



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO  
DE HIDALGO

---

Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería  
Área Académica de Química  
Doctorado en Ciencias Ambientales

**EVALUACIÓN DE RIESGO ECOLÓGICO Y A LA SALUD POR  
CONSUMO DE HONGOS COMESTIBLES POTENCIALMENTE  
CONTAMINADOS CON METALES DE INTERÉS TOXICOLÓGICO  
(MIT) DENTRO DE LA COMARCA MINERA, HIDALGO MÉXICO.**

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**DOCTORA EN CIENCIAS AMBIENTALES**

**PRESENTA:**

Biol. Sharon Alethia de Lucio Flores

**DIRECTOR:**

Dr. Juan Carlos Gaytán Oyarzun

**CODIRECTOR:**

Dr. José Roberto Villagómez Ibarra



Mineral de la Reforma, Hgo., diciembre de 2025



Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo  
Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería  
School of Engineering and Basic Sciences

Mineral de la Reforma, Hgo., a 12 de noviembre de 2025

Número de control: ICBI-D/2089/2025

Asunto: Autorización de impresión de tesis.

**MTRA. OJUKY DEL ROCÍO ISLAS MALDONADO**  
**DIRECTORA DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA UAEH**

Por este conducto le comunico que el comité revisor asignado a la Biol. Sharon Alethia de Lucio Flores, alumna del Doctorado en Ciencias Ambientales (Directo) con número de cuenta 298849, autoriza la impresión del proyecto de tesis titulado **“Evaluación de riesgo ecológico y a la salud por consumo de hongos comestibles potencialmente contaminados con metales de interés toxicológico (MIT) dentro de la Comarca minera, Hidalgo México”**, en virtud de que se han efectuado las revisiones y correcciones pertinentes.

A continuación, se registran las firmas de conformidad de los integrantes del comité revisor.

PRESIDENTE Dr. José Roberto Villagómez Ibarra

SECRETARIO Dr. Otilio Arturo Acevedo Sandoval

1<sup>er</sup> VOCAL Dra. Juan Carlos Gaytán Oyarzún

2<sup>do</sup> VOCAL Dr. Roberto Garibay Origel

3<sup>er</sup> VOCAL Dra. Griselda Pulido Flores

1<sup>er</sup> SUPLENTE Dra. Gabriela Marisol Vázquez Cuevas

2<sup>do</sup> SUPLENTE Dr. César Camacho López

Sin otro particular, reitero a Usted la seguridad de mi atenta consideración.

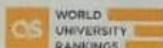
Atentamente  
“Amor, Orden y Progreso”  
Mtro. Gabriel Vergara Rodríguez  
Director del ICBI



GVR/APDV

“Amor, Orden y Progreso”

Ciudad del Conocimiento, Carretera Pachuca-Tulancingo Km. 4.5 Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, C.P. 42184  
Teléfono: 771 71 720 00 Ext. 40001  
dirección\_icbi@uaeh.edu.mx, vergarar@uaeh.edu.mx



2025



uaeh.edu.mx

## PARTICIPACIONES EN EVENTOS ACADÉMICOS



**UAT**  
Universidad Autónoma  
de Tamaulipas



Facultad de Ingeniería  
Tampico

### LA ACADEMIA NACIONAL DE CIENCIAS AMBIENTALES Y LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TAMAULIPAS

OTORGAN EL PRESENTE

# RECONOCIMIENTO

A

**DE LUCIO-FLORES S. A., GAYTÁN-OYARZÚN J. C., VILLAGÓMEZ-IBARRA J. R., VÁZQUEZ-CUEVAS G. M., PULIDO-FLORES G. Y GARIBAY-ORIJEL R.**

POR SU PARTICIPACIÓN COMO PONENTE CON EL TEMA:

**«POTENCIAL DE RIESGO A LA SALUD POR EXPOSICIÓN A METALES PESADOS EN EL CONSUMO DE MACROMICETES DE LA COMARCA MINERA, HIDALGO»**,

EN EL XIX CONGRESO INTERNACIONAL Y XXV CONGRESO NACIONAL DE CIENCIAS AMBIENTALES, REALIZADO DEL 19 AL 21 DE OCTUBRE DE 2022 EN MODALIDAD HÍBRIDA (PRESENCIAL Y A DISTANCIA) LLEVÁNDOSE A CABO EL MODO PRESENCIAL EN LAS INSTALACIONES DEL CAMPUS UNIVERSITARIO SUR DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TAMAULIPAS

CIUDAD Y PUERTO DE TAMPICO, 23 DE OCTUBRE DE 2022.



Dr. Julio César Rolón-Aguilar  
Secretario

Academia Nacional de Ciencias Ambientales



Dr. René Bernardo Elías Cabrera-Cruz  
Tesorero

Academia Nacional de Ciencias Ambientales



**UAT**  
Universidad Autónoma  
de Tamaulipas



Facultad de Ingeniería  
Tampico



"ANCA, 25 Años  
Construyendo  
un Legado"



XIX CONGRESO INTERNACIONAL  
XXV CONGRESO NACIONAL DE  
Ciencias Ambientales  
ANCA TAMPICO 2020-2022



AMEQA La Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental otorga la presente



## Constancia

a:



de Lucio-Flores S. A., Gaytán-Oyarzún J. C., Villagómez-Ibarra J. R., Vázquez-Cuevas G. M., Pulido-Flores G., Garibay-Orijel R.



Por su participación en la modalidad Oral con el trabajo Potencial de riesgo por consumo de macromicetes contaminados con metales pesados en el IX Congreso Virtual AMEQA del 7 al 11 de noviembre de 2022.

Dr. Leobardo Manuel Gómez Oliván  
Presidente de AMEQA



# PRODUCCIÓN CIENTÍFICA



<https://repository.uach.edu.mx/revistas/index.php/icbi/issue/archive>  
Pädi Boletín Científico de Ciencias Básicas e Ingenierías del ICBI

Publicación Semestral Pädi Vol. 8 No. 16 (2021) 60-65

# Pädi

ISSN: 2007-6363

## Hongos macroscópicos como bioacumuladores de metales pesados Macroscopic fungi as bioaccumulators of heavy metals

S. Alethia de Lucio-Flores \*, E. M. Otazo-Sánchez , L. Romero-Bautista , J. C. Gaytán-Oyarzún \*

\* Área Académica de Biología, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 42184, Pachuca, Hidalgo, México.

† Área Académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 42184, Pachuca, Hidalgo, México.

### Resumen

El vínculo entre los hongos y el hombre ha generado diferentes intereses en función de su uso medicinal, comercial y alimenticio. La estrecha relación que mantienen los hongos macroscópicos con el suelo los convierte en organismos con alto potencial para la biodegradación de materia orgánica, la captación de nutrientes y la absorción de sustancias peligrosas como son los metales pesados, muchos de ellos de interés toxicológico. Es debido a los múltiples reportes sobre la capacidad de bioacumulación de contaminantes en los hongos macroscópicos, que los beneficios que estos organismos confieren al ser humano podrían estar acompañados de efectos colaterales sobre la salud. A través de esta revisión se observa que la información generada a nivel internacional es amplia, mientras que, a nivel nacional es significativamente escasa, y más aún en los estudios enfocados al impacto sobre la salud por consumo de hongos contaminados.

### Palabras Clave:

Metales pesados, bioacumulación, hongos macroscópicos comestibles, toxicidad.

### Abstract

Through the years, the union between fungi and man has generated different interests based on their medicinal, commercial and food use. The close relationship that macroscopic fungi have with the soil makes them organisms with a high potential for biodegradation of organic matter, the uptake of nutrients and for the absorption of dangerous substances present in the environment such as heavy metals, many of them of toxicological interest. It is due to the multiple reports of the bioaccumulation capacity of these contaminants in macroscopic fungi, that the benefits that these organisms confer on humans could be accompanied by unwanted side effects on their health. Through this review we were able to determine the information generated at the international level is broad, while at the national level is significantly scarce, and even more so in studies focused on the health impact of eating contaminated mushrooms.

### Keywords:

Heavy metals, bioaccumulation, edible macroscopic fungi, toxicity.

### 1. Introducción

La relación entre los hongos silvestres y el ser humano se ha descrito a partir de los conocimientos tradicionales, así como de sus implicaciones culturales y/o ambientales, a las cuales se han sumado intereses debido a sus cualidades medicinales, su creciente valor comercial y uso alimenticio, este último basado en sus propiedades nutritivas, las cuales se consideran superiores a las de muchos productos de origen vegetal. El micelio de los hongos es capaz de secuestrar la fracción

asimilable de los metales pesados de diversos sustratos, por lo cual, los cuerpos fructíferos de los hongos se contaminan y pueden tener efectos nocivos si son consumidos por animales y por el hombre (Caamal-Caamal et al., 2016; Moyano et al., 2010).

Los seres vivos requieren de cantidades específicas de ciertos metales para el desarrollo de distintas funciones biológicas, sin embargo, cuando estas cantidades son alteradas, son capaces de generar afecciones en procesos bioquímicos,

\*Autor para la correspondencia: jcgaytan@uach.edu.mx

Correos electrónicos: de298849@uach.edu.mx (Sharon Alethia de Lucio-Flores), profpe\_4339@uach.edu.mx (Elena María Otazo-Sánchez) romerob@uach.edu.mx (Leticia Romero-Bautista), jcgaytan@uach.edu.mx (Juan Carlos Gaytán Oyarzún).

Fecha de recepción: 24/04/2020 Fecha de aceptación: 20/05/2020 Fecha de publicación: 05/01/2021  
<https://doi.org/10.29887/icbi.v8i16.5823>



# Health Risk Assessment for Ingestion of Edible Mushrooms Contaminated by Chromium

Sharon Alethia de Lucio-Flores,<sup>a,\*</sup> Juan Carlos Gaytán-Oyarzun,<sup>b</sup> Roberto Garibay-Orijel,<sup>c</sup> & Griselda Pulido-Flores<sup>b</sup>

<sup>a</sup>Área Académica de Química, Instituto de Ciencias Básicas e Ingenierías, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México; <sup>b</sup>Centro de Investigaciones Biológicas, Área Académica de Biología, Instituto de Ciencias Básicas e Ingenierías, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México; <sup>c</sup>Departamento de Botánica, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México

\*Address all correspondence to: Sharon Alethia de Lucio Flores, Laboratorio de Genética, Centro de Investigaciones Biológicas, Instituto de Ciencias Básicas e Ingenierías, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 42184 Mineral de la Reforma, Hidalgo, México; Tel: +52 (771) 7172000 ext. 40070, E-mail: de298849@uaeh.edu.mx

**ABSTRACT:** A health risk assessment was carried out to determine the probability of damage and carcinogenic effects from consumption of five mushroom species (*Boletus edulis*, *Cantharellus cibarius*, *Lactarius indigo*, *Ramaria flava*, and *Sarcodon calvatus*) potentially contaminated by chromium (Cr), based on data reported by López-Vázquez and Prieto-García (2016) in Hidalgo state [López-Vázquez E, Prieto-García F. Minerals and toxic elements in wild mushrooms species from regions of Hidalgo state in Mexico. *Asian J Chem.* 2016;28(12):2725–30]. The evaluation was carried out based on an environmental risk indicator: potential ecological risk; and two health risk indicators: the hazard quotient, non-cancer damage and the risk of increase of individual cancer. The results showed that there is a high probability of carcinogenic damage for the three regions where older adults and pregnant are the most vulnerable sectors. Due to the traditional use of edible mushrooms in Mexico, the evidence of bioaccumulation of heavy metals of toxicological interest in mushroom species, as well as the notable damage to health due to the consumption of contaminated species; the monitoring and implementation of standards that regulate their consumption and ensuring their food safety is essential. More research is required to support the use of these evaluations.

**KEY WORDS:** heavy metals, chromium, bioaccumulation, edible and medicinal mushrooms, health risk, Mexico

**ABBREVIATIONS:** AT, average time of exposure; BFA, bioaccumulation factor; Cexp, exposure concentration; Cref, reference concentration; CSF, cancer slope factor; Dexp, duration of exposure; ED<sub>1a</sub>, adjusted estimated daily intake; EDI, estimated daily intake; EF, exposure factor; ERA, ecological risk assessment; ER, potential ecological risk; F, frequency of exposure; HIR, environmental hazard ratio; HQ, hazard quotient; HR, environmental hazard ratio; HRA, health risk assessment; IBW, individual body weight; MTI, heavy metals of toxicological interest; RfD, reference dose; RIC, risk of increase cancer; RIIC, risk of increase of individual cancer; TI, intake rate by ingestion; Tr, toxic response rate

## I. INTRODUCTION

The study of the bioaccumulation capacity of metals of toxicological interest (MTI) in edible macroscopic fungi is extensive. In a review carried out in 2021,<sup>1</sup> information was condensed from a total of 59 reports on the bioavailability of Fe, Zn, Cu, Mn, Ni, Cr, Pb, and Cd in different species of fungi, where countries such as Poland stand out, Turkey and China in scientific production in this area of study; in addition, a health risk assessment (HRA) was conducted in the same review, which showed that consumption in adults and children in some countries could be linked to significant non-cancerous effects. In Mexico, this area of study has been little explored since so far there are only three reports that demonstrate the bioavailability of As, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb and Zn in edible fungi species, inedible and/or medicinal, of the states of Hidalgo, Coahuila, Durango and in the trans-Mexican volcanic belt;<sup>2–4</sup> however, the potential health risk of consumption has not been assessed.

Risk assessments are qualitative and quantitative tools for determining the likelihood of adverse health effects resulting from exposure to hazardous toxic agents. Within food security, these analyses are fundamental, since they create both preventive and corrective strategies that ensure food safety, as well as a better

## AGRADECIMIENTOS

- **A la vida**

Gracias por mantenerme firme y valiente, por mostrarme las riquezas que me rodeaban cuando me sentía completamente derrotada, gracias por hacerme fuerte para afrontar todo aún con lágrimas y dolor. Fue un proceso sumamente complicado, pero hoy todo es diferente, me hiciste una persona más plena, más feliz, llena de energía y motivación. ¡Gracias por permitirme vivir esta experiencia!

- **Al doctor Juan Carlos Gaytán Oyarzun**

Si algo tengo claro, es que jamás me alcanzará la vida para agradecerle todo lo que ha hecho por mí, ha sido un placer haberlo conocido y haber trabajado juntos desde la licenciatura. Usted fue testigo de los peores y los mejores momentos durante este proceso y jamás me juzgó, siempre me extendió su mano y me alentó para seguir adelante, gracias por su tiempo, su dedicación, su paciencia y sobre todo por su amistad. Tenga la seguridad de que podrá contar conmigo para futuros proyectos.

- **A mi amore, el doctor Arnold Ibarra Bautista**

Mi compañero desde hace poco más de 11 años. Estoy segura de que esta ha sido una de las pruebas más difíciles y retadoras que hemos afrontado. Aunque terminábamos devastados, creo que, además de las salidas a campo, uno de los momentos más bonitos que recuerdo de este proyecto fue cuando nos quedábamos hasta tarde en el laboratorio. Gracias por tu paciencia y por estar presente, incluso cuando el estrés me vencía por completo. Esta aventura se suma a nuestra increíble vida juntos. ¡Sí se pudo, amor!

- **A mis apreciables miembros del comité**

Les agradezco infinitamente por haber aceptado formar parte de este proyecto, por su tiempo, su paciencia, sus críticas y todas sus aportaciones, cada uno de ustedes fue una pieza clave. Cada paso de este proyecto, por más complicado que haya sido, siempre se superó. Hoy confío en que este es un buen trabajo que aportará a la sociedad.

- **Al señor Margarito y la señora Paula, hongueros hidalguenses**

Gracias por todas esas horas que me dedicaron, esas largas y divertidas caminatas por los bosques que visitamos, gracias por su sabiduría, su conocimiento y ese entusiasmo por compartirlo, su aportación en este trabajo fue esencial y lo atesoro enormemente.

- **Al doctor Carlos Alexander Lucho Constantino**

Doctor, muchas gracias por su guía, apareció en el momento que más necesitaba ayuda, gracias por su tiempo, su paso por mi proyecto fue sustancial. Fue un placer conocerlo y haber compartido tantas de horas de trabajo y de buenas charlas.

- **A mi gran amigo Felipe Cerón Mejorada**

Señor Felipe, muchas gracias por el tiempo que invertiste en este proyecto. Gracias por animarte a salir al campo y documentar momentos increíbles con tu cámara. Pero, sobre todo, gracias por tu amistad. Eres una persona muy importante para mí, y que hayas sido parte de esta aventura fue genial.

- **A mis compañeros del doctorado Ross, Andrés, Ari**

Fue una bella coincidencia de la vida habernos conocido. Muchas veces aligeraron fuertes cargas que tenía encima. Gracias por esas charlas, por cada reunión, cada carcajada. Fue muy lindo tenerlos presentes. ¡Gracias, chicos!

## DEDICATORIAS

- **A mí**

Este proceso me hizo entender que hoy soy una nueva versión de mí. Este proyecto fue un reto que asumí llena de inseguridades y con miedo de fracasar, pero dejo eso atrás para sentirme orgullosa y segura de quién soy y de lo que soy capaz, porque lo logré. Esto es para mí: "Sigue fuerte, valiente y apasionada por tu profesión".

- **A mi familia**

*A mi hermanito*

Eres una de las personas que más admiro, siempre te tengo presente como un claro ejemplo de superación y crecimiento. Has logrado tantas cosas maravillosas que estoy ansiosa por ver lo que viene para ti. Eres uno de mis grandes amores y no me alcanzará la vida para agradecerte por nunca dejarme sola. Al igual que mis papás, siempre serás una de mis grandes motivaciones. Gracias por ser el mejor hermano, nunca te dejaré solo.

*A mi madre*

Eres una mujer grandiosa, fuerte, valiente y valiosa. Gracias por siempre darme tu calidez, tu tiempo, tu amor y tu apoyo, mami. Eres la mujer que más admiro y amo en el mundo. Gracias por llevarme de la mano por la vida, por alentarme a seguir adelante y enseñarme a no rendirme. Has cuidado de mí sólo como tú lo sabes hacer, y ahora es mi turno. Eres la mejor madre de todas, siempre estaré a tu lado.

*A mi padre*

Tu guía fue clave para ser la persona que hoy escribe esto. Gracias por ser un padre amoroso y dedicado; prácticamente has dado tu vida por nosotros, tu familia, y no cualquiera es tan valiente para hacerlo, pa. Eres un gran ejemplo a seguir. No sabes cuánto agradezco el esfuerzo que has hecho durante años para que yo cumpla mis sueños. Hoy comparto contigo los frutos de este trabajo. Gracias por ser el mejor padre y amigo, toda la vida estaré para ti.

*Hermanito, Ma, Pa, no lo habría logrado sin ustedes. ¡Los amo!*

- **A todos aquellos que en algún momento de la vida lean este trabajo**

El conocimiento es riqueza, permítanse crecer y aprender del universo que los rodea, y cuando estén listos, salgan al mundo y exploten de pasión y amor por lo que hacen, sean profesionistas entregados a la sociedad.

## ÍNDICE DE CONTENIDO

ÍNDICE DE TABLAS .....	
ÍNDICE DE FIGURAS .....	
I. RESUMEN.....	1
II. INTRODUCCIÓN.....	2
III. ANTECEDENTES.....	4
3.1 Historia Minera en Hidalgo .....	4
3.2 Metales de Interés Toxicológico (MIT).....	4
3.2.1 Cadmio .....	4
3.2.2 Cromo .....	5
3.2.3 Plomo.....	6
3.3 Etnomicología .....	6
3.4 Diversidad de la macromicobiota.....	7
3.5 Principios alimenticios en hongos.....	8
3.6 Hongos tóxicos .....	8
3.7 Panorama global del estudio de la bioacumulación de MIT en hongos comestibles .....	12
3.8 Factores que influyen en la bioacumulación de MIT en macromicetes.....	15
3.8.1 Factores ambientales .....	15
3.8.2 Factores propios de los macromicetes.....	15
3.8.3 Factores individuales .....	18
3.9 Evaluación de Riesgo Ambiental (ERA) y a la Salud (ERS) .....	18
3.10 Técnicas de evaluación biológica .....	19
3.10.1 Bioindicador .....	19
3.10.2 Bioensayo .....	20
3.10.3 Biomarcador .....	20

<b>3.11 <i>Vicia faba</i> (haba) como organismo biomodelo para la determinación de genotoxicidad.....</b>	<b>20</b>
3.11.1 Pruebas de daño genotóxico.....	21
<b>IV. JUSTIFICACIÓN.....</b>	<b>22</b>
<b>V. OBJETIVOS.....</b>	<b>23</b>
<b>5.1 Objetivo general.....</b>	<b>23</b>
<b>5.2 Objetivos específicos.....</b>	<b>23</b>
<b>VI. MATERIALES Y MÉTODO.....</b>	<b>24</b>
<b>6.1 Peligrosidad: Caracterización de suelos, identificación MIT y Riesgo ecológico..</b>	<b>24</b>
6.1.1 Delimitación y caracterización de las zonas de estudio, entorno físico y vulnerabilidad .....	24
6.1.2 Análisis y caracterización de suelo .....	24
6.1.3 Evaluación de Riesgo Ecológico (ERE) y peligrosidad.....	27
<b>6.2 Identificación y cuantificación de MIT en hongos .....</b>	<b>30</b>
6.2.1 Análisis de especies fúngicas .....	30
<b>6.3 Evaluación de Riesgo a la Salud (ERS) .....</b>	<b>32</b>
6.3.1 Peligrosidad y capacidad de daño .....	33
<b>6.4 Evaluación de efectos citotóxicos y genotóxicos en <i>Vicia faba</i> (haba) .....</b>	<b>35</b>
6.4.1 Montaje y calibración .....	35
6.4.2 Evaluación de efectos citotóxicos y genotóxicos .....	36
<b>VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>42</b>
<b>7.1 Descripción: zona de estudio, entorno físico y vulnerabilidad.....</b>	<b>42</b>
7.1.1 Zona 1: Carboneras .....	43
7.1.2 Zona 2: Bosque el Hiloche .....	45
<b>7.2 Caracterización físico química del suelo .....</b>	<b>47</b>
<b>7.3 Identificación y cuantificación de Cd, Cr y Pb en suelo.....</b>	<b>49</b>
<b>7.4 Evaluación de Riesgo Ambiental (ERA) .....</b>	<b>50</b>

7.4.1 Identificación de peligro .....	50
7.4.2 Capacidad de daño .....	52
<b>7.5 Descripción taxonómica.....</b>	<b>53</b>
• <i>Russula romagnesiana</i> (Shaffer, 1964) .....	53
• <i>Lepista</i> sp.....	55
• <i>Lactarius</i> aff. <i>deterrimus</i> (Gröger, 1968).....	56
• <i>Infundibulicybe</i> aff. <i>gibba</i> (Harmaja, 2003).....	56
• <i>Helvella</i> aff. <i>crispa</i> (Bull, 1790).....	58
• <i>Cantharellus</i> aff. <i>californicus</i> (D. Arora y Dunham, 2008) .....	58
• <i>Helvella</i> aff. <i>crispa</i> (Bull, 1790).....	60
• <i>Helvella</i> aff. <i>vespertina</i> (Nguyen y Vellinga, 2013) .....	60
<b>7.6 Identificación y cuantificación de Cd y Pb en hongos comestibles .....</b>	<b>64</b>
<b>7.7 Evaluación de Riesgo a la Salud (ERS) .....</b>	<b>69</b>
<b>7.8 Evaluación de daño citotóxico y genotóxico en <i>Vicia faba</i> .....</b>	<b>73</b>
<b>VIII. CONCLUSIONES.....</b>	<b>81</b>
<b>IX. ANEXOS.....</b>	<b>84</b>
<b>LITERATURA CITADA .....</b>	<b>86</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Clasificación de micetismos (Lincoff, 1977; Bersinsky y Besl 1990). Tomada de Ramírez-Terrazo <i>et al.</i> (2023).....	10
<b>Tabla 2.</b> Reportes de bioacumulación de elementos tóxicos presentes en hongos comestibles y no comestibles.....	13
<b>Tabla 3.</b> Macromicetes comestibles destacados en estudios de bioacumulación de MIT.....	14
<b>Tabla 4.</b> Clasificación carcinogénica de sustancias químicas de la Agencia Internacional de Investigación del Cáncer (IARC). Creada a partir de Espinosa <i>et al.</i> (2006). .....	30
<b>Tabla 5.</b> Parámetros físico químicos del suelo determinados para ambas zonas de estudio... ..	48
<b>Tabla 6.</b> Concentraciones de MIT en ambas zonas de estudio. ....	50
<b>Tabla 7.</b> Valores de IGEO calculados para los MIT presentes en ambas zonas de estudio. ....	51
<b>Tabla 8.</b> Identificación de peligro ambiental: Cociente de peligro (CP), Riesgo ecológico (Er) y Riesgo ecológico acumulado (ErI) obtenido para cada metal y cada zona de estudio.....	52
<b>Tabla 9.</b> Potencial tóxico (pT) obtenido para cada metal observado en ambas zonas de estudio de la Comarca minera, Hidalgo. ....	52
<b>Tabla 10.</b> Especies fúngicas comestibles identificadas en ambas zonas de estudio. ....	53
<b>Tabla 11.</b> Concentraciones de Cd en píleo/estípite y factor de bioacumulación.....	65
<b>Tabla 12.</b> Concentraciones de Pb en píleo/estípite y factor de bioacumulación.....	67
<b>Tabla 13.</b> Límites nacionales e internacionales para contenidos máximos (mg/Kg) de Cd, Cr y Pb en alimentos y en específico en hongos comestibles. ....	68
<b>Tabla 14.</b> Valores calculados para la Ingesta diaria estimada (EDI) en mg/Kg/día por sector de riesgo y especies encontradas en la zona del Bosque el Hiloche. ....	70
<b>Tabla 15.</b> Valores calculados para el Cociente peligro a la salud (HQ) Riesgo a la salud acumulado (HI) calculados por sector de riesgo y especies encontradas en la zona del Bosque el Hiloche. ....	71
<b>Tabla 16.</b> Valores calculados para la Ingesta diaria estimada (EDI) en mg/Kg/día por sector de riesgo y especies encontradas en la zona de Carboneras. ....	71
<b>Tabla 17.</b> Valores calculados para el Cociente peligro a la salud (HQ) Riesgo a la salud acumulado (HI) calculados por sector de riesgo y especies encontradas en la zona de Carboneras. ....	71
<b>Tabla 18.</b> Valores calculados para el Riesgo de incremento de cáncer individual (RICi) por sector de riesgo y especies encontradas en la zona del Bosque el Hiloche. ....	72

<b>Tabla 19.</b> Valores calculados para el Riesgo de incremento de cáncer individual (RICi) por sector de riesgo y especies encontradas en la zona de Carboneras.....	73
<b>Tabla 20.</b> Citotoxicidad y genotoxicidad por Cd en <i>V. faba</i> a las concentraciones observadas, con cuatro horas de tratamiento y dos tiempos de recuperación (2 y 14 horas).....	74
<b>Tabla 21.</b> Citotoxicidad y genotoxicidad por Cd en <i>V. faba</i> a concentraciones reportadas (Sánchez-Zepeda et al., 2019) con cuatro horas de tratamiento y dos tiempos de recuperación (2 y 14 horas).....	75
<b>Tabla 22.</b> Citotoxicidad y genotoxicidad por Pb en <i>V. faba</i> a concentraciones leídas en las diferentes especies de hongos macroscópicos.....	76
<b>Tabla 23.</b> Análisis de Permanova de dos vías para el índice mitótico (IM) de Cd. ....	77
<b>Tabla 24.</b> Análisis de Permanova de dos vías para la frecuencia de micronúcleos (fMN) de Cd. ....	78
<b>Tabla 25.</b> Análisis de Permanova de dos vías para el índice mitótico (IM) de Pb. ....	78
<b>Tabla 26.</b> Análisis de Permanova de dos vías para la frecuencia de micronúcleos (fMN) de Pb. ....	79
<b>Tabla 27.</b> Curva de calibración de Cd (1.5 mg/L).....	84
<b>Tabla 28.</b> Curva de calibración de Cr (1.5 mg/L). ....	84
<b>Tabla 29.</b> Curva de calibración de Pb (1.5 mg/L).....	85

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Distribución del micelio de los hongos de acuerdo con sus grupos ecológicos. Distribución de las concentraciones de MIT. (Modificada de Alonso et al., 2010).....	17
<b>Figura 2.</b> Pasos metodológicos para la digestión ácida de las muestras (1 pesaje de muestras, 2 vaciado de ácido nítrico, 3 carrusel con muestras y 4 muestras en digestión y 5 almacenamiento de muestras).....	26
<b>Figura 3.</b> Procesamiento de hongos (1 limpieza, 2 secado, 3 macerado y 4 almacenamiento). ....	32
<b>Figura 4.</b> Metodología para bioensayo con Vicia faba para determinar citotoxicidad y genotoxicidad.....	39
<b>Figura 5.</b> Regiones geoculturales del estado de Hidalgo (Tomado de SGM, 2019).....	42
<b>Figura 6.</b> Zona 1: localidad Carboneras.....	44
<b>Figura 7.</b> Zona 1: Carboneras y su cercanía a minas.....	45
<b>Figura 8.</b> Zona 2: Bosque el Hiloche.....	46
<b>Figura 9.</b> A. Ejemplares recolectados de la especie <i>Russula romagnesiana</i> (barra de 2 cm). B. Basidiospora a 100x. C. Basidio (azul) con esporas (negro) (B y C Escala= 100 $\mu$ m).....	54
<b>Figura 10.</b> A. Ejemplares recolectados de la especie <i>Lepista sp.</i> (barra de 2 cm). B. Basidiosporas a 100x (Escala= 100 $\mu$ m).....	55
<b>Figura 11.</b> A. Ejemplares recolectados de la especie <i>Lactarius aff. deterrimus</i> (barra de 2 cm). B. Basidiosporas (negro) a 100x / basidios (azul) (Escala= 100 $\mu$ m).....	56
<b>Figura 12.</b> A. Ejemplares recolectados de la especie <i>Infundibulicybe aff. gibba</i> (barra de 2 cm). B. Basidiospora a 100x. C. Basidio (azul) con esporas (negro). (B y C Escala= 100 $\mu$ m).....	57
<b>Figura 13.</b> A. Ejemplares recolectados de la especie <i>Helvella aff. crispa</i> (barra de 2 cm). B. Ascospora (negro) a 100x / Ascas (azul) (Escala= 100 $\mu$ m).....	58
<b>Figura 14.</b> A. Ejemplares recolectados de la especie <i>Cantharellus aff. californicus</i> (barra de 2 cm). B. Basidiospora a 100x. C. Basidio (azul) con esporas (negro). (B y C Escala= 100 $\mu$ m) ..	59
<b>Figura 15.</b> A. Ejemplares recolectados de la especie <i>Helvella aff. crispa</i> (barra de 2 cm). B. Ascospora (negro) a 100x / Ascas (azul) (Escala= 100 $\mu$ m).....	60
<b>Figura 16.</b> A. Ejemplares recolectados de la especie <i>Helvella aff. vespertina</i> (barra de 2 cm). B. Ascospora a 100x. C. Ascas (azul) con esporas (negro). (B y C Escala= 100 $\mu$ m).....	61
<b>Figura 17.</b> A-B <i>Lepista sp.</i> , C. <i>Infundibulicybe aff. gibba</i> , D. <i>Cantharellus aff. californicus</i> , E-F <i>Lactarius aff. deterrimus</i> , G-H <i>Helvella aff. vespertina</i> , I-J <i>Helvella aff. crispa</i> . Fotografías A, B, C,	

G, H, I y J tomadas por Felipe Cerón Mejorada; fotografías D, E y F tomadas por Sharon Alethia de Lucio Flores.....	63
<b>Figura 18.</b> Etapas del ciclo celular observadas en <i>V. faba</i> . Tratamiento de 0.056 mg/L (Cd) (4T/14R). .....	75
<b>Figura 19.</b> Micronúcleos en células de <i>V. faba</i> . Tratamiento de 0.112 mg/L (Cd)(4T/14R)....	76
<b>Figura 20.</b> Índice mitótico (IM) de Cd.....	77
<b>Figura 21.</b> Frecuencia de micronúcleos (fMN) de Cd. ....	78
<b>Figura 22.</b> Índice mitótico (IM) de Pb.....	79
<b>Figura 23.</b> Frecuencia de micronúcleos (fMN) de Pb. ....	80
<b>Figura 24.</b> Curva de calibración de Cd (1.5 mg/L).....	84
<b>Figura 25.</b> Curva de calibración de Cr (1.5 mg/L).....	85
<b>Figura 26.</b> Curva de calibración de Pb (1.5 mg/L).....	85

## I. RESUMEN

**Objetivo.** Se evaluó el riesgo ecológico y a la salud asociado al consumo de hongos comestibles potencialmente contaminados con Metales de Interés Toxicológico (MIT) como el cadmio (Cd), cromo (Cr) y plomo (Pb) en dos localidades de la Comarca Minera de Hidalgo, México.

**Metodología.** Se delimitaron y caracterizaron dos sitios de estudio: Bosque El Hiloche y Carboneras, evaluando parámetros fisicoquímicos del suelo e identificando Cd, Cr y Pb mediante espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES). Se calcularon índices de peligrosidad y riesgo ecológico (Igeo, CP, Er, Erl) conforme a criterios internacionales. Asimismo, se recolectaron nueve especies de hongos comestibles para identificar y cuantificar MIT en píleo y estípite, y determinar factores de bioacumulación (BAF). Se estimó el riesgo a la salud (no cancerígeno y cancerígeno) según metodologías OPS/OMS y ATSDR. Finalmente, se aplicó un bioensayo con *Vicia faba* para determinar efectos citotóxicos y genotóxicos a través del índice mitótico (IM) y la frecuencia de micronúcleos (fMN).

**Resultados y discusión.** Los suelos presentaron concentraciones de MIT por debajo de los límites establecidos en la NOM-147-SEMARNAT, clasificándose el riesgo ecológico como bajo. Sin embargo, su pH moderado y la conductividad eléctrica sugieren una movilidad positiva y biodisponibilidad de los metales. Se detectaron Cd y Pb en la mayoría de las especies de hongos recolectadas, con valores superiores a normas internacionales de inocuidad (Comisión Europea, GB 2762-2012). Aunque los Factores de bioacumulación (BAF) para Pb fueron  $<1$ , la presencia de Cd en varias especies evidenció procesos de bioacumulación. El análisis de riesgo a la salud (ERS) indicó la ausencia de riesgo no cancerígeno ( $HQ<1$ ) en la mayoría de los casos, pero sí un riesgo cancerígeno significativo ( $RICi \geq 1.0E-06$ ) en grupos vulnerables como adultos mayores y mujeres embarazadas. Los bioensayos con *V. faba* mostraron una disminución significativa en el IM y un aumento en la fMN, incluso a bajas concentraciones de Cd y Pb, confirmando su potencial citotóxico y genotóxico. **Conclusiones.** A pesar de que los suelos estudiados no exceden límites normativos, la biodisponibilidad de Cd y Pb en hongos silvestres constituye un riesgo en las comunidades consumidoras de la Comarca Minera de Hidalgo. La integración de análisis químicos, evaluaciones de riesgo y bioensayos confirma la necesidad de implementar protocolos de monitoreo y regulación específicos para hongos comestibles en México, a fin de salvaguardar la inocuidad alimentaria y reducir la exposición crónica a xenobióticos peligrosos. Este trabajo aporta evidencia científica clave para orientar políticas públicas de gestión ambiental y salud en regiones mineras.

## II. INTRODUCCIÓN

México es uno de los países líderes en Latinoamérica en la explotación de la actividad minera, en donde, el estado de Hidalgo, junto con Querétaro y Guanajuato, destacan por la abundancia de sus yacimientos. El proceso de extracción de metales genera graves daños ambientales que pueden desembocarse en la destrucción de un ecosistema ya que el material subterráneo puede producir volúmenes de residuos hasta ocho veces superiores al original y a que ningún proceso de concentración logra el 100% de la recuperación de los desechos mineros (Volke *et al.*, 2005). Algunos de los elementos presentes en el ambiente como consecuencia de la actividad minera e industrial son los MIT; xenobióticos de gran interés debido a su alta persistencia y a sus efectos nocivos a la salud. Estos elementos representan un peligro potencial al estar presentes en el ambiente, muchas veces en concentraciones mayores a las permitidas por leyes y/o normas nacionales e internacionales (Gunnar, 2012).

La presencia ambiental de estos contaminantes ha aumentado con el paso de las últimas décadas, debido a distintas actividades antropogénicas como son la actividad industrial, el desarrollo de tecnologías, la minería, así como el uso excesivo de fertilizantes químicos a través de la agricultura, entre otros. El conjunto de estos factores ha contribuido en gran medida en la alteración ambiental, generando daños ecotoxicológicos, que pueden afectar no sólo la viabilidad de algunos organismos, sino también la sostenibilidad de las redes tróficas, la dinámica ambiental y problemas en la salud humana (Gunnar, 2012).

Los MIT son capaces de ingresar a los sistemas biológicos ya sea por exposición directa o indirecta, tal y como sucede mediante la ingesta de agua y/o alimentos contaminados; es aquí donde los hongos macroscópicos comestibles cobran atención dentro de la toxicología debido al contacto directo que tienen con el agua, el suelo y de su amplia capacidad de bioacumulación de este tipo de elementos (Dowlati *et al.*, 2021).

La relación entre los hongos silvestres y el ser humano se ha descrito desde los conocimientos tradicionales, así como sus implicaciones culturales y ambientales, a las cuales se han sumado intereses debido a sus cualidades medicinales, su creciente valor comercial y uso alimenticio (Moreno-Fuentes *et al.*, 2001; Montoya *et al.*, 2004).

La capacidad de captación de MIT por hongos macroscópicos está relacionada tanto a parámetros medioambientales, así como a características propias del hongo; de los cuales se considera la composición bioquímica como el factor determinante de la capacidad de

acumulación que muestran algunas especies, debido a que las proteínas y otras macromoléculas que presentan influyen en la captación de los mismos (Moyano *et al.*, 2010).

La investigación enfocada a la capacidad de acumulación de estos contaminantes por hongos macroscópicos ha brindado grandes aportes desde hace poco más de 40 años a nivel internacional (Chang y Chan, 1973), sin embargo, la exploración de este campo a nivel nacional es significativamente baja. En México y específicamente en el estado de Hidalgo, hay antecedentes de actividad minera desde la época colonial, así como un sitio rico en diversidad de hongos, es un lugar potencial para investigaciones enfocadas en la capacidad de estos organismos para la acumulación de contaminantes y los posibles daños a la salud que estos pudieran causar por su consumo.

### III. ANTECEDENTES

#### 3.1 Historia Minera en Hidalgo

La actividad minera en el estado de Hidalgo se remonta a hace 500 años, lo que lo convierte en una de las entidades federativas más importantes en el desarrollo de la minería en México. Desde la época colonial, la minería se ha centrado en la extracción de minerales metálicos, destacando la producción de oro, plata, plomo y zinc. Además, Hidalgo ocupa un lugar relevante en la producción de manganeso y es el segundo productor de fosforita en el país (SGM, 2021; INEGI, 2023).

El estado cuenta con diez regiones geográficas: La Huasteca, La Sierra Alta, La Sierra Baja, La Sierra Gorda, La Sierra de Tenango, Valle de Tulancingo, Altiplano, Cuenca de México, Valle del Mezquital y la Comarca Minera, esta última reconocida por su riqueza en yacimientos de metales (SGM, 2021). Dentro de la Comarca Minera se encuentra la región Pachuca-Actopan, que alberga dos distritos mineros: Pachuca y Real del Monte, conocidos por la extracción de oro, plata, plomo, zinc y cobre (SGM, 2019).

#### 3.2 Metales de Interés Toxicológico (MIT)

Los MIT son elementos naturales con alto peso atómico y una densidad de cinco veces mayor que la del agua. Sus aplicaciones industriales, domésticas, agrícolas, médicas y tecnológicas han generado una amplia huella de contaminación sobre los recursos naturales; problemática que compromete la estabilidad tanto del medio ambiente como de la salud pública a nivel global y local (Gunnar, 2012). Algunos de los metales y metaloides más comunes y conocidos por su toxicidad incluyen Plomo (Pb), Mercurio (Hg), Cadmio (Cd), Arsénico (As), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Cobre (Cu) y Zinc (ATSDR, 2021). De manera particular el Cd, Cr y el Pb se asocian a la actividad minera del estado de Hidalgo, por el tipo de extracción mineral que ahí se ha practicado por muchos años (SGM, 2021).

##### 3.2.1 Cadmio

El cadmio (Cd) es uno de los elementos más tóxicos presentes en la naturaleza. Se encuentra en la corteza terrestre en una concentración de 0.1 a 0.5 mg/Kg y comúnmente está asociado con minerales de zinc, plomo y cobre; el Cd divalente es la forma más común encontrada en el medio ambiente. Las concentraciones superficiales en el suelo son dependientes de diversos factores tales como su movilidad, la geoquímica natural, así como la magnitud de la contaminación

originada de fuentes antropogénicas y naturales. Las emisiones de Cd en la naturaleza se originan a partir de erupciones volcánicas, incendios forestales, u otros fenómenos naturales; sin embargo, fuentes como la minería, la refinación la fabricación y aplicación de fertilizantes fosfatados, combustibles fósiles, así como, incineración y eliminación de residuos sólidos de origen orgánico (basura), son consideradas como las principales fuentes antropogénicas de contaminación ambiental por Cd (ATSDR, 2012a).

La cinética ambiental de este elemento depende de factores como son el pH del suelo, así como de la disponibilidad de materia orgánica con la cual se unirá y en su mayor parte se inmovilizará. Sin embargo, el comportamiento del Cd en el suelo variará de acuerdo a las condiciones ambientales (ATSDR, 2012a). Estudios indican que el Cd presente en el suelo puede ser biodisponible y bioacumulado por plantas u otros organismos, como son los hongos, de esta forma puede ingresar a los alimentos y por ende al ser humano.

Existe amplia evidencia de los efectos nocivos del Cd sobre la salud humana, tales como daño hepático, hematológico, inmunológico y efectos reproductivos (ATSDR, 2012a). Este elemento está clasificado como un carcinógeno del grupo 1 por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (Espinosa-Restrepo *et al.*, 2006), asociado a diferentes tipos de cáncer dependiendo de la vía de exposición, como riñón, pulmón, hígado, estomago esófago, páncreas y mama (OMS, 2012).

### 3.2.2 Cromo

El cromo (Cr) forma parte de los ocho metales pesados contaminantes más comunes. Es un elemento natural que se encuentra en animales, plantas, rocas y suelo, así como en polvo y gases volcánicos; se presenta de manera natural en forma mineral y por actividades antropogénicas. El cromo presenta dos estados de oxidación Cr (II) a Cr (VI); los compuestos de Cr son estables tanto en su estado trivalente (III) el cual se encuentra en la naturaleza en minerales y no representa un peligro ambiental; como en su forma hexavalente (VI) siendo este el más estable, sin embargo, el Cr (VI) no se produce comúnmente de forma natural, debido a que generalmente está presente debido a fuentes antropogénicas (ATSDR, 2012b; ATSDR, 2019).

El Cr (VI) es considerado un contaminante ambiental con un alto riesgo potencial debido a su fácil absorción celular. A través de ingestas crónicas, este elemento es capaz de generar daños tales como irritación gastrointestinal, así como ulceras gástricas (Shaw *et al.*, 2019). Este

elemento está clasificado como un carcinógeno del grupo 1 por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (Espinosa-Restrepo *et al.*, 2006), asociado a diferentes tipos de cáncer dependiendo de la vía de exposición, como pulmón, hígado, estomago, riñón (IARC, 2012).

### 3.2.3 Plomo

El plomo (Pb) es un metal pesado altamente tóxico y no esencial. Presenta dos estados de oxidación Pb (II) y Pb (IV). Se encuentra de forma natural en rocas debido a la degradación de estas y actividad ígnea, sin embargo, las actividades antropogénicas como la fundición de metales y la minería han contribuido en gran medida a su presencia en el medio ambiente (Covarrubias y Peña-Cabriales, 2017).

El Pb es considerado como un elemento de riesgo debido a su alta toxicidad, ya que está ligado a problemas como pérdida de memoria, daño en la motricidad, en el sistema hematopoyético, el sistema nervioso central y en casos de graves, es capaz de provocar la muerte (ATSDR, 2020). Este elemento está clasificado como un carcinógeno del grupo 2A por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (Espinosa-Restrepo *et al.*, 2006), y se asocia a diferentes tipos de cáncer dependiendo de la vía de exposición, como, hígado, estomago, hígado y riñón (IARC, 2012).

## 3.3 Etnomicología

México se posiciona en segundo lugar de las regiones biculturales más importante a nivel mundial (Toledo y Barrera, 2008) y en uno de los primeros sitios en materia del uso tradicional de hongos (Moreno-Fuentes, 2014).

Los estudios etnomicológicos han permitido evidenciar la estrecha relación entre los humanos y los hongos. En el caso particular de México, el uso tradicional de hongos silvestres presenta evidencia desde épocas prehispánicas. Una amplia parte de las especies de hongos comestibles que se conocen forman parte del conocimiento tradicional de cerca de 20 grupos étnicos y mestizos. Entre las entidades con mayor investigación a la fecha: Tlaxcala, Michoacán, Jalisco, Chihuahua, Chiapas, Oaxaca, Veracruz, Morelos, Estado de México, Distrito Federal, Puebla e Hidalgo (Moreno-Fuentes, 2014).

Es importante resaltar que los hongos silvestres tienen gran impacto cultural como económico al rededor del país, en donde destaca su uso y manejo debido a intereses de valor nutricional, social, religioso, medicinal e incluso por sus propiedades lúdicas y/o toxicológicas; además, su

recolecta, consumo y venta durante temporadas de lluvias contribuye a la subsistencia de múltiples familias (Ruan-Soto *et al.*, 2006; Romero-Bautista *et al.*, 2017).

Los estudios enfocados en hongos macroscópicos y su relación cultural con el hombre en el estado de Hidalgo se remontan a los años 60s (Herrera y Guzmán, 1961); a través de los años, se ha trabajado en el impacto de la validación del uso tradicional de los hongos en algunas culturas y regiones del estado, lo que ha fortalecido tanto su economía como sus tradiciones culturales (Moreno-Fuentes, 2014; Moreno-Fuentes, 2017). En lo que respecta al número de especies de hongos aprovechados, de las 371 reportadas para el país, se conocen 181 especies comestibles en el estado (Garibay-Orijel y Rúan-Soto, 2014), es decir un 49% respecto al total; así mismo, respecto a las especies utilizadas en la medicina tradicional, de las 170 identificadas en el país, en Hidalgo se han reportado 97, las cuales representan un 57% del total (Bautista-González y Moreno-Fuentes, 2014).

Respecto al número de especies de mayor aprovechamiento en Hidalgo, por género y en orden decreciente: 15 de *Boletus*, 12 de *Amanita*, 7 de *Cantharellus*, 6 de *Suillus*, 5 de *Russula*, 4 de *Ramaria* y 4 de *Leccinum*; reportando así el uso de especies pertenecientes a 40 de 267 géneros de hongos macroscópicos (Moreno-Fuentes *et al.*, 2017).

### **3.4 Diversidad de la macromicobiota**

El estado de Hidalgo destaca por su amplia biodiversidad la cual es consecuencia de los diferentes climas y altitudes que presenta la entidad (López-Ramírez, 1987; INEGI, 2013).

Poco más de medio siglo de investigación en el estado lo ha colocado en el tercer lugar en términos de conocimiento generado en el área de la micología, al igual que el tercer lugar a nivel nacional en cuanto a su diversidad de especies (Moreno-Fuentes *et al.*, 2017).

Las estimaciones siguen que Hidalgo presenta alrededor de 22,500 especies de hongos en donde se incluyen los hongos microscópicos, representando así el 10% de la diversidad fúngica del país (200,000 especies) (Guzmán, 1998; Moreno-Fuentes *et al.*, 2017). De acuerdo con Moreno-Fuentes *et al.* (2017), se cuenta con 1,015 registros de especies con una descripción puntual en el estado de Hidalgo; con base en el conocimiento actual de la biodiversidad de todo México, se determina que el estado cuenta con el 22.5% de las especies de hongos macroscópicos calculadas por Guzmán (1998) (4,500 especies) y el 4.68% de las 21,679 especies descritas a nivel mundial (Muller y Schmit, 2007).

### **3.5 Principios alimenticios en hongos**

Las características nutricionales de los hongos son en cierta parte, parecidas a las de las plantas, tales como son su contenido de humedad (80-90%), carbohidratos (51-88%) y contenido de ácidos grasos (1-6.7%) (Guillamón *et al.*, 2010; Heleno *et al.*, 2015a; Zhu *et al.*, 2015). Así mismo, los hongos presentan esteroles, triglicéridos, terpenoides y fosfolípidos y carecen de colesterol por lo cual, su valor calórico es bajo en comparación con el de otros alimentos (Dulay *et al.*, 2014). Otro nutriente esencial de los hongos son las proteínas, las cuales usualmente son consumidas como sustituto de carne. Además, algunos de los aminoácidos esenciales conocidos son la leucina, valina, glutamina, ácido glutámico y ácido aspártico, y vitaminas como A, B1, B2 (riboflavina), B3 (niacina), B12, C, D, E y K (Jaworska *et al.*, 2015; Kim *et al.*, 2008).

Si bien, los hongos presentan un amplio valor nutrimental, se ha reportado que el proceso de cocción conlleva a la perdida de vitaminas B, principalmente, así como de ácidos grasos (Jaworska *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2014), mientras que, minerales esenciales tales como el potasio, magnesio, calcio, cobre, hierro, zinc y fósforo no se ven afectados (Guillamón *et al.*, 2010).

### **3.6 Hongos tóxicos**

El reconocimiento de especies tóxicas y no tóxicas se deriva de un compendio de información tradicional que contempla la observación de características ecológicas, morfológicas y organolépticas, siendo las principales, su olor y sabor (Ramírez-Terrazo *et al.*, 2023).

Las estimaciones indican que hay aproximadamente 400 especies de hongos tóxicos en el mundo, de las cuales, al menos 50 se consideran letales para el ser humano. En el caso particular de México, los registros muestran que existen poco más de 100 especies, de las cuales nueve son mortales (Ramírez-Terrazo *et al.*, 2023).

El metabolismo de diversas especies de hongos macroscópicos produce compuestos tóxicos nocivos para el cuerpo humano de forma natural, los cuales, al ser absorbidos son capaces de generar intoxicaciones (Lincoff, 1977). Una intoxicación fúngica o micetismo “verdadero” es aquella causada por la ingesta de hongos silvestres con toxinas; algunos de estos compuestos son termolábiles, es decir, se destruyen con el calor, sin embargo, incluso con una correcta cocción, ciertas toxinas son capaces de cambiar su estructura química al exponerse a distintas temperaturas y de esta forma continuar presentes en los esporomas (Bersinsky y Besl, 1990; Montoya *et al.*, 2007). Actualmente se conocen 20 tipos de intoxicaciones causadas por hongos,

en las cuales se pueden presentar distintos síntomas; en donde, con base en la especie de hongo, el tipo de toxinas presentes en ella, así como en la cantidad de hongo consumido, estos van desde un cuadro diarreico hasta la muerte a causa de destrucción hepática y/o renal (Ruiz-Sánchez *et al.*, 1999; Ramírez-Terrazo *et al.*, 2023).

Las toxinas presentes en los hongos son de naturaleza y química distinta, lo cual hace que los síntomas que estos generan sean diferentes. En la tabla 1 se presenta la clasificación de los micetismos, mismos que se agrupan en nueve síndromes; en donde se consideran los síntomas y el tiempo que transcurre desde la ingesta del hongo hasta la presencia de las primeras molestias (Lincoff, 1977; Bersinsky y Besl, 1990; Díaz, (2004); Ramírez-Terrazo *et al.*, 2023).

Los hongos son capaces de producir efectos en el ser humano, no relacionados propiamente con un micetismo. Las falsas intoxicaciones no describen el nivel de riesgo, ya que sólo presentan señales de su causa (Bersinsky y Besl, 1990), ejemplos de esto son: el consumo excesivo, ya que los hongos son de difícil digestión; el envenenamiento psicosomático, derivado del temor de haber ingerido hongos tóxicos lo cual genera inquietud, aceleración del ritmo cardíaco, sudoración, náuseas e incluso vomito; y el consumo de hongos en mal estado (Ramírez-Terrazo *et al.*, 2023).

**Tabla 1.** Clasificación de micetismos (Lincoff, 1977; Bersinsky y Besl 1990). Tomada de Ramírez-Terrazo *et al.* (2023).

Mecanismo de daño	Síndromes	Tiempo de incubación	Sustancia tóxica	Género de hongos	Síntomas
<b>Destrucción celular, daño hepático, renal y muerte</b>	Síndrome ciclopeptídico o faloidiano	6 a 12 hrs.	-Amatoxina -Falotoxina -Virotoxina	-Amanita -Galerina -Lepiota	A) Fase de latencia (6 a 24 hrs.); B) Fase gastrointestinal (12 a 24 hrs.): dolores abdominales, vómito y diarrea; C) Segunda fase de latencia (12 a 24 hrs.): cambio en la coagulación de la sangre, primeros signos de daño hepático; D) Fase hepatorrenal: súbito empeoramiento acompañado de distención del hígado, ictericia, malestar y sangrado intestinal, oliguria a anuria, y trastorno de la conciencia; E) Despues de 4 a 7 días se da un coma hepático.
	Síndrome gyromítico por monometilhidrazina	6 a 12 hrs.	-Gyromitrina -N-metil-N-formil hidrazina -Metilhidra-zina	-Gyromitra	A) Fase inicial gastrointestinal: agotamiento, sensación de estar hinchado, vértigo, dolor de cabeza y de estómago, vómito continuo y puede haber diarrea acuosa o sanguinolenta; B) Fase libre de síntomas; C) Fase hepatorrenal: daño al hígado y hemólisis, ictericia, hemoglobinuria o anuria y aumento en el tamaño y presión del hígado; D) Síntomas neurológicos: inquietud, excitación, fuerte llanto, delirio, dilatación de pupilas, calambres musculares convulsiones, después de 2 a 3 días colapso circulatorio y paro respiratorio que puede provocar la muerte <sup>4</sup> .
<b>Daño renal</b>	Síndrome orellanus	2 a 17 días	-Orellanina	-Cortinarius	A) Etapa de latencia: gastrointestinales; B) Cansancio, falta de apetito, dolor de cabeza, sed intensa, boca seca, enrojecimiento de labios y lengua, poliuria, vómito, diarrea, temblores, temperatura, dolores en la región lumbar, articulaciones y músculos; C) Etapas avanzadas constipación y daño renal (de oliguria a anuria).
<b>Alteración al sistema nervioso periférico</b>	Síndrome muscarínico	30 min. a 2 hrs.	-Muscarina	-Inocybe -Clitocybe -A. muscaria -A. pantherina <sup>3</sup>	A) Salivación, lagrimeo y sudoración; B) Contracción de las pupilas, deslumbramiento y disturbios de la visión; C) Gastrointestinales; D) Disminución de la presión sanguínea, disminución del pulso y asma bronquial.
	Síndrome coprínico <sup>1</sup>	20 min. a 2 hrs.	-Coprina	-Coprinus	A) Enrojecimiento intenso de la cara, cuello, nuca y pecho, en casos severos se extiende a otras partes del cuerpo; B) Sabor metálico en la boca seguido de palpitaciones e incremento del pulso cardíaco; C) Algunas veces se presenta dolor de cabeza, dificultad para respirar, ansiedad, vértigo, sudoración, alteraciones al ritmo cardíaco y colapso; D) El paciente se recupera después de 2 a 4 hrs.

<b>Alteración al sistema nervioso central</b>	Síndrome panterínico	30 min. a 3 hrs.	Ácido iboténico Muscarina	<i>-Amanita</i>	A) Fase inicial similar a una intoxicación alcohólica: confusión, ataxia, fuerte excitación, visión borrosa y cansancio; B) Primera etapa: diarrea, náuseas, sudoración y salivación <sup>5</sup> ; C) Dependiendo de la persona y del entorno en el que se encuentre puede presentar depresión, ansiedad, indiferencia o euforia, delirio, alteración de la visión de los colores y alucinaciones, sensación de embriaguez con agudeza mental; D) Temblores, calambres y espasmos musculares; E) Termina después de 10 a 15 horas con un profundo sueño.
	Síndrome psilocibínico	15 min. a 2 hrs.	-Psilocina -Psilocibina	<i>-Psilocybe</i> <i>-Conocybe</i> <i>-Panaeolina</i> <i>-Gymnopilus</i>	A) Físicos: dolor de cabeza, confusión, vértigo, alteración del equilibrio, debilidad muscular, reducción del ritmo cardíaco, presión arterial baja y entumecimiento de las extremidades; B) Psicotrópicos: dependiendo del estado anímico los efectos que dominan pueden ser positivos (sentimientos de felicidad) o negativos (ansiedad y depresión), liberación de inhibiciones, risas, ataques de rabia, sentimientos eróticos, alucinaciones, delirio, modificación de la percepción del espacio y el tiempo; C) Los efectos terminan después de 6-10 hrs.
<b>Alergia a los alimentos</b>	Síndrome paxillus <sup>2</sup>	1 a 2 hrs.	-Un antígeno del hongo forma anticuerpos.	<i>-Paxillus</i>	A) Colapso, cólico abdominal, vómitos y diarrea. B) Síntomas asociados con la insuficiencia renal. C) Característica típica de este síndrome es que el paciente muestra ciertas reacciones de incompatibilidad; D) Este síndrome al igual que todas las alergias se manifiesta en los individuos sensibles a los compuestos de los hongos de este género.
<b>Irritación Gastrointestinal I</b>	Síndrome gastrointestinal	15 min a 2 hrs.	-Ácido agárico -Ácido cambólico -Ácido lurídico -Liophylina -Bufotenina -Entre otras	<i>-Agaricus</i> <i>-Boletus</i> <i>-Entoloma</i> <i>-Hebeloma</i> <i>-Hygrocybe</i> <i>-Tricholoma</i> <i>-Lactarius</i> <i>-Russula</i> <i>-Scleroderma</i>	A) Nauseas, vómito, diarrea y cólicos abdominales. B) En casos graves calambres musculares, alteraciones circulatorias, sudoración y salivación. C) Los malestares pasan después de dos días.

(1) Considerado como falso envenenamiento por ser provocado sólo al combinarlo con alcohol, sensibilidad al alcohol de hasta 72 hrs; (2) Considerado como falso envenenamiento por provocar una reacción alérgica producida por un antígeno del hongo. (3) Contienen cantidades limitadas de muscarina. (4) Se diferencia del síndrome faloidiano por que los niveles de aminotransferasas son normales. (5) Síntomas de la fase inicial de intoxicación por muscarina.

### **3.7 Panorama global del estudio de la bioacumulación de MIT en hongos comestibles**

Está establecido que los hongos producen compuestos tóxicos de forma natural, lo cual les confiere cierta peligrosidad ante una exposición humana, sin embargo, el riesgo aumenta en la interacción del hombre y el consumo de hongos cuando estos están contaminados con agentes xenobióticos. Existen amplios reportes que evidencian la bioacumulación de elementos altamente peligrosos para la salud humana como los MIT en diferentes especies de hongos macroscópicos (Tabla 2). El estudio de la capacidad de bioacumulación de MIT por hongos macroscópicos no es reciente debido a que existen reportes desde la década de los años 70 (Chang y Chan, 1973). Se han realizado investigaciones en diversas esferas ambientales, desde sitios conservados, sitios cercanos a áreas contaminadas, sitios altamente contaminados y en cultivos dentro de laboratorio, en donde, los resultados a la bioacumulación de metales tóxicos han sido positivos incluso en sitios conservados y en cultivos como lo muestra Tüzen *et al.*, (1998).

La capacidad de bioacumulación de MIT, se ha reportado en hongos comestibles y en no comestibles, sin embargo, las especies consumidas por el ser humano cobran mayor atención debido a peligrosidad, ya que diversos reportes muestran concentraciones por arriba de los límites permitidos (Siric *et al.*, 2017; Su *et al.*, 2018). En la Tabla 3 se muestran algunas de las especies de macromicetes comestibles mayormente estudiadas.

Así mismo, Dowlati *et al.* (2021) enlistan un total de 59 reportes en donde se muestran concentraciones de Fe (138.09 - 315.57 mg/Kg), Zn (121.38 - 187.94 mg/Kg), Cu (15.03 - 49.36 mg/Kg), Mn (13.13 - 37.66 mg/Kg), Ni (9.00 - 13.00 mg/Kg), Cr (3.20 - 6.61 mg/Kg), Pb (0.82 - 4.14 mg/Kg) y Cd (0.54 - 2.29 mg/Kg) en distintas especies de hongos comestibles, realizados del año 1970 al 2020.

**Tabla 2.** Reportes de bioacumulación de elementos tóxicos presentes en hongos comestibles y no comestibles.

Zona de estudio	Metales evaluados	Citas
<b>México</b>		
Hidalgo	-Cu, Pb, Cd, Cr y Fe	López-Vázquez <i>et al.</i> , 2016 * +
Faja volcánica	-Co, Cu, Zn, As, Cd, Pb	Gaso <i>et al.</i> , 2000 * +
Coahuila, Durango	-Cd, Cu, Pb y Zn	Domínguez-Zúñiga <i>et al.</i> , 2021 * +
<b>Colombia</b>		
Bahía de Cispatá	-Ni, Cu, Cr, Zn, Co, Hg, Pb y Cd	Cadavid-Velásquez, 2019 +
<b>China</b>		
Provincia de Yunnan	-Fe, Cu, Zn, As, Cd y Pb	Liu <i>et al.</i> , 2015 *
Provincia de Yunnan	-Co, Cu, Fe, Ni, y Zn	Wang <i>et al.</i> , 2017 *
Provincia de Yunnan	-Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, y Zn	Su <i>et al.</i> , 2018 *
<b>Croacia</b>		
Trakošćan	-Pb, Cd y Hg	Sircic <i>et al.</i> , 2017 *
<b>Eslovaquia</b>		
Czech y Slovak	-Fe, Co, Zn	Borovička y Řanda, 2007 * ..
Parque nacional Slovak	-Cd, Cu, Hg, Pb y Zn	Arvay <i>et al.</i> , 2015 *
<b>España</b>		
Provincia de Lugo	-Hg, Cu, Zn, Cd, Pb y As	Alonso <i>et al.</i> , 2003; Melgar <i>et al.</i> , 2009, Melgar <i>et al.</i> , 2016; Chiocchetti <i>et al.</i> , 2020 *
<b>Grecia</b>		
Epirus y Macedonia	-Cr, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Pb, Cd, As y Sn	Ouzouni <i>et al.</i> , 2007 *
Atenas	-Cr, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn	Kokkoris <i>et al.</i> , 2019 *
<b>Polonia</b>		
Świętokrzyskie	-Ag, Cd, Co, Cu, Fe, Hg y Zn	Lipka y Falandysz, 2017 °
Noreste de Polonia	- Cd, Co, Cu, Fe, Hg, Ag y Zn	Lipka <i>et al.</i> , 2018 °
Bosque Augustów	-Ag, Cd, Co, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb y Zn	Medyk <i>et al.</i> , 2018 *
<b>Serbia</b>		
Kopaonik	-Fe, Cu, Ni, Cd, Pb, Co, y Zn	Kosanić <i>et al.</i> , 2016 *
Rasina	-Ag y As	Stefanovic <i>et al.</i> , 2016 *
<b>Turquía</b>		
Erzurum	-Fe, Zn y Cu	Gençcelep <i>et al.</i> , 2009 *

**Tabla 3.** Macromicetes comestibles destacados en estudios de bioacumulación de MIT.

Species	Referencias
<i>Amanita rubescens</i>	(Gasó <i>et al.</i> , 2000; Alonso <i>et al.</i> , 2010; Melgar <i>et al.</i> , 2016)
<i>Agaricus bisporus</i>	(Stijve y Besson, 1976; Alonso <i>et al.</i> , 2010; Melgar <i>et al.</i> , 2016; Kokkoris <i>et al.</i> , 2019)
<i>Agaricus campestris</i>	(Stijve y Besson, 1976; Gasó <i>et al.</i> , 2000; Alonso <i>et al.</i> , 2010; Melgar <i>et al.</i> , 2016; Siric <i>et al.</i> , 2017)
<i>Boletus edulis</i>	(Gasó <i>et al.</i> , 2000; Alonso <i>et al.</i> , 2010; Mleczek <i>et al.</i> , 2013; Arvay <i>et al.</i> , 2015; Liu <i>et al.</i> , 2015; López-Vázquez <i>et al.</i> , 2016; Melgar <i>et al.</i> , 2016; Siric <i>et al.</i> , 2017; Su <i>et al.</i> , 2018)
<i>Lactarius deliciosus</i>	(Alonso <i>et al.</i> , 2010; Mleczek <i>et al.</i> , 2013; Arvay <i>et al.</i> , 2015; Melgar <i>et al.</i> , 2016)
<i>Leccinum scabrum</i>	(Alonso <i>et al.</i> , 2010; Melgar <i>et al.</i> , 2016; Medyk <i>et al.</i> , 2018)
<i>Lepista nuda</i>	(Alonso <i>et al.</i> , 2010; Melgar <i>et al.</i> , 2016)
<i>Macrolepiota procera</i>	(Alonso <i>et al.</i> , 2010; Melgar <i>et al.</i> , 2016; Stefanovic <i>et al.</i> , 2016; Siric <i>et al.</i> , 2017)
<i>Pleurotus ostreatus</i>	(Melgar <i>et al.</i> , 2016)

(\*) hongos comestibles; (º) hongos no comestibles; (+) especies no definidas.

En México, esta área de estudio ha sido poco explorada, con solo tres reportes disponibles hasta la fecha. El primero corresponde a Gasó *et al.* (2000) quienes determinaron concentraciones de Co, Cu, Zn, As, Se, Mo, Cd, Pb, Rb, Sr y Cs en 15 especies de hongos de la Faja Volcánica Mexicana. Posteriormente, López-Vázquez (2016) no solo reportó datos sobre las propiedades nutracéuticas de cinco especies de hongos comestibles de Hidalgo: *Amanita caesarea*, *Boletus edulis*, *Cantharellus cibarius*, *Lactarius indigo* y *Ramaria* sp., sino que también evaluó su capacidad de acumulación de metales, destacando a *Boletus edulis* como una especie hiperacumuladora de cromo. Finalmente, Domínguez-Zúñiga *et al.* (2021) determinaron concentraciones de Cd, Cu, Pb y Zn en nueve especies fúngicas, entre las cuales dos son de particular interés: una pertenece a un grupo de hongos con propiedades medicinales y la otra un género de especies comestibles.

### **3.8 Factores que influyen en la bioacumulación de MIT en macromicetes**

La absorción de MIT por macromicetes es dependiente de diversos factores tanto medio ambientales los cuales determinaran su movilidad y biodisponibilidad de los metales, considerando el transporte de polvos y sedimentos del suelo, al igual que la presencia de grupos funcionales como son el fosfato, carboxil y amino, los cuales participan en la capacidad de acumulación de metales pesados; como de las características propias del hongo, las que definirán su capacidad acumuladora, además de las variaciones de captación entre las distintas especies (Alonso *et al.*, 2003).

El micelio de los hongos tiene la capacidad de secuestrar MIT bioasimilables y prevenir la translocación a los vegetales, haciendo que éstos sean menos disponibles para el suelo, además, permite su paso hasta los esporoma o setas, sitio en donde muchas veces las concentraciones suelen ser superiores a las presentes en del medio es decir lo bioacumulan (Alonso *et al.*, 2004; González-Chávez, 2004; Alonso *et al.*, 2010; Cadavid-Velásquez *et al.*, 2019).

#### **3.8.1 Factores ambientales**

Aspectos como la contaminación y características químicas del suelo como pH, materia orgánica, capacidad de adsorción del suelo, textura, además de las concentraciones del elemento y sus interacciones, determinan la disponibilidad de estos elementos no sólo para los macromicetes, sino para demás organismos como las plantas y otros organismos que interactúan directamente con este sustrato (Alonso *et al.*, 2010).

#### **3.8.2 Factores propios de los macromicetes**

Estas son las características que les confieren la capacidad de absorción en comparación con otros organismos.

##### **3.8.2.1 Estructura anatómica**

La masa de hifas que constituye el micelio de un hongo supera por mucho a la de las raíces de las plantas. Se considera que esta masa fúngica representa un entre un 5 y un 10% del peso seco en los primeros 5 cm de la composición del suelo forestal. Si comparamos, en 1 cm<sup>3</sup> pueden encontrarse hasta 50 m de hifas, mientras que la cobertura de raíz solo estaría presente de entre 2 a 4 cm (Allen y Allen, 1986). Esta peculiar característica le confiere amplio contacto con el suelo debido a que las hifas poseen un diámetro bastante fino de entre 2 y 4  $\mu\text{m}$ , lo que les permite entrar en los microporos del suelo, sitios donde las estructuras absorbentes de las raíces de las plantas, de no menos de 10 a 20  $\mu\text{m}$ , no pueden llegar (Allen, 1991).

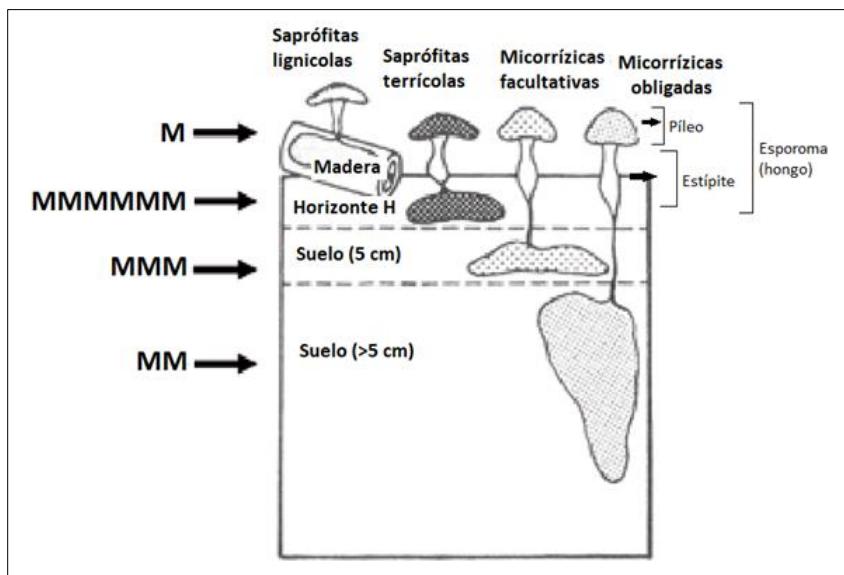
### 3.8.2.2 Tipo de nutrición

La nutrición de los hongos está relacionada estrechamente con la liberación de enzimas de degradación. La mayor parte de estas enzimas forman parte del grupo de las fenoloxidases, las cuales son utilizadas por los hongos para la descomposición de celulosa, ácido húmico, ácido fúlvico, lignina, entre otros compuestos que están presentes en la materia orgánica, y que utilizan como alimento. Algunas de estas sustancias están compuestas de grupos de fenoles, mismos que cuentan con una gran capacidad de fijación de MIT a través de la quelación o del intercambio catiónico (Høiland, 1995).

La descomposición de estas sustancias hace que los MIT y demás elementos que están presentes en formas poco disponibles sean liberados, facilitando así su captación. Sin embargo, la capacidad de producción de estas enzimas en los macromicetos depende de su función ecológica, ya que, en general, los macromicetos saprófitos son los que presentan una mayor actividad de descomposición de materia orgánica y, por ende, mayor producción de enzimas, en comparación con especies ectomicorrízicas (Colpaert y Van Tichelen, 1996).

### 3.8.2.3 Distribución del micelio en el substrato

En comparación con las raíces de las plantas, el micelio se desarrolla en el suelo de forma horizontal, y ocupa normalmente la parte superficial que va de los 5 a 10 cm, a excepción de algunos hongos ectomicorrízicos. Como se puede observar en la Figura 1, en el Horizonte H, donde están presentes los restos vegetales y humus, se encuentra la mayor parte del micelio de hongos saprófitos terrícolas (Alonso *et al.*, 2010).



**Figura 1.** Distribución del micelio de los hongos de acuerdo con sus grupos ecológicos. Distribución de las concentraciones de MIT. (Modificada de Alonso *et al.*, 2010).

La mayor presencia de metales como el cadmio, plomo, cobre o zinc, están presentes en el Horizonte H (Figura 1), sitio donde, como se mencionó anteriormente, está presente el micelio de los hongos saprófitos, mismos en los cuales se han reportado las concentraciones más elevadas de estos metales (García *et al.*, 2009).

#### 3.8.2.4 Composición bioquímica

La composición de la pared fúngica es rica en polisacáridos como la quitina, además componentes como proteínas, polímeros fenólicos, melaninas y otros pigmentos los cuales presentan grupos químicos funcionales con afinidad para la captación y fijación de metales (Campanella *et al.*, 2005).

Actualmente, el proceso de transporte y acumulación de los metales de las células hacia los esporomas es poco conocido. Además de los transportes asociados a metalotioneínas y proteínas transportadoras, se han tomado en cuenta otros procedimientos especiales como es la captación asociada a la presencia de moléculas especiales encontradas en algunos hongos, las cuales funcionan como hiperacumuladores de ciertos metales (Alonso *et al.*, 2010).

### 3.8.3 Factores individuales

El grado de extensión del micelio en el substrato depende principalmente de la edad del micelio, datos que difícilmente pueden analizarse y que se han considerado relevantes en la captación de metales (Kalač y Svoboda, 2000). Alonso (2001), reporta que un hongo puede captar altas cantidades de MIT al estar presente en suelos con niveles bajos de metales, es necesario que la extensión del micelio sea alta y que exista contacto con una gran área de suelo, lo cual puede explicar las diferencias obtenidas en la acumulación de metales respecto a investigaciones realizadas en hongos silvestres y las realizadas en hogos cultivados.

#### 3.8.3.1 Parte del esporoma

De acuerdo con Chang y Chan (1973) cada una de las estructuras puede presentar diferentes grados de acumulación de metales, lo cual es atribuido a la naturaleza y concentración de proteínas que existen en las diferentes estructuras del esporoma, información que determinaron al de observar un patrón electroforético más complejo en el píleo (sombrero del esporoma) respecto al obtenido del estípite (pie del esporoma) en su investigación realizada con hongos agaricales.

Como aportación a lo antes mencionado, Kalač *et al.* (2000) y Alonso (2001) reportan esporomas con altos niveles de MIT, los cuales estaban concentrados en mayor cantidad en el píleo, sólo con algunas excepciones.

## 3.9 Evaluación de Riesgo Ambiental (ERA) y a la Salud (ERS)

Las evaluaciones de riesgos son herramientas ecotoxicológicas, que permiten establecer el peligro y los efectos que una sustancia o compuesto pueden ocasionar sobre la salud humana y ambiental (Ize-Lema *et al.*, 2010; MINAM, 2015; Gaytán-Oyarzun *et al.*, 2020). Este método, contempla la recopilación y la evaluación de información propia del xenobiótico en cuestión, así como de las características del sitio y de la población vulnerable potencialmente expuesta; con el objetivo de determinar un nivel o probabilidad de riesgo consecuente de la exposición al compuesto (Delgadillo-Ubaldo, 2008; Martín-Olmedo *et al.*, 2016).

La magnitud del riesgo es una función de la peligrosidad del sitio, la capacidad de daño de la sustancia y de la magnitud de la exposición; se requieren tres variables para su evaluación, si alguna de ellas es igual a cero, se establece que no existe riesgo.

$$\text{Riesgo} = f(\text{Peligro, Exposición, Efecto potenciales})$$

Para la determinación del potencial de riesgo, primeramente, se determina de forma directa o indirecta, la presencia del xenobiótico a evaluar en el sitio de estudio; posteriormente, se determinan los indicadores de peligro, exposición, y/o efecto, relacionados con una exposición al agente químico peligroso por una población o sector poblacional para un análisis de causa y efecto. Estas evaluaciones permiten la toma de decisiones rápidas y priorizan aquellos contaminantes que requieren ser estudiados a profundidad (Sánchez-Olivares, 2021), para ello se requiere la aplicación de los Principios de Transparencia, Claridad, Consistencia y Razonabilidad (TCCR). Además de ser un proceso ajeno a consideraciones económicas, sociales o políticas, aplica sólo a evaluaciones ambientales (intra y extramuros) (Martin-Olmedo *et al.*, 2016).

### **3.10 Técnicas de evaluación biológica**

La evaluación biológica, es la cuantificación y determina la presencia de sustancias xenobióticas en fluidos y tejidos, y no mide ningún efecto o estado de salud; estas metodologías se basan en el uso de la química analítica y en biomarcadores de bioquímicos de exposición. Por otro lado, la evaluación de los efectos biológicos o a la salud, esto se determina de manera experimental a través de modelos biológicos, o a través del uso y manejo de muestras biológicas de sectores expuestos accidentalmente o laboralmente; o bien, a partir de estudios epidemiológicos, sustentado en el uso de bioindicadores, bioensayos y biomarcadores de daño (Reyes-Jaramillo 1992; OMS, 2017).

#### **3.10.1 Bioindicador**

Se define como un organismo o conjunto de organismos que se utilizan para evaluar la calidad del medio ambiente y los efectos de factores contaminantes sobre los ecosistemas. Estos organismos son sensibles a cambios en su entorno, por lo que su presencia, ausencia, o estado de salud puede proporcionar información sobre las condiciones ambientales, la presencia de contaminantes o la integridad de un ecosistema (Markert *et al.*, 2003). De acuerdo con los criterios para la elección de un organismo como bioindicador, es esencial que este sea de fácil captura y manejo, que exista información completa acerca de su biología, que mantenga una distribución geográfica amplia, un ciclo de vida corto y bien reportado, una posición en las redes tróficas, así como un estatus de conservación (Cotin, 2012). Finalmente, los bioindicadores son valiosos porque pueden proporcionar una evaluación rápida, rentable y relativamente fácil de interpretar sobre el estado de un ambiente o ecosistema, permitiendo la detección temprana de problemas y ayudando en la toma de decisiones sobre la gestión ambiental (Cotin, 2012).

### 3.10.2 Bioensayo

Es una herramienta empleada para identificar y evaluar efectos generados por un contaminante sobre un organismo en particular. Es una herramienta diagnostica encargada de determinar el efecto tanto físico como químico sobre un organismo de prueba a partir de condiciones experimentales controladas. Los organismos bioensayo deben cumplir con ciertas características como son una condición de salud óptima, alta sensibilidad al elemento en cuestión, deben ser aclimatados tanto bajo las condiciones del bioensayo como en condiciones de mantenimiento en un ambiente controlado (Castillo, 2004). La importancia de un organismo bioensayo consiste en permitir establecer relaciones dosis respuesta para determinados compuestos químicos; la estandarización de estas metodologías permite que los datos obtenidos sean comparables, repetibles y confiables, además, evidencian la biodisponibilidad, efectos tóxicos, antagónicos y sinérgicos de un compuesto (de Vlaming *et al.*, 2000).

### 3.10.3 Biomarcador

Se define como una respuesta biológica ante la presencia de un xenobiótico, es decir, son los cambios moleculares, bioquímicos, fisiológicos y/o morfológicos medibles que se generan en un sistema biológico ante una exposición. Un biomarcador debe cumplir con dos características esenciales: la identificación de las interacciones entre el xenobiótico y el organismo, así como la determinación de efectos subletales y su fácil interpretación y medición (menos uso de tecnología) (Dalzochio *et al.*, 2019). Además, es importante considerar: su sensibilidad ya que debe ser capaz de detectar cambios sutiles en las condiciones del organismo o del ambiente, incluso antes de que los efectos sean evidentes; su especificidad, un buen biomarcador debe responder específicamente a un agente o condición particular, minimizando falsos positivos causados por otros factores; y su reproducibilidad, los resultados obtenidos deben ser consistentes y reproducibles en diferentes condiciones experimentales o clínicas (Henderson *et al.*, 2009).

## 3.11 *Vicia faba* (haba) como organismo biomodelo para la determinación de genotoxicidad

Los bioensayos bajo condiciones controladas proveen de amplias ventajas en el estudio de la toxicología. Se han utilizado diversas especies de plantas con el objetivo de determinar el potencial de daño genético generado por xenobióticos mutagénicos ambientales, a partir de ellos, se han reportado diversas alteraciones genéticas (Gaytán-Oyarzun, 2006). Es debido al constante interés sobre el estudio de efectos citotóxicos y genotóxicos de los contaminantes

ambientales que distintas pruebas tales como la frecuencia de micronúcleos y la alteración del índice mitótico en especies vegetales han sido ampliamente utilizadas para la identificación de este tipo de daños. Dichas metodologías han sido empleadas en distintas especies de plantas como: *Tradescantia paludosa*, *Allium cepa* y *Vicia faba*; siendo la última, una de las más utilizada (Beltrán y Beltrán, 2016).

El uso de *V. faba* como organismo bioensayo, presenta amplias ventajas como son su bajo costo, su manteniendo, la fácil observación de sus células, su genoma, ya que posee únicamente 12 cromosomas de gran tamaño y su alta sensibilidad; estas características han hecho de la especie, un organismo objetivo de distintas investigaciones sobre efectos de citotoxicidad y genotoxicidad por exposición a agentes físicos y químicos importantes para la salud humana. Como parte de los biomarcadores de daño genotóxico en plantas, se conocen la prueba de micronúcleos y el análisis del índice mitótico (Sánchez-Zepeda *et al.*, 2019).

### 3.11.1 Pruebas de daño genotóxico

Un biomarcador de daño importante de daño genotóxico son los micronúcleos (MN), estos se expresan a causa de errores en las rutas anabólicas y de expresión del DNA y/o por exposición a compuestos genotóxicos; un micronúcleo se forma durante la transición de la metafase a la anafase ya sea a causa de daños en el uso mitótico (efecto aneugénico), o bien, a partir de fragmentos de cromosomas sin centrómero (daño clastogénico) y se observa como fragmentos o cromosomas completos que quedan fuera del núcleo. Estas estructuras se presentan de forma espontánea con una baja frecuencia, sin embargo, en presencia de xenobióticos, la frecuencia de micronúcleos (fMN) aumenta, lo cual los convierte en un buen indicador de efectos por agentes, genotóxicos (Torres-Bugarín y Ramos-Ibarra, 2013).

#### IV. JUSTIFICACIÓN

Existen múltiples reportes del uso tradicional de hongos en el estado de Hidalgo, algunos de ellos relacionados a sus propiedades nutricionales, medicinales, alucinógenas, entre otras. En algunas comunidades el uso alternativo de los hongos como una fuente de alimentación es relevante debido a su impacto socioeconómico.

El impacto de su uso como alimento está basado en sus propiedades nutritivas, debido a que, se ha considerado superiores a la de muchos productos de origen vegetal. Sin embargo, a pesar de que los hongos son una fuente de minerales como K, Mg, Al y Cu, poseen la capacidad que bioacumular metales de interés toxicológico (MIT), lo cual puede inferir un riesgo para la salud si son consumidos (Moreno-Fuentes *et al.*, 2001; Montoya *et al.*, 2004; López- Vázquez y Prieto, 2016).

La información relacionada a la capacidad de acumulación de MIT por hongos macroscópicos comestibles ha sido reportada en diferentes especies y distintas partes del mundo, en donde México no destaca por sus aportes al conocimiento en esta área, ya que es escasa la información referida a la bioacumulación y nula la relacionada a los posibles daños en la salud por su consumo.

Basado en la capacidad genotóxica de algunos MIT, la presente investigación busca contribuir a la evaluación de riesgos a salud, así como a los registros de la capacidad de bioacumulación de MIT de especies de hongos comestibles presentes en la Comarca minera, en el estado de Hidalgo, México. Por otra parte, esta investigación contribuirá al conocimiento de posibles efectos por el consumo de hongos contaminados, a través de la aplicación de un bioensayo.

## V. OBJETIVOS

### 5.1 Objetivo general

Realizar una evaluación de riesgo ambiental (ERA) y a la salud (ERS) por consumo de hongos comestibles potencialmente contaminados con MIT presentes en suelo dentro de la comarca minera, Hidalgo México.

### 5.2 Objetivos específicos

1. Identificar y cuantificar la presencia de Cd, Cr y Pb en suelo en dos sitios de estudio dentro de la Comarca Minera Hidalgo, mediante Espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP), para determinar la peligrosidad de las zonas de estudio y su potencial de riesgo ecológico (Er).
2. Identificar y cuantificar la presencia de Cd, Cr y Pb en píleo y estípite de hongos comestibles colectados en dos localidades de la Comarca minera de Hidalgo, México., mediante Espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP), para evidenciar su biodisponibilidad y bioacumulación, y contribuir al conocimiento de la toxicocinética de estos elementos en los hongos.
3. Evaluar el riesgo a la salud por consumo de hongos comestibles potencialmente contaminados con los MIT identificados en las diferentes especies colectadas en ambas zonas de estudio, a través de la metodología propuesta por la OPS (Organización Panamericana de la Salud) /OMS (Organización Mundial de la Salud.) y la ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), para fundamentar criterios de investigación en la evaluación de sus efectos potenciales.
4. Determinar la capacidad citotóxica y genotóxica de Cd y Pb a concentraciones observadas en las especies de hongos comestibles colectados, mediante la aplicación de un bioensayo con *Vicia faba*, a través del Índice mitótico (IM) y la Frecuencia de micronúcleos (fMN), para contribuir al conocimiento del riesgo a la salud por consumo de hongos contaminados.

## VI. MATERIALES Y MÉTODO

### 6.1 Peligrosidad: Caracterización de suelos, identificación MIT y Riesgo ecológico.

Para identificar y cuantificar la presencia de Cd, Cr y Pb en suelo en dos sitios de estudio dentro de la Comarca Minera Hidalgo, se delimitó y caracterizó la zona de estudio, su entorno físico y su vulnerabilidad; posteriormente se analizó y caracterizó el tipo de suelos, e identifico y cuantifico los principales MIT a través de Espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP); finalmente se determinó la peligrosidad de las zonas de estudio y su potencial de riesgo ecológico (Er).

#### 6.1.1 Delimitación y caracterización de las zonas de estudio, entorno físico y vulnerabilidad

Se seleccionaron dos zonas de estudio: la zona de Carboneras perteneciente al municipio de Mineral del Chico y el Bosque el Hiloche perteneciente al municipio de Mineral del Monte; con base en los siguientes criterios de inclusión y exclusión:

- Ubicación dentro de la Comarca Minera del estado de Hidalgo, México
- Evidencia de actividad minera actual o pasada
- Presencia de especies de hongos comestibles
- Evidencia del consumo tradicional de las especies fúngicas

Posteriormente, realizó una revisión bibliográfica, sistemática, dirigida y pseudoestratificada, con la cual se recopilaron datos referentes a su ubicación, sus actividades primarias y secundarias, al entorno físico, contemplando, el tipo de matriz ambiental, características geográficas y políticas, topografía y edafología; así como características biológicas. Por otra parte, respecto a los sectores vulnerables se determinaron los asentamientos humanos, así como los sectores de riesgo.

#### 6.1.2 Análisis y caracterización de suelo

##### 6.1.2.1 Obtención de muestras

La toma de muestra, traslado y secado de las muestras se realizó con base en la NMX-AA-132-SCFI-2016 para el “Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra”. Se realizó un muestreo exploratorio superficial tomando las muestras de los primeros 5 cm de suelo a una distancia mínima de 30 cm del lugar de la toma de cada muestra de hongo, se colocaron en bolsas de plástico previamente etiquetadas y

durante el traslado se mantuvieron a 4° C con la finalidad de evitar que factores externos comprometieran su naturaleza. Adicionalmente se tomaron datos de georreferenciación de cada muestra. Se recolectó un total de 10 muestras simples de 1 Kg cada una, posteriormente, se realizó una muestra compuesta por cada zona de estudio. El número de muestras se determinó con base en lo establecido por Gotelli y Edison (2004), ya que dicha cantidad se considera suficiente para observar patrones en el comportamiento de una variable y al mismo tiempo que posee el sustento estadístico que respalda dicho comportamiento. Para el secado, las muestras, éstas se extendieron en charolas y se mantuvieron a temperatura ambiente en un sitio con sombra, posteriormente, se disgregaron con ayuda de un rodillo de madera para finalmente pasarlas por un tamiz de 2 mm de diámetro y almacenarlas en bolsas para su posterior análisis.

#### 6.1.2.2 Determinación de parámetros fisicoquímicos

La determinación de los factores fisicoquímicos se llevó a cabo mediante los siguientes métodos, y cada análisis se realizó por triplicado:

- El pH del suelo por medio de un potenciómetro de acuerdo a la NOM 021-RECNAT-2000.
- La conductividad eléctrica por medio de un conductímetro, de acuerdo a la NOM 021-RECNAT-2000.
- El potencial de oxido reducción a partir de potenciómetro o medidor de ORP.
- La humedad con base en el método de gravimetría de acuerdo a la NOM 021-RECNAT-2000. que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos.
- La textura del suelo con base en el método de Bouyoucos de acuerdo a la NOM 021-RECNAT-2000.
- La coloración del suelo a partir del método de tablas de Munsell (Reyes-Jaramillo, 1996).

#### 6.1.2.3 Identificación y cuantificación de los principales MIT (Cd, Cr y Pb)

##### a) *Digestión ácida*

La digestión de las muestras se realizó con base en el Método 3051A: "Digestión ácida de sedimentos, lodos y aceites asistida por microondas" (U.S. EPA, 2007). Con base en la metodología, 24 horas antes de la digestión el material volumétrico y los recipientes para el

almacenamiento de las muestras fueron lavados en solución de ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) al 3%, para eliminar cualquier interferencia o contaminación cruzada en las muestras; cumplido este tiempo se vaciaron y dejaron secar en su totalidad en un ambiente limpio.

Para la digestión (Figura 2), se pesaron 0.2 g de cada una de las muestras (1) y se agregaron 5 mL de ácido nítrico concentrado (2); una vez armado el carrusel (3), se sometieron a una primer rampa a 300 psi, con una temperatura de 165° y a 1200 w durante 2 minutos, seguida de una segunda rampa a 300 psi, con una temperatura de 175° y a 1200 w durante 8 minutos; transcurrido este tiempo se mantuvieron en enfriamiento durante 5 minutos que marca el equipo +20 minutos extra, asegurando que el carrusel pudiera manipularse (4); posteriormente el carrusel se retiró del horno y se mantuvo en la campana de extracción durante 30 minutos para asegurar que el material estuviera completamente frío y los vasos se pudieran abrir de la manera más segura, posterior a esto las muestras se filtraron y aforaron a 50 mL con agua desionizada (5) para finalmente vaciarse en los recipientes de almacenamiento (U.S. EPA, 2007).



**Figura 2.** Pasos metodológicos para la digestión ácida de las muestras (1 pesaje de muestras, 2 vaciado de ácido nítrico, 3 carrusel con muestras y 4 muestras en digestión y 5 almacenamiento de muestras).

*b) Lectura de MIT: Cd, Cr y Pb*

La cuantificación de dichos elementos se realizó mediante el Método 6010D (SW-846): Espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP) (U.S. EPA, 2014), con un equipo modelo Perkin Elmer, Mod. Optima 8300, USA. La concentración real de los metales en las muestras se determinó a partir de la siguiente Fórmula 1 (Fonseca, 2018).

$$Cr = \frac{Cl}{Pm} * Vaf * Fd \quad (1)$$

Donde:

- $C_r$ = concentración real (mg/Kg)
- $C_l$ = concentración leída (mL / L)
- $V_{af}$ = volumen de aforo (L)
- $F_d$ = factor de dilución
- $P_m$ = peso de la muestra (g)

### 6.1.3 Evaluación de Riesgo Ecológico (ERE) y peligrosidad

#### 6.1.3.1 Identificación del riesgo

Los cálculos para la evaluación de ERA se realizaron a partir de las concentraciones de Cd, Cr y Pb en suelo a través de: el Cociente de peligro ambiental (CP), el Riesgo ecológico potencial (Er), el Índice de riesgo ecológico acumulativo (ErI) y el Índice de geoacumulación (Igeo). Además de determinar la peligrosidad de los MIT encontrados basado en su potencial tóxico (pT) y carcinogénico (pCa).

##### a) Índice de geoacumulación ( $I_{geo}$ )

Este indicador evalúa el grado de contaminación en suelos, sedimentos o aguas superficiales debido a metales pesados u otros contaminantes, y se determina a partir de la siguiente ecuación:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1.5 * B_n} \quad (2)$$

Donde,  $C_n$ = Concentración medida del metal en la muestra,  $B_n$ = Concentración media del metal en la corteza terrestre o en una zona contaminada (valor de fondo) y 1.5= factor que se utiliza para compensar la variabilidad natural de los suelos y sedimentos (Adewumi y Ogundle, 2023). Los valores de  $B_n$  utilizados fueron los siguientes: Pb 17 mg/Kg, Cd 0.9 mg/Kg y Cr 92 mg/Kg (Rudnick y Gao, 2003)

Dicho indicador se interpreta como:  $I_{geo} < 1$ = Sin contaminación significativa,  $I_{geo} 1-2$ = Contaminación mínima,  $I_{geo} 2-3$ = Contaminación moderada,  $I_{geo} 3-5$ = Contaminación alta e  $I_{geo} \geq 5$ = Contaminación muy alta (Müller, 1969).

*b) Cociente de peligro ambiental (CP)*

El cociente se obtiene de la relación entre la concentración de exposición (Cexp) del agente químico a evaluar en el sitio de estudio y la concentración de referencia (Cref).

$$CP = \frac{Cexp \text{ (mg/kg)}}{Cref \text{ (mg/kg)}} \quad (3)$$

Donde, Cexp= Concentración de exposición; Cref= Concentración de referencia, en este caso se utilizaron datos de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 como el límite máximo permisible. Se interpreta de la siguiente forma: un  $CP \geq 6$ = Alta peligrosidad, CP entre 2-5= mediana peligrosidad,  $CP \leq 1$ = baja peligrosidad (CEPIS/OPS, 2005).

*c) Riesgo ecológico (Er) y Riesgo ecológico acumulado (ErI)*

El riesgo ecológico determina la peligrosidad ambiental de un xenobiótico, a partir del Cociente de peligro ambiental (CP) y el Índice de respuesta toxica (Tr), con base en las siguientes ecuaciones:

$$Er = Tr * CP \quad (4)$$

Donde, CP= Cociente de peligro ambiental y Tr= Índice de respuesta tóxica.

Se interpreta de la siguiente forma: un  $Er > 320$ = riesgo significativamente alto,  $Er > 160-320$ = alto riesgo,  $Er > 80-160$ = riesgo considerable,  $Er > 40-80$ = riesgo moderado y  $Er < 40$ = bajo riesgo ambiental (Hamid *et al.*, 2022). Los valores de Tr utilizados fueron los siguientes: Cd= 30, Cr= 2 y Pb= 5 (Nozari *et al.*, 2023).

El Índice de riesgo ecológico acumulativo (ErI) se determina a partir de la suma de los Er, siempre y cuando estos presenten efectos similares o sean de un mismo grupo de compuestos; y se determina a partir de la siguiente ecuación:

$$ErI = \sum Er \quad (5)$$

Dicho indicador se interpreta como:  $ErI \geq 600$ = riesgo significativamente alto,  $ErI \leq 300-600$ = alto riesgo,  $ErI \leq 150-300$ = riesgo moderado y  $ErI < 150$ = bajo riesgo ambiental (Nozari *et al.*, 2023).

### 6.1.3.2 Peligrosidad y Capacidad de daño

#### a) *Potencial tóxico (pT)*

Este indicador muestra la toxicidad inherente al contaminante que se puede expresar en diferentes condiciones de la matriz o vías de administración e incluso especies en el caso de los MIT. De acuerdo con el criterio de Degrossi (2013) para exposición crónica, los xenobióticos con un potencial de toxicidad (pT) alto pueden ocasionar efectos adversos en los organismos (Repetto y Repetto, 2009). Se calcula a partir de la siguiente fórmula:

$$T = \frac{DL_{50}/1000}{Peso molecular} \quad (6)$$

$$pT = -\log T \quad (7)$$

Donde, T= Dosis toxica molar en mol/Kg (se calcula a partir de la DL<sub>50</sub> oral en rata hembra de cepa Wistar o Sprague Dawley (mg/Kg) y DL<sub>50</sub>=Dosis letal 50. Se interpreta de la siguiente forma: pT >10= potencial tóxico alto, de 5-10 = potencial tóxico medio y de 1-4= potencial tóxico bajo, pT 1-4 (Repetto y Repetto, 2009).

#### b) *Potencial carcinogénico (pCa)*

Este indicador se refiere a la posibilidad de que un compuesto xenobiótico manifieste un efecto biológico con base a la Clasificación carcinogénica de sustancias químicas de la Agencia Internacional de Investigación del Cáncer (IARC) (Espinosa *et al.*, 2006) (Tabla 4). Se interpreta de la siguiente forma: si el elemento forma parte del Grupo 1 = riesgo cancerígeno alto, al Grupo 2A = riesgo medio-alto, al Grupo 2B = riesgo medio y al Grupo 3 o 4 = riesgo bajo o desconocido.

**Tabla 4.** Clasificación carcinogénica de sustancias químicas de la Agencia Internacional de Investigación del Cáncer (IARC). Creada a partir de Espinosa et al. (2006).

Categoría	Clasificación	Descripción
1	Cancerígeno humano	Hay pruebas suficientes que confirman que puede causar cáncer a los humanos.
2A	Probable cancerígeno humano	Hay pruebas suficientes de que puede causar cáncer a los humanos, pero actualmente no son concluyentes.
2B	Possible cancerígeno humano	Hay algunas pruebas de que puede causar cáncer a los humanos, pero de momento están lejos de ser concluyentes.
3	Carcinogenicidad no clasificable	Actualmente no hay ninguna prueba de que cause cáncer a los humanos
4	Probable no cancerígeno para humano	Hay pruebas suficientes de que no causa cáncer a los humanos.

## 6.2 Identificación y cuantificación de MIT en hongos

Para identificar y cuantificar la presencia de Cd, Cr y Pb en píleo y estípite de las diferentes especies de hongos comestibles, para evidenciar su biodisponibilidad y posible bioacumulación, se realizó la identificación *in situ* de los organismos y la recolección de los ejemplares; posteriormente se realizó la identificación taxonómica a partir de literatura especializada, seguido de la identificación y cuantificación de los principales MIT a través de Espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP), finalmente se determinó el factor de bioacumulación (BAF) y así contribuir al conocimiento de la toxicocinética de estos elementos en los hongos.

### 6.2.1 Análisis de especies fúngicas

#### 6.2.1.1 Obtención de muestras

La recolecta de los hongos macroscópicos se llevó a cabo mediante el método convencional (Garza *et al.*, 2014), el cual indica que se debe abrir un pequeño espacio en el suelo para extraer el esporoma completo sin maltratarlo, asegurando la preservación de características importantes para su identificación taxonómica; una vez tomada la muestra, el agujero debe cubrirse nuevamente para proteger el micelio expuesto, posteriormente se colocaron en bolsas de papel encerado previamente etiquetadas para su traslado al laboratorio. Adicionalmente se tomaron datos de georreferenciación, del tipo de vegetación del sitio, al igual que evidencias fotográficas.

### 6.2.1.2 Taxonomía

Una vez en el laboratorio, se realizó la limpieza de los ejemplares con ayuda de un pincel manteniendo absoluto cuidado y asegurando la integridad de los mismos. La identificación taxonómica de las especies parte de una descripción precisa de las características morfológicas que presentan los esporomas, tales como el tamaño de sus distintas estructuras, su coloración, forma y ornamentación, además de su olor y sabor (Kong, 2003). La obtención de datos se realizó con los ejemplares frescos, para los caracteres macroscópicos se determinó: el tamaño, forma y ornamentación del píleo, las láminas y estípite; mientras que, para los caracteres microscópicos se determinó: el tamaño, forma y ornamentación de las esporas, así como el tamaño y forma de los basidios y ascas. La determinación de los especímenes se realizó a partir de literatura especializada (Dissing, 1966; Kong, 2003; Bessette *et al.*, 2009; Nguyen *et al.*, 2013; Desjardin *et al.*, 2015; Læssøe y Petersen, 2019a; Læssøe y Petersen, 2019 b), a partir de evidencias fotográficas se documentaron algunas de las características antes mencionadas.

### 6.2.1.3 Identificación y cuantificación de Cd, Cr y Pb

#### a) Preparación de soluciones madre

Se prepararon soluciones madre de Cd, Cr y Pb a 1000.00 mg/L. Para obtener 100 mL de solución de Cd se pesó 0.1 g de sulfato de cadmio y se disolvió en 5 mL de ácido nítrico concentrado; para Cr, se pesó 0.1 g de dicromato de potasio y se disolvió en 5 mL de ácido clorhídrico; para Pb, se pesó 0.1 g del metal en lámina y se disolvió en 5 mL de ácido nítrico; una vez disueltos, se aforaron con agua desionizada y se coloraron en los vasos de almacenamiento previamente etiquetados. Las soluciones se prepararon de acuerdo con el manual del equipo Varian SpectrAA-880 (ver anexo).

#### b) Digestión ácida y lectura de MIT

Posterior a la descripción taxonómica se realizó el secado de las muestras en una estufa a 60°C, hasta obtener un peso constante (Moyano *et al.*, 2010); ya secas, cada muestra se separó en píleo y estípite, se maceraron con ayuda de un mortero y se almacenaron en bolsas de plástico herméticas (Figura 3).

La digestión de las muestras se realizó bajo el método 3051A: "Digestión ácida de sedimentos, lodos y aceites asistida por microondas" (U.S. EPA., 2007). La lectura de los elementos se realizó

con base en el Método 6010D (SW-846): Espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP) (U.S. EPA., 2014), ambas metodologías se describen previamente en el apartado 5.1.2.



**Figura 3.** Procesamiento de hongos (1 limpieza, 2 secado, 3 macerado y 4 almacenamiento).

Para la determinación del Factor de bioacumulación (BAF), el cual corresponde a las veces que el contaminante se acumula en el organismo en comparación con la concentración de la matriz ambiental, los cálculos se realizaron a partir de la siguiente fórmula (Orozco *et al.*, 2022):

$$BAF = \frac{C_1}{C_{exp}} \quad (8)$$

Donde,  $C_1$ = Concentración del tóxico en el organismo y  $C_{exp}$ = Concentración del contaminante en el medio o matriz ambiental.

Dichos datos se interpretan como: especies exclutoras ( $BAF < 1$ ), especie acumuladora ( $BAF > 1$ ) y especies hiperacumuladoras ( $BAF > 10$ ) (Orozco *et al.*, 2022).

### 6.3 Evaluación de Riesgo a la Salud (ERS)

Para la evaluar el riesgo a la salud por consumo de hongos comestibles potencialmente contaminados con los MIT identificados en las diferentes especies colectadas de ambos zonas de estudio, sustentado en su peligrosidad y capacidad de daño, se realizó a través de la metodología propuesta por la OPS (Organización Panamericana de la Salud) /OMS (Organización Mundial de la Salud.) y la ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), con los siguientes indicadores: potencial de biodisponibilidad ( $\text{LogK}_{ow}$ ), Cociente de peligro a la salud (HQ), Riesgo a la salud acumulado (HI), Riesgo de incremento de cáncer individual (RICi), para fundamentar criterios de investigación en la evaluación de sus efectos potenciales.

### 6.3.1 Peligrosidad y capacidad de daño

#### a) Exposición basada en su biodisponibilidad LogKow

Determina la afinidad por lípidos y por ende la tasa de penetración a través de las membranas (biodisponibilidad). En el entendido que los compuestos más liposolubles atraviesan mejor las membranas biológicas. Se consideró el logKow, el cual refiere al logaritmo en base 10 del coeficiente de partición octanol-agua (Kow). Este coeficiente es una medida de la afinidad de una sustancia química por el agua frente al octanol, que es un compuesto orgánico que simula la fase lipídica de los organismos vivos (Mackay *et al.*, 2006). Considerando que un LogKow alto tiene una alta afinidad por lípidos y un LogKow una baja afinidad, interpretándose como un LogKow >4= una biodisponibilidad alta, de entre 3-4= media y de entre 0-2= una biodisponibilidad baja (Delgado-Mota, 2014).

#### b) Cociente de peligro a la salud (HQ) y Riesgo a la salud acumulado (HI)

Determina la probabilidad de que se produzcan efectos no cancerígenos, se basa en la relación entre la Ingesta diaria estimada (EDI) y la Dosis de referencia (RfD) para el xenobiótico de interés, y se determinó partir de la siguiente ecuación (Martín-Olmedo *et al.*, 2016):

$$HQ = \frac{EDI}{RfD} \quad (9)$$

Donde, EDI= Ingesta diaria estimada (temporal) (mg/Kg/d), RfD= Dosis de referencia para la exposición oral; interpretándose como un valor de HQ<1= baja probabilidad de generar efectos adversos, de  $\geq 1$ = alta probabilidad (Martín-Olmedo *et al.*, 2016). Los valores de RfD utilizados fueron los siguientes: Cd= 0.001 mg/Kg y Pb= 0.0035 mg/Kg (Gebeyehu y Bayissa, 2020; Alsafran *et al.*, 2021).

De igual forma, se calculó el Riesgo a la salud acumulado (HI); este indicador generalmente es aplicado cuando hay presencia de uno o más contaminantes de interés toxicológico siempre y cuando afecten al mismo órgano diana, sistema de órganos o mecanismo de acción (Alsafran *et al.*, 2021); y se determinó a partir de la siguiente ecuación:

$$HI = \Sigma HQ \quad (10)$$

Si  $HI < 1$ = riesgo bajo,  $HI$  entre 1 y 3= riesgo medio,  $HI$  de 4 a 10= riesgo medio alto y  $HI > 10$ = riesgo alto (Alsafran *et al.*, 2021).

Para el cálculo de HQ, se determinó previamente la Ingesta diaria estimada (EDI), que representa la magnitud de la exposición a cierto xenobiótico, se expresa en unidades de masa de contaminante expuesta por unidad de masa corporal al día (mg/Kg/día), y se determinó a través de las siguientes ecuaciones (ATSDR, 2008):

$$EDI = \frac{C_{exp} * TI * FE}{PCo} * 0.001 \quad (11)$$

$$FE = \frac{F * D_{exp}}{AT} \quad (12)$$

Donde,  $C_{exp}$ = Concentración de exposición (mg/Kg, mg/L);  $TI$ = Tasa de consumo por ingesta, absorción o inhalación accidental (mg/día; en caso de agua es dos litros al día en adultos y un litro al día en niños o adultos mayores, o caso de suelo 100 mg/día adulto y 200 mg/día niños o adultos mayores;  $FE$ = Factor de la exposición;  $PCo$ = Peso corporal del individuo (Kg): 50 Kg adultos mayores ( $>60$  años), 70 a 64.5 Kg adulto ( $>18$  años  $< 60$ ), 50 Kg adolescentes (12 a 18 años), 36.5 Kg niños de 3 a 12 años, 13-15 Kg menores de tres años;  $F$ = Frecuencia de exposición, fracción de días de la semana ej. (5/7) por número de semanas del año;  $D_{exp}$ = Duración de la exposición (años);  $AT$ = Tiempo promedio de exposición, para contaminantes no cancerígenos  $AT$  es igual a 365 por la edad y para contaminantes cancerígenos se considera una vida completa de 70 años, por lo que  $AT$  es igual 365\*70 (25 550 días) y 0.001 es el factor de corrección de unidades; este factor se utiliza para obtener datos consistentes y mantener las mismas unidades (Alsafran *et al.*, 2021).

Para el cálculo de EDI se determinó la “Taza de consumo por ingesta” (TI), para ello, con base en Mayett *et al.* (2019), se estableció una ingesta diaria de 100 g con un consumo de 2 días a la semana durante 12 semanas, lo que corresponde a una frecuencia de consumo de 24 días al año; estos días corresponden a la temporada de hongos, la cual va de agosto a mediados del mes de octubre, aproximadamente. Los autores realizaron entrevistas a personas de entre 16 y 80 años, y a partir de esta información, así como de los datos de pesos de acuerdo a la edad establecidos por la ATSDR (2008) (ver descripción del indicador EDI) se estimaron los gramos de hongos consumidos para cada uno de los sectores de riesgo evaluados, obteniendo los

siguientes valores: consumo para niños de 5 a 14 años= 57.14 g; adultos >60= 71.42 g; y embarazadas de 15 a 30 años= 100 g.

c) *Riesgo de incremento de cáncer individual (RICi)*

Representa la probabilidad de desarrollo de cáncer por el incremento en la concentración del agente químico (U.S. EPA. 2005). Se calculo a través de la relación el EDI y el CSF de cada elemento y se determinó a partir de la siguiente ecuación:

$$RICi = EDI * CSF \quad (13)$$

Donde, EDI= Ingesta diaria estimada (temporal) (mg/Kg/d) y CSF= Factor de pendiente de cáncer (vía oral); interpretando un valor de RICi <1.0E-06 = riesgo de cáncer bajo y de  $\geq 1.0E-06$  = riesgo de cáncer alto (Ijeoma *et al.*, 2021). Los valores de CSF utilizados fueron los siguientes: Cd= 6.3 (mg/Kg/d) y Pb= 0.0085 (mg/Kg/d) (Chukwuka *et al.*, 2023; Kumar *et al.*, 2023).

#### **6.4 Evaluación de efectos citotóxicos y genotóxicos en *Vicia faba* (haba)**

Para determinar la capacidad citotóxica de Cd y Pb a las concentraciones observadas en las especies de hongos comestibles, se realizó una evaluación citotóxica y genotóxica a partir de un bioensayo en células meristemáticas haba (*Vicia faba*), utilizando como biomarcadores de daño el Índice mitótico (IM) y la Frecuencia de micronúcleos (fMN) respectivamente, para contribuir al conocimiento del riesgo a la salud por su consumo.

##### **6.4.1 Montaje y calibración**

Para la evaluación de efectos citotóxicos en células meristemáticas de *Vicia faba*, previamente se calibró la técnica, con tratamientos con solución salina al 5%; asegurando la viabilidad y germinación de las semillas, así como la división celular a nivel de las células meristemáticas, determinado la frecuencia espontánea del IM y fMN (García-León, 2020).

###### **6.4.1.1 Preparación de muestras para tratamiento y análisis microscópico**

a) *Germinación*

Las semillas se lavaron previo a la germinación durante una hora utilizando agua corriente, posteriormente se hidrataron colocándolas en reposo y completa oscuridad durante 24 horas a 21° C. Para la germinación, se trasladaron a una charola de disección y se colocaron entre dos

capas de algodón humedecido manteniéndolas nuevamente en oscuridad a 21° C hasta observar el crecimiento de las radículas, una vez que alcanzaron de 4-5 cm se separaron en lotes de 5 plántulas (Figura 8) (García-León, 2020).

*b) Preparación de laminillas*

Se utilizaron de 2 a 3 milímetros del meristemo apical de cada semilla y se fijaron con etanol-ácido acético (3:1) durante 24 horas y en refrigeración. Terminada la fijación, los meristemos se colocaron en etanol al 70% durante 15 minutos, posteriormente se hidrolizaron con ácido clorhídrico 5 N a 28° C durante 25 minutos con agitación continua, se decantó el excedente de ácido clorhídrico y se lavaron los meristemos 3 veces con NaCl al 5%. Una vez enjuagados, se realizó la tinción, agregando 2 gotas de aceto-orceína al 2% durante 20 minutos en oscuridad total. Finalmente, se hicieron lavados con ácido acético al 45% para eliminar el exceso de colorante, se colocó un cubre objetos y realizó el aplastamiento en monocapa “squash” (Figura 4) (García-León, 2020).

La observación microscópica se realizó en un microscopio óptico a un aumento de 40X, cuantificando y analizando 500 células en total por tratamiento, 100 por cada raíz para asegurar una respuesta homogénea (Control negativo y experimentales), en cada una se cuantificó el número de células en división para determinar IM, así como la fMN presentes (García-León, 2020).

#### 6.4.2 Evaluación de efectos citotóxicos y genotóxicos

##### 6.4.2.1 Tratamiento

Para cada tratamiento, se utilizó un grupo de raíces que fue expuesto a una solución salina al 5% (control negativo); así como, un segundo, tercer y cuarto grupo de plántulas que se expusieron a tres concentraciones experimentales de MIT; dichas concentraciones corresponden a la concentración más alta y la más baja observada en las diferentes especies de hongos comestibles y una concentración media entre estas dos; en caso de encontrar una alta citotoxicidad (>50%), se deberá diluir la concentración experimental hasta encontrar la concentración letal media ( $CL_{50}$ ) y al menos dos dosis subletales.

A partir de las concentraciones experimentales, se determinó el IM y la fMN para cada concentración; en donde, se utilizaron al menos 5 semillas germinadas por tratamiento y un

control negativo (NaCl 5%), de las cuales se analizará al menos 100 células por cada una, para asegurar un tamaño de muestra (replicas independientes), contemplando dos tipos de tratamiento (S-independiente y S-dependiente) (García-León, 2020):

- 1) Cuatro horas de exposición y dos de recuperación (en oscuridad, a 20° C y con aireación) para evaluar el daño provocado en G2, el cual se expresa como aberraciones cromatídicas y solamente son inducidas por agentes S-independientes.
- 2) Cuatro horas de exposición con 14 horas de recuperación (en oscuridad, a 20° C y con aireación) para evaluar el daño inducido en G1, el cual se manifiesta como una aberración cromosómica (se produce por agentes S-independientes) o cromatídica (se induce por un agente S-dependiente).

#### 6.4.2.2 Evaluación del efecto citotóxico

##### a) *Determinación de la citotoxicidad a través del Índice mitótico (IM)*

El índice mitótico es la frecuencia de divisiones celulares entre el total (500 células) y se usa como indicador de citotoxicidad si esta frecuencia disminuye (Gaytán-Oyarzun, 2006), se calculó a partir de la siguiente fórmula:

$$IM = \text{Número de células en división} / \text{Número de células totales} \quad (14)$$

La citotoxicidad se usa como referencia para evaluar daños secundarios como la genotoxicidad, la concentración más alta que se utiliza en un experimento para evaluar efectos genotóxicos es la de equivalente a un (IM) de 0.5 que corresponde a que el 50% de las células dejaron de dividirse por algún efecto toxicógeno se le puede denominar como  $CL_{50}$ , a partir de esta se pueden determinar otras concentraciones experimentales menores denominadas “Concentraciones subletales”.

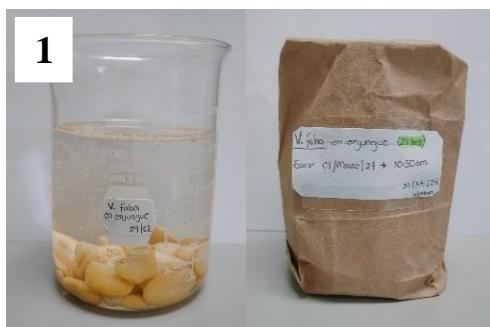
Con base a lo recomendado en la bibliografía, se analizaron 500 células por tratamiento, estas se contabilizaron en cinco réplicas independientes (100 en cada una), para evitar sesgos de probabilidad y sensibilidad individual (García-León, 2020).

*b) Análisis estadístico para evaluación de efecto tóxico*

Para cada tratamiento, se comprobó la normalidad, previa transformación del porcentaje de división celular (Arco Seno de la raíz cuadrada del porcentaje en coeficiente) a través de la siguiente fórmula (García-León, 2020):

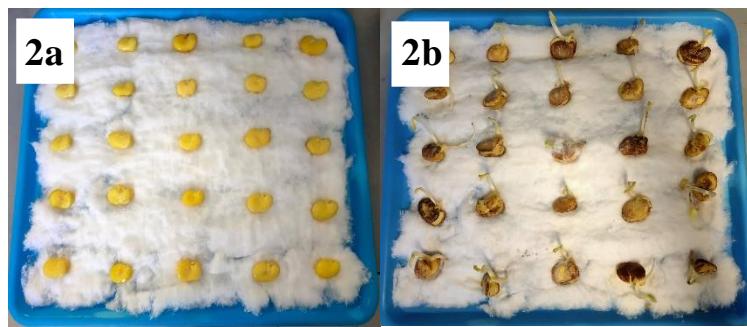
$$z = [(x_I - \mu) / \sigma] \quad (15)$$

Esta transformación permite ajustar las variables a una distribución normal ortogonal, la cual se corroboró a través de una prueba de bondad de ajuste de Shapiro-Wilks para cada tratamiento (SW: 0.916 ± 0.043;  $p > 0.05$ ). Los datos se contrastaron mediante ANOVA factoriales independientes, donde se consideran como variables independientes al contaminante, la concentración y el tiempo.



#### 1. Previo a la germinación:

Lavado durante 2 horas e hidratación durante 24 horas con agua corriente (oscuridad, 21° C).



#### 2. Germinación:

Montaje en charola de disección (oscuridad, 21° C).

a) Día de montaje. b) 4to día de germinación.



#### 3. Tratamiento:

Radículas sumergidas en solución con MIT, el tiempo dependerá del tratamiento a realizar (oscuridad, 21° C).



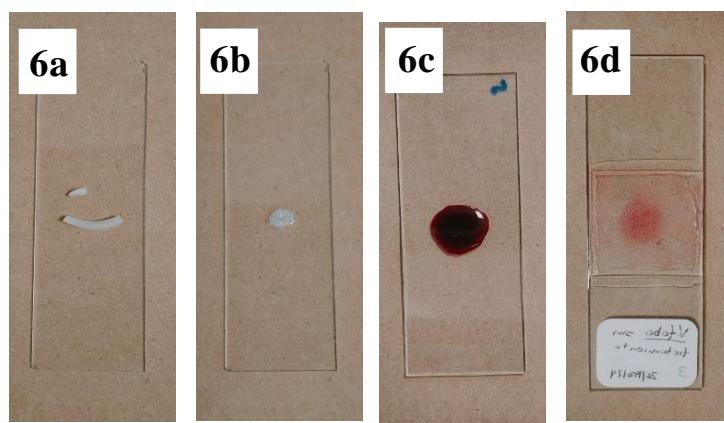
#### 4. Tiempo de recuperación (tratamiento):

Radículas sumergidas en agua corriente con aireación continua, el tiempo dependerá del tratamiento a realizar (oscuridad, 21° C).



#### 5. Fijación:

Raíces en etanol-ácido acético (3:1) durante 24 horas (oscuridad y en refrigeración).



#### 6. Preparación de laminillas:

a) Se tomó de 2 a 3 mm de raíz. b) Maceración: etanol al 70% (15 minutos), ácido clorhídrico 5 N (25 minutos), lavado con NaCl al 5% (3 veces). c) Tinción: 2 gotas de acetato-orceína al 2% (20 minutos a oscuridad), ácido acético para retirar el exceso de colorante. d) Aplastamiento

**Figura 4.** Metodología para bioensayo con *Vicia faba* para determinar citotoxicidad y genotoxicidad.

#### 6.4.2.3 Evaluación del efecto genotóxico

La genotoxicidad se refiere a cualquier daño a nivel del ADN, resultante de una exposición efectiva a un agente físico y/o químico, lo que puede provocar mutaciones, alteraciones cromosómicas o daño en el ADN. Estos efectos pueden llevar a problemas como cáncer, enfermedades genéticas y problemas reproductivos, dependiendo de la magnitud y el tipo de daño. En este caso, se evaluará la frecuencia de aparición de micronúcleos en interface de las células meristemáticas como biomarcador de daño genético (Sánchez-Zepeda *et al.*, 2019).

##### *a) Criterios de inclusión*

La identificación de micronúcleos se realizó de acuerdo a los siguientes criterios de inclusión, asegurando que presenten las características necesarias para que el recuento sea fiable y objetivo (Sánchez-Zepeda *et al.*, 2019):

- Diámetro menor a 1/3 de la media del diámetro del núcleo principal
- No refractarios
- Intensidad de tinción similar a los núcleos principales o superior
- Forma similar al núcleo principal
- No conectados con ninguno de los núcleos de la célula binucleada
- Pueden tocar los núcleos de la célula binucleada, pero no solaparse con ellos

##### *b) Determinación de la frecuencia de micronúcleos (fMN)*

Se evaluaron 500 células por tratamiento, en cinco réplicas independientes (100 en cada una) para evitar sesgos de probabilidad y sensibilidad individual de acuerdo con García-León (2020) en *V. faba*; la genotoxicidad se analizó a mediante el análisis de frecuencia de micronúcleos inducido contra un control negativo (sacarosa al 5%), y establecido con la siguiente formula (Sánchez-Zepeda *et al.*, 2019):

$$fMN = nMN / (nMN + nCM) \quad (16)$$

Donde:

- fMN= Frecuencia de micronúcleos en células meristemáticas
- nMN= número de micronúcleos en células meristemáticas

- $nCM$ = número de células meristemáticas

La frecuencia de estos se usa como indicador de daño genotóxico ya sea por un daño al uso mitótico (efecto aneugénico) o bien, fragmentos de cromosomas sin centrómero (daño clastogénico).

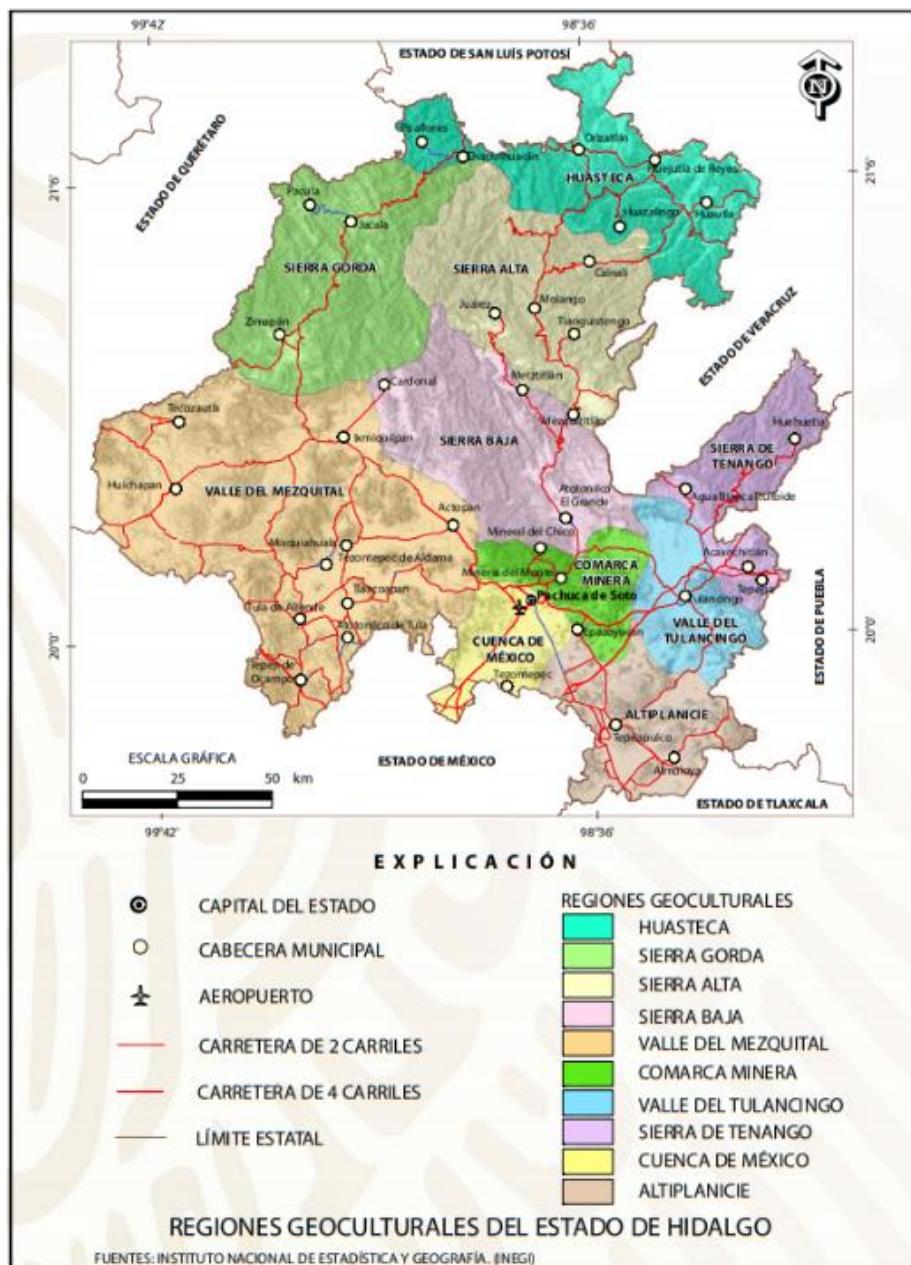
c) *Ánalisis estadístico para evaluación de efecto genotóxico*

Se probó la normalidad para cada tratamiento, previa transformación del porcentaje de división celular (Arco Seno de la raíz cuadrada del porcentaje en coeficiente) ( $z = [(x_I - \mu) / \sigma]$ ) (García-León, 2020). Los datos se contrastaron mediante ANOVA factoriales independientes, donde se consideran como variables independientes al contaminante, la concentración y el tiempo.

## VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

## 7.1 Descripción: zona de estudio, entorno físico y vulnerabilidad

La Comarca Minera está situada en la Sierra de Pachuca (Figura 5) y se caracteriza por presentar clima templado; su vegetación está constituida principalmente por bosques de encino y coníferas, además de zonas de matorral xerófilo (Martínez-Morales *et al.*, 2007).



**Figura 5.** Regiones geoculturales del estado de Hidalgo (Tomado de SGM, 2019).

### 7.1.1 Zona 1: Carboneras

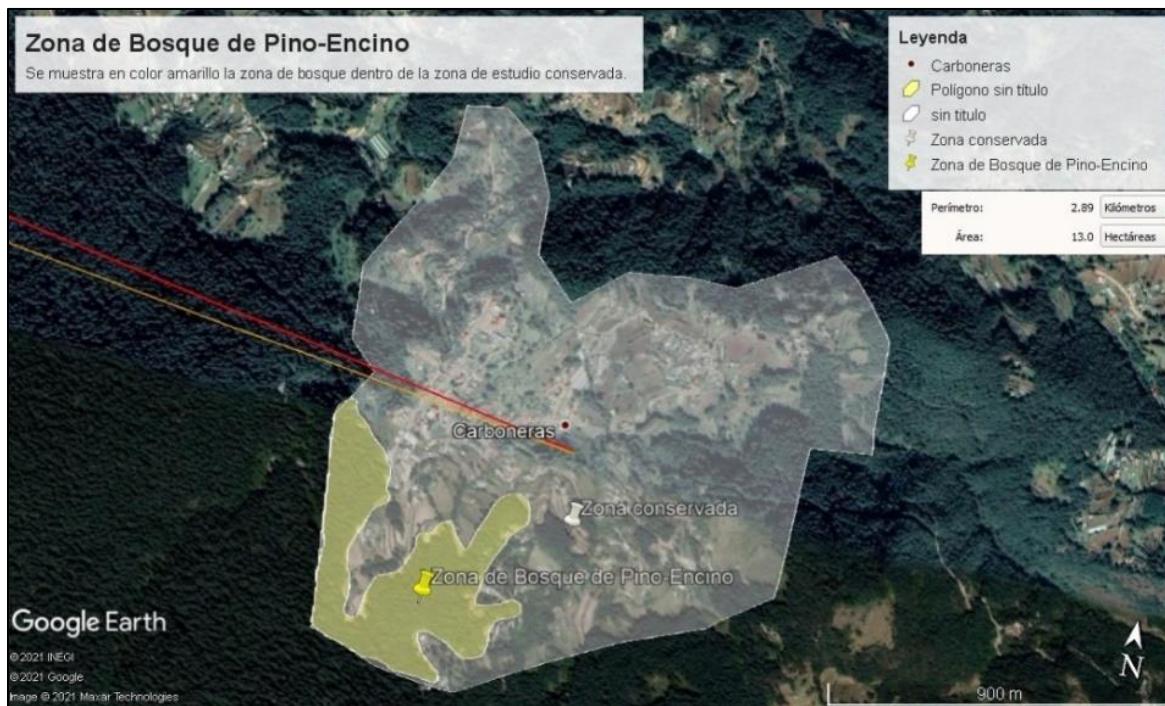
El municipio Mineral del Chico comprende 35 localidades y está ubicado geográficamente entre las coordenadas 98° 50' 21.12" y 98° 39' 30.24" longitud oeste y 20° 08' 32.64" y 20° 17' 54.96" latitud norte; y cuenta con una extensión de 2,739 ha (SEMARNAT 2006).

Una de sus localidades es “Carboneras”, la cual está ubicada en las coordenadas 98° 41' 48.627" longitud oeste y 20° 12' 53.471" latitud norte (SEMARNAT, 2006). En la Figura 6 la zona delimitada corresponde a la localidad, la cual comprende un área de 116 hectáreas, sin embargo, los puntos de muestreo sólo se ubicaron en las zonas que se muestran en amarillo debido a la distribución de las especies.

Se determinó la proximidad a las minas; como se observa en la Figura 7, debido a que se consideran como la fuente principal de los contaminantes a evaluar, ambas líneas (roja y amarilla) muestran las minas cercanas a la zona de estudio: La mina San Cayetano y la mina San Antonio, ambas se encuentran inactivas actualmente (Ramírez, 2018).

Respecto a sus características físicas, de acuerdo con la clasificación climática de Köppen, el parque presenta un clima tipo Cwb, es decir, un clima templado subhúmedo con lluvias en verano; presenta una temperatura media anual de entre 12 y 18°C, una temperatura media de entre -3 y 18°C en el mes más frío y temperaturas por arriba de los 26.5°C en el mes más caliente; la combinación de la altitud media del sitio, la cual corresponde a 2,500 msnm, así como a las condiciones orográficas del área contribuyen a estos patrones climáticos (García, 2004; SEMARNAT, 2012). Por otro lado, de acuerdo con la clasificación de suelos de la FAO/UNESCO, este sitio presenta características de un suelo de tipo andosol o luvisol húmico; estos suelos son formados a partir de cenizas volcánicas y son comunes en áreas con altitudes elevadas, presentan una alta capacidad de retención de agua, son ricos en materia orgánica y se caracterizan por su color oscuro (CONANP, 2005; FAO/UNESCO, 2024).

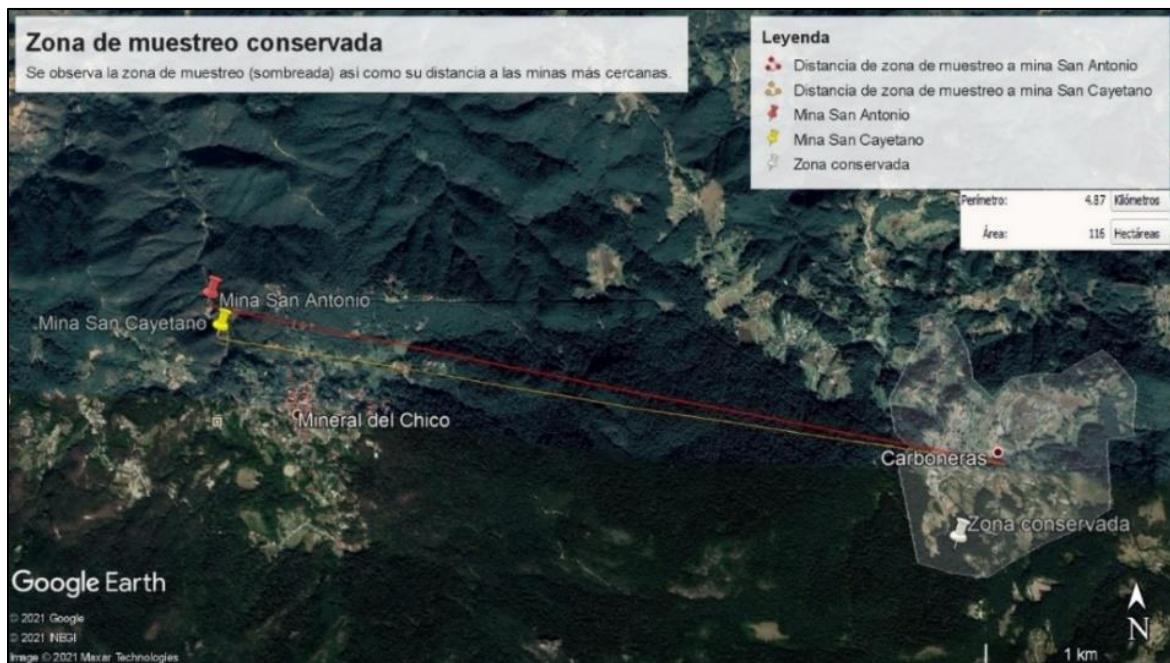
Con base en las características biológicas del sitio, de acuerdo a su fisionomía y la proporción de cobertura, se consideran los siguientes tipos de vegetación: bosque de oyamel o abeto (*Abies religioso*), bosque de encino (*Quercus* sp), bosque de encino-oyamel (*Quercus-Abies*), bosque de pino (*Pinus* sp), bosque de pino-encino (*Pinus-Quercus*), bosque de cedro (*Cupressus* sp) bosque de táscate o tlaxcal (*Juniperus montícola*) y pastizal (SEMARNAT, 2012). Además, con base en el trabajo de Hernández (2007), para la región de Mineral del Chico y zonas aledañas, se tienen un registro de 14 familias de hongos, 2 Ascomycetes y 12 Basidiomycetes, de las cuales al menos



**Figura 6.** Zona 1: localidad Carboneras.

Helvellaceae, Polyporaceae, Agaricaceae, Amanitaceae y Tricholomataceae ya han sido reportadas anteriormente, mientras que, para la comunidad Carboneras se encuentra al menos *Armillaria mellea*, *Helvella* sp. y *Lactarius deliciosus*. A partir de este trabajo de tesis se evidencia el uso tradicional de hongos para la zona de estudio.

En lo que respecta a la vulnerabilidad de la población, a partir de los datos del municipio y del total de la población de la localidad, se estimaron los datos de la estructura poblacional así como los sectores vulnerables, debido a que la base de datos del INEGI no contempla dicha información al menos para Carbonera; de forma que, de acuerdo al censo del 2020, la población total de la comunidad comprende un total de 1,196 habitantes, de los cuales, aproximadamente 617 representan a la población femenina y 579 a la masculina; es decir, 52% y 48% de a la población total, respectivamente. Respecto a los sectores vulnerables, la población de niños de 5-14 años es de aproximadamente 226 individuos, los cuales representan el 19% de la población total; los adultos mayores de 60 años con 128 habitantes (11%) y las embarazadas que representan el 11% de la población total, con 120 mujeres reportadas al menos para el año 2020 (INEGI, 2020a).



**Figura 7.** Zona 1: Carboneras y su cercanía a minas.

#### 7.1.2 Zona 2: Bosque el Hiloche

El municipio Mineral del Monte comprende 5 localidades y está ubicado geográficamente entre las coordenadas 98° 42' 10.08" y 98° 36' 18.36" longitud oeste y 120° 05' 17.88" y 20° 12' 25.92" latitud norte. Dentro del municipio se encuentra el Bosque El Hiloche el cual se ubica entre las coordenadas 98° 41' 30.9" y 98° 40' 08.1" longitud oeste y 20° 08' 21.7" y 20° 09' 26.6" latitud norte (SEMARNAT, 2012).

La comunidad a la que pertenece el Bosque el Hiloche, Mineral del Monte (llamada igual que el municipio) comprende a un área de 99.8 ha (SEMARNAT, 2012). En la Figura 8, se muestra la zona corresponde únicamente al Bosque el Hiloche, el cual comprende aproximadamente 41.1 ha.

Se determinó la proximidad a las minas, ambas líneas (roja y amarilla) muestran las minas cercanas a la zona de estudio: la mina La Purísima y la mina La Rica, ambas se encuentran activas actualmente (Figura 8).

Respecto a sus características físicas, de acuerdo con la clasificación climática de Köppen, es decir un clima templado subhúmedo con lluvias en verano y un invierno seco; presenta una temperatura media anual de entre 10 y 12 °C; la combinación de la altitud media del sitio, la cual corresponde a 2,700 msnm, así como a las condiciones orográficas del área contribuyen a

estos patrones climáticos (García, 2004; SEMARNAT, 2012). Por otro lado, de acuerdo con la clasificación de suelos de la FAO/UNESCO, este sitio presenta características de un suelo de tipo luvisol crómico, en el sur y cambisol húmico en el norte; estos suelos se distinguen por su acumulación de arcillas y son comunes en áreas con altitudes elevadas (CONANP, 2005; FAO/UNESCO, 2024).



**Figura 8.** Zona 2: Bosque el Hiloche.

Con base en las características biológicas del sitio, la zona presenta una cobertura de 22.6 ha de bosque de oyamel (*Abies religiosa*); 7.2 ha de bosque de táscate (*Juniperus deppeana*) y 73.3 ha de bosque de encino (*Quercus* sp). Además, la flora está representada por 50 especies, 37 géneros y 24 familias, de las cuales, de acuerdo con la NOM-059SEMARNAT-2010, una especie se encuentra bajo protección especial. (SEMARNAT, 2012). Además, de acuerdo con el trabajo realizado por Romero-Bautista *et al.*, (2017), se tiene el registro de 403 especies de macromycetes para 102 localidades de 7 municipios de la Comarca Minera, entre los cuales se encuentra el municipio de Mineral del Monte y dentro de este el Bosque El Hiloche como zona de muestreo, sin embargo, no se menciona el número y nombres de especies encontradas en el sitio. Como lo mencionan los mismos autores, es de suma importancia el uso sustentable de recursos como parte de la conservación dentro de Áreas Naturales Protegidas (ANP) tales como el Parque Nacional El Chico y el Bosque el Hiloche sitios donde el hábito tradicional de recolección y consumo de hongos continúa.

Finalmente, respecto a la vulnerabilidad del sitio, de acuerdo a la base de datos del INEGI (2020b), la localidad a la cual pertenece el Bosque el Hiloche comprende una población total de 11,149 habitantes, de los cuales, 5,894 son mujeres y 5,255 son hombres, a su vez, estos representan el 53% y 47% de la población total, respectivamente.

Respecto a los sectores vulnerables, los infantiles de 5-14 años representan el 17% con 1840 individuos, los adultos mayores de 60 años el 13% con 1483 individuos y las embarazadas el 1.13% con 127 registros al menos para el año 2020.

## 7.2 Caracterización físico química del suelo

La caracterización físico-química del suelo en ambos sitios de estudio es esencial para comprender los factores que influyen en la movilización y bioacumulación de los MIT en los hongos silvestres comestibles. A continuación, se describen los principales resultados obtenidos en esta evaluación.

La movilidad y la disponibilidad de metales pesados están determinadas por los procesos de adsorción y desorción de los suelos (Krishnamurti *et al.*, 1999), las cuales dependerán de las propiedades del suelo tales como la materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico, el estado de oxido-reducción, el contenido de minerales arcillosos, el pH, entre otros, en donde, este último de acuerdo con los autores, es uno de los más relevantes en la solubilidad, el movimiento y la biodisponibilidad final de los metales (Mühlbachová *et al.*, 2005, Zhao *et al.*, 2010)

Diversas investigaciones refieren a una correlación negativa entre el pH y la movilidad de metales como Cd, Cr y Pb, es decir, con la disminución del pH se observa una mayor movilidad de los elementos (Sukreeyapongse *et al.*, 2002, Bang y Hesterberg, 2004, Zeng *et al.*, 2011 y Kang, 2018); de acuerdo con Kang (2018) se han observado aumentos importantes en la movilidad, así como en la desorción en suelos con pH <6.5, al menos para Cd. Esto es corroborado por Gu *et al.* (2022), quienes reportan una disminución significativa en el contenido de Cd disponible a partir del aumento del pH en un rango de 3.04 a 8.79; por otro lado, Zeng *et al.* (2011) demuestran dicha correlación para Cr y Pb, a partir de sus valores de pH analizados (de 5.44 a 8.11), además, reportan una disminución significativa de la disponibilidad de los elementos en pH por arriba de 7. Estos valores coinciden con nuestros datos experimentales, los cuales muestran valores de pH de 6.01 y 5.94 en ambas zonas de

estudio: Hiloche y Carboneras, respectivamente, de acuerdo con lo anterior, se infiere que puede existir una amplia movilidad de Cd, Cr y Pb en los sitios.

La conductividad eléctrica (CE) refleja la cantidad de sales disueltas en el suelo, en donde, a medida que aumenta la CE, también aumenta la concentración de iones en solución, lo que facilita el intercambio iónico y lo cual puede incrementar la movilidad de metales pesados (Galán y Romero, 2008). Autores indican que la movilidad y biodisponibilidad de los metales pesados en el medio ambiente depende no sólo de su concentración total sino también de su relación con la fase sólida del suelo, sin embargo, esto puede variar en función del metal pesado a evaluar (Ure y Davidson, 2001).

A partir del estudio realizado por Acosta *et al.* (2011) se obtuvieron valores de CE de 0.20 a 4.17 dS/m, en donde, además se determinó que el incremento de la salinidad aumentó la movilidad de metales como el Cd y Pb; estos coinciden con Flores (1991), quien registró valores máximos de 3.80 dS/m en suelos para cultivo de arroz; por otra parte, Chingay (2016) reporta valores menores a 2 dS/m, lo cual refiere a suelos ligeramente salinos (< 2 dS/m); al igual que Astonitas *et al.* (2021), quienes muestran datos de 0.40 a 0.76 dS/m. Los valores obtenidos en esta investigación: 0.593 dS/m para El Hiloche y 0.710 dS/m para Carboneras, esto coincide con las investigaciones previas, con ello se determina que los suelos de ambas zonas de estudio son ligeramente salinos (Chingay, 2016) y se infiere que esta característica no influye significativamente en la movilidad de Cd, Cr y Pb.

**Tabla 5.** Parámetros físico químicos del suelo determinados para ambas zonas de estudio.

Parámetro	Zona 1. Hiloche	Zona 2. Carboneras
Humedad % (color)	59.00 ± 4.36 (café)	90.33 ± 4.16 (negro)
Seca % (color)	46.33 ± 3.21 (café grisáceo)	43.67 ± 1.53 (gris parduzco)
Arena %	52.50 ± 2.50	26.00 ± 1.32
Limo %	30.00 ± 0.00	47.50 ± 2.50
Arcilla %	17.50 ± 2.50	25.83 ± 1.44
Clase textural	Franco	Franco
pH	6.01 ± 0.04	5.94 ± 0.02
ORP (mV)	251.67 ± 25.15	265.00 ± 11.14
EC (µS cm <sup>-1</sup> )	593.33 ± 60.28	710.00 ± 52.92

(ORP) Potencial de oxido reducción; (EC) Conductividad eléctrica

Respecto al análisis de potencial de oxido reducción (Eh), se obtuvieron los siguientes valores: 251.67 mV para el Hiloche y 265.00 para Carboneras. Múltiples reportes indican que existe una

correlación negativa de la concentración total disponible de distintos metales y el Eh, es decir, a medida que el potencial redox aumenta (se vuelve más positivo), la concentración de ciertos metales disminuye. Ramos-Gómez *et al.* (2012) reportan datos de 12 a 35.2 mV, de acuerdo con los autores, este fue el segundo parámetro influyente en la movilidad de metales como Cd, Cr y Pb, lo que indica que medios en condiciones aerobias con tendencias oxidantes (potencial redox superior a 10 mV) favorecen la adsorción de metales a los óxidos, nitratos o sulfatos presentes en la matriz del sustrato, esto datos no favorecen a la movilidad de los elementos. Por otro lado, Sintorini *et al.* (2021) reportan que a medida que el potencial redox aumenta, la concentración de Cd y Pb disminuye, mientras que, Chuan *et al.* (1995) determinaron que Cd y Pb eran escasamente solubles en Eh 325, 0 y - 100 mV.

Para el caso del “sitio 1” en su estado húmedo (59%), presentó una coloración café intensa, por otra parte, en su condición seca (46.33%) presentó una coloración más clara; respecto al “sitio 2”, en su estado húmedo (90.33%) presentó una coloración negra; mientras que, en su estado seco (43.67%) (Tabla 5), la coloración observada en los suelos de ambos sitios sugiere variaciones en la cantidad de materia orgánica. Estos factores no solo influyen en la estructura física del suelo, sino también en su capacidad para movilizar metales pesados, lo cual podría afectar la disponibilidad de MIT en los organismos que habitan la zona, como son los hongos silvestres (Zhao *et al.*, 2010).

Por otra parte, respecto a la textura, los porcentajes de arena, arcilla y limo determinan que ambos suelos son de tipo franco, lo cual sugiere que presentan un equilibrio entre la movilidad y la retención de nutrientes y otros elementos tales como son los metales pesados, sin embargo, la cinética y biodisponibilidad de elementos como el Cd, Cr y Pb, además dependen de factores como el pH, la materia orgánica y las características hidrológicas en el suelo (Acosta, 2007; Khan y Shamsi, 2022) (Tabla 5). El suelo franco en ambos sitios implica un equilibrio entre retención y movilidad de nutrientes y elementos como el Cd, Cr y Pb.

### **7.3 Identificación y cuantificación de Cd, Cr y Pb en suelo**

A partir de la química analítica, se determinó la presencia de tres metales de interés toxicológico (MIT) (Cd, Cr, y Pb); los cuales se identificaron en zona del Bosque el Hiloche, mientras que, para Carboneras se detectaron únicamente dos (Cr y Pb) (Tabla 6).

**Tabla 6.** Concentraciones de MIT en ambas zonas de estudio.

Metales	Zonas		Concentración de referencia**
	Bosque el Hiloche	Carboneras	
	mg/Kg	mg/Kg	mg/
Cd	2.55*	NI	37
Cr	10.60 ± 2.33	7.08 ± 0.58	280
Pb	33.30 ± 9.56	17.33 ± 2.55	400

(NI) No identificado (por debajo del límite de detección); (\*) Dato único, (\*\*) NOM-147-SEMARNAT-SSA1-2004.

Se obtuvieron concentraciones significativamente más altas de los tres MIT para la zona del Bosque el Hiloche, en donde el Pb mostró los valores más elevados y el Cd los más bajos. De igual forma, sucede para la zona de Carboneras en donde los valores mas altos obtenidos corresponden al Pb, mientras que los valores mas bajos corresponden al Cr (Tabla 6).

La detección de los MIT coincide con reportes anteriores (Hernández-Acosta *et al.*, 2009; Fonseca, 2018; Franco, 2021) donde se documentó la presencia de estos contaminantes vinculados a la extracción de oro y plata aledañas a la zona de estudio. Es importante resaltar que aunque las concentraciones obtenidas para ambos sitios están por debajo de los límites de referencia de la NOM-147-SEMARNAT-SSA1-2004, las directrices para la evaluación de riesgos señalan que la sola presencia de los xenobioticos en el entorno infiere un riesgo potencial para la salud y el ecosistema, lo cual justifica la implementación de estrategias de evaluación (CEPIS/OPS, 2005; Ize-Lema *et al.*, 2010).

## 7.4 Evaluación de Riesgo Ambiental (ERA)

### 7.4.1 Identificación de peligro

#### a) Índice de geo acumulación ( $I_{geo}$ )

En la Tabla 7 se observan los valores de IGEO obtenidos para ambas zonas de estudio y los tres metales analizados. De acuerdo a Müller (1969), en todos los casos se determinó que no existe una contaminación significativa ya que se obtuvieron valores por debajo de 1.

**Tabla 7.** Valores de IGEO calculados para los MIT presentes en ambas zonas de estudio.

Zona 1: Bosque el Hiloche				
Metal	Cn	Bn	IGEO	Interpretación
	mg/Kg	mg/Kg		
Cd	2.55	0.9	0.92	SCS
Cr	10.6	92	-3.70	SCS
Pb	33.3	17	0.39	SCS
Zona 2: Carboneras				
Metal	Cn	Bn	IGEO	Interpretación
	mg/Kg	mg/Kg		
Cd	NI	0.9	0	FD
Cr	7.08	92	-4.28	SCS
Pb	17.33	17	-0.56	SCS

(Cn) Concentración medida del metal en la muestra; (Bn) Concentración media del metal en la corteza terrestre; (NI) No identificado (por debajo del límite de detección); (SCS) Sin contaminación significativa; (FD) No calculado por falta de datos.

*b) Cociente de peligro ambiental (CP)*

En la tabla 8 se puede observar que los valores de la diferencia entre la concentración obtenida y la reportada en la norma de referencia están por debajo de uno ( $CP < 1$ ), por lo cual, de acuerdo con CEPIS/OPS (2005), las concentraciones no representan una peligrosidad ambiental significativa, lo que implica un “Factor de contaminación” baja, al tener valores menores a uno.

*c) Riesgo ecológico (Er) y Riesgo ecológico acumulado (ErI)*

Con base en los valores de Er observados, todos elementos presentaron datos menores a 40, lo que determinó un riesgo ecológico bajo; de igual forma sucedió con el ErI, en donde, para el caso de ambos sitios los valores son menores a 150, lo cual determina un riesgo bajo por la presencia simultánea de los elementos a las concentraciones encontradas en suelo para ambas zonas de estudio (Tabla 8) (Nozari, 2023).

**Tabla 8.** Identificación de peligro ambiental: Cociente de peligro (CP), Riesgo ecológico (Er) y Riesgo ecológico acumulado (ErI) obtenido para cada metal y cada zona de estudio.

MIT	C <sub>EXP</sub> mg/Kg		C <sub>REF</sub> mg/Kg		CP		Tr		Er		
	ZH	ZC	NOM-147-SEMAR NAT		ZH	ZC	ZH	ZC	ErI	2.57	0.27
Cd	2.55	NI	37		0.06891	NI	30	2.07	NI		
Cr	10.6	7.08	280		0.03786	0.02528	2	0.08	0.05		
Pb	33.3	17.33	400		0.08325	0.04332	5	0.42	0.22		

(ZH) Zona Bosque el Hiloche; (ZC) Zona Carboneras; (NI) No identificado (por debajo del límite de detección); (C<sub>EXP</sub>) Concentración observada; (C<sub>REF</sub>) Concentración reportada; (Tr) Índice de respuesta tóxica (Nozari et al., 2023); (Er) Riesgo ecológico; (ErI) Riesgo ecológico acumulado.

Si bien, mediante la identificación de peligro se determinó que no existe probabilidad de daños ambientales por la presencia de Cd y Pb al menos a las concentraciones encontradas, es importante resaltar que la sola presencia de los elementos, aunada a sus características de permanencia ambiental, a su tiempo de vida de media, así como a la toxicidad reportada para ambos casos, estos representan en si un riesgo a la salud humana.

#### 7.4.2 Capacidad de daño

##### a) Potencial tóxico (pT)

Este indicador muestra la capacidad de generar efectos nocivos en los organismos por la toxicidad propia de los xenobióticos y es calculado a partir de la DL<sub>50</sub> (Dosis letal media) de cada uno de los elementos. De acuerdo con el criterio de Degrossi (2013), los valores obtenidos para estos elementos refieren a un potencial tóxico bajo al estar en 0 y 5 (Tabla 9).

**Tabla 9.** Potencial tóxico (pT) obtenido para cada metal observado en ambas zonas de estudio de la Comarca minera, Hidalgo.

Metal	DL <sub>50</sub>	Pes Mol	T	pT
Cd	225	112.4	0.002	2.7
Cr	113	51.9961	0.00217	2.66
Pb	150	207.2	0.00072	3.14

(DL<sub>50</sub>) Dosis letal media (mg/Kg) en rata, vía oral; (Pes Mol) Peso molecular; (T) Dosis tóxica molar en mol/Kg.

Los datos de DL<sub>50</sub> para Cd, Cr y Pb fueron obtenidos de PubChem (2022a), PubChem, (2022b) y PubChem (2022c) respectivamente. Para el caso del plomo, al no obtener el dato del elemento,

se obtuvo el dato de una de sus especies químicas, acetato de plomo ( $\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2)_2$ ); esta se eligió debido a que es uno de los residuos de la extracción minera de plata y oro.

### b) *Potencial carcinogénico (pCa)*

El pCa indica la capacidad cancerígena de diversos xenobióticos, basada en estudios realizados. A partir de la clasificación carcinogénica de sustancias químicas de la Agencia Internacional de Investigación del Cáncer (IARC) y Espinosa *et al.* (2006), se determinó que el Cd y Cr pertenecen al Grupo 1 el cual confirma a estos elementos como cancerígenos humanos; mientras que, el Pb pertenece al Grupo A2 el cual lo cataloga como un probable cancerígeno para humanos.

Si bien, los elementos fueron encontrados en la matriz ambiental por debajo de los límites permisibles por lo que se establece que no representan un peligro medioambiental, su potencial carcinogénico comprobado hace de ellos elementos potencialmente peligrosos para la salud humana, por lo cual es indispensable el uso de análisis que determinen la capacidad de daño a la salud.

## 7.5 Descripción taxonómica

Se recolectaron un total de 104 muestras correspondientes a 9 especies de hongos comestibles, de las cuales, sólo en 7 se identificaron los metales de interés toxicológico (MIT); una de las especies fue encontrada en ambas zonas, lo cual podría ser un punto de discusión y comparación (Tabla 10).

**Tabla 10.** Especies fúngicas comestibles identificadas en ambas zonas de estudio.

Phylum	Familia	Género	Especie
Ascomicetes	Helvellaceae	<i>Helvella</i>	<i>H. aff. crispa</i> ** <i>H. aff. vespertina</i> **
Basidiomicetes	Cantharellaceae	<i>Cantharellus</i>	<i>C. aff. californicus</i> ***
	Russulaceae	<i>Russula</i>	<i>R. romagnesiana</i> * <i>Lactarius</i>
	Tricholomataceae	<i>Lepista</i>	<i>L. aff. deterrimus</i> ** <i>Infundibulicybe</i>
<b>TOTAL</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>7</b>

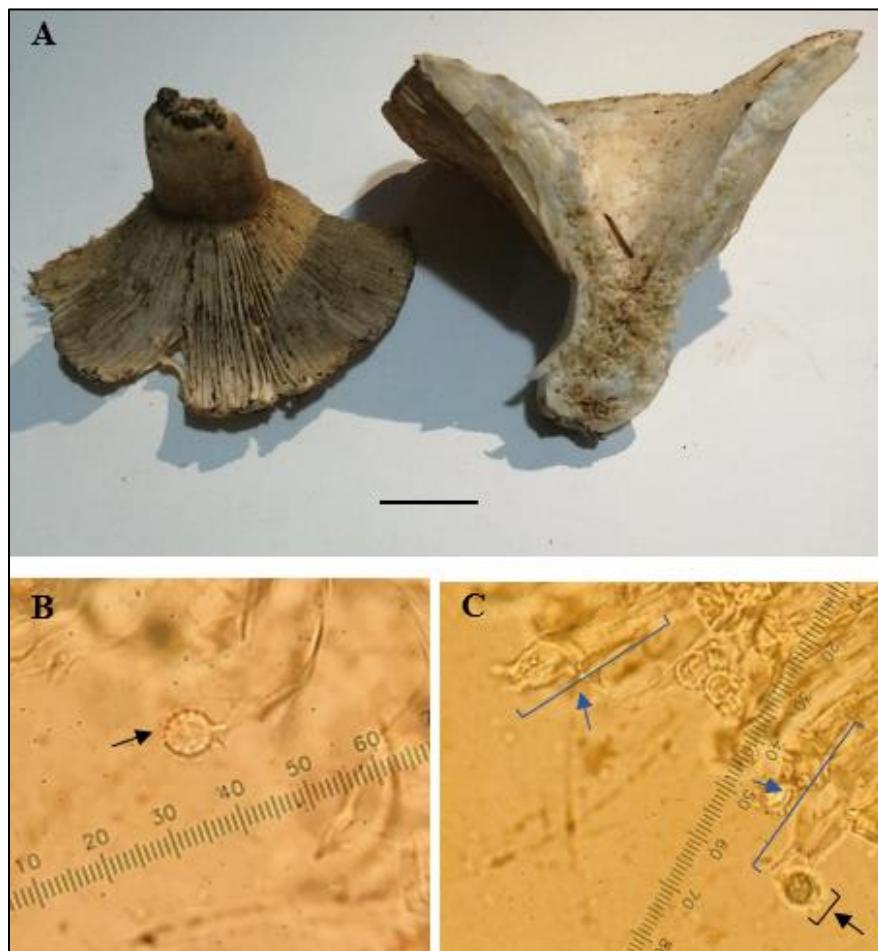
(\*) Presente en el Bosque el Hiloche; (\*\*) Presente en Carboneras; (\*\*\* ) Presente en ambas zonas

- *Russula romagnesiana* (Shaffer, 1964)

**Basidioma** de 86 a 91 mm, con hábito solitario o en grupos pequeños de 1-2 basidiomas sobre el suelo; estipitado. **Píleo** 79 a 112 mm plano-convexo, con el centro entre deprimido e infundibuliforme; margen recto y ligeramente fimbriado, a veces ligeramente levantado y

ondulado; superficie seca, mate; de color blanco, algunas veces con tonos de color amarillo pálido (A2, p1), verde pálido (A2, p2) o crema (A2, p4) (Kornerup y Wansher, 1981). **Láminas** adheridas y/o subdecurrentes y estrechas; muy juntas con numerosas lamélulas; con coloración de entre blanca y crema (A1, p4). **Estípite** de 31 a 42mm, central, cilíndrico; de consistencia carnosa-porosa; con partes sólidas y/ huecas; de color blanco, algunas veces con tonos de color amarillo pálido (A2, p1), verde pálido (A2, p2) o crema (A2, p4) (Kornerup y Wansher, 1981). **Basidiosporas** de 6.5 - 7.24 - 8 x 6 - 6.27 - 7  $\mu\text{m}$ , casi redondas ( $Q = 1.15$ ;  $n = 20$ ) con ornamentación constituida por espinas y aparentes verrugas. **Hábitat**. Presente en bosque de encino (*Quercus*), oyamel (*Abies*) y tescate (*Juniperus*). A 2917.85 msnm.

*R. romagnesiana* se diferencia por el tamaño y ornamentación en sus esporas. De acuerdo con Shafer (1964), el tamaño de las basidiosporas es de 6.4 – 8.0 x 6.1 – 6.8  $\mu\text{m}$ ; las esporas del material analizado están dentro de este intervalo, debido a esto y a su asociación con *Abies* (Kong, 2003), determinamos que nuestros ejemplares corresponden a esta especie.

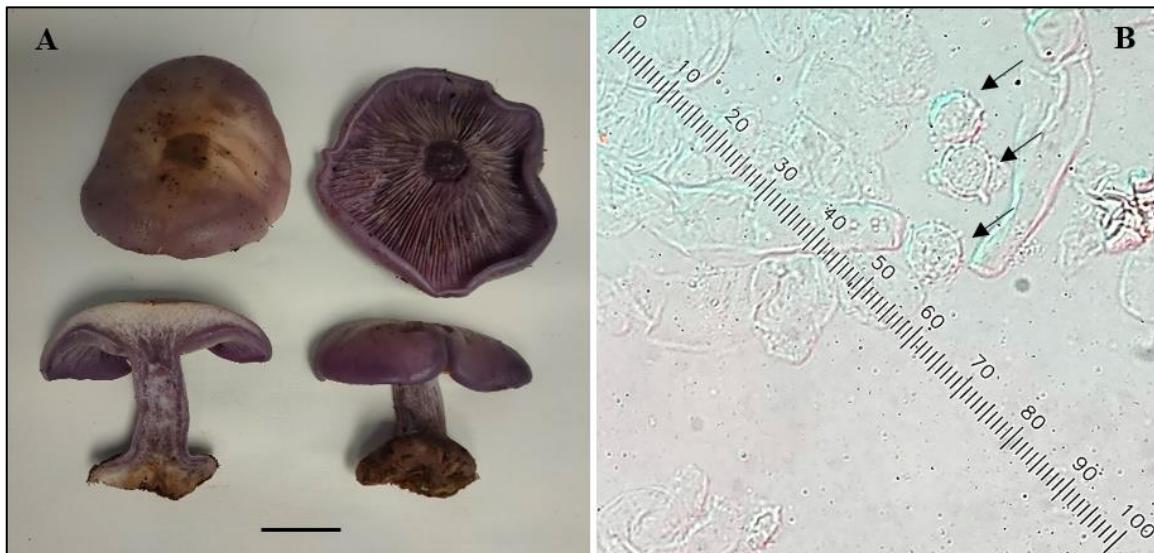


**Figura 9.** A. Ejemplares recolectados de la especie *Russula romagnesiana* (barra de 2 cm). B. Basidiospora a 100x. C. Basidio (azul) con esporas (negro) (B y C Escala= 100  $\mu\text{m}$ ).

- *Lepista* sp.

**Basidioma** de 40 mm a 108 mm, con hábito gregario, 3-6 basidiomas sobre el suelo; estipitado. **Píleo** 49 a 102 mm de plano-convexo; margen decurvado; borde entero; higrófano y sedoso; esporomas maduros de coloración rosada al centro (A3, p8) y morado hacia las orillas (A4-5, 3P17), esporomas inmaduros de coloración morada (A6-B7, p17) en todo el píleo, usualmente. **Láminas** adheridas, ligeramente anchas; muy juntas con numerosas lamélulas; de morado pálido (A3, p17). **Estípite** de 30 a 94 mm, central, cilíndrico con bulbo abrupto; de consistencia carnosa-poroso; contexto ligeramente poroso; de color morado pálido (A2-3, p17), más claro que píleo (Kornerup y Wanscher, 1981). **Basidiosporas** de 6 - 7.3 - 8 x 6 - 6.7 - 7.2  $\mu\text{m}$  ( $Q = 1.08$ ;  $n = 15$ ) globosas; con ornamentación constituida por espinas. **Hábitat**. Presente en bosque de encino (*Quercus*), oyamel (*Abies*) y tescate (*Juniperus*). A 2921.20 msnm.

El ejemplar analizado presenta un píleo higrófano, por lo cual se asoció en primer lugar con *L. sordida*, sin embargo, al observar las características de las esporas se determinó que son distintas, ya que, el ejemplar presenta basidiosporas globosas con espinas, mientras que, las esporas de *L. sordida* son elipsoides y presentan verrugas; por lo cual se descartó esta especie. Se comparó con una segunda especie, *L. nuda*, sin embargo, de igual forma se descartó ya que su píleo es ligeramente higrófano y sus esporas son elipsoides y rugosas (Læssøe y Petersen, 2019 a). Debido a la característica particular de sus esporas, el ejemplar descrito podría tratarse de una nueva especie.



**Figura 10.** A. Ejemplares recolectados de la especie *Lepista* sp. (barra de 2 cm). B. Basidiosporas a 100x (Escala= 100  $\mu\text{m}$ ).

- *Lactarius aff. deterrimus* (Gröger, 1968)

**Basidioma** de 68 a 102 mm, con hábito solitario, disperso o en grupos pequeños de 1-2 basidiomas sobre el suelo; estipitado. **Píleo** 70 a 86mm plano-convexo, con el centro deprimido; margen arqueado; superficie húmeda y exudado en látex; de color anaranjado (B8, p6). **Láminas** adheridas y estrechas; de juntas a muy juntas con numerosas lamélulas; con coloración de entre crema y anaranjado pálido (A3-4, p6) (Kornerup y Wansher, 1981). **Estípite** de 42 a 73 mm, central, cilíndrico; de consistencia carnosa-porosa; de color anaranjado (B8, p6) similar o igual al color del píleo (Kornerup y Wansher, 1981). **Basidiosporas** de 7 - 7.98 - 8.5 x 6 - 6.74 - 7  $\mu\text{m}$ , de subglobosas a elipsoides ( $Q = 1.18$ ;  $n = 20$ ) con ornamentación constituida por aparentes verrugas. **Hábitat**. Presente en bosque de encino (*Quercus* sp), oyamel (*Abies religiosa*), cedro (*Crupressus* sp), pinabeto (*Pseudotsuga* sp), pino (*Pinus* sp). A 2562.75 msnm.

El ejemplar presenta similitudes macromorfológicas con la especie *L. deterrimus*; esta especie presenta basidiosporas de 8 - 11.5 x 6.5 - 9  $\mu\text{m}$ , las cuales son considerablemente más grandes que las esporas del ejemplar analizado, por lo cual no se puede definir como esta especie. Se compraron las medidas con las basidiosporas de *L. depressus*, sin embargo, a pesar de que existen ciertas similitudes en este carácter, hay diferencias evidentes de coloración (Bessette *et al.*, 2009). *L. deliciosus* no se encuentra en América por lo cual no se consideró.



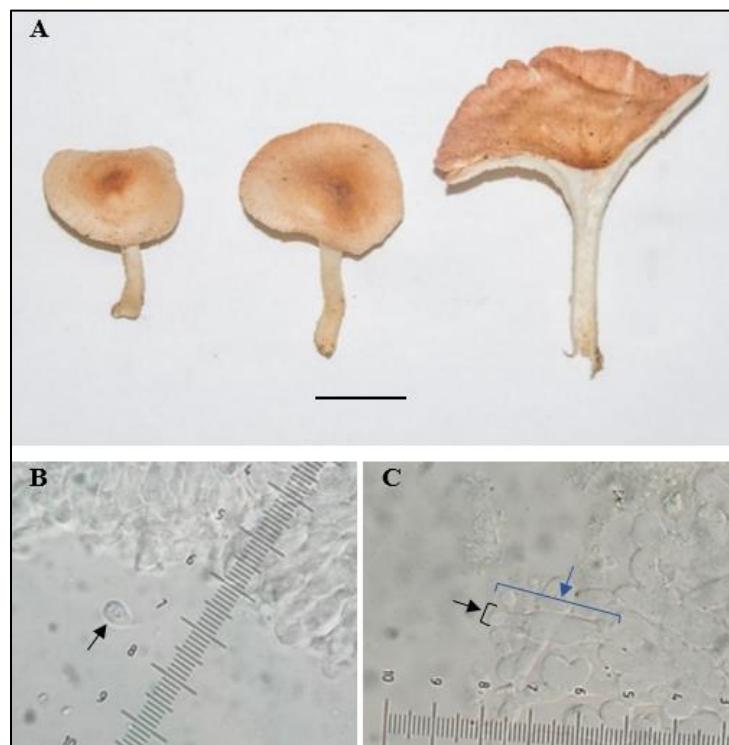
**Figura 11.** A. Ejemplares recolectados de la especie *Lactarius aff. deterrimus* (barra de 2 cm). B. Basidiosporas (negro) a 100x / basidios (azul) (Escala= 100  $\mu\text{m}$ ).

- *Infundibulicybe aff. gibba* (Harmaja, 2003)

**Basidioma** de 41 a 78 mm, con hábito solitario o en grupos pequeños, 2-4 basidiomas sobre el suelo; estipitado. **Píleo** 32 a 75mm de plano-convexo a turbinado con el centro entre deprimido

a ligeramente infundibuliforme; margen arqueado y ligeramente ondulado; borde ondulado; superficie tuberculada-estriada; seca y mate; usualmente de coloración café-anaranjado/rojizo (C6, p7) en esporomas maduros, algunas veces con tonos más pálidos (B4, p6) (Kornerup y Wansher, 1981) en esporomas inmaduros. **Láminas** subdecurrentes a ligeramente arqueadas-decurrentes y estrechas; poco separadas o subdistantes con numerosas lamélulas; de color blanco. **Estípite** de 29 a 46 mm, central, cilíndrico, algunas veces comprimido; de consistencia carnosa-fibrosa; contexto sólido, algunas veces con mínimas partes huecas; de color blanco, algunas veces con tonos de color crema pálido (A2, p5) (Kornerup y Wansher, 1981) al corte. **Basidiosporas** de 5 - 5.30 - 6 x 3 - 3.53 - 4  $\mu\text{m}$  ( $Q = 1.50$ ;  $n = 15$ ) elipsoides, en forma degota; sin ornamentación. **Hábitat**. Presente en bosque de encino (*Quercus*), oyamel (*Abies*) y tescate (*Juniperus*). A2919.07 msnm.

El ejemplar analizado se comparó con las características de *Infundibulicybe gibba* y se determinó que hay similitudes en caracteres macromorfológicos, sin embargo, las esporas de *I. gibba* miden 5.5 - 8 x 3.5 - 5  $\mu\text{m}$ , comparando con los datos obtenidos, existe una diferencia importante de 2 micras en el largo por lo cual no se puede considerar como la misma especie (Læssøe y Petersen, 2019b).



**Figura 12.** A. Ejemplares recolectados de la especie *Infundibulicybe aff. gibba* (barra de 2 cm). B. Basidiospora a 100x. C. Basidio (azul) con esporas (negro). (B y C Escala= 100  $\mu\text{m}$ ).

- *Helvella aff. crispa* (Bull, 1790)

**Ascoma** de 57 mm a 139 mm; gregario o disperso, pocas veces solitario. **Píleo** de 19 a 24 mm de alto, de 21 a 36 mm de ancho, usualmente irregular, algunas veces en forma de silla de montar, divido en lóbulos (2-3); de color crema (A2, p6) (Kornerup y Wanscher, 1981). **Estípite** de 29 a 118 mm de alto, de 8 a 20 mm de ancho; cilíndrico, estriado, liso; coloración variable, de color crema (A2, p6) a crema más oscuro (B3, p6) (Kornerup y Wanscher, 1981), algunas veces es de color similar al píleo o ligeramente más oscuro que el píleo. **Ascosporas** de 12.9 - 16.63 -19.5 x 10 - 11.06 -12.9  $\mu\text{m}$  ( $Q = 1.50$ ;  $n = 20$ ) elipsoides; sin ornamentación. **Hábitat**. Presente en bosque de encino (*Quercus sp*), oyamel (*Abies religiosa*), cedro (*Crupressus sp*), pinabete (*Pseudotsuga sp*), pino (*Pinus sp*) a 2568 msnm.

Algunas características macroscópicas son similares con *H. crispa*, sin embargo, no se trata de la misma especie, ya que esta se distribuye únicamente en Europa. Se observó similitud en el ancho de las esporas y un largo considerablemente distinto (Dissing, 1966). Se determinó que los ejemplares son afines a este complejo.



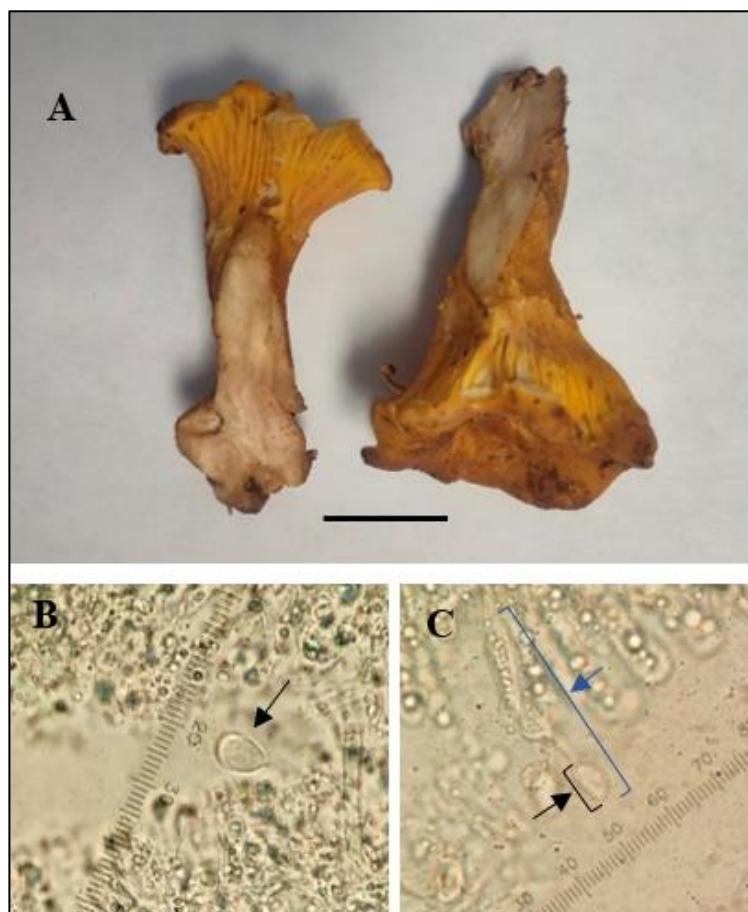
**Figura 13.** A. Ejemplares recolectados de la especie *Helvella aff. crispa* (barra de 2 cm). B. Ascospora (negro) a 100x / Ascas (azul) (Escala= 100  $\mu\text{m}$ ).

- *Cantharellus aff. californicus* (D. Arora y Dunham, 2008)

**Basidioma** de 62 a 105mm, con hábito gregario o disperso, 2-3 basidiomas sobre el suelo; estipitado. **Píleo** 31-78 mm de ligeramente turbinado, con el centro entre deprimido a infundibuliforme; margen arqueado y ligeramente enrollado; borde ligeramente ondulado; superficie de húmeda a seca; de color amarillo (A7, p3) y tonalidades anaranjadas (A8-7, p4) .

**Láminas** adheridas, de subdecurrentes a decurrentes; juntas; de color amarillo (A7, p3). **Estípite** de 34 a 71mm, central, cilíndrico; de consistencia carnosa-porosa; sólido; de color blanquecino-amarillento pálido (A3-2, p4) (Kornerup y Wansher, 1981). **Basidiosporas** de 5.5 - 7.28 - 9 x 4 - 4.64 - 5.5  $\mu\text{m}$ , ( $Q = 1.56$ ;  $n = 7$ ) elipsoides en forma de gota; sin ornamentación; cistidios ausentes. **Hábitat**. Presente en bosque de encino (*Quercus* sp), oyamel (*Abies religiosa*), cedro (*Crupressus* sp), pinabeto (*Pseudotsuga* sp), pino (*Pinus* sp) a 2548 msnm.

El ejemplar se comparó con la especie *C. californicus*. Aunque existen similitudes en las características macromorfológicas, las características micromorfológicas difieren; *C. californicus* presenta basidiosporas de 8 - 12 x 4.5 - 7 (-8)  $\mu\text{m}$  (Desjardin *et al.*, 2015), comparando con las medidas obtenidas, se puede observar que existe una diferencia de más de 2 micras tanto en el largo como el ancho. No se puede definir como *C. cibarius* ya que esta especie se encuentra únicamente en Europa.



**Figura 14.** A. Ejemplares recolectados de la especie *Cantharellus* aff. *californicus* (barra de 2 cm). B. Basidiospora a 100x. C. Basidio (azul) con esporas (negro). (B y C Escala= 100  $\mu\text{m}$ ).

- *Helvella aff. crispa* (Bull, 1790)

**Ascoma** de 57 mm a 139 mm; gregario o disperso, pocas veces solitario. **Píleo** de 19 a 24 mm de alto, de 21 a 36 mm de ancho, usualmente irregular, algunas veces en forma de silla de montar, divido en lóbulos (2-3); de color crema (A2, p6) (Kornerup y Wansher, 1981). **Estípite** de 29 a 118 mm de alto, de 8 a 20 mm de ancho; cilíndrico, estriado, liso; coloración variable, de color crema (A2, p6) a crema más oscuro (B3, p6) (Kornerup y Wansher, 1981), algunas veces es de color similar al píleo o ligeramente más oscuro que el píleo. **Ascosporas** de 12.9 - 16.63 -19.5 x 10 - 11.06 -12.9  $\mu\text{m}$  ( $Q = 1.50$ ;  $n = 20$ ) elipsoides; sin ornamentación. **Hábitat**. Presente en bosque de encino (*Quercus* sp), oyamel (*Abies religiosa*), cedro (*Crupressus* sp), pinabete (*Pseudotsuga* sp), pino (*Pinus* sp) a 2568 msnm.

Algunas características macroscópicas son similares con *H. crispa*, sin embargo, no se trata de la misma especie, ya que esta se distribuye únicamente en Europa. Se observó similitud en el ancho de las esporas y un largo considerablemente distinto (Dissing, 1966). Se determinó que los ejemplares son afines a este complejo.



**Figura 15.** A. Ejemplares recolectados de la especie *Helvella aff. crispa* (barra de 2 cm). B. Ascospora (negro) a 100x / Ascus (azul) (Escala= 100  $\mu\text{m}$ ).

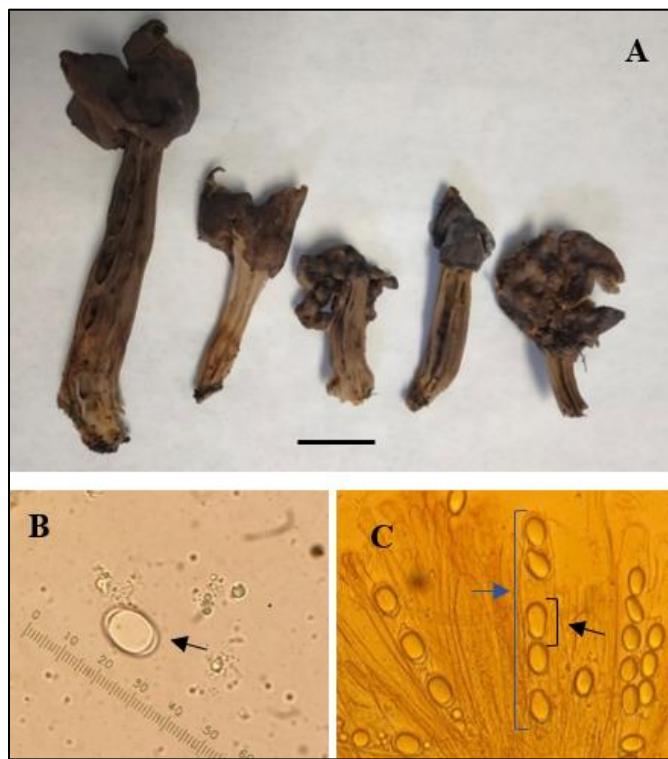
- *Helvella aff. vespertina* (Nguyen y Vellinga, 2013)

**Ascoma** de 50 mm a 140 mm; gregario o disperso, pocas veces solitario. **Píleo** de 24 a 46 mm de alto, de 34 a 51 mm de ancho, dividido en lóbulos (2 a 3), descendiendo sobre el estípite; de color gris claro (E2, p13) a gris oscuro (F2, p13) (Kornerup y Wansher, 1981). **Estípite** de 63 a 78 mm de alto, de 9 a 20 mm de ancho; cilíndrico, estriado, liso; coloración variable, de color

crema pálido (B3, p3), gris claro (B2, p5) a gris oscuro (E3, p6) (Kornerup y Wanscher, 1981), siempre más claro que el píleo. **Ascosporas** de 14 - 15.6 - 18.9 x 10 - 11.13 - 13  $\mu\text{m}$  ( $Q = 1.40$ ;  $n = 40$ ) elipsoides; sin ornamentación.

**Hábitat.** Presente en bosque de encino (*Quercus* sp.), oyamel (*Abies religiosa*), cedro (*Crupressus* sp), pinabeto (*Pseudotsuga* sp.), pino (*Pinus*) a 2569 msnm.

En América se encuentran dos especies con características macro y micromorfológicas similares al ejemplar analizado; *H. vespertina* y *H. dryophila*, para diferenciarlas es importante utilizar en combinación información de los caracteres macroscópicos y su asociación con la vegetación del sitio, ya que, se sabe que *H. vespertina* tiene una asociación específica con coníferas y *H. dryophila* con encinos (Nguyen *et al.*, 2013). Las características de las esporas observadas coinciden con ambas especies, sin embargo, las características macroscópicas coinciden con ejemplares de *H. vespertina*; la vegetación del sitio de recolecta está constituida por pinos y encinos, además de otras especies, lo cual complica la identificación. Es importante conocer en qué porcentaje está constituida la vegetación y observar que hay a los alrededores de donde fueron tomadas las muestras para tener un resultado más concreto.



**Figura 16.** A. Ejemplares recolectados de la especie *Helvella* aff. *vespertina* (barra de 2 cm). B. Ascospora a 100x. C. Ascas (azul) con esporas (negro). (B y C Escala= 100  $\mu\text{m}$ ).





**Figura 17.** A-B *Lepista* sp., C. *Infundibulicybe* aff. *gibba*, D. *Cantharellus* aff. *californicus*, E-F *Lactarius* aff. *deterrimus*, G-H *Helvella* aff. *vespertina*, I-J *Helvella* aff. *crispa*. Fotografías A, B, C, G, H, I y J tomadas por Felipe Cerón Mejorada; fotografías D, E y F tomadas por Sharon Alethia de Lucio Flores.

## 7.6 Identificación y cuantificación de Cd y Pb en hongos comestibles

Se realizaron curvas de calibración de 1.5 mg/L (ver anexo) para cada metal a analizar, los límites de detección del equipo fueron los siguientes: Cd 0.0040, Cr 0.0338 y Pb 0.0145 mg/L.

A través de este análisis se evidenció la biodisponibilidad de Cd y Pb para las especies de ambos sitios de estudio. En la Tabla 11 se muestran las concentraciones de Cd encontradas en ambas zonas de estudio. Para el caso del Bosque el Hiloche, se identificó dicho metal en tres especies, en concentraciones de entre 4.91 a 6.23 mg/Kg en píleos y de 4.97 a 6.37 mg/Kg en estípites, siendo *I. aff. gibba* la especie que presentó de los valores más altos; mientras que, *R. romagnesiana* presentó las concentraciones más bajas para ambas estructuras. Con base en los factores de bioacumulación (BAF), las tres especies presentaron valores mayores a uno lo cual determina que se trata de especies acumuladoras de Cd (Orozco *et al.*, 2022). Mientras que, para Carboneras se identificaron concentraciones de Cd en dos especies, en donde se obtuvieron valores de 1.71 y 2.64 mg/Kg en píleos 0.94 y 3.80 mg/Kg en estípites, siendo *H. aff. crispa* la especie que presentó las concentraciones más altas y *H. aff. vespertina* las más bajas en ambas estructuras, en este caso no se calcularon los BAF ya que no se obtuvieron concentraciones de Cd en suelo (Tabla 11). Las concentraciones obtenidas en Carboneras, son similares a las obtenidas por Domínguez *et al.* (2021) en un estudio realizado en el norte de México, en el cual presentaron concentraciones totales de Cd, es decir, de los esporomas completos, de entre 0.23 y 8.44 mg/Kg en ejemplares correspondientes a un género de especies comestibles; un segundo reporte realizado en México (Gasó *et al.*, 2000) muestra valores de entre 0.83 a 1.14 mg/Kg, estas concentraciones son similares a las obtenidas en Carboneras. Por otro lado, reportes internacionales, tal como es el trabajo de Fu *et al.* (2020), muestran concentraciones totales de Cd de entre 0.21 a 20.5 mg/Kg en peso seco, de igual forma, otros autores reportan valores más bajos tal como lo demuestran Nowakowski *et al.* (2021) determinaron concentraciones de Cd de entre 0.104 a 0.807 mg/Kg en píleo de al menos 7 especies de hongos distintas a las evaluadas en este trabajo, y de 0.010 a 0.112 mg/Kg en estípites; de igual forma, Chukwuka *et al.* (2023) determinaron concentraciones totales de este metal de entre 1.08 a 1.62 mg/Kg, tal y como lo muestran Keskin *et al.* (2021) quienes reportan valores de entre 0.06 a 2.52 mg/Kg de 21 especies de hongos macroscópicos; estos reportes demuestran que como se planteó anteriormente, los factores medioambientales así como los factores propios de las especie fúngicas influirán en la capacidad de bioacumulación y la cantidad del o de los elementos que puedan ingresar a los organismos.

En el caso particular de Carboneras, se determinó la presencia de Cd en al menos 2 especies de hongos, sin embargo, este xenobiótico no fue identificado en suelo, por lo cual, se establece que el elemento puede estar presente en la matriz ambiental en concentraciones bajas, por lo cual el equipo de detección de los elementos no lo identificó ya que este pudo encontrarse por debajo del límite de detección, por otro lado, la presencia del elemento en los hongos pudo deberse a la bioacumulación del mismo a través del tiempo.

**Tabla 11.** Concentraciones de Cd en píleo/estípite y factor de bioacumulación.

Zona	Especie	Estructura	Concentración en hongos (mg/Kg peso seco)			Concentración en suelo (mg/Kg)	BAF
				±			
Bosque el Hiloche	<i>R. romagnesiana</i>	Píleo	4.91	±	0.39		1.93 *
		Estípite	4.97	±	0.17	2.55 "	1.95 *
		<b>Total</b>	<b>9.88</b>	±	<b>0.37</b>		3.87 *
	<i>Lepista sp.</i>	Píleo	6.23	±	0.18		2.44 *
		Estípite	5.55	±	0.48	2.55 "	2.18 *
		<b>Total</b>	<b>11.8</b>	±	<b>0.50</b>		4.62 *
	<i>C. aff. californicus</i>	Píleo					
		Estípite			NI	2.55 "	NC
		<b>Total</b>					
Carboneras	<i>I. aff. gibba</i>	Píleo	5.66	±	0.5		2.22 *
		Estípite	6.37	±	0.48	2.55 "	2.50 *
		<b>Total</b>	<b>12.00</b>	±	<b>0.93</b>		4.72 *
	<i>H. aff. crispula</i>	Píleo	2.64	±	0.40		
		Estípite	3.8	±	0.33	NI	NC
		<b>Total</b>	<b>6.44</b>	±	<b>0.68</b>		
	<i>H. aff. vespertina</i>	Píleo	1.71	±	0.15		
		Estípite	0.94	±	0.21	NI	NC
		<b>Total</b>	<b>2.64</b>	±	<b>0.07</b>		
	<i>C. aff. californicus</i>	Píleo					
		Estípite			NI	NI	NC
		<b>Total</b>					
	<i>L. aff. deterrimus</i>	Píleo					
		Estípite			NI	NI	NC
		<b>Total</b>					

(NI), no identificado (por debajo del límite de detección); (NC) no calculado (falta de datos); ("") dato único; (\*) BAF >1 = especie acumuladora.

Respecto a las concentraciones de Pb, para el Bosque el Hiloche (Tabla 12) se determinaron valores de entre 3.54 a 10.09 mg/Kg en píleos y de 4.84 a 9.71 mg/Kg en estípites, donde, la especie *Lepista* sp. presentó los valores más altos para ambas estructuras y *C. aff californicus* los valores más bajos; todas las especies presentaron BAF por debajo de uno lo que indica que las especies analizadas son exclusoras de Pb (Orozco *et al.*, 2022). Mientras que, para Carboneras se identificaron concentraciones de Pb de entre 2.52 y 6.56 mg/Kg en píleos y de entre 2.64 y 8.30 mg/Kg en estípites, siendo la especie *C. aff. californicus* la especie que con las concentraciones más altas en ambas estructuras y *H. aff. vespertina* la especie con los valores más bajos para Carboneras. Respecto a los BAF, todas las especies presentaron cifras por debajo de uno lo que indica que son exclusoras de Pb (Orozco *et al.*, 2022) (Tabla 12). Respecto a las investigaciones en México, Gaso *et al.* (2000) determinaron concentraciones totales de Pb de entre 34 y 101 mg/Kg, concentraciones que se encuentran por arriba de las obtenidas, sin embargo, Domínguez *et al.* (2021) reportan valores más similares a los obtenidos, los cuales van de 3.41 a 8.52 mg/Kg. Por otro lado, fuera de México, los reportes presentan concentraciones variables, tal y como muestran Fu *et al.* (2020), quienes determinaron valores de entre 0.21 y 3.56 mg/Kg, Mleczek *et al.* (2021), con concentraciones de entre 1.37 a 23.7 mg/Kg, Chukwuka *et al.* (2023) con cifras totales de entre 6.33 y 8.33 mg/Kg y Nowakowski *et al.* (2021) quienes reportan valores de Pb de entre 0.032 a 5.40 mg/Kg.

Respecto a Cr, dicho elemento no fue encontrado en ninguna especie de hongo, por lo cual no se calculó el BFA y el elemento fue eliminado en los análisis posteriores (toxicidad y genotoxicidad).

Las concentraciones de Cd y Pb encontradas en las diferentes especies de hongos comestibles se compararon con distintas normas que regulan sus contenidos en alimentos y/o específicamente en hongos silvestres comestibles (Tabla 13); para todos los casos, al igual que para la mayoría de los reportes publicados, los valores encontrados están por arriba de estos límites. Esto es particularmente relevante considerando que el REGLAMENTO (UE) 2023/915 (relativo a los límites máximos de determinados contaminantes en los alimentos) y la GB 2762-2012 (Norma Nacional de Inocuidad Alimentaria) son las únicas regulaciones que abordan directamente estos contaminantes en setas silvestres. Estos resultados priorizan la necesidad de establecer protocolos de monitoreo para la evaluación de MIT en hongos comestibles y la implementación de estrategias adecuadas para mitigar los riesgos asociados con la bioacumulación de contaminantes en estos organismos.

Si bien, la norma internacional (CODEX ALIMENTARIUS) y la norma mexicana (NOM-130-SSA1-1995) no contemplan contenidos de xenobióticos en hongos silvestres, estos consideran límites en otro tipo de alimentos, tales como hortalizas y vegetales. Además, se consideraron los datos de Dosis de referencia (RfD) y el Nivel Mínimo de Riesgo (LMR) determinados por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA) y la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR), en todos los casos, las concentraciones obtenidas se encuentran por arriba de estos límites (Tabla 13).

**Tabla 12.** Concentraciones de Pb en píleo/estípite y factor de bioacumulación.

Zona	Especie	Estructura	Concentración en hongos (mg/Kg peso seco)			Concentración en suelo (mg/Kg)	BAF
Bosque el Hiloche	<i>R. romagnesiana</i>	Píleo	9.42	±	0.51		0.28
		Estípite	7.65	±	0.25	33.30	0.23
		<b>Total</b>	<b>17.07</b>	±	<b>0.60</b>		0.51
	<i>Lepista sp.</i>	Píleo	10.09	±	0.12		0.30
		Estípite	9.71	±	0.61	33.30	0.29
		<b>Total</b>	<b>19.8</b>	±	<b>0.70</b>		0.59
	<i>C. aff. californicus</i>	Píleo	3.54	±	0.33		0.11
		Estípite	4.84	±	0.19	33.30	0.15
		<b>Total</b>	<b>8.38</b>	±	<b>0.52</b>		0.25
<i>I. aff. Gibba</i>	<i>I. aff. Gibba</i>	Píleo					
		Estípite			NI	33.30	NC
		<b>Total</b>					
Carboneras	<i>H. aff. Crispa</i>	Píleo	5.88	±	0.61		0.34
		Estípite	6.12	±	0.30	17.33	0.35
		<b>Total</b>	<b>11.95</b>	±	<b>0.40</b>		0.69
	<i>H. aff. vespertina</i>	Píleo	2.52	±	0.43		0.15
		Estípite	2.64	±	0.31	17.33	0.15
		<b>Total</b>	<b>5.16</b>	±	<b>0.73</b>		0.30
	<i>C. aff. californicus</i>	Píleo	6.56	±	0.39		0.38
		Estípite	8.30	±	0.46	17.33	0.48
		<b>Total</b>	<b>14.86</b>	±	<b>0.60</b>		0.86
<i>L. aff. deterrimus</i>	<i>L. aff. deterrimus</i>	Píleo	5.53	±	0.53		0.32
		Estípite	5.09	±	0.28	17.33	0.29
		<b>Total</b>	<b>10.63</b>	±	<b>0.79</b>		0.61

(NI) no identificado (por debajo del límite de detección); (NC) no calculado (falta de datos); (\*) BAF >1 = especie acumuladora.

**Tabla 13.** Límites nacionales e internacionales para contenidos máximos (mg/Kg) de Cd, Cr y Pb en alimentos y en específico en hongos comestibles.

Norma y/o Límite máximo permitido										
Metal	REGLAMENTO (UE) 2023/915)		GB 2762—2012		CODEX ALIMENTARIUS		NOM-130-SSA1-1995		RfD	LMR
Cd	Setas silvestres	0.50	Hongos comestibles	0.20	Hortalizas de fruto	0.05	Vegetales y derivados	0.20	0.001	Intermedio
			Productos de hongos	0.50					Crónico	0.001
Cr	NC		Hortalizas	0.50	NC		NC	0.003	Intermedio	0.005
Pb	Setas silvestres	0.80	Hongos y productos	1.00	Hortalizas de fruto	0.05	Vegetales y derivados	1.00	0.0035	NC
									Crónico	0.0009

(REGLAMENTO (UE) 2023/915) de la Comisión de 25 de abril de 2023 relativo a los límites máximos de determinados contaminantes en los alimentos y por el que se deroga el Reglamento (CE) no 1881/2006). (2023); (GB 2762-2012) Norma Nacional de la República Popular de China. Norma Nacional de Inocuidad Alimentaria. Límites Máximos de Contaminantes en Alimentos; (CODEX ALIMENTARIUS) Norma general para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos; (NOM-130-SSA1-1995) Bienes y servicios. Alimentos envasados en recipientes de cierre hermético y sometidos a tratamiento térmico. Disposiciones y especificaciones sanitarias; (RfD) Dosis de referencia (Gebeyehu y Bayissa, 2020; Alsafran *et al.*, 2021); (LMR) Nivel mínimo de riesgo; (NC) no contemplado.

## 7.7 Evaluación de Riesgo a la Salud (ERS)

Una vez obtenidas las concentraciones de las diferentes especies de hongos comestibles, se realizó la ERS, para la cual, se utilizaron los siguientes indicadores: la exposición basada en su biodisponibilidad (LogKow), el Cociente de peligro a la salud (HQ) para determinar la probabilidad de riesgo no cancerígeno, Riesgo acumulado a la salud (HI), Riesgo de incremento de cáncer individual (RICi) y por cada cien mil habitantes (RIC<sub>P</sub>); para los cuales, previamente, se calculó la Ingesta diaria estimada (EDI) de cada una de las especies encontradas en cada zona de estudio y por cada sector de riesgo poblacional (niños de 5-14 años, adultos mayores >60años y mujeres embarazadas) (Tabla 14).

Si bien, la identificación de los MIT en las diferentes especies de hongos se realizó por estructuras anatómicas, los cálculos de EDI se realizaron con los valores de las concentraciones totales en cada ejemplar, debido a que tradicionalmente se consume el hongo completo y no se excluye ninguna estructura.

### *a) Exposición basada en su biodisponibilidad (LogKow)*

Como ya se menciona previamente, los valores de LogKow determinan la afinidad que tienen los MIT hacia los lípidos; los valores de LogKow para Cd y sus compuestos es de -0.07; mientras que para Pb y sus compuestos es de 0.73; y de acuerdo con Delgado-Mota (2014) estos se encuentran entre 0 y 2, lo cual se interpreta como una capacidad de biodisponibilidad baja.

### *b) Cociente de peligro a la salud (HQ) y Riesgo a la salud acumulado (HI)*

Para el cálculo de HQ, primeramente, se calculó la Ingesta diaria estimada (EDI) (Tabla 14 y 16). Para el cálculo de la EDI se estimaron Tasas de consumo por ingesta (TI) para cada uno de los sectores de riesgo a partir de datos de consumo de hongos en México (Mayett *et al.*, 2019); (TI para infantes de 5 a 14 años de 57.14 g al día, de 71.42 g para adultos >60 años y de 100g para embarazadas). De igual forma, se determinó un peso corporal para cada sector, en donde se utilizó un peso de 40 Kg para infantes, 50 Kg para adultos mayores y de 70 Kg para embarazadas.

Una vez obtenidas las EDI para cada sector de riesgo, se calcularon los Cocientes de riesgo a la salud (HQ) también para cada sector de riesgos; los cuales determinan la probabilidad de que un xenobiótico genere un efecto no cancerígeno por su ingesta; por otra parte, se determinó el

riesgo a la salud acumulado (HI), es decir la probabilidad de riesgo no cancerígeno por ingesta simultanea de distintos xenobióticos (Tablas 15 y 17).

**Tabla 14.** Valores calculados para la Ingesta diaria estimada (EDI) en mg/Kg/día por sector de riesgo y especies encontradas en la zona del Bosque el Hiloche.

Espezie	<i>R. romagnesiana</i>		<i>C. aff californicus</i>		<i>I. aff gibba</i>		<i>Lepista sp.</i>	
Sectores	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb
Inf.	1.26E-04	2.18E-04	ND	1.07E-04	1.53E-04	ND	1.50E-04	2.52E-04
Adul.	9.28E-04	1.60E-03	ND	7.87E-04	1.13E-03	ND	1.11E-03	1.86E-03
Emb.	3.91E-04	6.76E-04	ND	3.32E-04	4.47E-04	ND	4.66E-04	7.84E-04

(Inf.) Infantes de 5-14 años; (Adul.) Adultos mayores de >60 años; (Emb.) Mujeres embarazadas; (NC) No calculado por falta de datos.

De acuerdo con Martín-Olmedo *et al.* (2016), si HQ es <1, este representará un bajo riesgo y un alto riesgo si los valores son >1. En la Tabla 16 se presentan los datos calculados para la zona del Bosque el Hiloche, en donde al menos para dos especies, *I. aff gibba* (HQ= 1.13) *Lepista sp.* (HQ= 1.11) se obtuvieron valores arriba de uno para sólo para Cd, estas cifras con referentes al sector de adultos mayores. Estos resultados coinciden con lo obtenido por Keskin *et al.* (2021), quienes muestran valores de HQ de entre 0.11 a 3 para al menos 13 especies fúngicas, en donde resaltan cinco de ellas al presentar cifras >1. De igual forma, Sarikurkcu *et al.* (2020), reportan valores de HQ de entre 0.28 y 4.20 para 19 especies de hongos comestibles de las cuales seis presentaron cifras arriba de uno; ambos reportes no especifican si los valores refieren a un sector vulnerable en particular. Por otro lado, Chukwuaka *et al.* (2023) reportan valores de entre 1.35 a 2.03 para niños, estas cifras corresponden a 6 especies de hongos. A partir de los resultados para la zona el Bosque el Hiloche, así como para los casos reportados, se determina que existe una alta probabilidad de riesgo no cancerígeno por consumo de hongos potencialmente contaminados con Cd en adultos. Es importante resaltar que los efectos no letales a la salud por el consumo de alimentos contaminados con Cd pueden manifestarse como daño renal (efecto a largo plazo), ya que tiende a acumularse en los riñones y puede provocar nefrotoxicidad crónica, de igual forma genera daño óseo ya que la exposición continua trae consigo el riesgo de fracturas, además, de problemas gastrointestinales y daños reproductivos (WHO, 2010a; WHO, 2010b).

**Tabla 15.** Valores calculados para el Cociente peligro a la salud (HQ) Riesgo a la salud acumulado (HI) calculados por sector de riesgo y especies encontradas en la zona del Bosque el Hiloche.

Especie	<i>R. romagnesiana</i>			<i>C. aff californicus</i>			<i>I. aff gibba</i>			<i>Lepista</i> sp.		
	HQ		HI	HQ		HI	HQ		HI	HQ		HI
Sectores	Cd	Pb		Cd	Pb		Cd	Pb		Cd	Pb	
Inf.	0.13	0.06	0.19	NC	0.03	NC	0.15	NC	NC	0.15	0.07	0.22
Adul.	0.93	0.46	1.39**	NC	0.22	NC	1.13*	NC	NC	1.11*	0.53	1.64**
Emb.	0.39	0.19	0.58	NC	0.09	NC	0.45	NC	NC	0.47	0.22	0.69

(Inf.) Infantes de 5-14 años; (Adul.) Adultos mayores de >60 años; (Emb.) Mujeres embarazadas; (\*)

Valores mayores a 1= alto riesgo (Martín-Olmedo *et al.*, 2016); (NC) No calculado por falta de datos;

(HI) Riesgo a la salud acumulado; (\*\*) Valores de entre 1 y 3= riesgo medio (Martín-Olmedo *et al.*, 2016).

**Tabla 16.** Valores calculados para la Ingesta diaria estimada (EDI) en mg/Kg/día por sector de riesgo y especies encontradas en la zona de Carboneras.

Especies	<i>C. aff californicus</i>		<i>H. aff crispa</i>		<i>H. aff. vespertina</i>		<i>L. aff deterrimus</i>	
Sectores	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb
Inf.	NC	1.89E-04	8.21E-05	1.52E-04	3.37E-05	6.58E-05	NC	1.36E-04
Adul.	NC	1.40E-03	6.05E-04	1.12E-03	2.48E-04	4.85E-04	NC	9.98E-04
Emb.	NC	5.88E-04	2.55E-04	4.73E-04	1.05E-04	2.04E-04	NC	4.21E-04

(Inf.) Infantes de 5-14 años; (Adul.) Adultos mayores de >60 años; (Emb.) Mujeres embarazadas; (NC)

No calculado por falta de datos.

**Tabla 17.** Valores calculados para el Cociente peligro a la salud (HQ) Riesgo a la salud acumulado (HI) calculados por sector de riesgo y especies encontradas en la zona de Carboneras.

Especie	<i>C. aff californicus</i>			<i>H. aff crispa</i>			<i>H. aff. vespertina</i>			<i>L. aff deterrimus</i>		
	HQ		HI	HQ		HI	HQ		HI	HQ		HI
Sectores	Cd	Pb		Cd	Pb		Cd	Pb		Cd	Pb	
Inf.	NC	0.05	NC	0.08	0.04	0.12	0.03	0.02	0.05	NC	0.04	NC
Adul.	NC	0.40	NC	0.60	0.32	0.92	0.25	0.14	0.39	NC	0.28	NC
Emb.	NC	0.17	NC	0.26	0.14	0.40	0.11	0.06	0.17	NC	0.12	NC

(Inf.) Infantes de 5-14 años; (Adul.) Adultos mayores de >60 años; (Emb.) Mujeres embarazadas; (\*)

Valores mayores a 1= alto riesgo (Martín-Olmedo *et al.*, 2016); (NC) No calculado por falta de datos; (HI)

Riesgo a la salud acumulado; (\*\*) Valores de entre 1 y 3= riesgo medio (Martín-Olmedo *et al.*, 2016).

Por otra parte, todos los valores de HQ obtenidos para la zona de Carboneras fueron menores a uno, por lo cual no existe probabilidad de efectos nocivos por consumo de ambos xenobióticos para ninguno de los sectores vulnerables (Tabla 17).

c) *Riesgo de incremento de cáncer individual (RICi)*

Respecto al RICi, de acuerdo con la ATSDR (2022), valores  $\geq 1.0E-06$  son considerados de alto riesgo; de forma que, para el Bosque el Hiloche, se determinó una probabilidad de riesgo alta por ingesta de Cd para las especies *R. romagnesiana*, *I. aff gibba* y *Lepista* sp. y para los tres sectores, observándose en todos casos un riesgo alto debido a que los valores están  $\geq 1.0E-06$ , siendo los adultos y embarazadas los de mayor riesgo cancerígeno. Por otra parte, para Pb el comportamiento es similar lo cual determina una alta probabilidad de riesgo, ya que todos los valores están por encima del valor de referencia; a excepción del consumo de *C. aff californicus* por el sector de infantes, en donde se obtuvieron valores  $< 1.0E-06$  (Tabla 18).

**Tabla 18.** Valores calculados para el Riesgo de incremento de cáncer individual (RICi) por sector de riesgo y especies encontradas en la zona del Bosque el Hiloche.

RICi por sector de riesgo									
Espezie	<i>R. romagnesiana</i>		<i>C. aff californicus</i>		<i>I. aff gibba</i>		<i>Lepista</i> sp.		
Sectores	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb	
Inf.	7.93E-04*	1.85E-06*	NC	9.08E-07	9.66E-04*	NC	9.46E-04*	2.15E-06*	
Adul.	5.85E-03*	1.36E-05*	NC	6.69E-06*	7.12E-03*	NC	6.97E-03*	1.58E-05*	
Emb.	2.46E-03*	5.74E-06*	NC	2.82E-06*	3.00E-03*	NC	2.94E-03*	6.66E-06*	

(Inf.) Infantes de 5-14 años; (Adul.) Adultos mayores de >60 años; (Emb.) Mujeres embarazadas; (\*)

Valores  $> 1.0E-06$ = alto riesgo; (NC) No calculado por falta de datos.

Por otro lado, en la Tabla 19 se puede observar que, para la localidad de Carboneras, para Cd se obtuvo una alta probabilidad de riesgo por consumo de *H. aff crispa* y *H. aff. vespertina* para los tres sectores; en el caso de *H. aff crispa*, los adultos mayores y las embarazadas obtuvieron los valores más altos, mientras que, para *H. aff. vespertina*, los valores más altos fueron para adultos. Respecto al Pb, las cuatro especies, *C. aff californicus*, *H. aff crispa*, *L. aff deterrimus* y *H. aff. vespertina* presentaron valores que representan una alta probabilidad de riesgo para los tres sectores, a excepción del sector de infantes para *H. aff. vespertina*, en donde se obtuvo un valor mayor a  $< 1.0E-06$  lo cual indica un bajo riesgo.

**Tabla 19.** Valores calculados para el Riesgo de incremento de cáncer individual (RICi) por sector de riesgo y especies encontradas en la zona de Carboneras.

RICi por sector de riesgo								
Espezie	<i>C. aff californicus</i>		<i>H. aff crispa</i>		<i>H. aff. vespertina</i>		<i>L. aff deterrimus</i>	
Sectores	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb
Inf.	NC	1.61E-06*	5.17E-04*	1.29E-06*	2.12E-04*	5.59E-07	NC	1.15E-06*
Adul.	NC	1.19E-05*	3.81E-03*	9.54E-06*	1.56E-03*	4.12E-06*	NC	8.49E-06*
Emb.	NC	5.00E-06*	1.61E-03*	4.02E-06*	6.58E-04*	1.74E-06*	NC	3.58E-06*

(Inf.) Infantes de 5-14 años; (Adul.) Adultos mayores de 60 años; (Emb.) Mujeres embarazadas; (\*)

Valores <1.0E-06= bajo riesgo; (NC) No calculado por falta de datos.

Los valores obtenidos para el potencial de riesgo cancerígeno se pueden contrastar con los obtenidos por Chukwuka *et al.* (2023), en donde presentan valores de entre 2.92E-03 y 4.37E-03 referente al consumo de al menos 6 especies de hongos potencialmente contaminados con Cd por adultos y valores de entre 8.51E-02 y 1.27E-03 para el sector de infantes. Por otro lado, los valores referentes a Pb muestran cifras de entre 2.30E-05 y 3.04E-05 en adultos, y valores de entre 6.72E-05 y 8.85E-05 para el sector de niños. Respecto a los resultados obtenidos, los valores reportados para Cd son similares en ambas zonas de estudio, así como para los sectores analizados; mientras que, los datos obtenidos para Pb son ligeramente más bajos en comparación con los reportados, sin embargo, en todos los casos los valores están por arriba de los establecido por la ATSDR (2022).

### 7.8 Evaluación de daño citotóxico y genotóxico en *Vicia faba*

La evaluación de la genotoxicidad de Cd partió de un primer análisis para determinar la capacidad citotóxica del elemento a través del Índice mitótico (IM) a las concentraciones encontradas en las diferentes especies de hongos, en donde, se utilizaron las siguientes concentraciones: 2.70 mg/L, 7.50 mg/L y 12.00 mg/L. Se realizaron dos tratamientos, el primero de 4 horas de exposición y 2 horas de recuperación (4T/2R) y el segundo de 4 horas de exposición y 14 horas de recuperación (4T/14R), para evaluar daños S-independientes y S-dependientes respectivamente, los cuales se manifiestan como aberraciones cromosómicas o cromatídicas. Dichas concentraciones demostraron ser altamente citotóxicas ya que para las tres concentraciones (Tabla 20) y en ambos tratamientos se obtuvo una reducción estadísticamente significativa del IM, lo cual se interpreta alto efecto citotóxico; al no observar

micronúcleos a las concentraciones evaluadas, se determinó que la toxicidad encubrió posibles daños genotóxicos.

**Tabla 20.** Citotoxicidad y genotoxicidad por Cd en *V. faba* a las concentraciones observadas, con cuatro horas de tratamiento y dos tiempos de recuperación (2 y 14 horas).

Elemento	n (células)	Concentración	Exp	IM % ( $\mu \pm \sigma$ )	fMN
Control	500	NaCl 5%	4T/2R	34.80 $\pm$ 1.48	0.006
	500		4T/14R	65.60 $\pm$ 2.98	0.008
	500		4T/2R	1.40* $\pm$ 0.24	-
	500		4T/14R	2.20* $\pm$ 0.84	-
	500	2.70 mg/L	4T/2R	1.00* $\pm$ 0.32	-
	500		4T/14R	1.60* $\pm$ 0.24	-
	500	7.50 mg/L	4T/2R	0.60* $\pm$ 0.24	-
	500		4T/14R	1.20* $\pm$ 0.37	-

(IM%) Índice mitótico; (fMN) Frecuencia de micronúcleos; (Exp) Exposición; (T) Tratamiento; (R) Recuperación; (\*) Reducción significativa del IM (citotoxicidad).

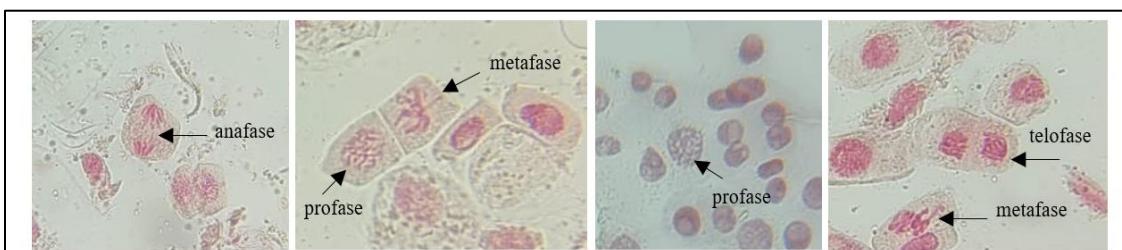
De acuerdo con Causil *et al.* (2017), las variaciones en el IM son un criterio de citotoxicidad aceptado para todos los sistemas biológicos; cuando los valores del IM se encuentran por debajo del testigo sugieren que el crecimiento y desarrollo de los organismos expuestos puede ser afectado por el agente evaluado (Efecto tóxico), generalmente se trabaja con una concentración experimental que disminuya el índice mitótico al 50% o menos (concentraciones subletales), de este modo se asegura que no se encubra el daño genotóxico por la toxicidad, como es el caso de los resultados obtenidos en el primer tratamiento (Tabla 20).

Debido a los resultados obtenidos con el primer tratamiento, y con la finalidad de corroborar que concentraciones de Cd se originan daños genotóxicos, se realizó un segundo tratamiento a partir de las concentraciones reportadas por Sánchez-Zepeda *et al.* (2019), las cuales corresponde a 0.028, 0.056 y 0.112 mg/L (Tabla 21); en donde se observó una citotoxicidad positiva con una relación dosis respuesta, es decir a mayor concentración mayor efecto citotóxico, en ambos tipos de tratamientos.

**Tabla 21.** Citotoxicidad y genotoxicidad por Cd en *V. faba* a concentraciones reportadas (Sánchez-Zepeda et al., 2019) con cuatro horas de tratamiento y dos tiempos de recuperación (2 y 14 horas).

Elemento	n (células)	Concentración Cd	Exp	IM % ( $\mu \pm \sigma$ )	fMN
Control	500	NaCl 5%	4T/2R	34.80 $\pm$ 1.46	0.006
	500		4T/14R	65.60 $\pm$ 2.98	0.008
	500	0.028 mg/L	4T/2R	8.00* $\pm$ 1.87	0.016**
	500		4T/14R	4.80* $\pm$ 0.37	0.024**
Cd	500	0.056 mg/L	4T/2R	5.40* $\pm$ 1.03	0.024**
	500		4T/14R	4.00* $\pm$ 0.32	0.028**
	500	0.112 mg/L	4T/2R	2.00* $\pm$ 0.63	0.022**
	500		4T/14R	3.60* $\pm$ 0.40	0.038**

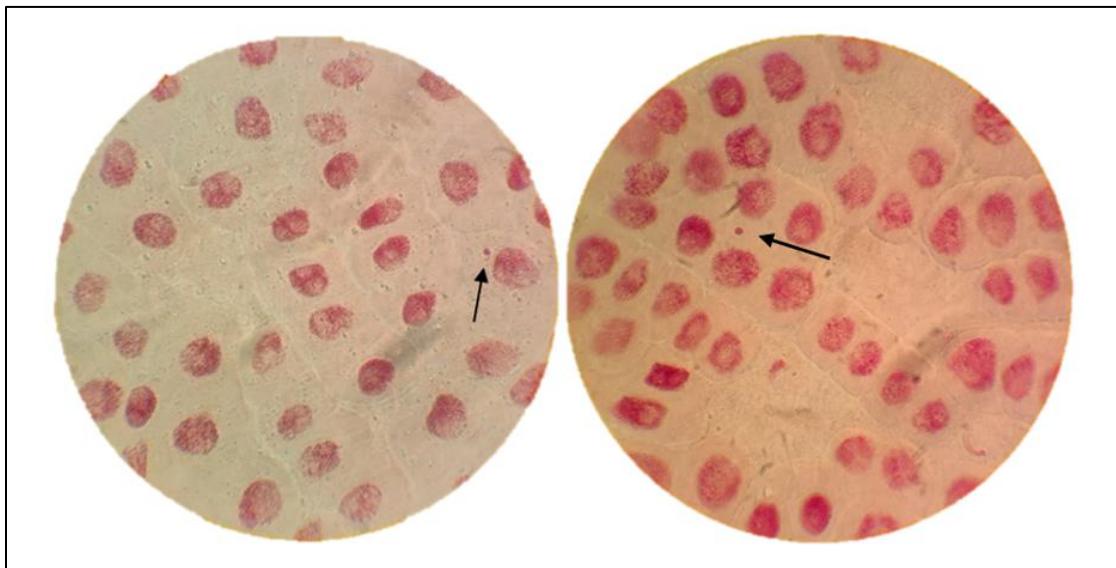
(IM%) Índice mitótico; (fMN) Frecuencia de micronúcleos; (Exp) Exposición; (T) Tratamiento; (R) Recuperación; (\*) Reducción significativa del IM (citotoxicidad); (\*\*) Inducción positiva de fMN (genotoxicidad).



**Figura 18.** Etapas del ciclo celular observadas en *V. faba*. Tratamiento de 0.056 mg/L (Cd) (4T/14R).

Por otro lado, las fMN observadas en la Tabla 21, indican que hay un alto efecto genotóxico positivo, ya que, incluso a la concentración más baja (0.028 mg/L) y para ambos tratamientos (4T/2R y 4T/14R), las frecuencias fueron dos y tres veces mayor respecto al control.

Respecto al Pb, a partir de las concentraciones obtenidas en las diferentes especies de hongos comestibles, se determinaron tres concentraciones (5, 10 y 20 mg/L). En la Tabla 22, se puede observar que al igual que con el Cd, para el caso de ambos tratamientos y las tres concentraciones de Pb, el IM disminuyó en más del 50%, lo cual indica que existe un efecto citotóxico positivo. Por otro lado, las fMN observadas indican que hay un alto efecto genotóxico, ya que, incluso las frecuencias de las concentraciones más bajas fueron cuatro (4T/2R) y dos veces mayor (4T/14R) respecto al control.



**Figura 19.** Micronúcleos en células de *V. faba*. Tratamiento de 0.112 mg/L (Cd)(4T/14R).

**Tabla 22.** Citotoxicidad y genotoxicidad por Pb en *V. faba* a concentraciones leídas en las diferentes especies de hongos macroscópicos.

Elemento	n (células)	Concentración Pb	Exp	IM % ( $\mu \pm \sigma$ )	fMN
Control	500	NaCl 5%	4T/2R	34.80 $\pm$ 1.46	0.006
	500		4T/14R	65.60 $\pm$ 2.98	0.008
	500	5 mg/L	4T/2R	4.00 $\pm$ 0.55	0.042**
	500		4T/14R	4.60 $\pm$ 0.93	0.034**
	500	10 mg/L	4T/2R	2.80 $\pm$ 0.37	0.038**
	500		4T/14R	4.20 $\pm$ 0.80	0.024**
	500	20 mg/L	4T/2R	2.40 $\pm$ 0.40	0.026**
	500		4T/14R	3.40 $\pm$ 0.24	0.014**

(IM%) Índice mitótico, (Exp) Exposición; (T) Tratamiento; (R) Recuperación; (\*\*) Inducción positiva de fMN (genotoxicidad).

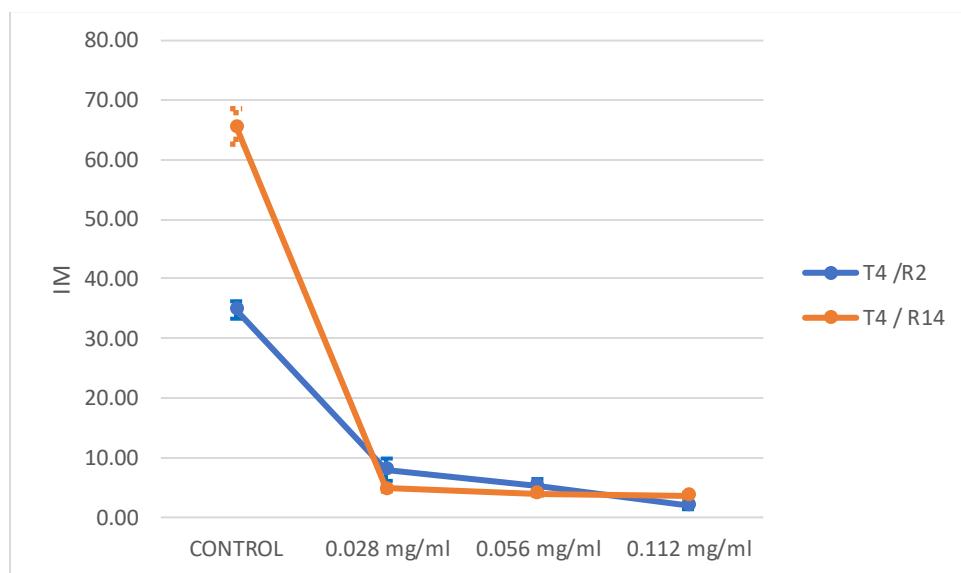
Los resultados obtenidos para ambos metales permiten observar que incluso a las concentraciones menores utilizadas en cada experimento, el Cd y el Pb tienen la capacidad de generar daños en el material genético.

Por otro lado, en el análisis estadístico, la prueba de normalidad mostró que los datos no son normales; por lo que se realizaron pruebas no paramétricas (Permanova de dos vías) con distancias euclidianas.

Respecto al análisis del IM de Cd, dicha prueba mostró que todos los factores analizados (tratamiento, concentración e interacción entre ambos) muestran diferencias significativas. Esto sugiere que tanto los tratamientos como las concentraciones influyen de forma importante en la división celular; en donde, la concentración es el factor de mayor impacto debido que presento el valor de “F” más alto (Tabla 23 y Figura 20).

**Tabla 23.** Análisis de Permanova de dos vías para el índice mitótico (IM) de Cd.

Factor	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F	p
Tratamiento	483.03	1	483.03	47.24	0.0001
Concentración	15637	3	5212.4	509.77	0.0001
Tratamiento*Concentración	1925.5	3	641.82	62.77	0.0001

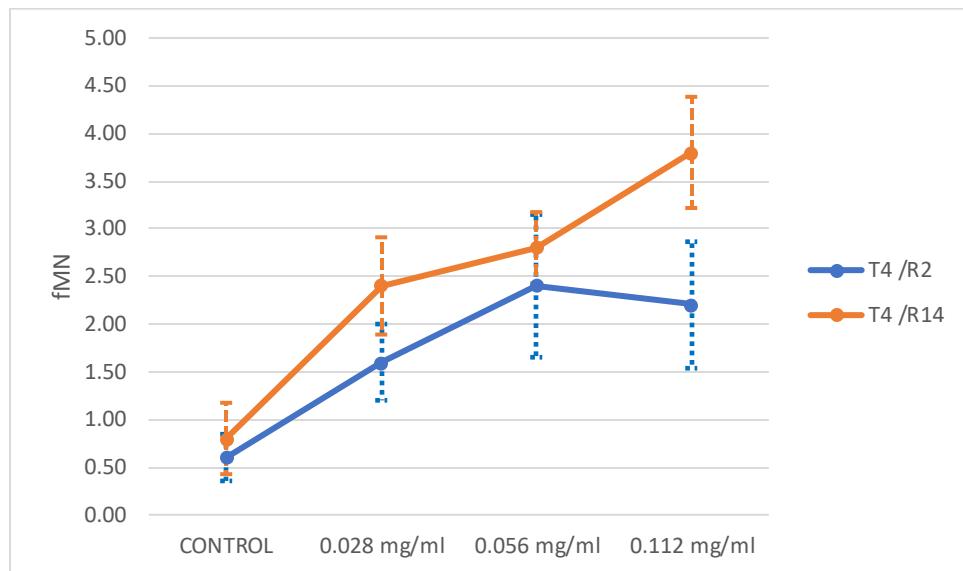


**Figura 20.** Índice mitótico (IM) de Cd.

Por otra parte, la prueba estadística para la fMN por Cd mostró que, de los tres factores, sólo la concentración del contaminante tiene un impacto significativo sobre la frecuencia de micronúcleos. Ni el tratamiento ni la interacción tratamiento-concentración muestran efectos importantes (Tabla 24 y Figura 21).

**Tabla 24.** Análisis de Permanova de dos vías para la frecuencia de micronúcleos (fMN) de Cd.

Factor	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F	p
Tratamiento	-0.025	1	-0.025	-0.075472	0.9867
Concentración	6.325	3	2.1083	6.3648	0.0013
Tratamiento*Concentración	0.125	3	0.041667	0.12579	0.9603

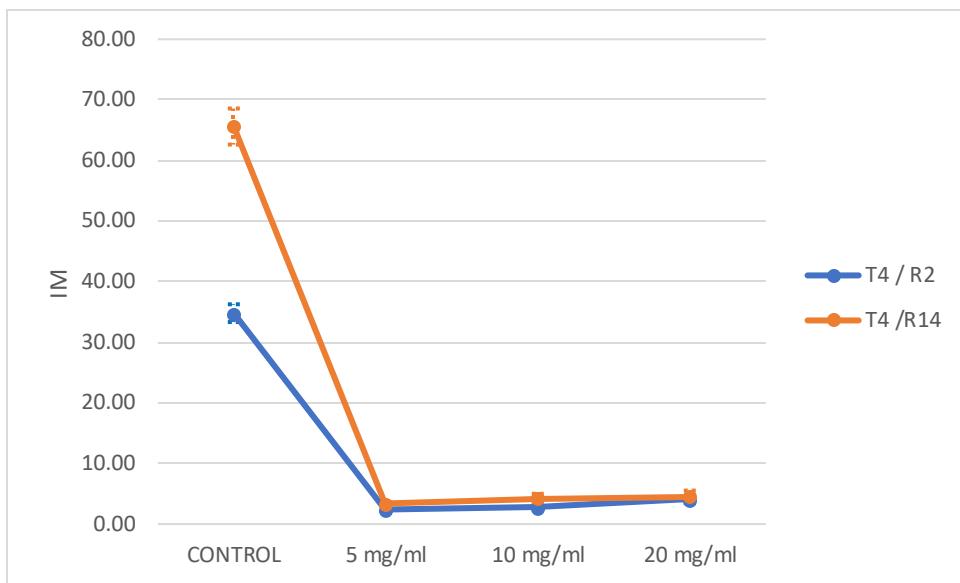


**Figura 21.** Frecuencia de micronúcleos (fMN) de Cd.

Para el caso de IM por Pb, todos los factores (tratamiento, concentración, e interacción) muestran diferencias significativas. Esto sugiere que el tratamiento, la concentración del contaminante, y la combinación de ambos tienen un impacto considerable en el índice mitótico (Tabla 25 y Figura 22).

**Tabla 25.** Análisis de Permanova de dos vías para el índice mitótico (IM) de Pb.

Factor	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F	p
Tratamiento	714.02	1	714.02	86.812	0.0001
Concentración	16320	3	5440	661.39	0.0001
Tratamiento*Concentración	1665.9	3	555.29	67.513	0.0001



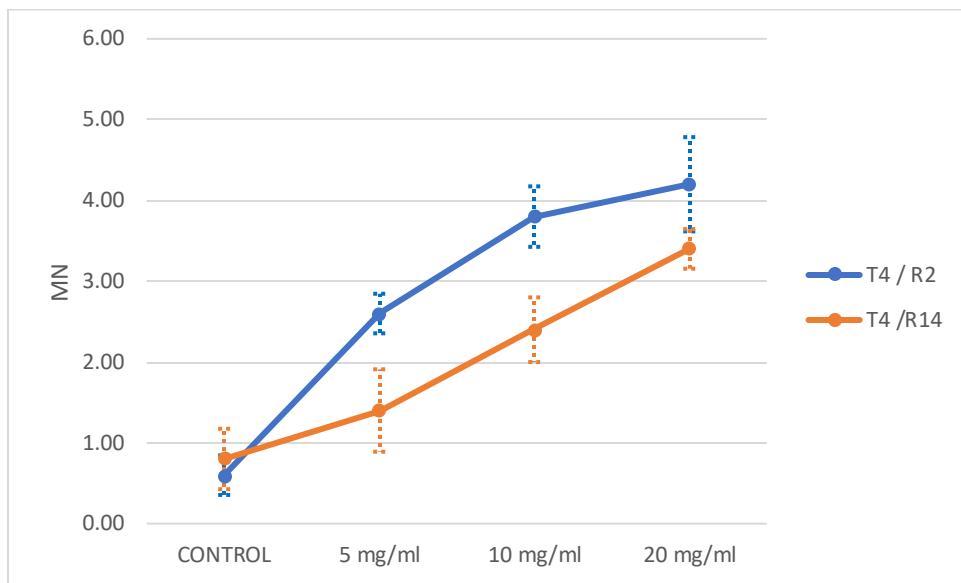
**Figura 22.** Índice mitótico (IM) de Pb.

Finalmente, para la fMN por Pb, se determinó que tanto el tratamiento como la concentración del contaminante influyen significativamente en aparición de micronúcleos. Sin embargo, la interacción entre ambos factores no muestra un efecto significativo en este caso (Tabla 26 y Figura 23).

**Tabla 26.** Análisis de Permanova de dos vías para la frecuencia de micronúcleos (fMN) de Pb.

Factor	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F	p
Tratamiento	6.4	1	6.4	8.3934	0.008
Concentración	55	3	18.333	24.044	0.0001
Tratamiento*Concentración	3.8	3	1.2667	1.6612	0.1954

Estos resultados confirman que Cd y Pb ejercen efectos citotóxicos y genotóxicos significativos en *Vicia faba*. Para Cd, el índice mitótico (IM) se vio afectado de manera significativa por el tratamiento, la concentración y su interacción, siendo la concentración el factor dominante; por otro lado, la frecuencia de micronúcleos (fMN) dependió únicamente de la dosis aplicada. En el caso de Pb, las tres fuentes de variación (tratamiento, concentración e interacción) influyeron en el IM, mientras que tanto el tratamiento como la concentración fueron determinantes para el fMN, pero sin efecto de interacción.



**Figura 23.** Frecuencia de micronúcleos (fMN) de Pb.

La detección de Cd y Pb en hongos silvestres de la comarca minera de Hidalgo implica un riesgo de exposición para las comunidades locales, especialmente considerando que los hongos pueden acumular metales hasta 10 veces las concentraciones presentes en el sustrato. El incremento de fMN en *V. faba* es un marcador temprano de daño al ADN; extrapolado a humanos, sugiere un potencial mutagénico y carcinogénico a largo plazo, crítico en poblaciones vulnerables.

Al igual que en nuestros resultados, García (2019) observó que el IM disminuye con la concentración, en su caso de Cd y Cr; mientras que, para la fMN reporta un aumento en la misma, dependiente de la concentración de los metales. Este comportamiento coincide con nuestros datos para Cd, donde la dosis es el principal determinante del daño celular y genético. De manera similar, Sánchez-Zepeda *et al.* (2019) observaron, incluso a concentraciones por debajo de los límites de referencia, reducciones significativas en el IM y elevaciones en fMN tras exposiciones agudas a Cd en *V. faba*. Esto refuerza que concentraciones “subtóxicas” de Cd pueden inducir daño al ADN, tal como evidencian los resultados obtenidos.

## VIII. CONCLUSIONES

Las localidades de Carboneras (Mineral del Chico) y El Hiloche (Mineral del Monte) presentan antecedentes de actividad minera y se caracterizan por un entorno natural de alta riqueza biológica y condiciones de vulnerabilidad asociadas a la cercanía de asentamientos humanos y al uso tradicional de hongos comestibles potencialmente contaminados. La coexistencia de comunidades y el aprovechamiento micológico incrementa la probabilidad de exposición a metales de interés toxicológico (MIT), lo que justifica la necesidad de evaluaciones integrales de riesgo en esta región.

Las condiciones fisicoquímicas de los suelos en las zonas de estudio favorecen una limitada capacidad de retención ambiental, lo que a su vez puede incrementar la movilidad de los MIT analizados. La presencia de una conductividad eléctrica moderada y un pH ácido se identificaron como factores clave que potencian el transporte y la biodisponibilidad de estos elementos en solución, lo cual podría tener implicaciones relevantes en términos de riesgo ambiental y dispersión y transferencia de los contaminantes a la red trófica.

La detección de MIT e iones traza en los suelos de las zonas de estudio respalda la hipótesis de que su presencia podría estar asociada con actividades mineras actuales o históricas en los sitios evaluados. A pesar de que las concentraciones de Cd, Cr y Pb en los suelos están por debajo de los límites establecidos por las normas oficiales mexicanas (NOMs) y que el análisis de índices (Igeo, CP, Er y ErI) indicó que el riesgo ecológico es bajo en términos generales, la sola presencia de estos metales representa un potencial riesgo. Este hallazgo refuerza la idea de que, aunque no se rebasen límites regulatorios, existe una señal de contaminación ambiental latente que debe considerarse en un monitoreo a largo plazo.

El Cd y Cr son clasificados como agentes cancerígenos para los seres humanos, mientras que el Pb como un posible cancerígeno, por lo que su presencia en el ambiente subraya la importancia de implementar un monitoreo ambiental continuo. Esta medida es fundamental para evaluar el potencial de efectos adversos en la salud humana a largo plazo y para establecer estrategias de prevención y control que mitiguen los riesgos asociados a la exposición crónica a estos metales.

La identificación de Cd y Pb en las especies de hongos comestibles de ambas zonas de estudio confirma su biodisponibilidad y potencial incorporación a la cadena trófica. En contraste, la ausencia de Cr sugiere una limitada biodisponibilidad de este metal bajo las condiciones fisicoquímicas prevalentes, lo cual no permite establecer su transferencia. Las concentraciones

observadas superan los límites establecidos por normativas internacionales, lo que enfatiza la necesidad de implementar programas de monitoreo y regulación de dichos contaminantes, así como estrategias de mitigación para reducir la exposición a estos metales tóxicos.

Las concentraciones de Cd observadas en hongos del Bosque el Hiloche evidencian procesos de bioacumulación en las cuatro especies evaluadas, lo que sugiere una disponibilidad ambiental significativa de este metal en dicho sitio. Aunque en Carboneras se detectó Cd en dos de las cuatro especies analizadas, no fue posible confirmar su bioacumulación, dado que el metal no fue identificado en las muestras de suelo, posiblemente debido a procesos de lixiviación que habrían reducido su concentración detectable en la matriz edáfica.

En el caso del Pb, su detección en tres de las cuatro especies de hongos recolectadas en el Bosque el Hiloche, así como en la totalidad de las especies de Carboneras, evidencia su biodisponibilidad en ambas localidades. Estos resultados sugieren un potencial de transferencia trófica del Pb en los sitios evaluados, y destacan la necesidad de considerar su presencia como un factor de riesgo tanto ecológico como para la salud humana.

En cuanto a la bioacumulación de Pb en hongos analizados, todas las concentraciones observadas presentaron un BAF<1, lo cual evidencia nula bioacumulación y baja peligrosidad. Sin embargo, es importante destacar que su simple presencia es un riesgo a la salud cuando se consumen, debido a que pueden bioacumularse o interactuar con otros elementos potencialmente peligrosos.

Los resultados de la ERS revelan diferencias importantes entre el Bosque el Hiloche y Carboneras. El análisis de riesgo no cancerígeno (HQ) indicó valores inferiores a 1, lo que sugiere que la exposición a través del consumo ocasional de hongos puede no representar un riesgo inmediato en la mayoría de los casos y sectores vulnerables.

Sin embargo, en ambas localidades se observó un riesgo cancerígeno significativo ( $RIC_i \geq 1.0E-06$ ) asociado a la exposición de Cd y Pb a las concentraciones encontradas en las especies de hongos de ambos sitios, particularmente en grupos vulnerables como adultos mayores y mujeres embarazadas. Estos hallazgos subrayan la importancia de considerar no sólo la toxicidad aguda, sino también los efectos crónicos y acumulativos en la población expuesta, además, resaltan la necesidad de establecer programas de monitoreo y regulación efectivos para mitigar los riesgos a la salud en estas áreas con presencia de MIT.

La evaluación de la citotoxicidad y genotoxicidad del Cd y Pb en hongos comestibles evidenció un impacto significativo sobre el material genético y la división celular. Ambos metales demostraron efectos citotóxicos a concentraciones que conlleven una reducción superior al 50% en el índice mitótico (IM), sugiriendo que su presencia ambiental puede comprometer la salud de los organismos expuestos. Asimismo, se registró un aumento en la frecuencia de micronúcleos (fMN) incluso a bajas concentraciones de Cd y Pb, lo que indica un daño genotóxico potencial. Estos resultados confirman la capacidad citotóxica y genotóxica de los MIT a las concentraciones evaluadas y constituyen evidencia biológica del riesgo a la salud humana que implica el consumo de hongos potencialmente contaminados. La incorporación de bioensayos vegetales fortalece el enfoque integral del estudio, al aportar pruebas experimentales que complementan los análisis químicos y las evaluaciones de riesgo.

Asimismo, el análisis estadístico confirmó que tanto los tratamientos como las concentraciones de los contaminantes son factores críticos en la toxicidad. En el caso de los dos MIT analizados, ambos factores influyeron de manera significativa en el daño celular. Estos resultados confirman que el Cd y Pb ejercen efectos citotóxicos y genotóxicos significativos, al menos en nuestras concentraciones experimentales.

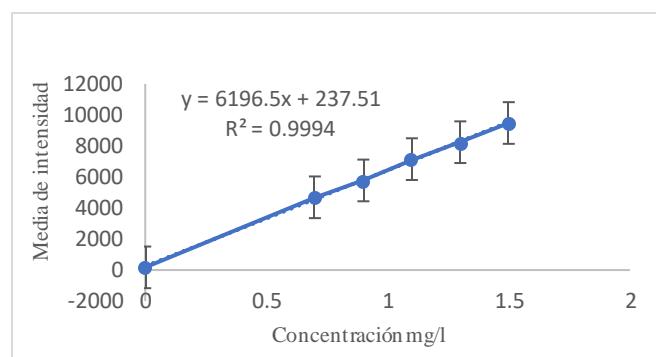
En conjunto, esta investigación constituye una aportación pionera al conocimiento de los riesgos ambientales y a la salud asociados al consumo de hongos comestibles en zonas mineras de Hidalgo y todo México. Al integrar análisis químicos, evaluaciones de riesgo y bioensayos biológicos, se ofrece una visión completa que permite dimensionar la problemática y sustentar acciones preventivas. Estos resultados no solo enriquecen el campo de la micología aplicada y la ecotoxicología, sino que también representan una herramienta científica para orientar políticas públicas, normatividad y estrategias de educación ambiental dirigidas a la protección de la salud humana y la conservación de los ecosistemas.

## IX. ANEXOS

- Curvas de calibración para lectura de Cd, Cr y Pb

**Tabla 27.** Curva de calibración de Cd (1.5 mg/L).

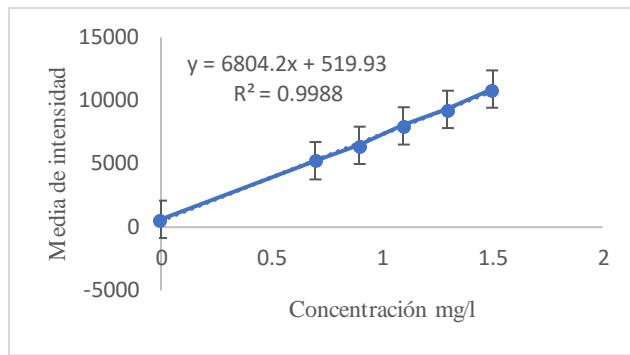
Concentración	Intensidad
0	173.40
0.7	4 689.30
0.9	5 776.10
1.1	7 149.50
1.3	8 240.20
1.5	9 477.50



**Figura 24.** Curva de calibración de Cd (1.5 mg/L).

**Tabla 28.** Curva de calibración de Cr (1.5 mg/L).

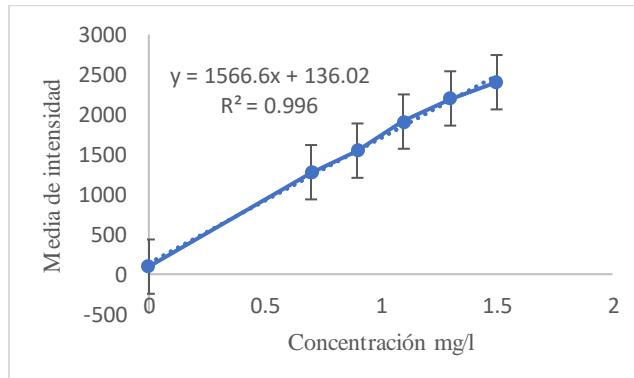
Concentración	Intensidad
0	621.20
0.7	5 246.60
0.9	6 463.20
1.1	7 998.90
1.3	9 303.50
1.5	10 909.10



**Figura 25.** Curva de calibración de Cr (1.5 mg/L).

**Tabla 29.** Curva de calibración de Pb (1.5 mg/L).

Concentración	Intensidad
0	94.90
0.7	1 276.60
0.9	1 546.60
1.1	1 910.60
1.3	2 200.40
1.5	2 403.20



**Figura 26.** Curva de calibración de Pb (1.5 mg/L).

## LITERATURA CITADA

- Acosta, Á. M. (2007). *Determinación de metales pesados en suelos agrícolas del Valle del Mezquital, Hgo* (Tesis de licenciatura). Universidad Autónoma de Estado de Hidalgo. Pachuca, Hidalgo.  
<https://dspace.uaeh.edu.mx/server/api/core/bitstreams/afb7b444-a2fc-46a9-b3de-a5925d8c2c5b/content>
- Acosta, J., A., Jansen, B., Kalbitz, K., Faz, A., y Martínez-Martínez, S. (2011). Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85(8), 1318–1324. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.046>
- Adewumi, A., J., y Ogundele, O., D. (2023). Hidden hazards in urban soils: A meta-analysis review of global heavy metal contamination (2010-2022), sources and its Ecological and health consequences. *Sustainable Environment*, 10(1). <https://doi.org/10.1080/27658511.2023.2293239>
- Allen, E., y Allen, M. (1986). Water relations of xeric grasses in the field: Interactions of mycorrhizas and competition. *The New Phytologist*, 104(4), 559–571. <https://www.jstor.org/stable/2433031?seq=1>
- Allen, M., F. (1991). *The ecology of mycorrhizae*. Cambridge University Press. <https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=w5XK4scCQfQC>
- Alonso, J., García, M., A., Pérez-López, M., y Melgar, M., J. (2003). The concentrations and bioconcentration factors of copper and zinc in edible mushrooms. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(2), 180–188. <https://doi.org/10.1007/s00244-002-2051-0>
- Alonso, J., García, M., A., Pérez-López, J., M. y Melgar, M. J. (2004). Acumulación de metales pesados en macromicetos comestibles y factores que influyen en su captación. *Revista de Toxicología*, 21(1), 11–15. [https://www.researchgate.net/publication/26617856\\_Acumulacion\\_de\\_metales\\_pesados\\_en\\_macromicetos\\_comestibles\\_y\\_factores\\_que\\_influyen\\_en\\_su\\_captacion](https://www.researchgate.net/publication/26617856_Acumulacion_de_metales_pesados_en_macromicetos_comestibles_y_factores_que_influyen_en_su_captacion)
- Alonso Díaz, J. (2001). *Bioacumulación de metales pesados en macromicetos comestibles: Repercusiones toxicológicas y estudios de biorrecuperación* (Tesis doctoral). Universidad de Santiago de Compostela, Campus de Lugo. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=70113>
- Alonso Díaz, J., Fernández, M., Melgar, M., Pérez, M., y Corral, M. (2010). Elementos traza en hongos comestibles: Repercusiones alimentarias y valoración nutricional. *Boletín Micológico de FAMCAL*, 5, 101–126. [https://www.researchgate.net/publication/311675849\\_Elementos\\_traza\\_en\\_hongos\\_comestibles\\_Repercusiones\\_alimentarias\\_y\\_valoracion\\_nutricional\\_The\\_presence\\_of\\_trace\\_elements\\_in\\_mushrooms\\_nutritional\\_value\\_and\\_food\\_repercussions](https://www.researchgate.net/publication/311675849_Elementos_traza_en_hongos_comestibles_Repercusiones_alimentarias_y_valoracion_nutricional_The_presence_of_trace_elements_in_mushrooms_nutritional_value_and_food_repercussions)

- Alsafran, M., Usman, K., Rizwan, M., Ahmed, T., y Jabri, H., A. (2021). The Carcinogenic and Non-Carcinogenic Health Risks of Metal(oid)s Bioaccumulation in Leafy Vegetables: A Consumption Advisory. *Frontiers in Environmental Science*. 9:1-11.
- Arvay, J., Tomas, J., Hauptvogl, M., Massanyi, P., Harangozo, L., Toth, T., y Bumbalova, M. (2015). Human exposure to heavy metals and possible public health risks via consumption of wild edible mushrooms from Slovak Paradise National Park, Slovakia. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 50(11), 833-843. <https://doi.org/10.1080/03601234.2015.1058107>
- Astonitas, C., L. J., Pariente Mondragón, E., y Milla Pino, M. E. (2021). Evaluación del contenido de metales pesados en suelos periurbanos a partir de parámetros fisicoquímicos. *Revista de la Universidad del Zulia*, 12(33), 50-69. <https://doi.org/10.46925/rdluz.33.05>
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (2008). *Step 2.1 Estimating exposure doses*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. [https://www.atsdr.cdc.gov/es/training/pha\\_professional2/module3/sv7.html](https://www.atsdr.cdc.gov/es/training/pha_professional2/module3/sv7.html)
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (2012a). *Toxicological profile for cadmium*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://www.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=48&tid=15>
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (2012b). *Toxicological profile for chromium*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://www.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=62&tid=17>
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (2019). *Chromium guidance*. Department of Health and Human Services. <https://www.atsdr.cdc.gov/pha-guidance/resources/ATSDR-Chromium-Guidance-508.pdf>
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (2020). *Toxicological profile for lead*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://www.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=96&tid=22>
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (2022). *Public health assessment guide manual (PHAGM): Calculating hazard quotients and cancer risk estimates*. [https://www.atsdr.cdc.gov/pha-guidance/conducting\\_scientific\\_evaluations/epcs\\_and\\_exposure\\_calculations/hazardquotients\\_cancerrisk.html](https://www.atsdr.cdc.gov/pha-guidance/conducting_scientific_evaluations/epcs_and_exposure_calculations/hazardquotients_cancerrisk.html)
- Bang, J., y Hesterberg, D. (2004). Dissolution of trace element contaminants from two coastal plain soils as affected by pH. *Journal of Environmental Quality*, 33(3), 891-901. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.8910>

Beltrán, R., A., y Beltrán, P., M. (2016). Regulation of the cell cycle (CC) of *Vicia faba* L by the alcoholic extract of *Annona cherimola* Mill “cherimoya.”. *Scientia Agropecuaria*, 7(3), 245–251. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2016.03.12>

Bessette, A. E., Harris, D., B., y Bessette, A. R. (2009). Milk Mushrooms of North America. A Field Identification Guide to the Genus *Lactarius*. En A. E. Bessette, D. B. Harris, y A. R. Bessette, Milk Mushrooms of North America. A Field Identification Guide to the Genus *Lactarius* (págs. 168-171). New York: Syracuse University Press.

Borovička, J., y Řanda, Z. (2007). Distribution of iron, cobalt, zinc and selenium in macrofungi. *Mycological Progress*, 6, 249-259. <https://doi.org/10.1007/s11557-007-0544-y>.

Bresinsky, A. y H. Besl. (1990). *A colour atlas of poisonous fungi: a handbook for pharmacists, doctors, and biologists*. Wolfe, Londres, Inglaterra.

Cadavid-Velásquez, E., D., J., Marrugo-Negrete, J., L., y Pérez-Vásquez, N. d. S. P. (2019). Metales pesados en macromicetos asociados al manglar en la Bahía Cispata, Córdoba-Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 22(2). <https://revistas.udca.edu.co/index.php/ruadc/article/view/1082/1824>.

Campanella, L., Cardarelli, E., Cordatore, M., y Patrolecco, L. (2005). Environmental protection by fungal activity. *Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent*, 60(4b), 2545-2553. <https://www.tib.eu/en/search/id/BLCP%3ACN010939331/Environmental-protection-by-fungal-activity/>

Castillo, G. (2004). Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. Ed. México: IMT.

Causil, V., L., A., Coronado, G., J., L., Verbel, M., L., F., Vega, J., M., F., Donado, E., K., A. Pacheco, G., C. (2017). Efecto citotóxico del hipoclorito de sodio (NaClO), en células apicales de raíces de cebolla (*Allium cepa* L.). *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*. 11 (1), 97-104. Doi: <http://dx.doi.org/10.17584/rcch.2017v11i1.5662>

CEPIS/OPS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente / Organización Panamericana de la Salud). (2005). *Curso de autoinstrucción: Evaluación de riesgo asociado a contaminantes de aire*. [http://www.bvsde.paho.org/cursoa\\_riesgoaire/lecciones/leccion2d.html](http://www.bvsde.paho.org/cursoa_riesgoaire/lecciones/leccion2d.html)

Chang, S. T., y Chan, K. Y. (1973). Quantitative and qualitative changes in proteins during morphogenesis of the basidiocarp of *Volvariella volvacea*. *Mycologia*, 65(2), 355–364. <https://doi.org/10.1080/00275514.1973.12019444>

Chiocchetti, G. M., Latorre, T., Clemente, M. J., Jadan-Piedra, C., Devesa, V., y Velez, D. (2020). Toxic trace elements in dried mushrooms: Effects of cooking and gastrointestinal digestion on food safety. *Food Chem*, 306, 125478. <http://doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.125478>

Chingay, J. (2016). *Incidencia y severidad del amarillamiento de Oryza sativa L. en Guadalupe - La Libertad* (Tesis de pregrado). Universidad Nacional de Trujillo.

Chuan, M.C., Shu, G.Y. y Liu, J.C. (1996). Solubility of heavy metals in a contaminated soil: Effects of redox potential and pH. *Water Air Soil Pollut.* 90, 543-556. <https://doi.org/10.1007/BF00282668>

Chukwuka, K. S., Adesida, S. O., y Alimba, C. G. (2023). Carcinogenic and non-carcinogenic risk assessment of consuming metal-laden wild mushrooms in Nigeria: Analyses from field based and systematic review studies. *Environmental Analysis Health and Toxicology*. 38(2):e2023013-0.

CODEX ALIMENTARIUS (Norma general para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos, CXS 193-1995). (1995). *Organización Mundial de la Salud*.

CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). (2005). Programa de conservación y manejo Parque Nacional El Chico. México: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Cotin, J. (2012). *Birds as bioindicators of pollution in aquatic and terrestrial environments* (Tesis de doctorado) Universidad de Barcelona, España.

Covarrubias, S. A., y Peña Cabriales, J. J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*. 33, 7-21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>

Dalzochio, T., Bordin, A. N., Ressel, S. L. A., Gehlen, G. y Basso, L. (2019). Genotoxicity biomarkers in fish erythrocytes and water quality parameters. En L. M. Gómez-Olivan (Ed.), *Pollution of water bodies in Latin America, Impact of contaminants on species of ecological interest*. Springer, 364 pp.

Degrossi, M. C. (2013). *Toxicología de alimentos*. Argentina: Ed. Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad de Belgrano.

Delgadillo-Ubaldo, E., y Longar-Blanco, M. d. (2008). *Metodología para el análisis de riesgos ambientales: Impactos sociales en la población del municipio de Ecatepec, Estado de México* (Tesis). México.

Delgado-Mota, O. F. (2014). *Cálculo de la permeabilidad de un modelo de membrana celular hacia dos agentes antifírmicos* (Tesis). Nuevo León, México.

Desjardin, D. E., Wood, M. G., y Stevens, F. A. (2015). *California mushrooms: The comprehensive identification guide* (pp. 32-34). Portland, Oregon: Timber Press.

Díaz, M. R. (2004). *Consumo de hongos silvestres: Ventajas y desventajas*. Universidad Juárez del Estado de Durango.

Dissing, H. (1966). *The genus Helvella in Europe with special emphasis on the species found in Norden* (pp. 85–87). Printed in Denmark by Andelsbogtrykkeriet I Odense.

Domínguez-Zúñiga, L. I., Puente-Valenzuela, C., O., Estrada-Arellano, J., R., Aguirre-Acosta, E., y Aguillón-Gutiérrez, D., R. (2021). Concentración de metales pesados en hongos de la zona metropolitana de la Comarca Lagunera, México. *Scientia fungorum*, 52, e1389. Epub 09 de mayo de 2022. <https://doi.org/10.33885/sf.2021.52.1389>

Dowlati, M., Reza, H., S., Esrafili. A., FarzadKia, M. y Yeganeh, M. (2021). Heavy metals content in edible mushrooms: A systematic review, meta-analysis and health risk assessment. *Trends in Food Science & Technology*. doi:10.1016/j.tifs.2021.01.064

Espinosa, R. M., Rojas, H. M., Bernal, C. M., Araque, G. Á., Vélez, O. M., y López, C. J. (2006). *Manual de agentes carcinógenos de los grupos 1 y 2a de la IARC, de interés ocupacional para Colombia*. Ministerio de Salud y Protección Social. <https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/IA/INCA/Manual-agentes-carcinogenos-2006.pdf>

FAO/UNESCO (Food and Agriculture Organization of the United Nations/ Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura). (2024). *Mapa Mundial de Suelos de la FAO/UNESCO*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. <https://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/mapas-historicos-de-suelos-y-bases-de-datos/mapa-mundial-de-suelos-de-faounesco/es/>

Flores, A. (1991). *Suelos salinos y sódicos*. Instituto Superior de Ciencias Agrarias de La Habana, Facultad de Agronomía, Departamento de Suelos y Riego.

Fonseca, M. (2018). *El tecolote llanero (Athene cunicularia) como especie indicadora de contaminación por metales pesados en la ciudad de Pachuca, Hidalgo* (Tesis de doctorado). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Franco, C. M. (2021). *Efectos de los metales pesados asociados al proceso de la extracción y obtención de oro en la calidad de los cuerpos de agua subterráneos en el Páramo de Santurbán reportados en la literatura* (Tesis de maestría). Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Maestría en Gestión Ambiental.

Fu, Z., Liu, G., Wang, L. (2020). Assessment of potential human health risk of trace element in wild edible mushroom species collected from Yunnan province, China. *Environ Sci Pollut Res*. 27(23):29218–27. <https://repository.javeriana.edu.co/bitstream/handle/10554/59467/Trabajo%20de%20Grado%20-%20Laura%20Catalina%20Ruiz%20Duarte.pdf?sequence=5>

Galán, E., y Romero, A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Revista de la Sociedad Española de Mineralogía*, 48–60.

García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.

García-León, J. J. (2020). *Evaluación del efecto genotóxico de metales pesados a concentraciones reportadas en el Río Tula, Hidalgo* (Tesis de licenciatura). Pachuca: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

García, M. A., Alonso, J., y Melgar, M. J. (2009). Lead in edible mushrooms: Levels and bioaccumulation factors. *Journal of Hazardous Materials*, 1, 777-783. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.01.058>

Garibay-Orijel, R., y Ruan-Soto, F. (2014). Listado de los hongos silvestres consumidos como alimento tradicional en México. En *La etnomicología en México, estado del arte* (pp. 91-109). Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Universidad Nacional Autónoma de México.

Garza, O. F., Guevara, J. A., Villalón, M. H., y Carrillo, P. A. (2014). Técnicas para el manejo de hongos ectomicorrícos del bosque al laboratorio y viceversa. En F. Garza-Ocañas, *Técnicas en el manejo sustentable de los recursos naturales* (pp. 72-121). Nuevo León: Universidad Autónoma de Nuevo León.

Gasó, M. I., Segovia, N., Morton, O., Cervantes, M., L., Godínez, L., Peña, P. y Acosta, E. (2000). <sup>137</sup>Cs and relationships with major and trace elements in edible mushrooms from Mexico. *Sci Total Environ.* 262(1-2):73-89.

Gaytán-Oyarzun, J. C. (2006). *Evaluación ecotoxicológico del estradiol y sus metabolitos primarios liberados al ambiente, a través de la actividad ganadera* (Tesis de Doctorado en Química). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Gaytán-Oyarzun, J. C., Sánchez-Olivares, M. A., y Cabrera-Cruz, R. B. E. (2020). Evaluación potencial de riesgo genotóxico de compuestos xenobióticos. En R. Pichardo-Ramírez, R. Tobías-Jaramillo, y J. Treviño-Trujillo, *Investigaciones actuales para el medio ambiente II* (pp. 85-99). Universidad Autónoma de Tamaulipas, México.

GB 2762-2012 (Norma Nacional de la República Popular de China. Norma Nacional de Inocuidad Alimentaria. Límites Máximos de Contaminantes en Alimentos). (2012). *Ministerio de Salud de la República Popular China*.

Gebeyehu, H. R., y Bayissa, L. D. (2020). Levels of heavy metals in soil and vegetables and associated health risks in Mojo area, Ethiopia. *PLoS One.* 15(1):e0227883.

Gençcelep, H., Uzun, Y., Tunceturk, Y., y Demirel, K. (2009). Determination of mineral contents of wild-grown edible mushrooms. *Food Chem.* 113, 1033-1036.

González-Chávez, M. C., Carrillo-González, R., Wright, S. F., y Nichols, K. A. (2004). The role of glomalin, a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi, in sequestering potentially toxic elements. *Environ Pollut.* 130(3), 317-323. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.01.004>.

Gotelli, N. J., y Ellison, A. M. (2004). A primer of ecological statistics (479 p.). *Sinauer Associates, Inc.* DOI: <https://doi.org/10.1198/tas.2005.s32>.

Gunnar, N. (2012). Metales: Propiedades químicas y toxicidad. En *Enciclopedia de la OIT*. España: D-INSHT (Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo). <https://www.insst.es/documents/94886/162520/Cap%C3%ADtulo+63.+Metales+propiedades+qu%C3%ADmicas+y+toxicidad>

Gu, J., Zou, G., Su, S., Wang, L., y Zhang, Y. (2022). Efectos del pH en el cadmio disponible en suelos calcáreos y sustratos de cultivo. *Eurasian Soil Science*, 55(12), 1714–1719. <https://doi.org/10.1134/S1064229322601391>

Guzmán, G. (1998). *Análisis cualitativo y cuantitativo de la diversidad de los hongos en México*. México: CYTED/D Instituto de Ecología/Secretaría de Desarrollo Social.

Hamid, E., Payandeh, K., Karimi, Nezhad, M, T, y Saadati, N. (2022). Potential ecological risk assessment of heavy metals (trace elements) in coastal soils of southwest Iran. *Front Public Health*. 10:889130. doi: 10.3389/fpubh.2022.889130

Hernández, V. H. (2007). *Macromicetos de una región de Mineral del Chico, Hidalgo: una aproximación a la etnomicología* (Tesis). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca de Soto, Hidalgo.

Hernández-Acosta, E., Mondragón-Romero, E., Cristóbal-Acevedo, D., Rubiños-Panta, J. E., y Robledo-Santoyo, E. (2009). Vegetación, residuos de mina y elementos potencialmente tóxicos de un jal de Pachuca, Hidalgo, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 15(2), 109–114. <http://www.redalyc.org/pdf/629/62912351004.pdf>

Høiland, K. (1995). Reaction of some decomposer basidiomycetes to toxic elements. *Norwegian Journal of Botany*, 15(3), 305–318. <http://doi.org/10.1111/j.1756-1051.1995.tb00157.x>

IARC (International Agency for Research on Cancer). (2012). Chromium (VI) compounds. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans (Vol. 100C). *World Health Organization*.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2013). [En línea] Available at: <http://www.cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/hgo/territorio/clima.aspx?tema=me&e=13> [Último acceso: 26 junio 2017].

INEGI (Instituto Hernández Nacional de Estadística y Geografía). (2020a). *Carboneras, Mineral del Chico, Hidalgo* (130380004). <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=13039#collapse-Resumen>

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2020b). *Mineral del Monte, Mineral del Monte, Hidalgo* (130390001). <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=13039#collapse-Resumen>

- Ijeoma, K. H., Chima, O. E., Ifeoma, U. P., Achem, D., y Odah, O. J. (2021). Health risk assessment of exposure to heavy metals in rice grown in Nigeria. *The Pacific Journal of Science and Technology*, 262–273.
- Henderson, C. J., y Wolf, C. R. (2009). Biomarkers. In C. A. McQueen (Ed.), *Comprehensive toxicology* (2nd ed.). Elsevier.
- Ize-Lema, I., Zuk, M., y Bracho-Rojas, L. (2010). *Introducción al análisis de riesgos ambientales* (2da ed.). DF, México.
- Kalač, P., y Svoboda, L. (2000). A review of trace element concentrations in edible mushrooms. *Food Chemistry*, 69, 273–281.
- Kang, L. S. (2018). Efectos de reducción de cadmio del pH del suelo, control de inundaciones y variedad con baja acumulación de cadmio en la producción de arrozales. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 46(20), 110–112. <https://doi.org/10.13989/j.cnki.0517-6611.2018.20.034>
- Keskin, F., Sarikurkcu, C., Akata, I. y Tepe, B. (2021). Metal concentrations of wild mushrooms species collected from Belgrad forest (Istanbul, Turkey) with their health risk assessments. *Environ Sci Pollut Res*. 28(27):36193–204.
- Kokkoris, V., Massas, I., Polemis, E., Koutrotsios, G., y Zervakis, G. I. (2019). Accumulation of heavy metals by wild edible mushrooms with respect to soil substrates in the Athens metropolitan area (Greece). *Science of the Total Environment*, 685, 280–296. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.447>
- Kong, K. A. (2003). *El género Russula (Fungi, Russulales) en el Parque Nacional La Malinche* (Tesis de maestría). Universidad Nacional Autónoma de México.
- Kornerup, A. y Wansher, J. H. (1981). Methuen Handkook of Colour. Eyre Methuen Ltd. Reprinted. Great Britain.
- Kosanić, M., Ranković, B., Rančić, A., y Stanojković, T. (2016). Evaluation of metal concentration and antioxidant, antimicrobial, and anticancer potentials of two edible mushrooms Lactarius deliciosus and Macrolepiota procera. *Journal of Food and Drug Analysis*, 24(3), 477-484. <https://doi.org/10.1016/j.jfda.2016.01.008>
- Krishnamurti, G. S. R., Huang, P. M., y Kozak, L. M. (1999). Sorption and desorption kinetics of cadmium from soils: Influence of phosphate. *Soil Science*, 164(12), 888–898. <https://doi.org/10.1097/00010694-199912000-00006>
- Kumar, S. A., Dung, D. M., Kumar, S. S., Ahmad, M. S., Nayak, B. y Baitharu, I. (2023). Ecological and human health risk associated with heavy metals in sediments and bioaccumulation in some commercially important fishes in Mahanadi River, Odisha, India. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*. 5:168-177.

Læssøe, T. y Petersen, J. H. (2019a). *Fungi of Temperate Europe. Volume I*. En T. Læssøe y J. H. Petersen, *Fungi of Temperate Europe* (págs. 250-251). Princeton University.

Læssøe, T. y Petersen, J. H. (2019b). *Fungi of Temperate Europe. Volume I*. Princeton University.

Lincoff, D., M. (1977). Toxic and hallucinogenic mushroom poisoning. New York, Estados Unidos: Van Nostrand Reinhold Company.

Lipka, K., y Falandysz, J. (2017). Accumulation of metallic elements by *Amanita muscaria* from rural lowland and industrial upland regions. *J Environ Sci Health B*, 52(3), 184-190. <http://doi.org/10.1080/03601234.2017.1261547>.

Lipka, K., Saba, M., y Falandysz, J. (2018). Preferential accumulation of inorganic elements in *Amanita muscaria* from North-eastern Poland. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, 53(11), 968-974. <http://doi.org/10.1080/10934529.2018.1470805>.

Liu, B., Huang, Q., Cai, H., Guo, X., Wang, T., y Gui, M. (2015). Study of heavy metal concentrations in wild edible mushrooms in Yunnan Province, China. *Food Chemistry*, 188, 294-300. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.05.010>

López-Ramírez, A. (1987). *Hongos comestibles y medicinales de México*. Ed. Posada, pp. 21-33.

López-Vázquez, E. (2016). *Caracterización química, nutracéutica y evaluación de la actividad geomicológica de nueve setas silvestres del estado de Hidalgo*. (Tesis doctoral). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Mackay, D., Shiu, W. Y., y Ma, K. C. (2006). *Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals*. CRC Press.

Markert, B., Breure, A. M., y Zechmeister, H. G. (2003). *Bioindicators and biomonitoring: principles, concepts and applications*. Elsevier.

Martínez-Morales, M. A., Ortiz-Pulido, R., de la Barreda, B., Zuria, L. I., Bravo-Cadena, J., y Valencia-Hervert, J. (2007). Hidalgo. En R. Ortiz-Pulido, A. Navarro-Siguenza, H. Gómez de Silva, O. Rojas-Soto, y T. A. Peterson, *Avifaunas estatales de México* (págs. 49-95). México: CIPAMEX.

Martín-Olmedo, P., Carroquino Saltó, M. J., Ordóñez Iriarte, J. M., y Moya, J. (2016). *La Evaluación de riesgos en salud. Guía metodológica. Aplicaciones prácticas de la metodología de Evaluación de riesgos en salud por exposición a químicos*. Madrid: Sociedad Española de Sanidad Ambiental y Escuela Andaluza de Salud Pública. Serie “De aeribus, aquis et locis”, nº 3.

Mayett, Y., y Martínez-Carrera, D. (2019). El consumo de los hongos y su relevancia en la seguridad alimentaria de México. En D. Martínez-Carrera, *Los hongos comestibles, funcionales y medicinales: aportación a la dieta, la salud, la cultura y al sistema agroalimentario de México*. Biblioteca Básica de Agricultura, p. 293-329.

Melgar, M. J., Alonso, J., y García, M. A. (2009). Acumulación de selenio en setas silvestres comestibles: captación y toxicidad. *Selenium accumulation in wild edible mushrooms: uptake and toxicity. CyTA - Journal of Food*, 7(3), 217-223. <http://doi.org/10.1080/19476330903068688>.

Melgar, M. J., Alonso, J., y García, M. A. (2016). Cadmium in edible mushrooms from NW Spain: Bioconcentration factors and consumer health implications. *Food and Chemical Toxicology*, 88, 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2015.12.002>

Medyk, M., Loganathan, B., Bielawski, L., y Falandysz, J. (2018). Inorganic elemental concentrations in birch bolete mushroom (*Leccinum scabrum*) and top soil: contamination profiles, bioconcentration and annual variations. *Journal of Environmental Science and Health B*, 53(12), 831–839. <https://doi.org/10.1080/03601234.2018.1505087>

MINAM (Ministerio del Ambiente). (2015). Guía para la elaboración de estudios de Evaluación de Riesgos a la Salud y el Ambiente (ERSA) en sitios contaminados. Lima, Perú: Ed. Ministerio del Ambiente, Dirección general de calidad ambiental. <http://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wpcontent/uploads/sites/22/2015/02/GUIA-ERSA-ALTA.compressed.pdf>

Mleczek, M., Siwulski, M., Stuper-Szablewska, K., Rissmann, I., Sobieralski, K., y Golinski, P. (2013). Accumulation of elements by edible mushroom species: part I. Problem of trace element toxicity in mushrooms. *Journal of Environmental Science and Health B*, 48(1), 69–81. <https://doi.org/10.1080/03601234.2012.716733>

Montoya, A., Kong, A., y Caballero, J. (2004). Useful wild fungi of La Malinche National Park. *Fungal Diversity*, 95, 115–143. <https://www.semanticscholar.org/paper/Useful-wild-fungi-of-La-Malinche-National-Park%2C-Montoya-Kong/9e657cb1f7676d6f0d6f4234ade1f366d8920149>

Montoya A, Méndez-Espinoza C, Flores-Rivera R, Kong A. (2007). Hongos tóxicos de Tlaxcala. México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias, Universidad Autónoma de Tlaxcala.

Moreno-Fuentes, Á. (2014). Un recurso alimentario de los grupos originarios y mestizos de México: Los hongos silvestres. I (48).

Moreno-Fuentes, Á., Garibay-Orijel, R., Tovar-Velasco, J., y Cifuentes, B. J. (2001). Situación actual de la etnomicología en México y el mundo. *Etnomicología*, 1, 75–84.

Moreno-Fuentes, Á., Aguirre, A. E., y Medellín, E. M. (2017). Biodiversidad de macrohongos en Hidalgo y su relevancia biocultural. En *Biodiversidad del estado de Hidalgo*. Pachuca de Soto, Hidalgo, México: Universidad Autónoma de Estado de Hidalgo, pp. 185–212.

Moyano, A., Sánchez, A. G., Toirán, L. M. F., y Charro, E. (2010). Metales pesados en hongos de áreas contaminadas. *Revista de Ciencias Agrarias*, 33, 13–21.

- Müller, G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *The Journal of Geology*, 2, 108–118.
- Muller, G. M. y J. P. Schmit. 2007. Fungal biodiversity: What do we know? What can we predict? *Biodiversity and Conservation*, 1:1-5. FORMATO
- Mühlbachová, G., Simon, T., y Pechová, M. (2005). The availability of Cd, Pb and Zn and their relationships with soil pH and microbial biomass in soils amended by natural clinoptilolite. *Plant, Soil and Environment*, 51(1), 26–33.
- Nozari, M., Esmaili, A., Moradi, A., M., Bahramifar. N., y Taghavi, L. (2023). Contamination, ecological, and health risk assessment of heavy metals and organophosphorus pesticides in single, double, and ratoon cropping of rice: A case study in Mazandaran, North of Iran. *Environ Monit Assess*. 195:376.
- Nowakowski, P., Markiewicz-Zukowska, R., Soroczyńska, J., Puscion-Jakubik, A., Mielcarek, K., Halina, B., M., Socha, K. (2021). Evaluation of toxic element content and health risk assessment of edible wild mushrooms. *Journal of Food Composition and Analysis*. 96: 103698.
- Nguyen, N. H., Landros, F., Garibay-Orijel, R., Hansen, K., y Vellinga, E. C. (2013). The *Helvella lacunosa* species complex in western North America: Cryptic species, misapplied names and parasites. *Mycologia*, 105(6), 1275–1286.
- NOM 021-RECNAT-2000. (2002). Norma Oficial Mexicana que establece las Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. *Diario Oficial de la Federación*.
- NOM-059-SEMARNAT-2010. (2010). Norma Oficial Mexicana que establece la Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*.
- NOM-130-SSA1-1995. (1997). Norma Oficial Mexicana que establece los Bienes y servicios. Alimentos envasados en recipientes de cierre hermético y sometidos a tratamiento térmico. Disposiciones y especificaciones sanitarias. *Diario Oficial de la Federación*.
- NOM-147-SEMARNAT-SSA1-2004. (2007). Norma Oficial Mexicana 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. *Diario Oficial de la Federación*.

NMX-AA-132-SCFI-2016. (2016). Norma mexicana para el muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra (cancela a la nmx-aa-132- scfi-2006).

Orozco C. D. M., Letechipia L. C., Megchún G. J. V., y Gómez H. A. (2022). Determinación de los factores de bioconcentración, traslocación y riesgos potenciales a la salud en Capsicum annuum l. En: Sánchez MME, Vázquez GGV, Martínez GA, Solano SCE, Ramos, GEL. Trabajos científicos en México. Centro de Investigaciones en óptica; Pág. 307-317.

Ouzouni, P., Veltsistas, P., Paleologos, E., y Riganakos, K. (2007). Determination of metal content in wild edible mushroom species from regions of Greece. *Journal of Food Composition and Analysis*, 20, 480-486. <http://doi.org/10.1016/j.jfca.2007.02.008>.

PubChem (National Center for Biotchnology Information. National Library of Medicine). (2022a). *Compound Summary: Cadmium*. Recuperado de <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/23973#section=Non-Human-Toxicity-Excerpts>

PubChem (National Center for Biotchnology Information. National Library of Medicine). (2022b). *Compound Summary: Chromium*. Recuperado de <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/23976#section=Toxicological-Information>

PubChem (National Center for Biotchnology Information. National Library of Medicine). (2022c). *Compound Summary: Lead (II) acetate*. Recuperado de <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/9317>

Ramírez, R. R. (2018). Aporte del saber científico a la minería de Pachuca y Real del Monte, México, 1849-1864. *Revista Bibliográfica de Geografía y Ciencias Sociales*, 1-26.

Ramírez-Terrazo, A., Garibay-Orijel, R., Reyes-Chilpa, R., Casas, A., y Méndez-Espinoza, C. (2023). Alternativas para la atención oportuna de las intoxicaciones por consumo de hongos en México y Centroamérica. *Gaceta Médica de México*, 159(4), 309-321. <https://doi.org/10.24875/gmm.23000101>

Ramos-Gómez, M., Avelar, J., Medel-Reyes, A., Yamamoto, L., Godínez, L., Ramírez, M., Guerra, R., y Rodríguez, F. (2012). Movilidad de metales en jales procedentes del distrito minero de Guanajuato, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(1), 49-59. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-49992012000100005](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992012000100005)

REGLAMENTO (UE) 2023/915 (de la Comisión de 25 de abril de 2023 relativo a los límites máximos de determinados contaminantes en los alimentos y por el que se deroga el Reglamento (CE) n.o 1881/2006). (2023). *Diario Oficial de la Unión Europea*.

Repetto, J. M., y Repetto, K. G. (2009). *Toxicología fundamental*. Sevilla, España: Díaz de Santos.

Reyes-Jaramillo, I. (1996). *Fundamentos teóricos-prácticos de temas selectos de la ciencia del suelo. Parte I*. México: UAM.

Romero-Bautista, L. I.-S., López-Herrera, M., Raymundo-Ojeda, T., y Valenzuela-Garza, R. (2017). Diversidad de macromicetos en la Comarca Minera del Estado de Hidalgo. En A. Ramirez-Bautista, A. S.-R. Sánchez-González, y C. Cuevas-Cardona (Eds.), *Biodiversidad del Estado de Hidalgo. Tomo I* (pp. 213-256). Pachuca de Soto, Hidalgo, México: Consejo Editorial.

Ruan-Soto, F., Garibay-Orijel, R., y Cifuentes, J. (2006). Process and dynamics of traditional selling wild edible mushrooms in tropical Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 2, 3.

Rudnick, R. L., y Gao, S. (2003). Composition of the continental crust. En H. D. Holland y K. K. Turekian (Eds.), *Treatise on Geochemistry* (Vol. 3, pp. 659-710). <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/03016-4>

Ruiz-Sánchez, D., J. Tay-Zavala, J. T. Sánchez-Vega y H. Martínez-García. (1999). Los micetismos y su relevancia en la medicina. *Rev. Ibero. Micol.* 16: 121-129.

Sánchez-Olivares, M. A., Gaytán-Oyarzun, J. C., Prieto-García, F., y Cabrera-Cruz, R. B. (2021). Evaluación Rápida de Potencial de Riesgo Genotóxico (ERPRG) asociada a metales pesados en agua potable: Caso de estudio Zimapán, Hidalgo, México. *Pádi Boletín Científico de Ciencias Básicas e Ingenierías ICBI*, 114-120.

Sánchez-Zepeda, M. Y., López-Herrera, M., Gordillo-Martínez, A. J., Gaytán-Oyarzun, J. C., Prieto-García, F. y Octavio-Aguilar, P. (2019). Micronúcleos, índice mitótico y aberraciones cromosómicas como biomarcadores de genotoxicidad en haba (*Vicia faba* L.) por efecto de cadmio. *Avances en Ciencias e Ingeniería*. 10(1), 27-40.

Sarikurkcu, C., Popović-Djordjević, J., Halil S., M. (2020). Wild edible mushrooms from Mediterranean region: Metal concentrations and health risk assessment. *Ecotoxicol Environ Saf*. 190:110058.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2006). *Estudio para la caracterización y Diagnóstico para el Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio de la Cuenca de México*.

SGM (Servicio Geológico Mexicano). (2019). *Panorama Minero del Estado de Hidalgo*. México.

SGM (Servicio Geológico Mexicano). (2021). *Panorama Minero del Estado de Hidalgo*. México.

Shaffer, R. L. (1964). The subsection Lactarioideae of Russula. *Mycologica*, 64, 202-231.

Sintorini, M. M., Nugraha, R. A., Hidayat, S., y Rahardjo, S. (2021). Effect of pH on metal mobility in the soil. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 737, 012071. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/737/1/012071>

Siric, I., Kasap, A., Bedekovic, D., y Falandysz, J. (2017). Lead, cadmium and mercury contents and bioaccumulation potential of wild edible saprophytic and ectomycorrhizal mushrooms, Croatia. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 52(3), 156-165. <https://doi.org/10.1080/03601234.2017.1261538>

Stefanovic, V., Trifkovic, J., Djurdjic, S., Vukojevic, V., Tesic, Z., y Mutic, J. (2016). Study of silver, selenium and arsenic concentration in wild edible mushroom *Macrolepiota procera*, health benefit and risk. *Environmental Science and Pollution Research International*, 23(21), 22084-22098. <http://doi.org/10.1007/s11356-016-7450-2>

Stijve, T., y Besson, R. (1976). Mercury, cadmium, lead and selenium content of mushroom species belonging to the genus *Agaricus*. *Chemosphere*, 5(2), 151-158. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(76\)90036-9](https://doi.org/10.1016/0045-6535(76)90036-9)

Sukreeyapongse, O., Holm, P. E., Strobel, B. W., Panichsakpatana, S., Magid, J., y Hansen, H. C. B. (2002). pH-dependent release of cadmium, copper, and lead from natural and sludge-amended soils. *Journal of Environmental Quality*, 31(6), 1901-1909. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1901>

Su, J., Zhang, J., Li, J., Li, T., Liu, H., y Wang, Y. (2018). Determination of mineral contents of wild *Boletus edulis* mushroom and its edible safety assessment. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 53(7), 454-463. <http://doi.org/10.1080/03601234.2018.1455361>

Torres-Bugarín, O. y Ramos-Ibarra, M. L. (2013). Utilidad de la prueba de micronúcleos y anormalidades nucleares en células exfoliadas de mucosa oral en la evaluación de daño genotóxico y citotóxico. *International Journal of Morphology*, 31(2), 650-657. <https://doi.org/10.4067/s0717-95022013000200050>

Tüzen, M., Özdemir, M., y Demirbaş, A. (1998). Heavy metal bioaccumulation by cultivated *Agaricus bisporus* from artificially enriched substrates. *Zeitschrift für Lebensmitteluntersuchung und -Forschung A*, 206(6), 417-419. <http://doi.org/10.1007/s002170050285>

U.S. EPA. (United States Environmental Protection Agency). (2005). Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. National Center for Environmental Assessment. Risk Assessment Forum. <https://www.epa.gov/risk/guidelines-carcinogen-risk-assessment>

U.S. EPA. (United States Environmental Protection Agency). (2014). "Method 6010D (SW-846): Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry," Revision 4. Washington, DC.

U.S. EPA. (United States Environmental Protection Agency). (2007). "Method 3051A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils," Revision 1. Washington, DC.

Ure, A. M., y Davidson, C. M. (2001). *Chemical speciation in the environment* (2nd ed.). Blackie Academic & Professional.

Volke, S. T., Velasco, T. J., y de la Rosa, P. D. (2005). *Suelos contaminados por metales y metaloides: Muestreo y alternativas para su remediación*. México: Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat).

Wang, X., Liu, H., Zhang, J., Li, T., y Wang, Y. (2017). Evaluation of heavy metal concentrations of edible wild-grown mushrooms from China. *J Environ Sci Health B*. 52(3), 178-183. <http://doi.org/10.1080/03601234.2017.1261545>.

WHO (World Health Organization). (2010a). *Exposure to Cadmium: A Major Public Health Concern*.

WHO (World Health Organization). (2010b). *Cadmium in drinking-water* (Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality). <https://apps.who.int/iris/handle/10665/75375>

Zeng, F., Ali, S., Zhang, H., Ouyang, Y., Qiu, B., Wu, F., y Zhang, G. (2011). The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environmental Pollution*, 159(1), 84-91. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.09.019>

Zhao, K. L., Liu, X. M., Xu, J. M., y Selim, H. M. (2010). Heavy metal contaminations in a soil-rice system: Identification of spatial dependence in relation to soil properties of paddy fields. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1-3), 778-787. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.081>