambiente, en este caso el suelo, y la cantidad incorporada en el organismo. Dado que la dosis captada en un órgano o tejido es específica para cada receptor.

Por tanto, los metales que se encuentran como "ion libre" generalmente se incorporan en los organismos y por ende en sus tejidos (La Colla, 2016). De tal manera que, la biodisponibilidad en los metales pesados es clave fundamental para indicar del riesgo potencial que representan para el ambiente y la salud (Naidu et al., 2008).

De acuerdo con la investigación de Weng et al., (2004), las propiedades fisicoquímicas del suelo determinan la biodisponibilidad de los metales pesados, en específico la acidez (pH) siendo el factor más importante, ya que puede afectar la especiación química de los elementos.

3.4. Bioacumulación

La bioacumulación involucra la capacidad de los organismos en la absorción de los contaminantes en sus tejidos, respecto a los niveles existentes en el medio que habitan (Díaz et al., 2001).

Es decir, la exposición prolongada y continua a las especies químicas, como los EPT, generan un incremento de concentración del contaminante dentro del organismo, generalmente tienden a presentarse e incrementar por medio de la ingesta de alimentos contaminados con EPT (La Colla, 2016).

La concentración excesiva de los EPT provoca desestabilización en los ecosistemas generando efectos nocivos en los seres humanos, los animales, el suelo, el agua y las plantas. Entre los elementos más tóxicos se encuentran: As, Cd, Mn, Hg, Pb, Cr, Ni, Cu (Pandey & Madhuri, 2014).

3.5. Arsénico (As)

El As es un elemento natural localizado en la corteza terrestre conformado con O, Cl y S. En la química se halla clasificado como metaloide dadas sus propiedades como metal y no metal (Chou & Harper, 2007).

Su toxicidad depende del estado de valencia en el que se encuentre, este decrece de la siguiente manera: arsina (H_3As) > arsenito (As^{3+}) > arsénico elemental (As^0) (Rangel Motoya et al., 2015).

3.5.1. Efectos en la salud

La exposición al arsénico involucra diversas consecuencias en las vías respiratorias, sistema inmunológico, cardiovascular, digestivo, nervioso y renal (Medina Pizzali et al., 2018).

La principal enfermedad desarrollada por este elemento es el hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE), el cual se desarrolla progresivamente afectando diversos órganos y sistemas, ocasionando lesiones y tumores cutáneos, cáncer de vejiga, riñón e hígado (Bocanegra et al., 2002; Gaioli et al., 2009).

3.5.2. Efectos en el ambiente

Fácilmente ocurre la dispersión del As, generando contaminación en el aire, en cuerpos de agua y en grandes zonas del suelo (Rangel Motoya et al., 2015), afectando directamente los tejidos vegetales, provocando inhibición en el crecimiento y frecuentemente la muerte del vegetal (Castro Díaz, 2014).

3.6. Cadmio (Cd)

Se trata de un metal poco abundante en la corteza terrestre, característico por su color blanco azulado, la actividad industrial como la minería ha ocasionado su acumulación en el suelo (Del Olmo, 2017; Rodríguez-

Serrano et al., 2008). Debido a que, se trata de un subproducto del proceso de metales valiosos como el Zn y Cu (Mead, 2011).

3.6.1. Efectos en la salud

El Cu puede acumularse en el hígado y riñón, ya que su toxicidad crónica puede ocasionar daño renal, hipertensión, lesiones óseas y pulmonares (Cayetano, 2019). El límite permisible en ingestión, según la OMS por semana es de 7 μg / Kg por peso corporal, pues una dosis de 100 μg puede provocar problemas gastrointestinales, sin embargo, un excedente de 350 μg es considerado potencialmente mortal (García & Cruz, 2012).

3.6.2. Efectos en el ambiente

Las hojas de las plantas son gravemente afectadas ante la acumulación de Cd, en segundo lugar las raíces, las semillas y por último los frutos, causando un gran desequilibrio en los procesos biológicos de las especies vegetales, repercutiendo directamente en su nutrición y transporte de agua (Mead, 2011).

3.7. Cromo (Cr)

El metal Cr se caracteriza por su color blanco plateado, brillante, duro y quebradizo, comúnmente se localiza en rocas, animales, plantas y suelo. Este elemento tiene tres estados de oxidación, Cr^{+2} , Cr^{+3} y Cr^{+6} , siendo este último el más significativo por sus propiedades toxicológicas (Gaviola et al., 2019).

3.7.1. Efectos en la salud

El Cr^{+6} (cromo hexavalente) al inhalarse por un periodo prolongado y en elevadas concentraciones tiende a generar problemas respiratorios como asma, úlceras nasales o tos, además ante exposición dérmica puede generar hinchazón (ATSDR, 2012).

3.7.2. Efectos en el ambiente

Las plantas tienen la capacidad de absorber solo Cr^{+3} , no obstante, cuando este componente se encuentra en exceso usualmente impide el crecimiento. En el caso de los animales, el Cr provoca problemas respiratorios, infertilidad y hasta tumores (Lenntech, 2022).

3.8. Manganese (Mn)

El elemento químico Mn se oxida con facilidad ante la exposición con el aire (Ramos Clatempa, 2018), destacado por ser un mineral esencial para el cuerpo humano, por ello el departamento de Nutrición y Alimentación del Instituto de Medicina de la OMS, indica que la ingesta recomendada por día es de 23 mg / día para los hombres y de 1.8 mg / día para las mujeres (Prestifilippo & Rettori, 2010).

3.8.1. Efectos a la salud

La exposición crónica al Mn mediante inhalación del polvo o humo del contaminante por tiempo prolongado provoca el desarrollo de "manganismo", esta enfermedad altera al sistema nervioso central (tiene similitud con el Parkinson), manifestando espasmos musculares, dificultad para caminar y cambios en el comportamiento (QUIMIPUR, 2014).

3.8.2. Efectos en el medio ambiente

El Mn causa toxicidad y deficiencia en las plantas, por lo regular los valores bajos de pH del suelo lo incrementan, por ende la acumulación origina la aparición de puntos marrones en las hojas, sin embargo el decremento afecta directamente el desarrollo de la plántula (LENNTECH, 2021).

3.9. Mercurio (Hg)

Es un metal de transición caracterizado por su elevada toxicidad (principalmente el metilmercurio $[\text{CH}_3\text{Hg}]^+$) y su estado líquido a temperatura ambiente. Naturalmente su distribución se localiza en el cinabrio (HgS), corderoíta ($\text{Hg}_3\text{S}_2\text{Cl}_2$) y mercurio metálico (Hg°) (Zambrano et al., 2014). A causa de sus características químicas, el Hg es considerado como un contaminante de alta prioridad, pues su toxicidad varía de su fase orgánica o inorgánica (Pinzón & Gomez, 2018).

3.9.1. Efectos en la salud

Valderas et al., (2013) describe que existe tres formas químicas del Hg que afectan de distinta manera al cuerpo humano, manifestándose a través de diferentes síntomas clínicos presentados en la tabla 3.1.

Tabla 3.1. Daños a la salud provocados por el mercurio metálico, orgánico e inorgánico (Elaboración propia a partir de De Salazar, 1997; Torres et al., 2017).

Mercurio metálico	Mercurio inorgánico	Mercurio orgánico
Es utilizado para recuperación del Au u otros metales.	Se genera cuando existe la combinación con otros elementos como el Cl, S, u O, formando sales de mercurio.	Se da a partir de la combinación del mercurio con carbono, el más común y altamente tóxico es el metilmercurio.
Síntomas		
<ul style="list-style-type: none"> • Sistema nervioso: Temblores, insomnio, pérdida de memoria. • Nivel cutáneo: Dermatitis, "enfermedad rosada" generando lesiones rosadas en manos y pies. • Sistema respiratorio: Tos, dificultad para respirar, edema pulmonar y falla respiratoria. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema digestivo: Dolor abdominal, vomito, diarrea y necrosis en la mucosa intestinal. • Sistema renal: Etapa avanzada genera necrosis e insuficiencia renal que causa la muerte. • Sistema respiratorio: Inhalación de vapores de Hg afecta principalmente el riñón ocasionando nefritis (inflamación en los tejidos del riñón). 	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema nervioso: <ol style="list-style-type: none"> a) Exposición aguda: Visión borrosa, disminución en la audición, alteración del gusto y olfato, dificultad para hablar. b) Exposición crónica: Alteraciones en la presión, temperatura, en el equilibrio y en la coordinación.

3.9.2. Efectos en el ambiente

Los procesos naturales como la actividad volcánica, los depósitos minerales y algunas emisiones oceánicas causan la liberación de Hg (Covarrubias & Cabriaes, 2017). No obstante, el $[\text{CH}_3\text{Hg}]^+$ en la fauna silvestre provoca la reducción de fertilidad y crecimiento desacelerado, afectando su supervivencia, llegando incluso hasta la muerte (Weinberg & Persistentes, 2007).

3.10. Plomo (Pb)

El Pb es uno de los elementos más tóxicos, además de ser insoluble en agua, altamente maleable, dúctil y resistente a la corrosión con dos estados de oxidación Pb^{+2} y Pb^{+4} (Muñoz, 2009). Las actividades antropogénicas, como la industria minera y desechos industriales son la principal fuente de Pb en el ambiente (Santoyo, 2020).

3.10.1. Efectos a la salud

El efecto tóxico del Pb se relaciona con su capacidad bioacumulativa, siendo la población infantil la más susceptible incluso a niveles bajos, generando graves daños neurológicos e incluso irreversibles (O.P.S, 2018).

Infantas, (2005) describe los principales síntomas de toxicidad que afectan a los distintos sistemas del ser humano (véase tabla 3.2), no obstante, la intoxicación por Pb suele ser difícil de detectar, pues el cuadro clínico es poco perceptible y los síntomas muy variables.

Tabla 3.2. Daños a la salud por la exposición al plomo (Modificado de Infantas, 2005).

Sistema	Síntomas
Sistema nervioso central	Fatiga, malestar, irritabilidad, cefalea, alteración neuropsicológica
Sistema nervioso periférico	Debilidad motora
Gastrointestinal	Anorexia, náuseas, constipación, pérdida de peso, dolor abdominal
Sangre	Anemia
Renal	Insuficiencia renal crónica
Cardiovascular	Hipertensión

3.10.2. Efectos en el ambiente

El Pb es el mayor contaminante de los ecosistemas terrestres y acuáticos causando efectos adversos sobre el desarrollo de las plantas. Los daños van desde la reducción en el crecimiento radicular, hasta la clorosis e incluso muerte de la planta (Godbold & Kettner, 1991; Méndez et al., 2009).

CAPÍTULO 4 LA ECOTOXICOLOGÍA

4.1. Ecotoxicidad en la minería

La remediación de las zonas afectadas por el proceso minero es de gran importancia, por lo tanto, para enfrentar la problemática es importante el estudio y análisis de los componentes tóxicos que alteran directamente la composición natural del lugar (Alcalá, 2021).

La Ecotoxicología, resulta ser una de las mejores alternativas, pues es una disciplina de las ciencias ambientales enfocada en el estudio de los efectos nocivos que producen determinados agentes contaminantes (compuestos químicos o efluentes industriales) sobre los ecosistemas (Sánchez & Vera, 2001).

Chapman, (2002) describe que la ecotoxicología incorpora a la ecología y la toxicología (véase figura 4.1) en el entendimiento y predicción de los efectos producidos por las sustancias inorgánicas y químicas en las comunidades naturales por medio de condiciones de exposición realistas.

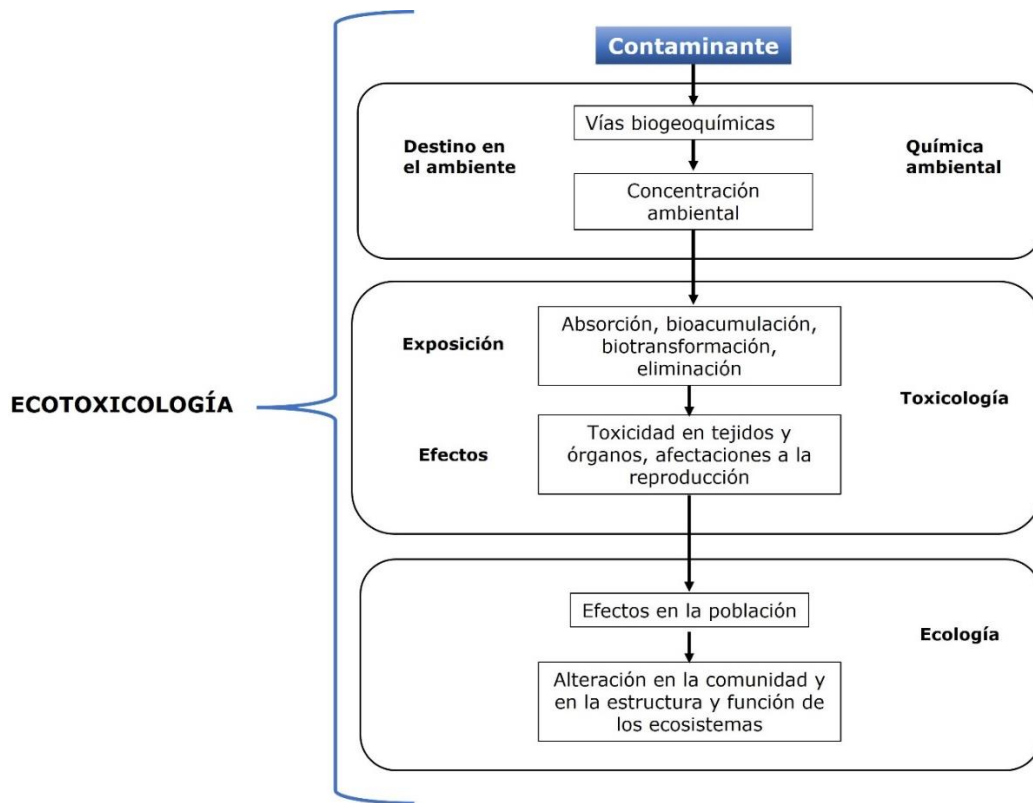


Figura 4.1. La ecotoxicología en la integración con la química, toxicología y ecología (Modificado de Fent, 1996).

Truhaut, (1975) define a la Ecotoxicología como la ciencia que estudia los efectos tóxicos de los contaminantes naturales o artificiales sobre los organismos (plantas o animales) que conforman la biosfera.

Mediante la evaluación, valoración y cuantificación de la concentración de los contaminantes dispersados sobre el ambiente, tales como los EPT, abarcando factores relevantes como la biotransformación y biodisponibilidad de estos. De tal manera que la Ecotoxicología actúa como el primer escalón en los procesos de remediación y restauración de sitios contaminados, al proporcionar información con la mayor precisión posible respecto al efecto tóxico que generan en el ecosistema (Hermoso et al., 2008; Hernández Sorí, 2014).

4.2. Importancia de los ensayos ecotoxicológicos

En resumen, la Ecotoxicología implica la identificación de los peligros químicos esparcidos por las actividades antropogénicas hacia el medio ambiente, determinando los efectos tóxicos en organismos, poblaciones o comunidades.

Por ende, los estudios ecotoxicológicos determinan el peligro potencial que representan los diferentes compuestos químicos estudiando la toxicidad, la persistencia en el medio y su potencial bioacumulación. La información obtenida es traducida en legislaciones con distintitos alcances como (Planes & Fuchs, 2015):

- Convenios internacionales: prohibición de uso de ciertos compuestos químicos a nivel mundial.
- Regulaciones para las descargas de efluentes.
- Autorizaciones para la aplicación deliberada de compuestos químicos (ej. Plaguicidas).
- Evaluación y remediación de sitios contaminados.
- Clasificación de productos químicos.

4.3. Bioensayos en la Ecotoxicología

En el área de la Ecotoxicología es imprescindible la obtención de información de las sustancias tóxicas que representen riesgo para el ambiente y el ser humano (Pentreath et al., 2015), por tanto se basa en el desarrollo de experimentos de laboratorio comúnmente conocidos como bioensayos o ensayos ecotoxicológicos (Araújo et al., 2014).

Estos son pruebas experimentales, que se ejercen sobre un organismo o grupo de organismos modelo, expuestos ante un contaminante o muestras ambientales contaminadas en condiciones controladas a distintas concentraciones (Cervantes et al., 2019; Rodriguez Catanese, 2014).

Velasco Ambuila, (2021) describe que, los efectos que se evalúan en los ensayos ecotoxicológicos son:

- Inhibición de germinación
- Muerte y crecimiento
- Éxito reproductivo
- Cambios morfológicos y fisiológicos

Los organismos utilizados en los bioensayos se les denomina "bioindicadores", los cuales tienen la capacidad de responder a estímulos mediante alteraciones fisiológicas o acumulación de toxinas (García et al., 2017) con el propósito de medir los efectos nocivos producidos por el contaminante y recabar información de los potenciales riesgos que pudieran repercutir sobre otros organismos, ecosistemas e incluso en el hombre (Anze et al., 2007).

4.4. Tipos de bioensayos

Rodríguez, (2003) menciona que existen tres diferentes tipos de ensayos ecotoxicológicos, que varían dependiendo del tipo de espécimen a emplear, esta clasificación se muestra en la figura 4.2.

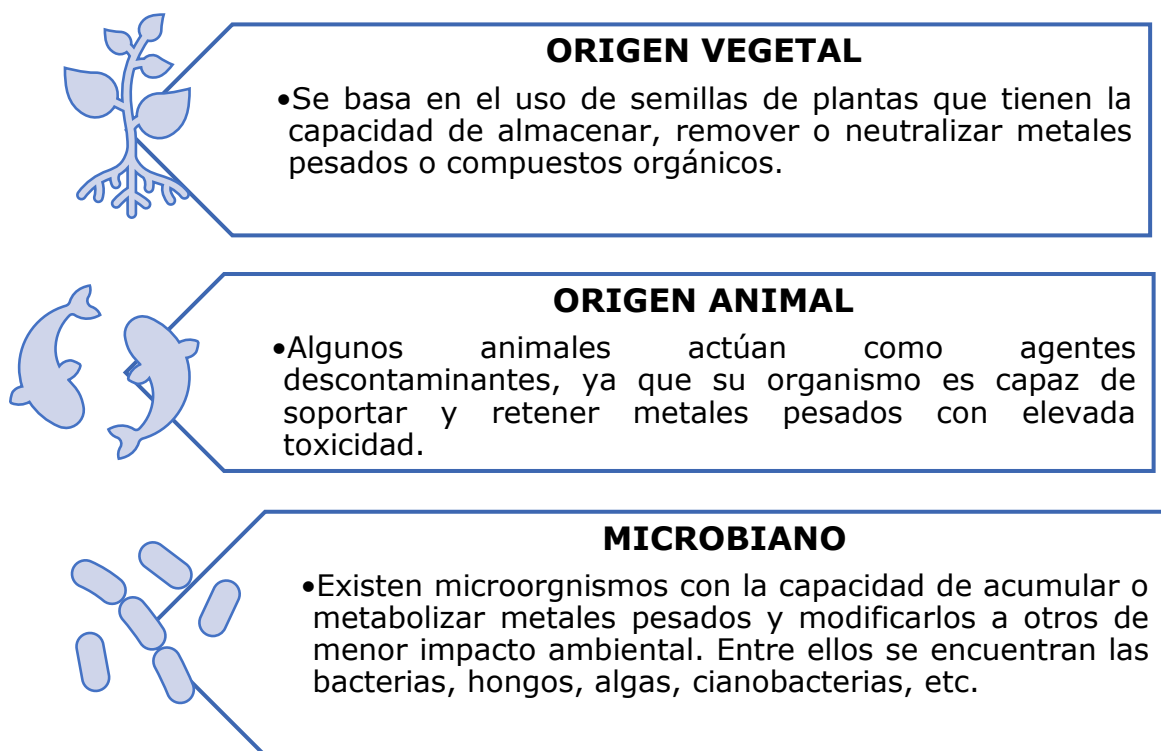


Figura 4.2. Tipos de bioensayos ecotoxicológicos (Elaboración propia a partir de Rodríguez, 2003).

4.4.1. Organismos bioindicadores

Los organismos utilizados en los ensayos ecotoxicológicos se les denomina indicadores biológicos o bioindicadores, de acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental (Environmental Protection Agency, EPA por sus siglas en inglés), los especímenes empleados en los bioensayos de ecotoxicidad deben de poseer la capacidad de responder con alteraciones fisiológicas, de conducta o metabólicas (Anze et al., 2007; De Andréa, 2008; García et al., 2017).

Teniendo en cuenta lo antes mencionado, Ospina Alvarez & Peña, (2004) plantea que los bioindicadores poseen la capacidad de identificar alteraciones ambientales generados por componentes orgánicos e inorgánicos, natural o por influencia humana. Por ende, en la figura 4.3

se muestran algunos de los organismos bioindicadores más utilizados a nivel nacional e internacional.

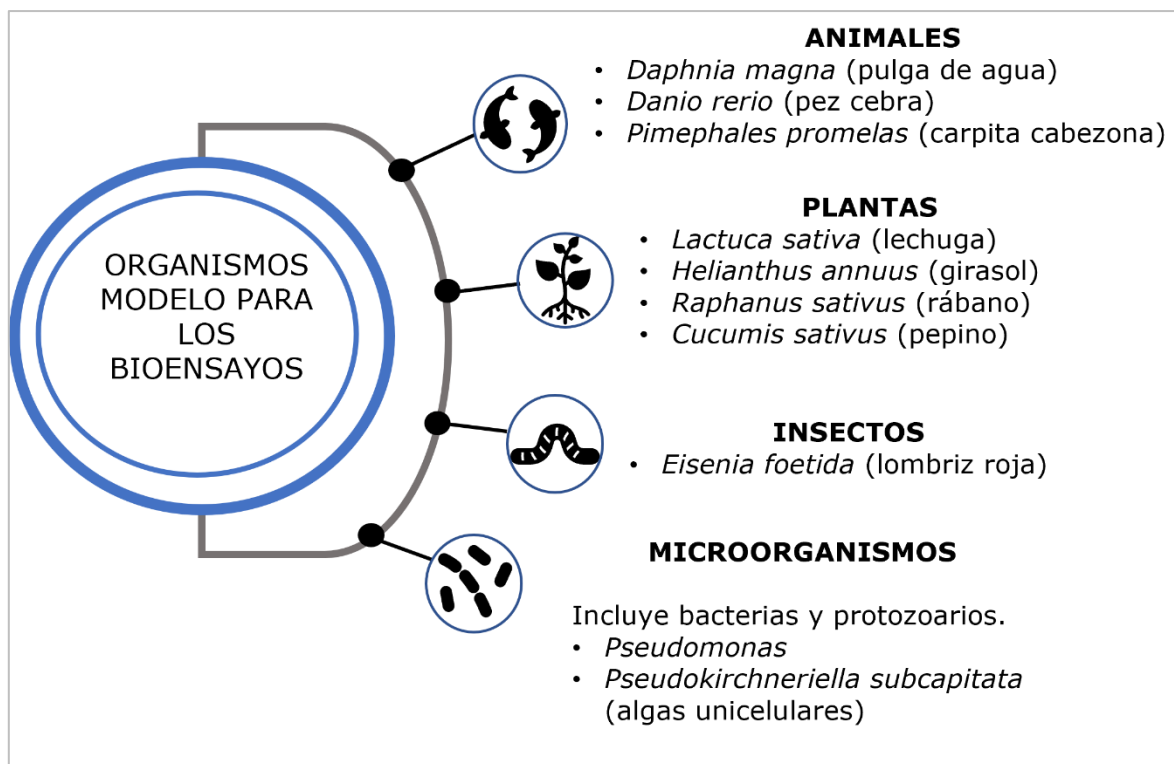


Figura 4.3. Organismos modelo utilizados en bioensayos ecotoxicológicos (Elaboración propia a partir de Cervantes et al., 2019; Rodríguez, 2003; Sánchez-Bain et al., 2004).

4.4.2. Características de los bioindicadores

De acuerdo con Zuarth et al., (2014), para que un determinado taxón pueda ser empleado como bioindicador en los ensayos ecotoxicidad debe cumplir con determinados criterios, destacados en la tabla 4.1.

Tabla 4.1. Criterios y características para la selección del taxón como bioindicador (Elaboración propia a partir de Romero & Cantú, 2008; Zuarth et al., 2014).

Criterio	Características
Factibilidad	<ul style="list-style-type: none">▪ Bajo costo sin equipos caros o complejos para el monitoreo▪ Materiales y reactivos disponibles en la localidad▪ Procedimiento de prueba simple▪ Fácil evaluación en la respuesta a medir
De los organismos	<ul style="list-style-type: none">▪ Accesible obtención▪ Fácil mantenimiento▪ Abundancia de la especie, sin comprometer la estabilidad de la población▪ Respuesta importante hacia los compuestos tóxicos▪ Sensibilidad a una amplia variedad de compuestos químicos▪ Capaz de advertir del peligro ecológico para diferentes especies y ecosistema▪ Información sobre su biología
De la prueba	<ul style="list-style-type: none">▪ Concentraciones químicas reales (presenten en el medio ambiente)▪ Exactitud y precisión analítica▪ Aplicación universal (usos, ventajas y limitaciones)▪ Significado ecológico de los resultados▪ Indicar la causa y no solo la existencia del cambio (ej. Alteraciones de fecundidad y sobrevivencia)

4.4.3. Indicadores de toxicidad

Uno de los factores más significativos de los organismos bioindicadores es la respuesta o el efecto tóxico que presentan durante y después de la prueba. Pues bien, la toxicidad se entiende como: la capacidad que tiene una determinada sustancia para ocasionar daño sistémico en los organismos, generalmente se clasifica por su efecto tóxico como agudo, crónico y subcrónico (Díaz et al., 2012). Por lo tanto, en la figura 4.4, se mencionan las diferencias de cada uno con base al efecto y tiempo de exposición.

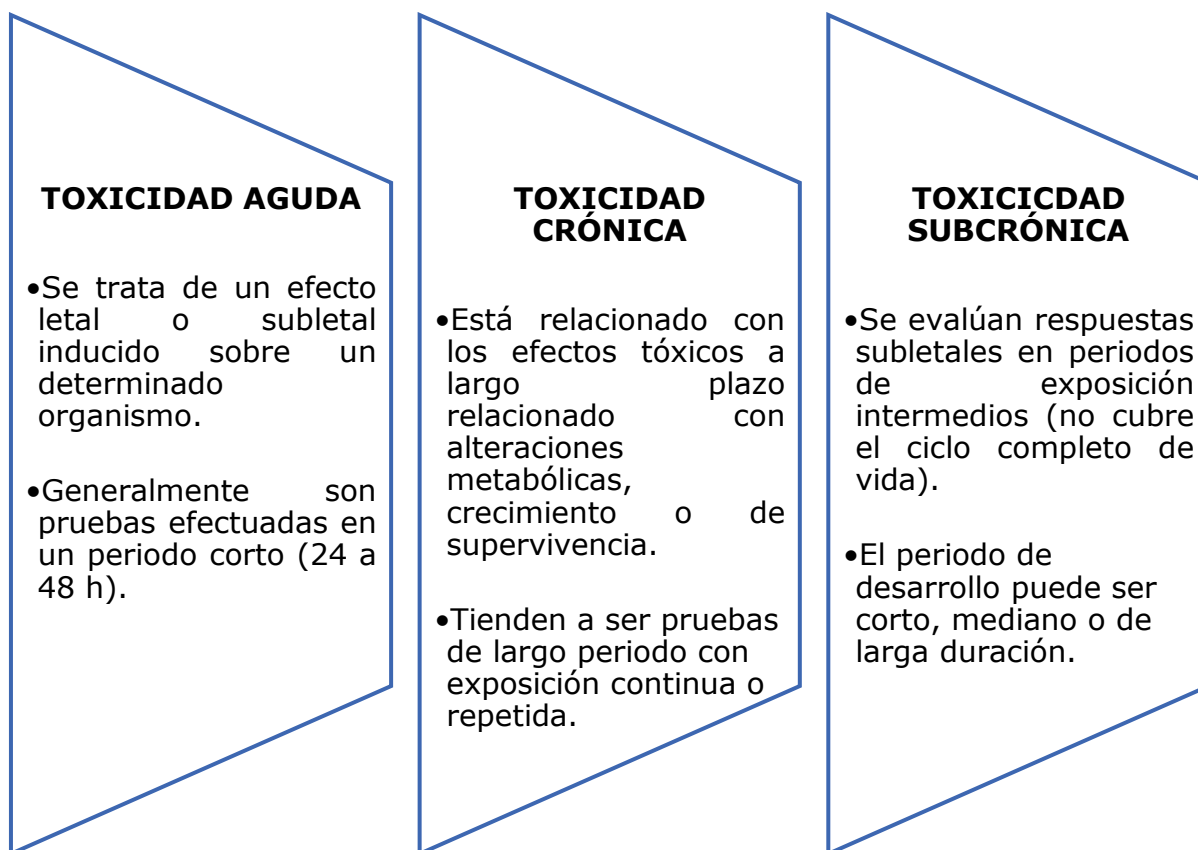


Figura 4.4. Categoría de los efectos tóxicos en los bioindicadores (Elaboración propia a partir de Carbonero Rosales & Meza Martínez, 2019; Díaz et al., 2012; Sánchez-Bain et al., 2004).

4.5. Bioensayo con semillas

4.5.1. Principio de la prueba

Los bioensayos desarrollados con semillas (de vegetales o plantas) son pruebas estáticas, que evalúan los efectos fitotóxicos de compuestos puros o mezclas complejas mediante el proceso de germinación de las semillas y el desarrollo de la plántula en sus primeros días de crecimiento (Ratto et al., 2010).

Pentreath et al., (2015) menciona que los principales parámetros evaluados en estos bioensayos son:

- El número de semillas germinadas
- El índice de germinación (IG)
- Elongación radicular (ER)
- El crecimiento de la raíz

Debido al bajo costo y corta duración es considerado como un método eficaz en la evaluación ecotoxicológica de muestras ambientales, lixiviados o en la toxicidad de sustancias químicas depositadas en suelos contaminados (Ratto et al., 2010).

4.5.2. Descripción del desarrollo experimental

El proceso experimental descrito a continuación, corresponde al bioensayo de ecotoxicidad con semillas de acuerdo con Carrillo-Ravelo et al., (2015) & Sánchez-Bain et al., (2004):

- 1) Sobre cada caja de Petri (100 x 15 mm) se coloca papel filtro (Whatman No 1).
- 2) Marcar cada caja con la dilución correspondiente, al igual que la fecha y hora de inicio y término de la prueba.

- 3) Posteriormente sobre cada disco de papel filtro se adiciona 5 mL de la dilución correspondiente o agua destilada (testigo), evitando la formación de burbujas.
- 4) Después, dependiendo del tamaño de las semillas es posible colocar de 10 a 20 en cada caja de Petri.
- 5) Cada caja es envuelta con toallas de papel húmedo en bolsas de plástico, evitando pérdida de agua, para luego ser colocados en una cámara de germinación.
- 6) El proceso se desarrolla por triplicado por 120 h de exposición en condiciones de oscuridad a 20 ± 2 °C.
- 7) Previo al retiro de las semillas de la caja Petri es indispensable la observación detallada del estado general detectando crecimientos anormales, necrosis (presencia de tejido muerto) en ciertas áreas o evidencia de manchas (pardas, blanca o marrón).
- 8) Registro de los efectos fitotóxicos (o tóxicos), así como la inhibición de germinación.

La figura 4.5 se muestra el proceso experimental con semillas de organismos vegetales, para el estudio ecotoxicológico desarrollado en residuos mineros.

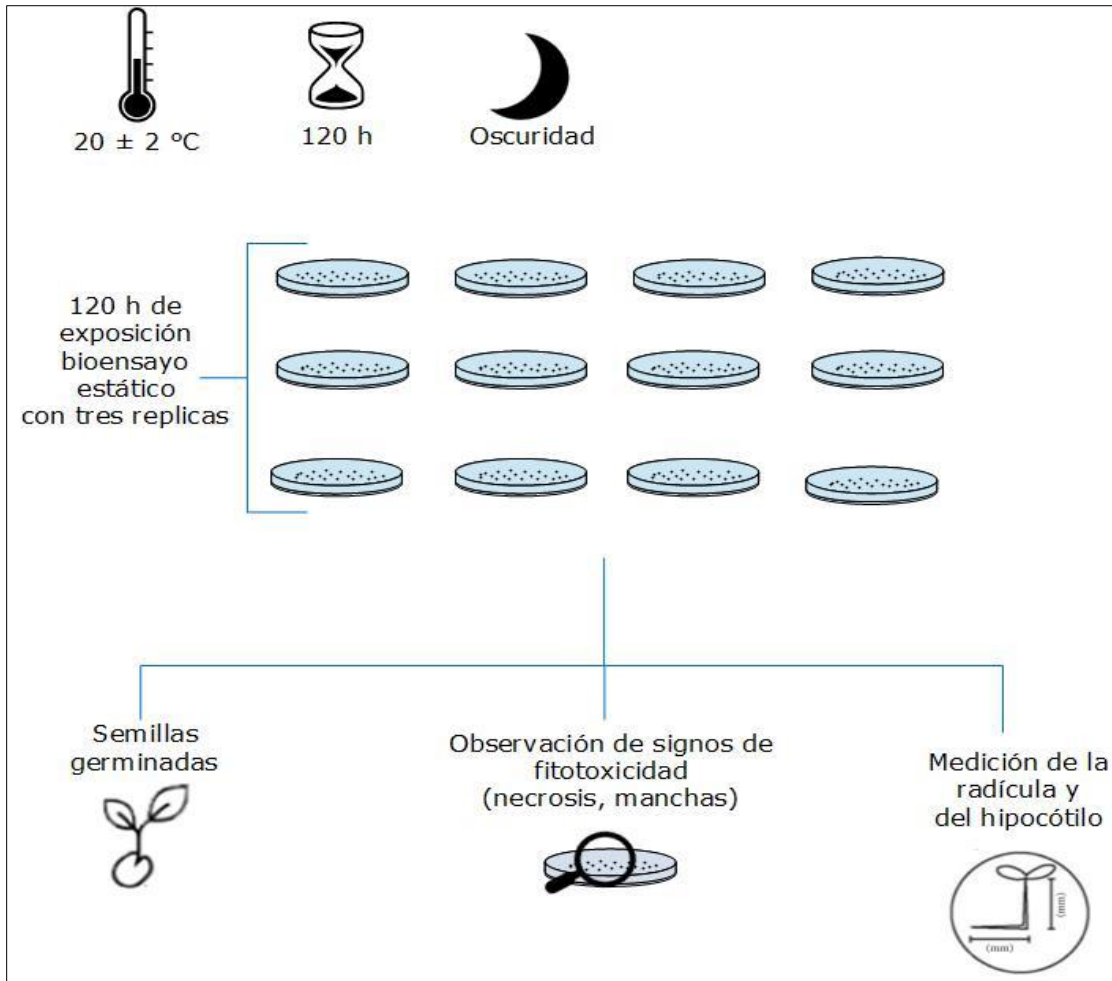


Figura 4.5. Proceso de ensayo de ecotoxicológica con semillas (Elaboración propia a partir de Romero & Cantú, 2008)

4.5.3. Organismo bioindicador: *Lactuca sativa*

La planta *Lactuca sativa* conocida comúnmente como Lechuga pertenece a la familia Asteraceae, en la tabla 4.2 se describe su taxonomía. Siendo una de las hortalizas más importantes y comunes por su elevado consumo a nivel mundial, su producción generalmente se presenta en zonas templadas y subtropicales (Franco Cuenca et al., 2018; Saavedra et al., 2017).

Tabla 4.2. Taxonomía de *Lactuca sativa* (Elaborado a partir de; Madueño, 2017).

Reino	<i>Plantae</i>
Subreino	<i>Embryobionta</i>
División	<i>Magnoliophyta</i>
Clase	<i>Magnoliopsida</i>
Subclase	<i>Asteridae</i>
Orden	<i>Asterales</i>
Familia	<i>Asteraceae</i>
Género	<i>Lactuca</i>
Especie	<i>Lactuca sativa</i>

4.5.3.1. Desarrollo

La germinación de la semilla ocurre en un rango de temperatura de 18 a 21 °C, las fases de crecimiento se observan en la figura 4.6, las cuales son (Saavedra et al., 2017):

- 1) Inicio en la hidratación de las membranas celulares con agua.
- 2) El crecimiento de la raíz hasta romper la cubierta (testa) de la semilla e inicia la elongación del tejido.
- 3) Finalmente en el proceso la planta emerge y se convierte en autótrofa, las raíces están completamente habilitadas para absorber agua y nutrientes.

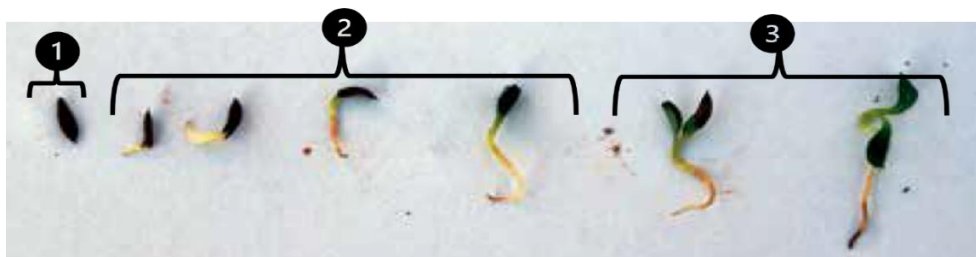


Figura 4.6. Etapas del proceso de germinación de una semilla de lechuga (Modificado de Saavedra et al., 2017).

4.6 Bioensayo con lombrices

4.6.1. Principio de la prueba

Las lombrices son ejemplares esenciales para el suelo, ya que forman parte de un grupo fundamental de la fauna en diversos ecosistemas, por tanto las especies *Eisenia foetida* y *Eisenia andrei* son considerados como bioindicadores en la calidad de los suelos (Cuevas Díaz et al., 2012).

De acuerdo con Laines-Canepa et al., (2015) & McGuirk et al., (2020) los principales parámetros evaluados en los bioensayos con lombrices son:

- El crecimiento de la especie en las muestras contaminadas
- El éxito reproductivo
- Evitación de la especie ante los compuestos tóxicos
- Éxito de eclosión de los capullos

El tiempo del bioensayo ocurre de 48 a 72 h, generalmente en la oscuridad a temperatura de 20 ± 2 °C. Una de las principales ventajas de este proceso, destaca su posibilidad de desarrollarse directamente en muestras de suelo (Romero & Cantú, 2008).

4.6.2. Descripción del proceso experimental

Con base en las investigaciones desarrolladas por Elias Estremadoyro & Iannacone, (2022) & Zapata et al., (2016), describen de manera general el proceso del bioensayo de ecotoxicidad empleando lombrices para el análisis de elementos tóxicos como los EPT, en la figura 4.7 se representa dicho proceso.

- 1) Las lombrices seleccionadas son previamente criadas por 2 meses en condiciones específicas.

- 2) Los organismos clitelados son seleccionados y pesados antes del bioensayo de toxicidad.
- 3) Se efectúan 6 tratamientos en distinta proporción de suelo contaminado y suelo fértil (aledaño a la zona afectada).
- 4) Los tratamientos del suelo son preparados a distintas concentraciones: 100 %, 70 %, 50 %, 30 %, 10% y 0 % suelo contaminado/ suelo fértil.
- 5) Los especímenes son expuestos por un período agudo (7 días) o crónico (15 a 21 días) con 12 organismos en cada muestra a 20 ± 2 °C en un período de 16 h de luz/ 8 h de oscuridad.
- 6) Al término de la experimentación se determina la mortalidad (DL₅₀), el éxito de reproducción y peso final y el CL₅₀.

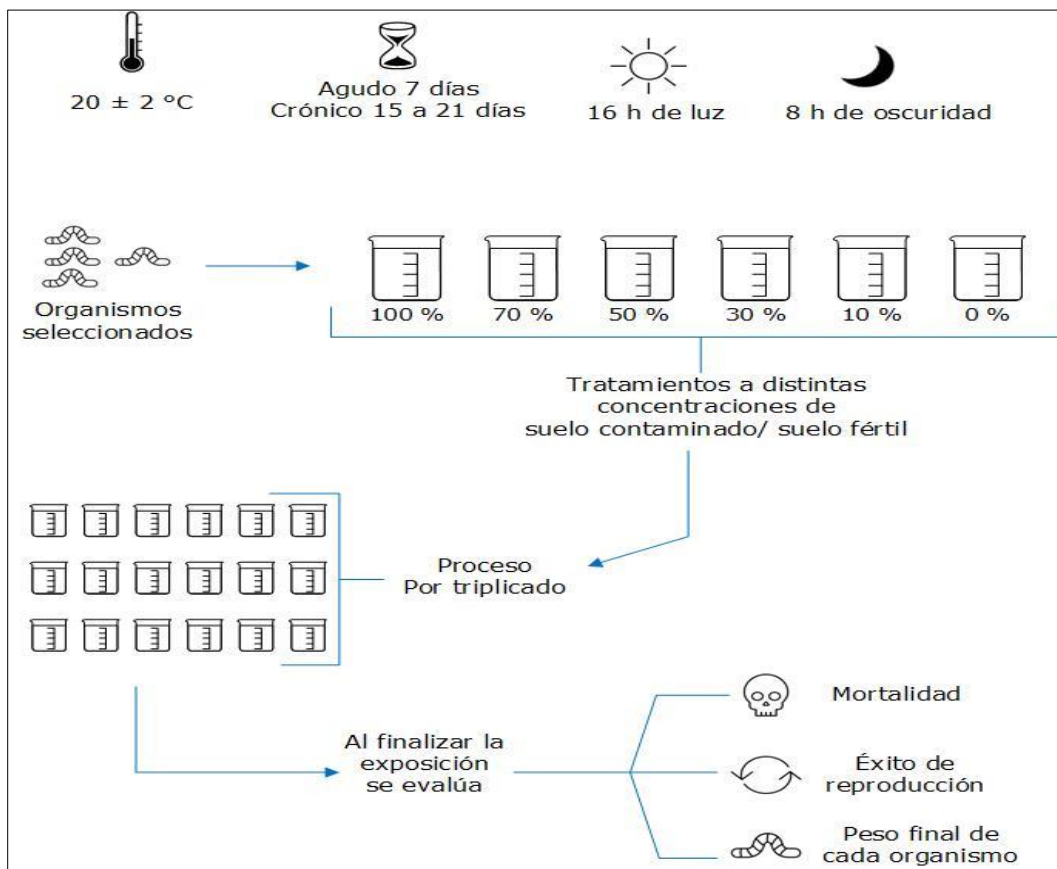


Figura 4.7. Desarrollo de ensayo de ecotoxicidad con lombrices de tierra (Elaboración propia a partir de Romero & Cantú, 2008).

4.6.3. Organismo bioindicador: *Eisenia foetida* y *Eisenia andrei*

El papel que desempeña la lombriz de tierra es fundamental en la mejora estructural del suelo, al favorecer la descomposición de la materia orgánica (Zapata et al., 2016). Las lombrices de las especies *Eisenia foetida* y *Eisenia andrei* son utilizadas en los estudios de ecotoxicología, fisiología y genética debido a los ciclos cortos de vida, gran tolerancia a diversas temperaturas, a la humedad y su manejo sencillo (Domínguez & Pérez, 2010). En la tabla 4.3 se muestra la taxonomía de las especies antes mencionadas.

Tabla 4.3. Taxonomía de la lombriz de tierra (Obtenido de Pérez Hernández, 2019).

Reino	<i>Animalia</i>
Filo	<i>Annelida</i>
Clase	<i>Clitellata</i>
Subclase	<i>Oligochaeta</i>
Orden	<i>Haplotaxida</i>
Familia	<i>Lumbricidae</i>
Género	<i>Eisenia</i>
Especie	<i>Foetida</i>
	<i>Andrei</i>

4.6.3.1 Desarrollo

Las lombrices son anélidos hermafroditas, ya que poseen órganos femeninos y masculinos, aunque no pueden auto fecundarse, pues el órgano masculino madura antes que el femenino (Romy, 2016).

El ciclo de vida de la lombriz (representado en la figura 4.8) tiene un período aproximado de 45 a 51 días, iniciando a partir de los cocones producidos por las lombrices, que después de 25 a 30 días de incubación eclosionan liberando de 3 a 10 lombrices juveniles en cada uno. Al término de la actividad sexual de 40 a 60 días se convierten en adultos y el ciclo se repite (Escaray, 2019).



Figura 4.8. Ciclo de desarrollo de la lombriz de tierra (Escaray, 2019).

4.7. Bioensayo con *Daphnia magna*

4.7.1. Principio de la prueba

Los especie *D. magna* es ampliamente utilizado en los bioensayos de toxicidad, dada su adaptabilidad a las condiciones de laboratorio, ciclo de vida corto y su elevada sensibilidad a los compuestos químicos (Sánchez Martínez, 2005).

Sánchez-Bain et al., (2004) & Silva et al., (2003) mencionan que las condiciones experimentales consideradas en las pruebas de ecotoxicidad con *D. magna* son:

- Desarrollados en neonatos menores a 24 h de edad
- Exposición de 24 a 48 h al compuesto tóxico
- Distintas diluciones del contaminante
- Registro de organismos muertos

4.7.2. Descripción del desarrollo experimental

De manera general la evaluación de ecotoxicidad desarrollada con *D. magna* como bioindicador ocurre de acuerdo con los siguientes pasos (Mansour & Gad, 2010; Martínez et al., 2010; Núñez & Hurtado, 2005; Sánchez Argüello, 2002):

- 1) Obtención de neonatos de <24 h por medio de la colonia de laboratorio de *D. magna*.
- 2) Preparación de 100 mL de la muestra control y de cada contaminante a distintas concentraciones (ej. 100, 70, 50, 25, y 10 %) y con 3 réplicas.
- 3) Los organismos son sometidos a una temperatura de 20 ± 2 °C por 48 h en un fotoperiodo de 12 h luz/ 12 h oscuridad a pH 7 ± 0.5 .
- 4) Al término de la experimentación se evalúa el efecto de sensibilidad y mortalidad, además se determina el EC₅₀ y CL₅₀.

El diseño experimental puede variar dependiendo del tipo de estudio a efectuar, en la figura 4.9 se esquematiza de manera general el bioensayo con la especie *Daphnia magna*.

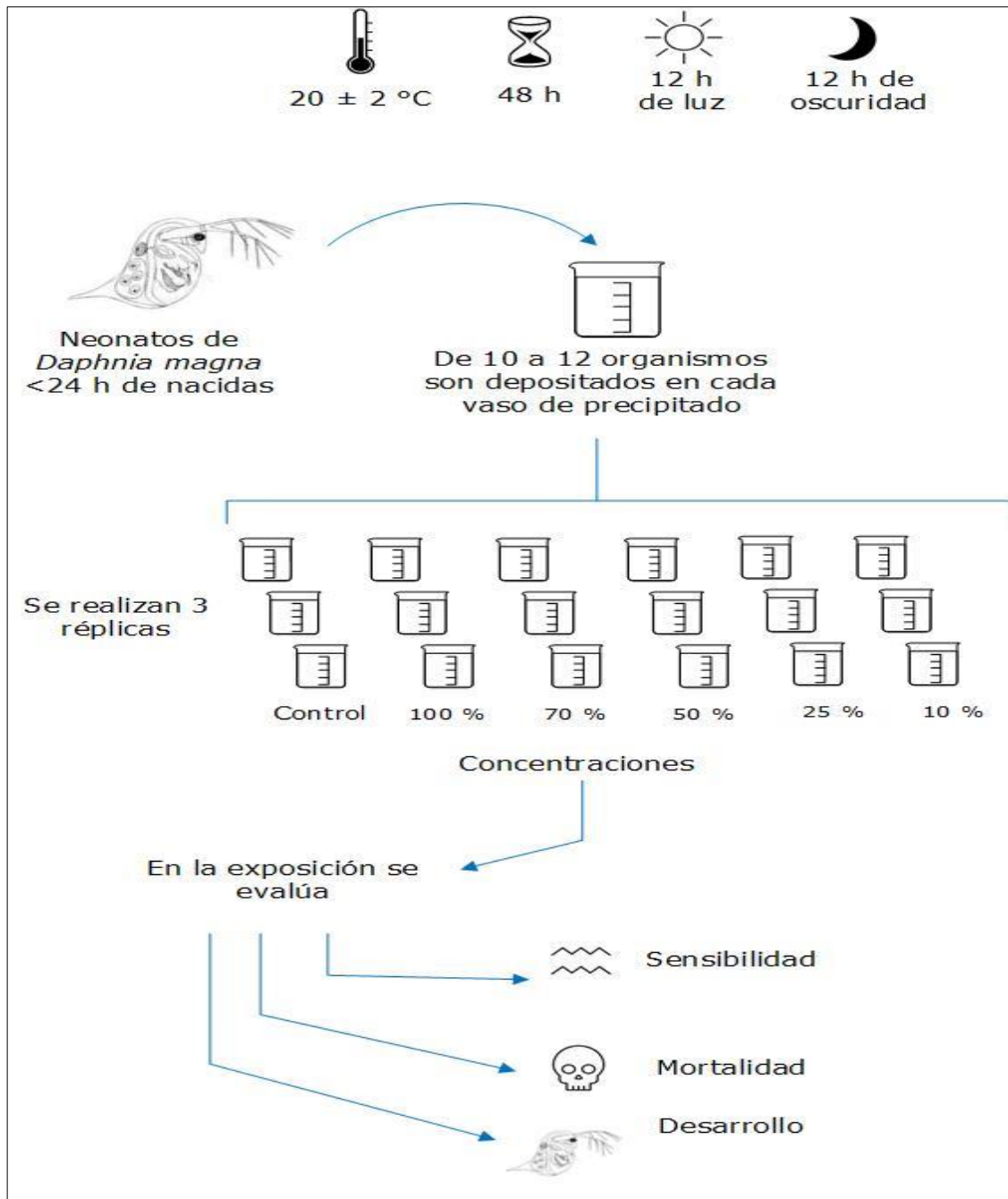


Figura 4.9. Desarrollo de ensayo de ecotoxicidad con *Daphnia magna* (Elaboración propia a partir de Sánchez-Bain et al., 2004).

4.7.3. Organismo bioindicador: *Daphnia magna*

La *D. magna* es una especie de crustáceo pequeño comúnmente conocido como pulga de agua, es empleado como agente bioindicador de toxicidad en bioensayos, representa a la Clase *Branchiopoda* (taxonomía completa en la tabla 4.4). Esta especie se caracteriza por su fácil acceso, elevada sensibilidad y facilidad para adquirirlo (Chagua & Morales, 2014).

Tabla 4.4 Taxonomía de la especie *Daphnia magna* (ITIS, 2021).

Reino	<i>Animalia</i>
Filo	<i>Arthropoda</i>
Subfilo	<i>Crustacea</i>
Clase	<i>Branchiopoda</i>
Orden	<i>Cladocera</i>
Familia	<i>Daphniidae</i>
Género	<i>Daphnia</i>
Especie	<i>D. magna</i>

4.7.3.1. Desarrollo

Zaldívar Ortiz, (2018) describe que el crecimiento de la especie *D. magna* inicia en el ciclo asexual con la producción de huevos, los embriones suelen nacer después de un día, al tercero completan su desarrollo iniciando con la inflexión central en su abdomen conocidos en este punto como neonatos. En el día 10 a 14 da comienzo su etapa juvenil produciendo huevos cada 3 o 4 días hasta su muerte, pues su esperanza de vida es de 30 días aproximadamente. En la figura 4.10 se observa el espécimen antes descrito.



Figura 4.10. Especie *Daphnia magna*, hembra con huevecillos (Naturalista, 2018).

4.8 Bioensayo con *Selenastrum capricornutum*

4.8.1. Principio de la prueba

Es uno de los bioensayos con infraestructura más básica, sencillo y de menor costo, ideal para estimar el potencial tóxico de distintas muestras líquidas, tales como lixiviados, sedimentos o cualquier compuesto soluble en agua (Apfata Mendoza, 2019).

Los efectos evaluados durante los bioensayos de ecotoxicidad con microalgas de acuerdo con Colorado et al., (2019) son:

- Inhibición
- Muerte y crecimiento
- Proliferación
- Cambios morfológicos
- Cambios fisiológicos
- Adaptación al medio

4.8.2. Descripción del desarrollo experimental

Los bioensayos desarrollados con microalgas suelen ser incubados por un periodo de 48 a 72 h, para determinar la inhibición de densidad y de crecimiento con respecto al cultivo testigo (Gallardo & Flores, 2001).

A continuación, se describe de manera general los pasos del proceso experimental que involucran los bioensayos con microalgas. Además en la figura 4.11 se muestra el proceso del bioensayo (Bohórquez Echeverry & Campos-Pinilla, 2007; Sánchez-Bain et al., 2004; Spósito & Espinola, 2016):

- 1) Cultivo del alga *Selenastrum capricornutum* de 5 a 7 días, para lograr el crecimiento exponencial.
- 2) Se procede con el conteo del número de células mediante microscopía óptica con cámara Neubauer.
- 3) A partir del cultivo algal inoculado se preparan las distintas concentraciones de la solución problema, por ejemplo 10 mL del cultivo algal de concentración conocida + 10 mL del medio nutritivo + 200 mL de la muestra.
- 4) En un período de 72 h a temperatura de 24 ± 2 °C y expuestas con luz permanente a 3000 lux por triplicado con las distintas concentraciones del contaminante.
- 5) Todas las muestras deben permanecer en agitación constante a 40 rpm, incluyendo el control negativo (ej. 10 mL del cultivo algal + 10 mL del medio nutritivo).
- 6) Después del periodo de incubación se evalúa el % de inhibición de cada concentración.

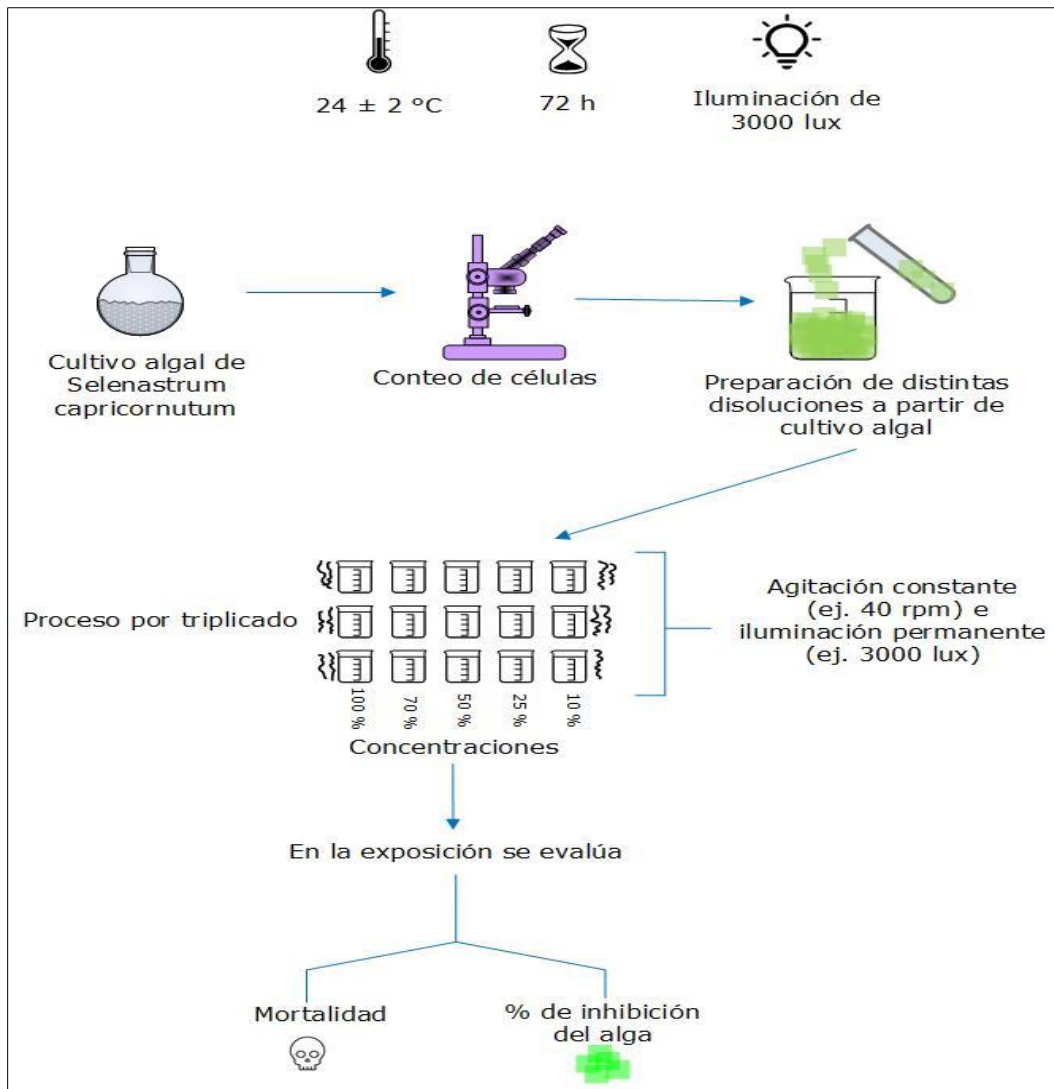


Figura 4.11. Desarrollo de ensayo de ecotoxicidad con *Selenastrum capricornutum* (Elaboración propia partir de Romero & Cantú, 2008).

4.8.3. Organismo bioindicador: *Selenastrum capricornutum*

La especie *S. capricornutum* es un alga verde unicelular caracterizada por su forma de medialuna y su facilidad de cultivo en agua dulce. También es conocida como *Pseudokirchneriella subcapitata* perteneciente a la clase *Chlorophyceae*, en la tabla 4.5 se encuentra el registro completo de su taxonomía (Baca Ibañez, 2019).

Tabla 4.5. Taxonomía del alga *Selenastrum capricornutum* (ITIS, 2023).

Reino	<i>Plantae</i>
Subdominio	<i>Viridiplantae</i>
División	<i>Chlorophyta</i>
Subdivisión	<i>Chlorophytina</i>
Clase	<i>Chlorophyceae</i>
Orden	<i>Sphaeropleales</i>
Familia	<i>Selenastraceae</i>
Género	<i>Selenastrum</i>

4.8.3.1 Características

Las microalgas de la especie *S. capricornutum* son una importante herramienta en la valoración de la contaminación de sedimentos y agua, debido a su capacidad para detectar efectos adversos en mezclas complejas (Echeverry & Pinilla, 2007). Los contaminantes tóxicos pueden alterar su reproducción y por ende la tasa de crecimiento de su población (Bernal Toris, 2015). En la figura 4.12 se visualiza la especie *S. capricornutum*.



Figura 4.12. Microalga de la especie *Selenastrum capricornutum* (Bernal Toris, 2015).

4.9. Bioensayo con *Danio rerio*

4.9.1. Principio de la prueba

Cervantes et al., (2020) menciona que los embriones del pez cebra (*Danio rerio*), en la actualidad se han convertido en un organismo de gran relevancia para las evaluaciones ecotoxicológicas y en la identificación de compuestos tóxicos. La transparencia de los embriones y el corto ciclo de desarrollo permite identificar los efectos nocivos producidos por el contaminante, a través de:

- Movimiento espontáneo de los ojos
- Frecuencia cardíaca
- Eclosión
- Longitud y deformación de su cola.

4.9.2. Desarrollo experimental

De acuerdo con García Luna, (2018) & Peña Hernández, (2008) el proceso experimental que se desarrolla con los embriones del pez cebra ante lixiviados de mina, se muestra en la figura 4.13, así mismo se explica el desarrollo general a continuación:

- 1) Los peces adquiridos comercialmente son aislados por dos semanas y se eliminan aquellos sin buen estado de salud.
- 2) La selección consta de machos y hembras aproximadamente de 4 a 5 cm de longitud en etapa reproductiva.
- 3) Posteriormente son seleccionados los embriones de interés.
- 4) En distintas cajas Petri son colocados aproximadamente 12 embriones a diferentes concentraciones (ej. 100, 70, 50, 25 y 10 %) del contaminante desarrollando 3 réplicas.

- 5) Los embriones son expuestos de 72 a 96 h a una temperatura de 20 ± 2 °C.
- 6) Posteriormente los efectos son observados detalladamente con microscopio, los parámetros evaluados comúnmente son: cambios morfológicos, mortalidad y tiempo de eclosión.

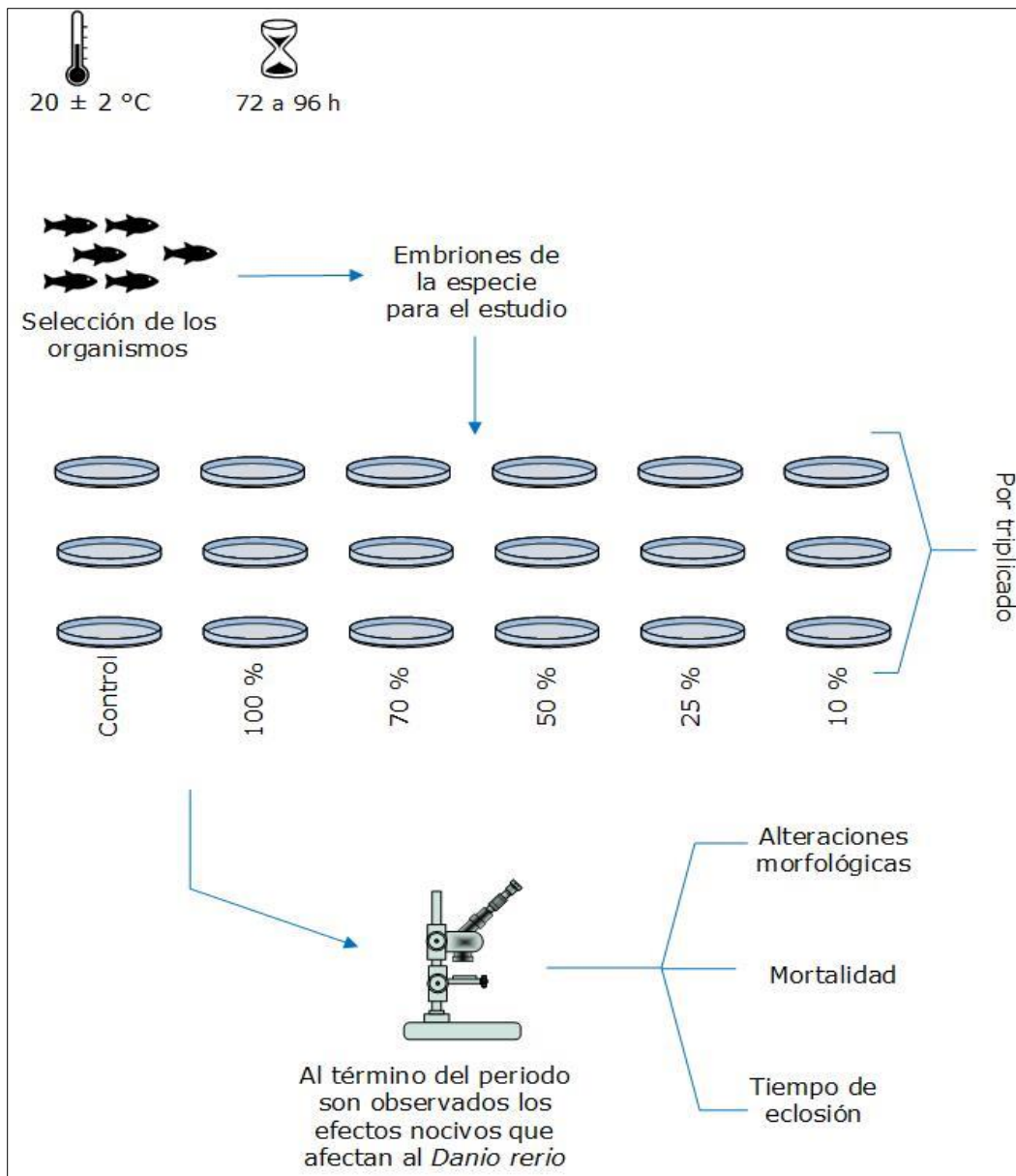


Figura 4.13. Desarrollo de bioensayo de ecotoxicidad con *Danio rerio* (Elaboración propia a partir de García Luna, 2018; Peña Hernández, 2008).

4.9.3. Organismo bioindicador: *Danio rerio*

El espécimen *D. rerio* conocido comunmente como pez cebra posee grandes ventajas como organismo bioindicador en los bioensayos, debido a su tamaño pequeño, desarrollo embrionario fuera del útero, al igual que ciclo reproductivo corto y embriones transparentes permitiendo evaluar sus cambios fisiológicos (Magyary, 2018). En la tabla 4.6 se menciona la taxonomía completa de la especie.

Tabla 4.6 Taxonomía del pez *Danio rerio* (García Luna, 2018).

Phyllum	<i>Chordata</i>
Clase	<i>Actinopterygii</i>
Subclase	<i>Neopterygii</i>
Orden	<i>Cypriniformes</i>
Familia	<i>Cyprinidae</i>
Género	<i>Danio</i>
Especies	<i>Danio dangila</i> <i>Danio kerri</i> <i>Danio rerio</i> <i>Danio roseus</i>

4.9.3.1. Desarrollo

Las etapas de desarrollo del *D. rerio* se muestran en la figura 4.14, iniciando como el embrión en la post-fertilización (hpf) de 0 a 72 h, seguidamente como larva en un período de 72 h a 13 días post-fertilización (dpf), alcanzando la etapa juvenil de 30 días hasta 4 meses, siendo sexualmente maduros, todo esto en 90 días (Rodríguez, 2016).

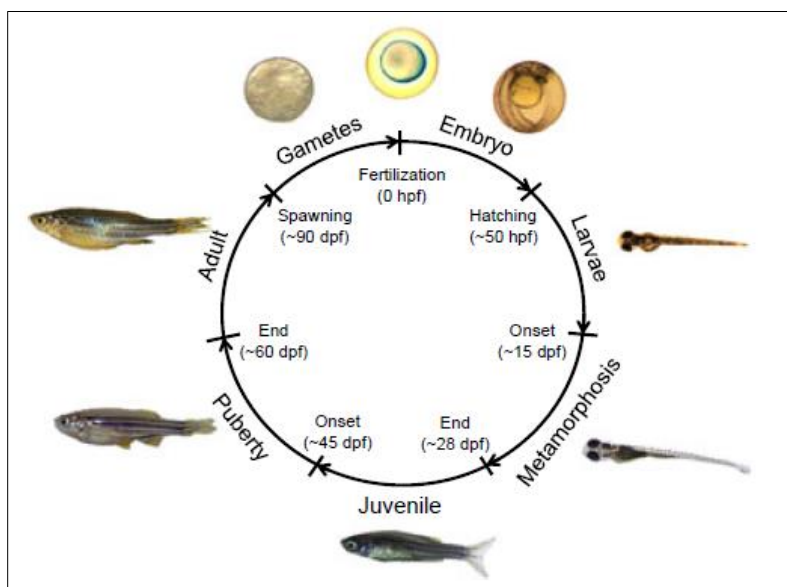


Figura 4.14. Desarrollo del pez cebra (*Danio rerio*) (Ribas & Piferrer, 2014).

CAPÍTULO 5 CASOS DE APLICACIÓN DE BIOENSAYOS ECOTOXICOLÓGICOS

5.1. Bioensayo de ecotoxicidad en España

El estudio desarrollado por Bagur-González et al., (2011) en el distrito minero de Rodalquiar al sur de España, se centró en evaluar la ecotoxicidad del Pb, Zn, Cu, Mn y Au concentrados en sedimentos de relaves mineros con un pH que oscilaba de 6.51 a 8.3. Determinaron la toxicidad aguda en semillas de la especie *Lactuca sativa* evaluando la germinación de semillas (GS) y elongación radicular (ER) en exposición de extractos acuosos por 120 h. Demostraron que la ecotoxicidad de la zona minera se relaciona con la concentración de $As > Pb > Zn > Cu$. Además presentó mayor sensibilidad, eficiencia y precisión en el resultado del parámetro de ER que GS.

5.2. Bioensayo de ecotoxicidad en Chile

La evaluación ecotoxicológica desarrollada por Chamorro et al., (2018), implicó el análisis del DAM sustraído de una zona minera de cobre activa, determinaron los efectos letales y subletales generados sobre las semillas de tres organismos diferentes:

- *Lactuca sativa* (lechuga)
- *Raphanus sativus* (rábano)
- *Triticum aestivum* (trigo)

A partir del DAM recolectado elaboraron 5 tratamientos (100% v/ v, 50% v/ v, 25% v/ v, 12.5% v/ v, 6.25% v/ v), sometiendo cada organismo durante 144 h a 120 °C en las muestras. Determinaron la concentración letal del 50% (CL₅₀), en la figura 5.1 se resumen los efectos generados

por el DAM en las diferentes especies. El trigo fue el más tolerante con $CL_{50}=21\%$, seguido de la lechuga con $CL_{50}\%=21\%$ y por último el rábano con $CL_{50}=16\%$. De tal manera que, el trigo y la lechuga son ejemplares representativos para evaluaciones de ecotoxicidad en contaminantes con elevada concentración de EPT (Chamorro et al., 2018).

Lechuga	Rábano	Trigo
<ul style="list-style-type: none"> •Inhibición a concentración de DAM superior al 50% v/v. •Reducción en el hipocótilo con 12.5-25% v/v con toxicidad por ER. 	<ul style="list-style-type: none"> •Grave afectación en la ER. •A 6.25% v/v se vio afectado el desarrollo de la ER. 	<ul style="list-style-type: none"> •Logró germinar en el 100% v/v del DAM. •No hubo diferencias en la germinación a valores de 12.5 y 50% v/v.

Figura 5.1. Efectos de las semillas de *L. sativa*, *R. sativus* y *T. aestivum* en diferentes concentraciones de DAM (Chamorro et al., 2018).

5.3. Bioensayo de ecotoxicidad en Zacatecas, México

Carrillo-Ravelo et al., (2015) analizó la ecotoxicidad producida por los jales de una mina abandonada, por medio de dos evaluaciones diferentes: 1) Extracto problema a partir de tres extractos acuosos (100 %, 50% y 25% v/ v), y 2) muestra de jal modificado con composta para incrementar el IG. Las semillas de las especies que emplearon fueron:

- 1) *Lactuca sativa* (lechuga)
- 2) *Cucumis sativus* (pepino)
- 3) *Bassica juncea* (mostaza castaña)
- 4) *Nasturtium officinale* (berro).

Obtuvieron que *L. sativa* y *C. sativus* presentaron un IG de 85 y 95 %, sin embargo el *N. officinale* no fue útil para el estudio, debido a su bajo porcentaje (42%). El uso de composta estimulo el IG en la *L. sativa* y *B.*

juncea, reduciendo la toxicidad de los jales. Los metales registrados en mayor proporción fueron el Pb, Cd y Zn, dado que mostraron mayor toxicidad, siendo el ER el mejor factor en la bioacumulación de metales, destacando la lechuga y el pepino como las especies con mejor ER y por ende bioacumulación de metales en distintas muestras de jales (Carrillo-Ravelo et al., 2015).

5.4. Bioensayo de ecotoxicidad en Perú

Huamán Paredes et al., (2017) analizó el efecto tóxico y ecotoxicológico de las arenas negras (ANM). Estas se originan a partir de la mezcla entre el mercurio y el oro formando una amalgama, después de obtener el producto (AU) las ANM son removidas y desechadas inadecuadamente con grandes cantidades de mercurio residual.

Por tanto, determinaron el efecto de ecotoxicidad producido por el Hg en semillas de *L. sativa*, expuestas por 24 h a 20 °C. Para ello, establecieron una escala en "Unidades Tóxicas", quedando de la siguiente manera (Huamán Paredes et al., 2017):

- Sin toxicidad (st) <1 UT
- Tóxico (t) 1-10
- Muy tóxico (mt) 11-100 UT
- Extremadamente tóxico (et) >100 UT

Sus resultados demostraron que, los lixiviados tuvieron valores muy tóxicos y extremadamente tóxicos con UT > 100. La mejor respuesta ecotoxicológica fue obtenida del ER, dado que la raíz dificulta que el Hg permita el ingreso del Hg como mecanismo de defensa (Huamán Paredes et al., 2017).

5.5. Bioensayo de ecotoxicidad en Chile

Ávila et al., (2007) empleó a la especie *Eisenia foetida* en la evaluación de la toxicidad aguda y crónica en muestras de suelo sustraídas de zonas agrícolas aledañas a actividades mineras (fundición y tanques de relave), enfocadas en la extracción de cobre.

Reportaron ausencia de toxicidad aguda en la especie *E. foetida* debido a la supervivencia del 100% de los organismos. Sin embargo, en los bioensayos de toxicidad crónica obtuvieron una supervivencia del 90%. Reportando que el Cu y Ar son tóxicos en la etapa de reproducción, pero el Ar sólo en el desarrollo juvenil, demostrando que las zonas analizadas poseen características tóxicas para la fauna (Ávila et al., 2007).

5.6. Bioensayo de ecotoxicidad en Potchefstroom, Sudáfrica

McGuirk et al., (2020) desarrollaron bioensayos de ecotoxicidad para la evaluación del efecto tóxico de los EPT contenidos en relaves de minas de oro (abandonadas), exponiendo lombrices de tierra de la especie *Eisenia andrei*, fueron sometidos en distintas concentraciones de relaves (25, 50, 75 y 100 %).

Hallaron que el comportamiento de evasión, crecimiento y de reproducción son indicadores importantes en la determinación de ecotoxicidad ante los relaves mineros, esto se muestra en la tabla 5.1. Siendo la prueba de comportamiento una herramienta fácil y valiosa en la evaluación de suelos afectados por EPT. Los metales hallados de mayor a menor concentración en los relaves fueron: Cr > As > Zn > Cu > Ni > Co > Pb > Cd, siendo el Cr y As los más significativos debido a su toxicidad y concentración elevada (McGuirk et al., 2020).

Tabla 5.1. Ensayo ecotoxicológico de relaves mineros en Sudáfrica con *E. andrei* (Elaboración propia a partir de McGuirk et al., 2020).

Organismo	Parámetros evaluados			
<i>Eisenia andrei</i>	Crecimiento	Reproducción	Mortalidad	Comportamiento de evitación
	En relaves al 100 % no hubo desarrollo en los organismos	La producción de capullos se vio afectada ante concentraciones de relaves del 75 y 100 %	Sin muertes ni gusanos faltantes	Esta conducta se presentó en relaves con el 75 y 100 %

5.7. Bioensayo de ecotoxicidad en Klerksdorp, Sudáfrica

Van Coller-Myburgh et al., (2015) demostró la ecotoxicidad de los relaves de mina generados por la extracción de oro, exponiendo lombrices de tierra de la especie *Eisenia foetida* en tres tratamientos diferentes, siendo estos: 1) suelo con relave, 2) relave con revegetación y 3) suelo de referencia.

Al terminó del período de evaluación de los organismos (28 días) y de los capullos (56 días) para el análisis de éxito reproductivo, determinaron que (Van Coller-Myburgh et al., 2015):

- No hubo mortalidad durante el período de exposición en ningún tratamiento.
- El éxito reproductivo fue del 100% en el caso 3) y del 80 y 69 % en el caso 2) y 1), respectivamente.
- El pH ácido repercutió en la biodisponibilidad de los metales volviéndolos más móviles afectando a las lombrices.
- Los organismos presentaron mayor bioacumulación de Co, As, Ni y Pb en las muestras 1) y 2).
- La reproducción y el crecimiento son parámetros sensibles en la evaluación de efectos ecotóxicos.

5.8. Bioensayo de ecotoxicidad en Hidalgo del parral Chihuahua, México

Lozano Martínez, (2017) realizó la evaluación de ecotoxicidad de los metalodides As y Pb concentrados en los jales mineros analizando su efecto tóxico mediante bioensayos con lombrices adultas de la especie *Eisenia foetida* a diferentes concentraciones de sales del metal a evaluar, siendo estos el Pb (NO₃)₂ (ac) y NaAsO₂ (ac). Para ello desarrollo tres pruebas diferentes:

- 1) De contacto con papel filtro en bioensayo agudo.
- 2) Experimentación con suelo artificial.
- 3) Aplicación directa en las muestras de jales de mina recolectados.

Demostó que en la prueba de contacto por 48 h con las sales de NaAsO₂ (ac) y Pb (NO₃)₂ (ac) provocan efectos nocivos sobre la estructura corporal de la *E. foetida* generando mortalidad y desangramiento a elevadas cocentraciones. En la evaluación con suelo artificial, hubo más ejemplares sobrevivientes, sin embargo mostraron rigidez, sequedad y lentitud en sus movimientos a concentraciones bajas. En el desarrollo con los jales en aplicación directa, no mostrarón efectos tóxicos observables ni mortalidad a ninguna concentración. Concluyendo que las condiciones naturales a las que se encuentran los relaves miero de esa zona, no representan peligro para estas especies terrestres (Lozano Martínez, 2017).

5.9. Bioensayo de ecotoxicidad en la faja pirítica ibérica, Portugal

Andreu-Sánchez et al., (2022) emplearon a *Daphnia magna*, *Raphidocelis subcapitata* y *Eisenia foetida* en la evaluación de ecotoxicidad de los EPT, en particular el As, Cu, Zn y Pb concentrados en los lixiviados

provenientes de la región minera de la faja pirítica ibérica, prepararon cinco diluciones (50 %, 25 %, 12.5 %, 6.25 % y 3.12 % v/v) a partir del contaminante para someter cada espécimen. La especie *D. magna* registro toxicidad en todas las muestras a través de la inmovilización de los neonatos con bioacumulación de Zn y Cu, por otra parte *R. subcapitata* registro inhibición de crecimiento solo en las muestras de mayor concentración (50 y 25 % v/ v), siendo el Zn y Pb los elementos más tóxicos. Por último, *E. foetida* tuvo gran capacidad de bioacumulación de Zn, As, Cu y Pb, sin presentar mortalidad durante el estudio.

La sensibilidad de las especies fue variante ante la exposición de los lixiviados, quedando de mayor a menor: *D. magna* > *R. subcapitata* > *E. foetida*, la falta de sensibilidad de la última especie se atribuye a su capacidad para detectar los contaminantes y evitarlos. Los EPT que causaron más efecto sobre los organismos fueron el As, Cu, Zn y Pb (Andreu-Sánchez et al., 2022).

5.10. Bioensayo de ecotoxicidad en EE. UU.

Aluma & Johnson, (2011) evaluó el efecto ecotoxicológico que pueden generar los sedimentos del DAM mediante el desarrollo de dos pruebas distintas: 1) arena limpia con mezcla de sales metálicas y 2) arena mezclada en diferentes proporciones de DAM. Por tanto, sometió larvarios/ embriones de *Daphnia magna* a los contaminantes durante 24 h para determinar el éxito de eclosión.

Hallaron que tras 18 y 24 h en el tratamiento 1) comenzó el proceso de eclosión, no obstante en el tratamiento 2) a mayor concentración de DAM los huevos no eclosionaron, demostrando la efectividad de los bioensayos para determinar el efecto tóxico del DAM a niveles intermedios (Aluma & Johnson, 2011).

5.11. Bioensayo de ecotoxicidad en Baja California Sur, México

Sobrino-Figueroa et al., (2015) analizó los efectos nocivos de los relaves mineros abandonados y depositados como sedimentos en el arroyo cercano al distrito minero "El Triunfo" en Baja California Sur. Estudiando los efectos ecotoxicológicos de los EPT (As, Cd, Pb y Zn) concentrados en el contaminante sometiendo neonatos de *D. magna* (por 48 h) y microalgas de *S. capricornutum* (por 72 h). Registrando que la especie *D. magna* presentó mortalidad baja en casi todas las muestras de sedimentos, excepto en aquellas más cercanas al distrito minero en donde obtuvieron una mortalidad del 70%. En el caso del *S. capricornutum* presentó inhibición del 90% en las muestras cercanas a los relaves. Concluyendo que *S. capricornutum* es más sensible que *D. magna* en la determinación de la toxicidad de los sedimentos generados por los desechos mineros.

5.12. Bioensayo de ecotoxicidad en China

Hu et al., (2021) analizó el efecto ecotoxicológico producido por el DAM proveniente de dos depósitos minerales diferentes, cuya actividad se basa en la extracción de Cu, Pb y Zn. Encontrando diversos metales traza a distintas concentraciones (ng /mL): (351.92) Mn > (204.5) Zn > (118.08) Cu > (24.42) As > (16.25) Pb > (14.33) Ni > (4.67) Cr > (0.78) Cd. Emplearon al pez cebra (*Danio rerio*) como organismo bioindicador, utilizando 14 grupos experimentales en un ciclo de luz/ oscuridad de 12 h por 7 días. Determinando la bioacumulación de los metales traza en los tejidos, reportando que en las branquias se acumularon Mn, Cu, Zn y Pb y en el hígado Cd y As demostrando que el río contenía una cantidad significativa de contaminantes nocivos. Además, el muestreo en época de invierno presento mayor concentración a comparación del verano, a causa

de la dilución por el agua de lluvia en verano, afectando el desarrollo de las especies (Hu et al., 2021).

5.13 Bioensayo de ecotoxicidad en Zimapán, Hidalgo

El estudio desarrollado por García Luna, (2018) se centró en evaluar la ecotoxicidad del As y Pb proveniente del lixiviado de jales, residuos generados por la extracción de Ag, Pb, Zn y Cu. Para ello, expuso 12 embriones de la especie *Danio rerio* en cada caja Petri a distintas concentraciones conocidas de As y Pb desarrollado en 3 repeticiones durante 4 días.

En la experimentación evaluó los daños teratogénicos, tiempo de eclosión y la mortalidad de la especie, demostró que al incrementar las concentraciones de Pb y As se observaron daños visibles en el saco vitelino y en la cola de los embriones. Además, a valores de 37.5 mg/L de As (III) ocurrió retraso de eclosión sin un porcentaje significativo de mortalidad. Por ende el As a bajas concentraciones no resulta tóxico, pero si genera alteraciones morfológicas y fisiológicas, dada la bioacumulación del organismo García Luna, (2018).

5.14. El futuro de la ecotoxicología

Es necesario recalcar que las diversas herramientas de análisis de la ecotoxicología contribuyen a una evaluación ambiental más complementaria al considerar la biodisponibilidad y la interacción entre los efectos de los contaminantes (Takasaki & Kawamura, 2007). Sin embargo en un futuro se irán anexando nuevos parámetros como la bioquímica con el estudio de la secuenciación del ADN e incluso la identificación de proteínas encargadas de regular la fase cinética y dinámica de las toxinas (Salibián, 2015).

Por lo tanto, los futuros ecotoxicólogos tendrán nuevas herramientas que brinden información más certera y con mejor capacidad de identificación de sustancias complejas, ya que el cambio climático a nivel global es un factor determinante que altera constantemente el medio incrementando la complejidad (Carriquiriborde, 2021; Takasaki & Kawamura, 2007).

CAPÍTULO 6 DISCUSIÓN

El desarrollo de nuevas tecnologías en todo el mundo ha incrementado la demanda de diversos recursos naturales, destacando de entre ellos a los minerales, dado que son materia prima esencial para la producción de diversos artículos utilizados para el desarrollo e incluso bienestar de la humanidad, ya que a partir de ellos se elaboran diversos equipos electrónicos, máquinas, herramientas, joyas, etc.

Los metales más utilizados y comercializados por el hombre son el oro (Au), la plata (Ag) y el cobre (Cu), por lo tanto, en este trabajo fueron abordados los principales procesamientos de transformación de los minerales pertenecientes a los metales antes mencionados. Sin embargo, la intensificación de la actividad minera ha generado la contaminación, erosión, infertilidad, acidificación y fitotoxicidad en grandes áreas del suelo, provocando la alteración de las propiedades fisicoquímicas de la superficie afectando diversos ecosistemas y a la salud del ser humano.

La etapa de explotación y beneficio generan toneladas de jales mineros constituidos de elevadas concentraciones de metales pesados, también conocidos como EPT, que al presentar lixiviación se incorporan al flujo de agua subterráneo mediante filtración e incluso son dispersados vía eólica, debido a su evaporación.

Lo descrito en el párrafo anterior, es tan sólo la primera parte que involucra el proceso minero el cual implica la perforación de grandes áreas, destrucción vegetativa y amplias extensiones de patios utilizados como depósitos.

En la segunda etapa, el mineral de interés al ser obtenido pasa por un procesamiento de transformación, siendo los más utilizados la cianuración, flotación, amalgamación y lixiviación, produciendo lodos residuales con concentrados de EPT, los cuales son depositados en piletas de almacenamiento sin ningún tratamiento previo.

Otra problemática ambiental ligada a esta actividad es la producción de DAM, ocasionado por la oxidación de los diferentes minerales sulfurosos que componen los jales mineros, siendo la pirita (Fe_2S) uno de sus principales generadores.

La minería es considerada como una actividad antropogénica sumamente agresiva con los componentes naturales del ecosistema, ya que modifica drásticamente la concentración de los elementos químicos que conforman el suelo, provocando que estos excedan los límites máximos permisibles establecidos por la legislación ambiental del lugar.

Las propiedades químicas que se ven alternadas por esta actividad son el pH, CE y el CIC. El primero se relaciona con el incremento de la concentración de iones H^+ acidificado grandes terrenos; la CE mide la cantidad de las sales solubles, las cuales al aumentar tienden a acumularse impidiendo el desarrollo de microorganismos y de vegetación. Por último, el CIC favorece la filtración del agua, sin embargo al formarse lixiviados sobre el suelo pueden dispersarse con mayor facilidad contaminando agua subterránea y disminuyendo la materia orgánica.

Los elementos conocidos como EPT encontrados en mayor abundancia en los jales y el DAM son el: As, Cd, Cr, Hg, Pb y Mn. Su efecto nocivo depende del tiempo de exposición, la biodisponibilidad (relación grado de concentración- exposición) y el factor de bioacumulación (capacidad de

absorción), generando alteraciones fisiológicas y morfológicas sobre especies vegetales, animales y sobre todo en el ser humano, principalmente en aquellas poblaciones que se sitúan en zonas aledañas a la actividad minera.

Los síntomas más comunes presentados por la exposición prolongada a los elementos tóxicos presentes en el ambiente por medio de la ingestión e inhalación de alimentos y agua (de consumo o de uso diario), son: irritaciones en la piel y fosas nasales, enrojecimiento de ojos, náuseas, vómito, entre otros. No obstante, la bioacumulación en grandes concentraciones en el organismo puede generar severas afectaciones en el sistema nervioso, gastrointestinal y cardiovascular destacando como los más nocivos el As, Pb y Hg.

Es por ello, que la protección del ambiente y a la salud debe ser prioridad para garantizar el bienestar de los seres vivos, además de ejercer responsabilidad e incluso sanciones a aquellos que alteren, contaminen y destruyan el equilibrio ecológico. En México, la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos se encarga de proteger dichos derechos en los artículos constitucionales 4º y 27º salvaguardando el derecho a un ambiente óptimo.

El marco jurídico encargado de establecer los LMP de los elementos tóxicos, de promover la protección ambiental mediante prevención y gestión integral de los residuos peligrosos producidos por la extracción minera, se encuentra a cargo de la LGPGIR, LGEEPA y la ley minera.

A pesar de existir un amplio marco jurídico que debe cumplirse en las diferentes etapas del proceso minero, que va desde la restauración del medio alterado hasta el tratamiento adecuado de los residuos para mitigar

el riesgo potencial que representan para el ecosistema, de acuerdo a la investigación bibliográfica exhaustiva, estos reglamentos generalmente son omitidos, pues existen diversas minas abandonadas con residuos tóxicos, toneladas de relaves e incluso fuga de las presas, vertimientos accidentales por un mal diseño y rupturas de diques de contención, causando la contaminación de suelos y distintos cuerpos de agua, ocasionando la pérdida de vegetación y muertes de múltiples especies.

Ahora que ya se cuenta con un amplio conocimiento de los EPT, iniciando desde su origen, es decir, la actividad que los genera, seguidamente de las consecuencias ambientales y a la salud, es importante destacar la influencia que ejerce la Ecotoxicología sobre el estudio, análisis y evaluación de los contaminantes.

Dado que, es una ciencia ambiental ampliamente complementaria para un análisis más profundo y variable, que integra a la química, la toxicología y la ecología, todo ello aplicado en los bioensayos experimentales que emplean organismos bioindicadores, que poseen la capacidad de responder con alteraciones fisiológicas, de conducta o metabólicas.

El resultado obtenido de los ensayos de ecotoxicidad es altamente significativo, ya que analiza compuestos químicos complejos, mezclas e incluso efluentes industriales que son desechados a los ecosistemas, y utiliza organismos representativos para analizar los efectos adversos que generan, desarrollados en un breve periodo de tiempo con condiciones controladas en el laboratorio, caracterizadas por ser pruebas sencillas, desarrolladas con distintas concentraciones del contaminante problema y además tiende a variar dependiendo del tipo de organismo modelo

empleado, por lo que abarca de manera global el estudio de ecosistemas tanto acuáticos como terrestres.

Para este trabajo fueron analizados los estudios desarrollados con ensayos de ecotoxicidad aplicados a lixiviados de jales y muestras de suelos cercanos a minas, considerando solo los contaminantes producidos por las industrias mineras dedicadas a la extracción de Au, Ag y Cu, se consideraron los artículos que emplearon organismos, tales como: semillas de lechuga (*Lactuca sativa*), lombrices de tierra (*Eisenia foetida* y *Eisenia andrei*), pulga de agua (*Daphnia magna*), micro alga (*Selenastrum capricornitum*) y el pez cebra (*Danio rerio*).

Los artículos analizados que involucraban a las especies antes mencionadas demostraron que, las semillas de lechuga y las lombrices de tierra son los organismos bioindicadores más utilizados en los bioensayos. Sin embargo, la pulga de agua y el pez cebra son especímenes que están abriendo nuevas investigaciones ecotoxicológicas, principalmente para el análisis de muestras acuosas.

A pesar de que la ecotoxicología es una ciencia que profundiza en los efectos, consecuencias y toxicidad que generan diversos contaminantes inorgánicos y complejos, aún es un amplio campo de estudio, ya que los resultados pueden variar por la bioacumulación que pueden efectuarse en los organismos modelo, así como la biodisponibilidad del contaminante, siendo una ciencia amplia con múltiples variables.

CAPÍTULO 7 CONCLUSIONES

En primer lugar, se identificó las diferentes afectaciones ambientales generadas por la explotación minera abordando los parámetros fisicoquímicos del suelo como indicadores de su alteración natural, encontrándose que la extracción de minerales produce graves e incluso irreversibles alteraciones en la superficie generando erosión, pérdida de materia orgánica y vegetativa, alteración del pH, infertilidad y sequía. Se determinó que las etapas de extracción, beneficio y de procesamiento en las actividades extractivas, como la minería, son los principales generadores de relaves, lodos y drenaje ácido de minas con elevadas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos los cuales generan las alteraciones mencionadas anteriormente, repercutiendo gravemente sobre el ecosistema. Determinando que el As, Pb, Cd, Hg y Mn son los elementos tóxicos hallados en mayor abundancia en estos residuos.

Seguidamente se enuncio la legislación ambiental existente a nivel nacional referente al control y mitigación de los relaves mineros, que sustenten la restauración, regulación y preservación ecológica ante las actividades extractivas de minerales. Hallándose que la LGEEPA, LGPGIR, Ley General Minera y las NOM'S son los encargados de proteger al ecosistema, para delimitar la exposición a elementos nocivos. Ejemplificando que la omisión de las normatividades genera diversos accidentes e incidentes en todo el mundo en donde se practique dicha actividad, encontrando que es un área que requiere mayor atención en su aplicación.

Posteriormente se expuso los efectos que producen los elementos potencialmente tóxicos sobre el ser humano y el ambiente, destacando las principales afecciones generadas ante la exposición prolongada sobre

todo al As, Cd, Cr, Hg y Pb. Encontrándose que su efecto adverso está relacionado con la biodisponibilidad y bioacumulación, influyendo directamente en las propiedades fisicoquímicas del suelo (sobre todo el pH), al igual que la concentración del elemento en el medio y el tiempo de exposición, siendo factores importantes para la determinación de las alteraciones a la salud y al ecosistema en específico a las poblaciones aledañas a la zona de actividad minera.

Asimismo se investigó la importancia de la ecotoxicología en el estudio de los efectos tóxicos de los lixiviados mineros a través de los diferentes procesos experimentales que involucran a diversos organismos bioindicadores, por medio de una revisión en diversas investigaciones reportadas en los últimos 35 años a fin de establecer los parámetros medibles de cada prueba, concluyéndose que pueden desarrollarse en medios acuáticos y terrestres ampliando el rango de evaluación de muestras acuosas y sólidas, demostrando que existirán variaciones dependiendo del tipo de organismo, su ciclo de vida y la concentración de los contaminantes.

Por consiguiente, se mencionaron las investigaciones más significativas de las pruebas ecotoxicológicas aplicadas a los residuos mineros antes descritos y muestras de suelo de zonas aledañas al sitio afectado, mediante la revisión y análisis de diversos artículos publicados en diferentes países, evidenciando que las semillas de lechuga y las lombrices de tierra son los especímenes más utilizados en los bioensayos. Dada su versatilidad para ser expuestos directamente sobre la muestra presentando resultados significativos, en el caso de las semillas evidenciaron signos de fitotoxicidad, éxito de germinación y desarrollo. Por otra parte, las lombrices mostraron mortalidad con desangramiento, éxito reproductivo e incluso capacidad de evitación. Mientras tanto, la

pulga de agua y el pez cebra fueron reportados como los organismos con mayor sensibilidad ante los contaminantes siendo afectados directamente en su morfología y reproducción. Demostrando que Chile, México y Sudáfrica son los países que más estudios han desarrollado respecto a esta área, concluyendo que es un campo de oportunidad para continuar investigando y minimizar el riesgo potencial que representan los EPT hacia el ecosistema.

Finalmente después de la profundización en las pruebas de ecotoxicidad aplicadas a los lixiviados y muestras de suelos cercanos a minas, se determinó que son bioensayos fáciles de desarrollar y de controlar en cuanto a sus variables a nivel laboratorio, aportando información valiosa pero no definitiva, pues influye la biodisponibilidad y la bioacumulación de los contaminantes, destacando que la ecotoxicología profundiza en el estudio de los efectos toxicológicos en poblaciones y ecosistemas expuestas a contaminantes inorgánicos, como los EPT, identificando las concentraciones nocivas mediante respuestas biológicas evaluando los efectos y mecanismos de acción de los agente tóxicos en distintos ambientes exponiendo diferentes bioindicadores.

REFERENCIAS

- Alcalá, A. P. (2021). Functional and ecotoxicological soil regeneration in abandoned metal(loid) mine tailings from semiarid Mediterranean environments spontaneously colonized by vegetation. *Técnicas Avanzadas en Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario (TAIDA)*. Universidad Politécnica de Cartagena. Cartagena. 5-26
- Alfonso, M., López, O., Martínez, P., Teherán, R., Barragan, N., & Meneses, R. (2021). Propuesta de lineamiento técnicos e política de buenas prácticas para estandarizar los procesos relacionados con Drenajes Ácidos Mineros (DAM). *Ministerio de Minas y Energía*. 40.
- Alkorta, I., Aizpurua, A., Riga, P., Albizu, I., Amézaga, I., & Garbisu, C. (2003). Soil enzyme activities as biological indicators of soil health. *Reviews on Environmental Health*, 18(1), 65–73.
- Aluma, E., & Johnson, K. (2011). Short Communication: A 24 Hour Ecotoxicity Test for Acid Mine Drainage Using Hatching Success in *Daphnia magna*. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 15(1), 231–234.
- Andreu-Sánchez, Ó., García-Lorenzo, M. L., Esbrí, J. M., Sánchez-Donoso, R., Iglesias-Martínez, M., Arroyo, X., Crespo-Feo, E., Ruiz-Costa, N., Roca-Pérez, L., & Castiñeiras, P. (2022). Soil and freshwater bioassays to assess ecotoxicological impact on soils affected by mining activities in the Iberian Pyrite Belt. *Toxics*, 10(7), 1–13.
- Angulo, L. C., & Huertas, J. I. (2011). Caracterización de Partículas Suspendidas (PST) y Partículas Respirables (PM 10) producidas en áreas de explotación carbonífera a cielo abierto. *Información Tecnológica*, 22(4), 23–34.
- Anze, R., Franken, M., Zaballa, M., Pinto, M. R., Zeballos, G., Cuadros, M. Á., Canseco, Á., de la Rocha, A., Estellano, V. H., & Del Granado, S. (2007). Bioindicadores en la detección de la contaminación atmosférica en Bolivia. *Revista Virtual REDESMA*, 1(1), 53–74.
- Aparicio, E. M. (2009). Los riesgos de la contaminación minera y su impacto en los niños. *Tinkazos*, 12(27), 83–101.

- Apfata Mendoza, P. (2019). Determinación de la calidad biológica en 3 sectores del río Acarí (provincia de Caravelí, región Arequipa) mediante microalgas bioindicadoras y bioensayo in vitro con *pseudokirchneriella subcapitata*, Arequipa-Perú, 2017. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Perú.
- Araújo, C. V., Macías, L. A. C., de la Torre, D. V., & Diz, F. R. (2014). La ecotoxicología saluda a los manabitas: ¿qué es? y ¿cómo nos puede ser útil? *Hippocampus: Revista Científica Multidisciplinaria de La Universidad Laica "Eloy Alfaro" de Manabí. Ecuador.* 3, 14–21.
- Armendáris, E. (2016). Áreas Naturales Protegidas y minería en México: Perspectivas y Recomendaciones. Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste, SC. Tesis en Ciencias. La Paz, Baja California Sur.
- ATSDR. (2012). Cromo. In Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Tomado de <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp2.pdf>
- Ávila, G., Gaete, H., Morales, M., & Neaman, A. (2007). Reproducción de *Eisenia foetida* en suelos agrícolas de áreas mineras contaminadas por cobre y arsénico. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 42(3), 435–441.
- Baca Ibañez, A. (2019). Remoción de benzo[A]pireno y benzo[A]antraceno del agua potable por *Selenastrum capricornutum* y *Scenedesmus acutus* contenidas en discos de alginato. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bagur-González, M. G., Estepa-Molina, C., & Martín-Peinado, F. (2011). Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. *Journal of Soils and Sediments*, 11(2), 281–289.
- Becerril, J. M., Barrutia, O., Plazaola, J. G., Hernández, A., Olano, J. M., & Garbisu, C. (2007). Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Ecosistemas*, 16(2), 50–55.

- Beltrán-Pineda, M. E., & Gómez-Rodríguez, A. M. (2016). Biorremediación de metales pesados cadmio (Cd), cromo (Cr) y mercurio (Hg), mecanismos bioquímicos e ingeniería genética: una revisión. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 12(2), 172–197.
- Bernal Toris, D. (2015). Evaluación de la capacidad de *Selenastrum capricornutum* inmovilizada en alginato para remover Benzo[a]Pireno de medio de cultivo acuoso. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bocanegra, O. C., Bocanegra, E. M., & Alvarez, A. A. (2002). Arsénico en aguas subterráneas: su impacto en la salud. *Groundwater and Human Development*, 1, 21–27.
- Breach, M. (2011). Reportan enfermedades y daños a parcelas y ganado por actividad de minas en Chihuahua. *La Jornada*, 39. Tomado de <https://www.jornada.com.mx/2011/12/07/estados/039n1est> [Consultado el 19 de noviembre del 2021].
- Cáceres, A. G. (2001). Impacto ambiental de la minería del oro. *Revista Metalúrgica*, 22, 19–28. Tomado de http://www.revistasbolivianas.ciencia.bo/scielo.php?pid=S2078-55932001000200004&script=sci_arttext&tlng=es.
- Calva, L., & Torres, M. (2003). Metales pesados y sus efectos en los organismos. *Departamento Hidrológico*, 10(51), 33–42.
- Carbonero Rosales, L. A., & Meza Martínez, I. E. (2019). Evaluación de la toxicidad aguda de 12 especies de plantas vegetales recolectadas en la zona norcentral de Nicaragua, mediante el Bioensayo *Allium cepa* L y el método de la Marcha Analítica de cationes del grupo I. Mayo-noviembre. León-Nicaragua 2019. Facultad de ciencias químicas. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua.
- Carrillo-González, R., González-Chávez, M. C. A., & Navarro-Chávez, M. F. (2017). Adición de cal para disminuir la disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en un residuo de mina. *Agroproductividad*, 10(4), 87–91.
- Carrillo-Ravelo, D., Barajas-Aceves, M., & Rodríguez-Vázquez, R. (2015). Evaluación de la fitotoxicidad de jales mineros en cuatro especies empleadas como bioindicadores de metales pesados. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(2), 133–143.

- Carriquiriborde, P. (2021). Principios de Ecotoxicología. Libros de Cátedra (pp. 268–285). Tomado de <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/118183>.
- Castillo-Cerna, C. M. (2005). Selección y calibración de indicadores locales y técnico para evaluar la degradación de los suelos laderas, en la microcuenca Cuscamá El Tuma - La Dali, Matagalpa, 2005. Disertación doctoral. Universidad Nacional Agraria, UNA.
- Castro Díaz, Y. N. (2014). Evaluación preliminar del riesgo en la salud pública de metales pesados por el riesgo de cultivos de hortalizas con aguas del río Bogotá en la Sabana de Bogotá. Facultad de Ingeniería. Universidad de los Andes. Colombia.
- Cayetano, P. (2019). Tecnologías para la recuperación de agua contaminada con metales pesados: plomo, cadmio, mercurio y arsénico. *Boletín Tecnológico*, 3(19–35).
- CCM. (2017). Procesamiento de cobre, oro y plata. Consejo de Competencias Mineras. Tomado de www.ccm.cl/wp-content/uploads/2017/04/3.-CCM2017_Cuadernillo_procesamiento-1.pdf
- Cervantes, R. A. Á., Montelongo, G. M., Pech, P. G. G., Castro, C. A. S., & Acosta, F. D. J. T. (2019). Bioensayos in vitro de relevancia en las ciencias biológicas y agropecuarias. *Bioagrociencias*, 12(1).
- Cervantes, R. E., Ramírez, M. T. M., & Contreras, A. D. C. G. (2020). Los embriones de pez cebra *Danio rerio*: un modelo animal en la ecotoxicología *Zebrafish embryos Danio rerio: an animal model in ecotoxicology*. *Sociedades Rurales, Producción y Medio Ambiente*, 20(39), 131–148.
- Chagua, E., & Morales, L. (2014). Análisis ecotoxicológico del efluente de desengale en bioensayos con *Daphnia magna*, *Lactuca sativa* y *Chlorella vulgaris*. Ciclo optativo de Profesionalización en Gestión de calidad y Auditoria Ambiental. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Chamorro, S., Barata, C., Piña, B., Casado, M., Schwarz, A., Sáez, K., & Vidal, G. (2018). Toxicological analysis of acid mine drainage by water quality and land use bioassays. *Mine Water and the Environment*, 37(1), 88–97. <https://doi.org/10.1007/s10230-017-0472-2>.

- Chaparro, L. L. (2015). Drenajes ácidos de mina formación y manejo. *Revista ESAICA*, 1(1), 53. Tomado de <https://doi.org/10.15649/24225126.272> [Consultado el 15 de diciembre del 2021].
- Chapman, P. M. (2002). Integrating toxicology and ecology: putting the "eco" into ecotoxicology. *Marine Pollution Bulletin*, 44(1), 7–15. Tomado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X01002533>
- Chou, C. H., & Harper, C. (2007). Toxicological profile for arsenic. In Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Tomado de [file:///C:/Users/Lenovo/Downloads/cdc_11481_DS1%20\(3\).htm](file:///C:/Users/Lenovo/Downloads/cdc_11481_DS1%20(3).htm)
- Colorado, G. M., León, F. A., & Merchancano, B. O. (2019). Adaptación de cepas microalgales (*Scenedesmus* sp., *Chlorella* sp. Y *Chlamydomona* sp.) a las condiciones ambientales en el municipio de Mosquera, Cundinamarca. *Centro de Biotecnología Agropecuaria*, 2(2), 81–89.
- Covarrubias, S. A., & Cabriales, J. J. P. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7–21. Tomado de <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/RICA.2017.33.esp01.01>
- Cremona, M. V., & Enriquez, A. S. (2020). Algunas propiedades del suelo que condicionan su comportamiento: El pH y la conductividad eléctrica. *Bariloche*, 73, 5–8.
- Cuevas Díaz, M., Espinosa Reyes, G., Ilizaliturri Hernández, C., & Mendoza Cantú, A. (2012). Métodos ecotoxicológicos para la evaluación de suelos contaminados con hidrocarburos. Google Libros. Tomado de https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=oSXfdFI9zr4C&oi=fnd&pg=PA47&dq=bioensayo+del+suelo+con+lombriz+de+tierra&ots=j6eLfMDF2Y&sig=xNP_b8m5oeKQyIL3ZheBM4i3IHw&redir_esc=y#v=onepage&q=bioensayo%20del%20suelo%20con%20lombriz%20de%20tierra&f=fals
- D.O.F. (2015). Ley general para la prevención y el manejo integral de los residuos. Diario Oficial de La Federación. Consultado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/27266/Ley_General_de_Residuos.pdf

- D.O.F. (2012). Ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente. Diario Oficial de La Federación. Tomado de https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4741665&fecha=07/06/1988#gsc.tab=0
- D.O.F. (2021). *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos*. Diario Oficial de La Federación. Tomado de <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/CPEUM.pdf>
- Dávila Luna, J., Díaz-Caravantes, R. E., Navarro-Navarro, L. A., & Romeo-Méndez, E. (2018). Las presas de jales en el noroeste del estado de Sonora: una aproximación geográfica mediante percepción remota. *Investigaciones Geográficas*, 97.
- De Andréa, M. M. (2008). *Bioindicadores ecotoxicológicos de agrotóxicos*. Infobibos. Tomado de http://www.infobibos.com.br/Artigos/2008_4/Bioindicadores/
- De Castro, F. S. (1956). *Conservación de suelos*. IICA Biblioteca Venezuela. Google Libros. Tomado de <https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=0m4sMHHvahgC&oi=fnd&pg=PA20&dq=conservaci%C3%B3n+de+suelos+de+castro+1956> [Consultado el 26 diciembre del 2021].
- De Salazar, M. G. (1997). Efectos tóxicos del mercurio. *Revista de La Facultad de Medicina. Universidad Nacional de Colombia*, 45(3), 139–143.
- Del Olmo, R. D. (2017). Ecotoxicología del cadmio, riesgo para la salud por la utilización de suelos ricos en cadmio. Facultad de farmacia. Universidad Complutense. Madrid, España.
- Díaz-Rojas, Y. M. (2017). Impacto ambiental de las actividades extractivas en Colombia. Facultad de derecho. Universidad Católica de Colombia. Bogotá Colombia. Tomado de <https://repository.ucatolica.edu.co/handle/10983/14627>
- Díaz, M. D. C. C., Domínguez, F. A. S., & Toledo, Á. M. (2012). Monitoreo de suelos contaminados mediante pruebas ecotoxicológicas. *Tlatemoani : Revista de Académica de Investigación*, 11, 1–18.
- Díaz, O., Encina, F., Chuecas, L., Becerra, J., Cabello, J., Figueroa, A., & Munoz, F. (2001). Influencia de variables estacionales, espaciales

biológicas y ambientales en la bioacumulación de mercurio total y metilmercurio en *Tagelus dombeii*. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 36(1), 15–29.

Domínguez, J., & Pérez, L. M. (2010). *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) y *Eisenia andrei* Bouché, 1972 son dos especies diferentes de lombrices de tierra. *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)*, 26, 321–331.

Dótor Almazán, A., Armienta Hernández, M., Árcega Cabrera, F., & Talavera Mendoza, O. (2014). Procesos de transporte de arsénico y metales en aguas superficiales del distrito minero de Taxco, México: Aplicación de isótopos estables. *Hidrobiológica*, 24(3), 245–256.

Dudka, S., & Adriano, D. C. (1997). Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review. *Journal of Environmental Quality*, 26(3), 590–602.

Dushin, A. V., Ignatyeva, M. N., Yurak, V. V., & Ivanov, A. N. (2020). Economic evaluation of environmental impact of mining: Ecosystem approach. *Eurasian Mining*, 1, 30–36.

Echeverry, P. B., & Pinilla, C. C. (2007). Evaluación de *Lactuca sativa* y *Selenastrum capricornutum* como indicadores de toxicidad en aguas. *Universitas Scientiarum*, 12(2), 83–98.

EliasEstremadoyro, D. F., & Iannacone, J. (2022). Impacto ecotoxicológico de tres plaguicidas sobre *Eisenia fetida* (lombriz roja californiana) en el cultivo de *Allium cepa* (cebolla) en el distrito de Lurín, Lima, Perú. *La Granja. Revista de Ciencias de La Vida*, 35(1), 112–123.

Escaray, M. (2019). Combinación de biotratamientos para la obtención de un abono orgánico a partir de orujo de uva. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata.

F.A.O. (2018). Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Tomado de <http://www.fao.org/faolex/results/details/en/c/LEX-FAOC050516/>

FAO. (2022a). Propiedades químicas del suelo. Organización de Las Naciones Unidas Para La Alimentación y La Agricultura. Tomado de <https://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/clasificacion-de-suelos/sistemas-numericos/propiedades-quimicas/es/>

- FAO. (2022b). Propiedades físicas del suelo. Organización de Las Naciones Unidas Para La Alimentación y La Agricultura. Tomado de <https://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/propiedades-del-suelo/propiedades-fisicas/es/>
- Fent, K. (1996). Ecotoxicology of organotin compounds. *Critical Reviews in Toxicology*, 26(1), 3–117. Tomado de <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.3109/10408449609089891>
- Fernández-Pérez, B. (2007). Desarrollo de un nuevo método para la eliminación de cianuro de aguas residuales de mina. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo.
- Franco Cuenca, M. B., Olmedo Rolón, P. M. P. M., & Rodríguez, L. (2018). Rendimiento de dos variedades de lechuga (*Lactuca Sativa*) en bolsas con diferentes momentos de aplicación de urea. Universidad Nacional de Cuyo. Argentina.
- Gaioli, M., González, E. D., & Amoedo, D. (2009). Hidroarsenismo crónico regional endémico: un desafío diagnóstico y de prevención. *Archivos Argentinos de Pediatría*, 107(5), 467–473.
- Gallardo, M. J., & Flores, M. C. (2001). Bioensayo de la respuesta del crecimiento en algas. *Métodos de investigación en ambiente y salud*. 77–96.
- García, J. M., Sarmiento, L. F., Salvador, M., & Porras, L. S. (2017). Uso de bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en ríos: aplicación en ríos tropicales de alta montaña. *Revisión corta. UGCiencia*, 23, 47–62.
- García Luna, N. (2018). Evaluación de la ecotoxicidad de lixiviado de jales utilizando embriones de *Danio rerio* como organismo de prueba. Tesis de Maestría. Facultad e Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México.
- García, P. E. P., & Cruz, M. I. A. (2012). Los efectos del cadmio en la salud. *Revista de Especialidades Médico-Quirúrgicas*, 17(3), 199–205.
- Garibay, C., Boni, A., Panico, F., & Urquijo, P. (2014). Corporación minera, colusión gubernamental y desposesión campesina. El caso de Goldcorp Inc. en Mazapil, Zacatecas. *Desacatos*, 44, 113–142.

- Gaviola, S., Lombardo, G., Ferreirós, G. L., & Sapoznik, M. (2019). Exposición al cromo y sus compuestos. Guía de Actualización y Diagnóstico de Enfermedades Profesionales. 1–16.
- Giraldo, R. D. (2017). Procesos de degradación de suelos asociados a minería aurífera a cielo abierto, caso de estudio Bajo Cauca Antioqueño. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia. Tomado de <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/63113>
- Godbold, D. L., & Kettner, C. (1991). Lead influences root growth and mineral nutrition of *Picea abies* seedlings. *Journal of Plant Physiology*, 139(1), 95–99. Tomado de [https://doi.org/10.1016/S0176-1617\(11\)80172-0](https://doi.org/10.1016/S0176-1617(11)80172-0)
- Gómez-Sagasti, M. T. (2014). Identificación y selección de biomarcadores de exposición temprana a metales en *Arabidopsis thaliana*, *Escherichia coli* y *Pseudomonas fluorescens* mediante técnicas de expresión génica. Universidad del País Vasco.
- Gómez García, L. E. (2009). El medio ambiente en el sistema jurídico mexicano. *Amicus Curiae*, 2(3). Tomado de <http://revistas.unam.mx/index.php/amicus/article/view/14588>
- Guadarrama Guzmán, P. (2019). Caracterización y análisis de riesgo de los jales de una zona minera del Estado de Durango, México. Tesis de Maestro en Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. Tomado de <https://repositorio.unam.mx/contenidos/3499178>
- Hermoso, M. G., Rodríguez, F. S., & López, M. P. (2008). Los mamíferos salvajes terrestres como bioindicadores: nuevos avances en Ecotoxicología. *Observatorio Medioambiental*, 11, 37–62.
- Hernandez Sorí, L. (2014). Estudios ecotoxicológicos en diferentes bioindicadores ambientales del bioplaguicida Tricosave-34. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Central Marta Abreu de Las Villas. Tomado de <https://dspace.uclv.edu.cu/handle/123456789/773>.
- Herrmann, C. J., & Zappettini, E. O. (2014). Recursos minerales, minería y medio ambiente. Servicio Geológico Minero Argentino. Tomado de <https://repositorio.segemar.gob.ar/handle/308849217/2864>

- Hu, J., Liu, J., Li, J., Lv, X., Yu, L., Wu, K., & Yang, Y. (2021). Metal contamination, bioaccumulation, ROS generation, and epigenotoxicity influences on zebrafish exposed to river water polluted by mining activities. *Journal of Hazardous Materials*, 405(June 2020), 124150.
- Huamán Paredes, E., Vicuña Puente, D., Visitación Figueroa, L., & Flores del Pino, L. (2017). Efecto tóxico y ecotoxicológico de arenas negras de la minería artesanal en Madre de Dios. *Revista de La Sociedad Química de Perú*, 83(4), 403–411.
- Hudson-Edwards, K. A., Jamieson, H. E., & Lottermoser, B. G. (2011). Mine wastes: Past, present, future. *Elements*, 7(6), 375–380. Tomado de <https://pubs.geoscienceworld.org/msa/elements/articleabstract/7/6/375/137902/Mine-Wastes-Past-Present-Future>
- Huertos, E. G., & Baena, A. R. (2008). Contaminación de Suelos por Metales Pesados. *Macla, Revista de La Sociedad Española de Mineralogía*, 10, 48–60.
- Huiza Acosta, K. B. (2019). Remediación de ssuelos contaminados con metales pesados mediante especie del género Brassica. Trabajo de investigación. Facultad de ciencias ambientales. Universidad Científica del Sur.
- INECC. (2007). Industria minera. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Tomado de <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/459/cap2.html>
- Infantas, M. M. V. (2005). Intoxicación por plomo. *Revista de La Sociedad Peruana de Medicina Interna*, 18(1), 27.
- ITIS. (2021). *Daphnia magna*. Integrated Taxonomic Information System. Tomado de https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=83884#null
- ITIS. (2023). *Selenastrum capricornutum*. Integrated Taxonomic Information System. Tomado de https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=6257#null
- La Colla, N. S. (2016). Bioacumulación de metales en peces marinos y su distribución en columna de agua, bajo diferentes gradientes en el

estuario de Bahía Blanca. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Sur. Argentina.

Laines-Canepa, J. R., Sosa-Oliver, J. A., Bautista-Martínez, L., Molina, F., Enríquez-Murguía, J. F., Segura-García, A. E., & Hernández-Alcudia, S. E. (2015). Evaluación de la toxicidad puntual en un sitio de disposición final de residuos municipales. *Ingeniería*, 19(2), 110–117.

Lenntech. (2022). Propiedades químicas del Cromo. Efectos ambientales. Tomado de <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/cr.htm>.

LENNTECH. (2021). Efectos ambientales del Manganeso. Tomado de <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/mn.htm>

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. *Bioteología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14(2), 145–153.

López, A. J. (2005). Manual De Edafología. Departamento de Cristalografía, mineralogía Y Química Agrícola. Universidad de Sevilla. España.

López, M., & Estrada, H. (2015). Propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. *Bioagrocencias*, 8(1), 3–11.

Lozano Martínez, L. (2017). Ensayos ecotoxicológicos empleando jales de la mina La prieta, de Hidalgo del Parral, Chihuahua. Tesis de Maestría. Facultad e Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México.

Macedonio, J. L. R., & Castro, N. G. (2020). Impacto socioambiental de la minería a cielo abierto en Mezcala, Guerrero, México. *RICSH Revista Iberoamericana de Las Ciencias Sociales y Humanísticas*, 9(17), 219–239.

Madueño, F. M. (2017). Determinación de metales pesados (plomo y cadmio) en lechuga (*Lactuca sativa*) en mercados del Cono Norte, Centro y Cono Sur de Lima Metropolitana. Tesis de toxicología. Facultad de Farmacia Y Bioquímica E.A.P. de Toxicología. Universidad Nacional Mayor De San Marcos. Perú.

Magyary, I. (2018). Recent advances and future trends in zebrafish bioassays for aquatic ecotoxicology. *Ecocycles*, 4(2), 12–18. Tomado de <http://real.mtak.hu/87023/>

- Mansour, S. A., & Gad, M. F. (2010). Risk assessment of pesticides and heavy metals contaminants in vegetables: a novel bioassay method using *Daphnia magna* Straus. *Food and Chemical Toxicology*, 48(1), 377–389.
- Martell, A., Jack, F., & Torres, N. (2016). Goldcorp batalla con filtración de selenio en mina mexicana Peñasquito. REUTERS. Tomado de <https://www.reuters.com/article/mineria-mexico-penasquito-idLTAKCN10Z2I7>
- Martínez-Sepúlveda, J. A., & Reinaldo Casallas, M. R. (2018). Contaminación y remediación de suelos en Colombia: Aplicación a la minería de oro (1a edición). Tomado de <https://repository.universidadean.edu.co/handle/10882/9123>.
- Martínez, D. G., Amarán, N. B., Duque, J. A. D., & Díaz, I. C. (2020). Drenaje ácido de minas y su influencia en ecosistemas asociados al yacimiento Santa Lucía, Cuba. *Revista Iberoamericana Ambiente & Sustentabilidad*, 3(2), 67–81
- Martínez González, H. (2020). Fitoextracción de elementos tóxicos de suelos de Zacatezas contaminados con residuos mineros. Tesis de Maestría. Unidad Azcapotzalco. Universidad Autónoma Metropolitana (México). Tomado de https://www.academia.edu/34984810/MAESTRÍA_EN_CIENCIAS_E_INGENIERÍA_AMBIENTALES
- Martínez, M. (2019). Grupo México: Impunidad ante graves delitos ambientales. Proceso. Tomado de <https://www.proceso.com.mx/nacional/2019/7/13/grupo-mexico-impunidad-ante-graves-delitos-ambientales-227898.html>.
- Martínez, S., Vela, A., Botero, A., Arandia, F., & Mollinedo, P. (2010). Nuevo micro-bioensayo de ecotoxicidad de extractos acuosos de plantas medicinales sobre *Daphnia magna* Sp. *Revista Boliviana de Química*, 27(1), 29–32. Tomado de http://scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0250-54602010000100005
- Martínez, Y. A. (2014). Fitotoxicidad en tomate (*Physalis ixocarpa*) y una mezcla de pasto por riego con agua con fluoruros proveniente de una Barrera Reactiva. Universidad Autónoma Metropolitana, Azcapotzalco.

McCarty, L. s. (1990). A kinetics-based analysis of quantitative structure-activity relationships in aquatic toxicity and bioconcentration bioassays with organic chemicals. Canada. 190. Tomado de <https://www.osti.gov/etdeweb/biblio/6279854>

McGuirk, B., Theron, P., & Maboeta, M. (2020). The effects of different gold mine tailings on growth, reproduction and avoidance-behaviour of earthworms. *African Zoology*, 55(1), 35–42.

Mead, M. N. (2011). Confusión por el cadmio ¿Los consumidores necesitan protección? *Salud Pública de México*, 53(2), 178–186.

Medel, A. M., Gomez, S. R., González, F. J. A., Tovar, L. A. G. M., & Valadez, F. R. (2008). Caracterización de Jales Mineros y evaluación de su peligrosidad con base en su potencial de lixiviación. *Conciencia Tecnológica*, 35, 32–35.

Medina-Gutiérrez, A. (2017). La explotación minera a cielo abierto y su incidencia en los Derechos de la Naturaleza en el cantón Quito , parroquia Pintag, año 2015. Facultad de Jurisprudencia, Ciencias Políticas y Sociales. Universidad Central del Ecuador. Quito Ecuador. Tomado de <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/8943>

Medina Pizzali, M., Robles, P., Mendoza, M., & Torres, C. (2018). Ingesta de arsénico: el impacto en la alimentación y la salud humana. *Rev Peru Med Exp Salud Publica*, 35(1), 93–102.

Méndez-Ramírez, M., & Armienta Hernández, M. (2012). Distribución de Fe, Zn, Pb, Cu, Cd y As originada por residuos mineros y aguas residuales en un transecto del Río Taxco en Guerrero, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 29(2), 450–462.

Méndez, J. P., Ramírez, C. A. G., Gutiérrez, A. D. R., & García, F. P. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 29–44.

Monreal, R., & Hernández, P. (2015). Mi México es minero. Asociación de Ingenieros de Minas, Metalurgistas y Geólogos de México A. C. Tomado de https://www.geomin.com.mx/publicaciones/pub3_MEXICO_MINERO_3_edicion.pdf

Moreno, J. J. (2002). Sobre la contaminación del suelo. *Revista de*

Administración Pública, 157, 421–444.

Moreno Tovar, R., Téllez Hernández, J., & Monroy Fernández, M. G. (2012). Influencia de los minerales de los jales en la bioaccesibilidad de arsénico, plomo, zinc y cadmio en el distrito minero Zimapán, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(3), 203–218.

Muñoz, N. (2009). Determinación de plomo y cadmio en hierbas medicinales. Tesis, Universidad de Belgrano. Tesis doctoral de disertación. Facultad de Ciencias Exactas. Universidad de Velgrado. Tomado de <http://190.221.29.250/handle/123456789/1644>

Naidu, R., Semple, K. T., Megharaj, M., Juhasz, A. L., Bolan, N. S., Gupta, S. K., Clothier, B. E., & Schulin, R. (2008). Bioavailability: definition, assessment and implications for risk assessment. *Developments in Soil Science*, 32, 39–51.

Naturalista. (2018). *Daphnia magna*. Tomado de <https://www.naturalista.mx/taxa/460374-Daphnia-magna>

Núñez, M., & Hurtado, J. (2005). Bioensayos de toxicidad aguda utilizando *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Daphniidae) desarrollada en medio de cultivo modificado. *Revista Peruana de Biología*, 12(1), 165–170.

O.P.S. (2018). *Plomo*. Organización Panamericana de La Salud. Tomado de <https://www.paho.org/es/temas/plomo#:~:text=El%20plomo%20es%20un%20metal,%2C%20del%20aparato%20digestivo%2C%20re> nales.

Ortega-Sanz, I. (2018). Bioensayos con *Cucumis sativus* para el estudio de la toxicidad de suelos contaminados con metales. Evaluación de potenciales biomarcadores de exposición a metales. Facultad de Ciencia y Tecnología Universidad del País Vasco.

Ortiz, I., Fernández, E., Martín, F., & Dorronsoro, C. (2008). Estimación de propiedades físicas del suelo en gabinete y su aplicación en la identificación de horizontes edáficos. *Enseñanza de Las Ciencias de La Tierra*, 16(1), 57–63.

Ortiz, B. I., Sanz, J. G., Dorado, M. V., & Villar, S. F. (2007). Técnicas de recuperación de suelos contaminados. Informe de Vigilancia

Tecnológica. Universidad de Alcalá Dirección General de Universidades e Investigación. Madrid, España.

- Ospina Alvarez, N., & Peña, E. J. (2004). Alternativas de monitoreo de calidad de aguas: algas como bioindicadores. *Acta Nova*, 2(4), 513–517.
- Pandey, G., & Madhuri, S. (2014). Heavy metals causing toxicity in animals and fishes. *Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences*, 2(2), 17–23.
- Peña Hernández, M. (2008). Evaluación del efecto de la temperatura en la teratogenicidad del mercurio en embriones del pez cebra, método (DarTa). Tesis de grado. Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería. Universidad Autónoma del estado de Hidalgo.
- Pentreath, V., González, E., Barquín, M., Ríos, S. M., & Perales, S. (2015). Bioensayo de toxicidad aguda con plantas nativas para evaluar un derrame de petróleo. *Revista de Salud Ambiental*, 15(1), 13–20. Tomado de <https://www.ojs.diffundit.com/index.php/rsa/article/view/551>
- Pérez Hernández, H. (2019). Harina de lombriz de tierra (*Eisenia foetida* Sav.) obtenida en un modelo de lombricompostaje ¿Una alternativa alimenticia?. Facultad de Estudios Superiores Iztacal. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Pineda, M. E. B., & Rodríguez, A. M. G. (2015). Metales pesados (Cd, Cr y Hg): su impacto en el ambiente y posibles estrategias biotecnológicas para su remediación. 2(2), 82–112.
- Pinzón, C. P., & Gomez, C. A. F. (2018). Impacto del mercurio en los ecosistemas colombianos y las técnicas aplicables para su biorremediación. Documentos de Trabajo ECAPMA, 1, 1–12. Tomado de <https://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/workpaper/article/view/2774>
- Planes, E., & Fuchs, J. (2015). Cuales son los aportes de la ecotoxicología a las regulaciones ambientales. *Ciencia e Investigación*, 65(2). Tomado de <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/48860>

- Prestifilippo, J., & Rettori, V. (2010). Efectos del Manganeseo sobre el eje hipotálamo-hipófiso reproductivo. *Revista de Endocrinología Ginecológica y Reproductiva*, 24–46.
- QUIMIPUR S.L.U. (2014). Ficha de datos de seguridad. Manganeseo (IV) Oxido. Polígono Industrial Borondo. Tomado de <https://quimipur.com/pdf/manganeseo-iv-oxido.pdf>
- Ramírez-Carvajal, R. (1997). Propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos Tomado de <http://bibliotecadigital.agronet.gov.co/bitstream/11348/6636/1/083.pdf> [Consultado el 25 de enero del 2022].
- Ramírez-Hernández, V. (2010). Caracterización ambiental y análisis de riesgos para la salud de un sitio minero-metalúrgico. Caso de estudio: Concepción del Oro, Zacatecas, México. Tesis de ciencias ambientales. Facultad de Ciencias Químicas, Ingeniería y Medicina. San Luis Potosí. 10-23. Tomado de <http://ninive.uaslp.mx/xmlui/handle/i/5725>
- Ramos Clatempa, R. (2018). Efecto de la exposición ambiental a manganeseo sobre la praxia motora en escolares residentes del distrito minero de Molango, Hidalgo, México. Instituto Nacional de salud pública. Escuela de salud pública de México. Tesis de Maestría. Instituto Nacional de Salud Pública.
- Rangel Motoya, E., Montañez Hernández, L. E., Luévanos Escareño, M. P., & Balagurusamy, N. (2015). Impacto del arsénico en el ambiente y su transformación por microorganismos. *Terra Latinoamericana*, 33(2), 103–118.
- Ratto, S. E., Vanier, M., Pierini, V., & Giuffré, L. (2010). Bioensayos de toxicidad aguda con *Lactuca sativa* en sedimentos contaminados del río Reconquista en disposición final. *Rev. Fac. Agr. UBA*, 30(3), 179–185. Tomado de <http://sisbib.unmsm.edu.pe/BVRevistas/biologia/biologiaNEW.htm>
- Ribas, L., & Piferrer, F. (2014). The zebrafish (*Danio rerio*) as a model organism, with emphasis on applications for finfish aquaculture research. *Reviews in Aquaculture*, 6(4), 209–240. Tomado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/raq.12041>

- Rocha, P. S., & Umbuzeiro, G. D. A. (2022). AOPs são o futuro da ecotoxicologia? *Química Nova*, 45(1), 132–136. Tomado de <https://www.scielo.br/j/qn/a/8jJqVfYxkNttg4XVpZ7MjSf/>
- Rodríguez-Galán, M., Baena-Moreno, F. M., Vázquez, S., Arroyo-Torralvo, F., Vilches, L. F., & Zhang, Z. (2019). Remediation of acid mine drainage. *Environmental Chemistry Letters*, 17, 1529–1538.
- Rodríguez, C. (2016). Efecto de la temperatura en la determinación sexual durante la fase de desarrollo del zebrafish (*Danio rerio*). Ingeniería de Sistemas Biológicos. Universidad Pólitecnica de Cataluña Barcelona Tech-UPC. Barcelona.
- Rodriguez Catanese, P. V. (2014). Bioensayos aplicados a la evaluacion de la toxicidad de efluentes industriales. Facultad de Ciencia Exactas y Naturales Universidad nacional de la Pampa. Argentina.
- Rodríguez, D. T. (2003). El papel de los microorganismos en la degradacion de compuestos tóxicos. *Ecosistemas*, 12(2), 5. Tomado de <https://revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/350>
- Rodríguez Heredia, D. (2017). Intoxicación ocupacional por metales pesados. *Medisan*, 21(12), 3372–3385. Tomado de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S102930192017001200012.
- Rodríguez, R., Oldecop, L., Linares, R., & Salvado, V. (2009). Los grandes desastres medioambientales producidos por la actividad minero-metalúrgica a nivel mundial: causas y consecuencias ecológicas y sociales. *Revista Del Instituto de Investigación de La Facultad de Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*, 12(24), 7–25.
- Rodríguez, V. A. (2010). Residuos de minera de Jalisco contaminan río. *La Jornada*, 32. Tomado de <https://www.jornada.com.mx/2010/08/16/estados/032n2est> [
- Rodríguez-Serrano, M., Martínez-de la Casa, N., Romero de Puertas, M. C., del Rio, L. a., & Sandalio, L. M. (2008). Toxicidad del cadmio en plantas. *Ecosistemas*, 17(3), 139–146.

- Romero, P. R., & Cantú, A. M. (2008). Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo: La experiencia en México. In Instituto Nacional de Ecología.
- Romy, D. (2016). Evaluación toxicológica con lombriz de tierra (*Eisenia andrei*) expuesta a diferentes residuos sólidos de mina de San Luis Potosí, México. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Químicas, Ingeniería y Medicina. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Saavedra, G., Corradini, F., & Antúnez, A. (2017). Manual de producción de Lechuga. In Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA).
- Salibián, A. (2015). Reflexiones acerca de la ecotoxicología que viene. *Ciencia e Investigación*, 65(2), 79–88.
- Sánchez-Bain, A., Forget, G., Feola, G., & Ronco, A. (2004). Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. Canadá. 189.
- Sánchez Argüello, P. (2002). Valoración ecotoxicológica de la contaminación de origen agrario: incorporación de bioensayos en los protocolos de evaluación del riesgo ambiental. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias biológicas. Universidad Complutense de Madrid. España.
- Sanchez, E. S., & Ortiz, M. L. O. (2016). Escenario ambientales y sociales de la minería a cielo abierto. *Centro de Investigación En Biotecnología (Ceib), UAEM.*, 10(20), 27–34. Tomado de <http://inventio.uaem.mx/index.php/inventio/article/view/272/447>
- Sánchez Martínez, M. (2005). Alteraciones fisiológicas como consecuencia de la exposición a plaguicidas en sucesivas generaciones de *Daphnia Magna*. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad de Valencia. España. Tomado de <https://roderic.uv.es/handle/10550/15047>
- Sánchez, R. G., & Vera, D. G. (2001). Manual Introductorio de Ecotoxicología Acuática. Instituto Del Mar Del Perú, 161.
- Santoyo, A. Y. S. (2018). Durmiendo sobre oro y plata , un suelo incómodo: La pobreza en pueblos mineros de Chihuahua y Zacatecas , 2000 y 2010 , según etapas de vida de la mina. Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales. México. Tomado de <https://flacso.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1026/204>.

- Santoyo, M. M. (2020). Estudio ecotoxicológico sobre la biocamulación de metales pesados en dos especies vegetales asociadas a los jales de Huautla, Morelos. Tesis doctoral. Facultad de ciencias biológicas. Universidad del Estado de Morelos. Tomado de <http://riaa.uaem.mx/xmlui/handle/20.500.12055/1270>
- Secretaría de Economía. (2010). Comunidad de negocios. Normalización. Tomado de <http://www.2006-2012.economia.gob.mx/comunidad-negocios/normalizacion> .
- Secretaría de Economía (2021). Ley minera. Coordinación General de Minería. Tomado de http://www.siam.economia.gob.mx/work/models/siam/Resource/Avisos/Trip_conc_mineras.pdf.
- SEMARNAT. (2004a). Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y. Diario Oficial de la Federación. México.
- SEMARNAT. (2004b). Norma Oficial Mexicana NOM-141-SEMARNAT-2003, que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presa. Diario Oficial de la Federación. México.
- SEMARNAT. (2006). Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005, que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos *peligrosos*. Diario Oficial de la Federación. México.
- SEMARNAT. (2009). PROY-NOM-157-SEMARNAT-2009. Proyecto de Norma Oficial Mexicana, que establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros. Diario Oficial de La Federación. México.
- SEMARNAT. (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-155-SEMARNAT-2007, Que establece los requisitos de protección ambiental para los sistemas de lixiviación de minerales de oro y plata. Diario Oficial de La Federación. México.

- SEMARNAT. (2014). NOM-165-SEMARNAT-2013, Que establece la lista de sustancias sujetas a reporte para el registro de emisiones y transferencia de contaminantes. Diario Oficial de La Federación. México. Tomado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5330750&fecha=24/01/2014#gsc.tab=0
- SEMARNAT. (2018a). Constitución Política Mexicana y leyes ambientales. Tomado de <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/constitucion-politica-mexicana-y-leyes-ambientales-144882?idiom=es>.
- SEMARNAT. (2018b). La LGEEPA, eje rector del sistema jurídico ambiental de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Tomado de <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/la-lgeepa-eje-rector-del-sistema-juridico-ambiental-de-mexico?idiom=es>.
- Sepúlveda, T. V. (2005). Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Intituto Nacional de Ecología. Google Libros. Tomado de <https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=A50ITx37ScsC&oi=fnd&pg=PA19&dq=Suelos+contaminados+por+metales+y+meta+loides:+muestreo+y+alternativas+para+su+remediaci%C3%B3n>.
- SGM. (2017). Yacimientos minerales en México. Servicio Geológico Mexicano. Tomado de https://www.sgm.gob.mx/Web/MuseoVirtual/Aplicaciones_geologicas/Yacimientos-minerales-en-Mexico.html
- Silva-Arroyave, S. M., & Correa-Restrepo, F. J. (2009). Análisis de la contaminación del suelo: revisión de la normativa y posibilidades de la regulación económica. *Semestre Económico*, 12, 13–34.
- Silva, J., Torrejón, G., Bay-Schmith, E., & Larrain, A. (2003). Calibracion Del Bioensayo De Toxicidad Aguda Con Daphnia Pulex (Crustacea: Cladocera) Usando Un Toxico De Referencia. *Gayana (Concepción)*, 67(1), 87–96.
- Sobrino-Figueroa, A. S., Becerra-Rueda, O. F., Magallanes-Ordóñez, V. R., Sánchez-González, A., & Marmolejo-Rodríguez, A. J. (2015). Toxicity in semiarid sediments influenced by tailings of an abandoned gold mine. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(1), 1–8.

- Songor-Carrión, L. A. (2020). Estudio del mecanismo de generación de drenaje ácido en materiales de concentración del Proyecto Río Blanco. Tesis de Ingeniería en minas. Facultad de Ciencia y Tecnología. Universidad del Azuay. Cuenca, Ecuador. 3-29. Tomado de <https://biblioteca.uazuay.edu.ec/buscar/item/85052>
- Soto, J. M. F., & Olvera, B. D. (2019). Elementos potencialmente tóxicos (Cd, Hg, Pb y Zn) en suelos impactados por planta recicladora de Plomo (Zacatecas, México), a una década de parar operaciones. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(3), 651–669. Tomado de <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.03.11>
- Spósito, M., & Espinola, J. (2016). Evaluación in vitro del efecto tóxico de una formulación comercial de glifosato de amonio sobre cinco especies representantes de diferentes hábitats y niveles tróficos. *Innotec*, (12), 48-53.
- Takasaki, S., & Kawamura, Y. (2007). Using radial basis function networks and significance testing to select effective siRNA sequences. *Computational Statistics and Data Analysis*, 51(12), 6476–6487.
- Torres, M., Rojas, E., Arapa, A., Ramos, P., Vargas, R., Ludeña, M., Delgado, Á., Pinto, Á., Zuñiga, M., Sotomayor, R., Brañez, E., López, J., Condor, G., Trujillo, C., Sueyo, H., Shanocua, J., Vicente, M., Trigoso, Y., Morales, Y., & Frey, J. (2017). Guía para promotores: prevención de exposición por mercurio. Ministerio Del Ambiente de Perú, 1-25.
- Truhaut, R. (1975). Ecotoxicology—A new branch of toxicology: A general survey of its aims methods, ad prospects. *Ecological Toxicology Research: Effects of Heavy Metal and Organohalogen Compounds*, 3–23.
- Trujillo, S. O., Gutiérrez, J. B., Peña, E. P. N., & Alcázar, F. D. J. (2013). Reseña histórica y situación actual de la minería en Zacatecas; aspectos sociales, económicos y ambientales. Segundo Congreso Latinoamericano de Ciencias Sociales "Las Crisis En América Latina, Diferentes Perspectivas y Posibles Soluciones, 1–14.
- Urbina Trinidad, P. A. (2015). Análisis del efecto de la movilidad de elementos potencialmente tóxicos en jales de minas mediante el uso de bacterias promotoras del crecimiento. Tesis en Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingeniería Química. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

- Valderas, J., Mejías, M. E., Riquelme, J., Aedo, K., Aros, S., & Barrera, F. (2013). Intoxicación familiar por mercurio elemental: Caso clínico. *Revista Chilena de Pediatría*, 84(1), 72–79.
- Valladares, R. Y., & Sandia, L. (2017). Legislación ambiental aplicable a las actividades mineras en Venezuela. *Gestión y Ambiente*, 20(2), 253–264. Tomado de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/63180>
- Van Coller-Myburgh, C., Van Rensburg, L., & Maboeta, M. (2015). Assessing the ecotoxicity of gold mine tailings utilizing earthworm and microbial assays. *Water, Air, and Soil Pollution*, 226(7), 1–10.
- Velasco Ambuila, E. (2021). Evaluación ecotoxicológica en lodos contaminados con mercurio y/o cianuro producidos en el beneficio de oro en Suárez-Cauca por medio de procesos biológicos. Tesis doctoral de disertación. Facultad de Ciencias ambientales y Desarrollo Sostenible.
- Velducea, B. M. (2008). Habitantes de Chihuahua, hartos de abusos de mineras extranjeras. *La Jornada*. Tomado de <https://www.jornada.com.mx/2008/01/02/index.php?section=estados&article=026n1est>
- Villa, M. L. (2018). Biodisponibilidad de metales pesados en suelos contaminados. Tesis doctoral. Universidad de Vigo. España. Tomado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=221733>
- Weinberg, J., & Persisitentes, O. (2007). Introducción a la contaminación por mercurio para las ONG. *Red Internacional de Eliminación de Los Contaminantes Orgánicos Persistentes (IPEN)*, 166.
- Weng, L., Wolthoorn, A., Lexmond, T. M., Temminghoff, E. J. M., & Van Riemsdijk, W. H. (2004). Understanding the effects of soil characteristics on phytotoxicity and bioavailability of nickel using speciation models. *Environmental Science and Technology*, 38(1), 156–162.
- Worldwide, E. L. A. (2010). Guía para Evaluar EIAS de proyectos mineros. In *Alianza Mundial del Derecho Ambiental (ELAW)*. Tomado de www.elaw.org/files/mining-eia-guidebook/Guia20Proyecto20Mineros.pdf.

- Zaldívar Ortiz, F. (2018). Estudio in vitro de la sobrevivencia, reproducción y morfología de *Daphnia pulicaria* irradiada con un láser de baja energía. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Zambrano, R., González, L., Aranguré, F., Ortega, J., Paredes, J., & Espinosa, M. (2014). El mercurio y sus consecuencias en la salud. *Nueva Época*, 17, 41-48.
- Zapata, I. C., Posada, E., González, M. E., & Saldarriaga, J. F. (2016). Efectos de la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*), sobre el crecimiento de microorganismos en suelos contaminados con mercurio de Segovia, Antioquia. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 27(1), 77-90.
- Zhuang, P., Zou, B., Li, Y. N., & Li, A. Z. (2009). Heavy metal contamination in soils and food crops around Dabaoshan mine in Guangdong , China : implication for human health. *Environmental Geochemistry and Health*, 31, 707-715. Tomado de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10653-009-9248-3>.
- Zuarth, C. A. G., Vallarino, A., Jiménez, J. C. P., & Pfeng, A. M. L. (2014). *Bioindicadores: Guardianes de nuestro futuro ambiental*. Tomado de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2017/11/Bioindicadores-Guardianes-de-nuestro-futuro-ambiental.pdf>