



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS



MAESTRÍA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES

**BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS A TRAVÉS DE
CADENAS TRI-TRÓFICAS**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
M A E S T R O E N M A N E J O
D E
R E C U R S O S N A T U R A L E S**

P R E S E N T A

Biól. Dania Berenice Rebollo Salinas

DIRECTOR

Dr. Efraín Tovar Sánchez

CUERNAVACA, MORELOS

DICIEMBRE, 2022





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS



MAESTRÍA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES

BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS A TRAVÉS DE
CADENAS TRI-TRÓFICAS

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
M A E S T R O E N M A N E J O
D E
R E C U R S O S N A T U R A L E S

P R E S E N T A

Biól. Dania Berenice Rebollo Salinas

DIRECTOR

Dr. Efraín Tovar Sánchez

CUERNAVACA, MORELOS

DICIEMBRE, 2022



Agradecimientos

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT)** por la beca otorgada.

A la **Maestría en Manejo de Recursos Naturales** del Centro de Investigaciones Biológicas de la UAEM por la oportunidad de formarme como Maestra, el conocimiento y la humildad con la que me recibieron.

Al **Comité Tutorial** por su apoyo, sus consejos y las palabras que me alentaron durante las dificultades de este proyecto.

A mi Tutor. **Dr. Efraín Tovar Sánchez** por seguir apoyándome durante mi formación, por todos sus consejos, disposición, sus palabras de aliento, por darme la confianza que necesitaba para culminar este proyecto, por todo el conocimiento y amor que usted tiene hacia la biología y la ciencia, que siempre he admirado. Gracias por creer en mí e invitarme a seguir siendo parte de este Cuerpo Académico que es como una segunda familia.

A la **Dra. Patricia Mussali Galante** por todos sus consejos, paciencia, comprensión y por enseñarme que puedo mejorar como estudiante. Gracias por darme la oportunidad de seguir aprendiendo de usted.

Al **Dr. Rubén Castro Franco** por su interés en este proyecto, por la confianza y su disposición. Gracias por siempre tener un comentario positivo y por alentarme para que este proyecto culminara de la mejor manera.

A la **estación Biológica Quilamula y a la comunidad de la Reserva de la Biosfera de Sierra de Huautla (REBIOSH)** por el apoyo brindado.

Agradecimientos personales

Agradezco a mis compañeros y amigos del Cuerpo Académico de Gestión y Bioprocesos Ambientales, en especial a **Marcos y al Dr. Alexis** por ayudarme con las lecturas de los metales pesados.

A Joel, Miriam y mi hermana Abi por acompañarme a mis salidas a campo en tiempo de Pandemia

Gracias al **Dr. Efraín y la Dra. Mussali** por el apoyo durante la Pandemia que atravesamos mundialmente, la cual me permitió descubrir las grandes personas que son en todos los aspectos.

A los Doctores: **Patricia, Efraín, Alexis, María Luisa, Letty, Elgar**, a mis compañeros y amigos del Laboratorio: **Miriam, Joel, Marcos, Luis, Miguel, Sofia, Juan, Janet, Fidel y José** que si bien no pudimos tener una convivencia del todo presencial, me ayudaron con los seminarios virtuales. Gracias por todos sus comentarios y apoyo.

A Rommy por todo su apoyo en cuestiones administrativas, por su amabilidad, comprensión y humildad.

A mis profesores del Posgrado: **Dr. Alejandro García Flores, Dra. Patricia Trujillo, M. en P. D. Ortencia Colín, Dr. Rubén Castro y Dra. Elsay Arce**, por la paciencia, todo el conocimiento brindado y los consejos.

A mis amigos y compañeros del Posgrado: **Lessly, Liz, Alma, Aracely, Moni, Jose Luis, Keila, Emir y Adán** por todo su apoyo, platicas y consejos.

A todos los Doctores, administrativos, estudiantes e integrantes en general del Centro de Investigaciones Biológicas, que este tiempo de Pandemia me permitió ver que todos son unas grandes personas, dispuestas a ayudar al quien lo necesite con lo que necesite, muchas gracias por permitirme conocerlos y aprender de cada uno de ustedes.

Agradecimientos personales

A mis padres **Rosa I. Salinas García y José A. Rebollo Corona**. Por su amor y apoyo incondicional que me han brindado a lo largo de mi formación académica y personal. Gracias por creer en mí y por verme con ojitos de orgullo, los amo.

A mis hermanas **Ross y Abi** por siempre estar conmigo cuando lo necesito. Las amo, son mi todo.

A mi sobrina **Jill Dayla** la niña que vino a darle luz a mi vida, estás muy chiquita para leer o entender lo que estas palabras significan, pero tú fuiste mi compañera más importante durante este proyecto, estuviste presente en todo momento, te agradezco la compañía, por distraerme, provocarme risas y por enseñarme a amar como solo te amo a ti.

A mi familia porque siempre he sido alentada, apoyada y amada. **Gracias a mis abuelitos, a mis tíos, primos y sobrinos.**

A mi **abuelita Pily** que es un gran apoyo en mi vida. Gracias por todo su amor.

A mis amigos de la Facultad: **Gamaliel, Giovani, Bores, Luisito, Isve, Miguel Menéndez, Oscar, Blanquita, Iveth y Nichim** por siempre estar presentes cuando lo necesito, por su positivismo, sus consejos y palabras de aliento. Los quiero.

A **Isve**. Gracias por creer en mí y darme la oportunidad de trabajar en el mismo equipo que tú.

A mis amigos: **Fernando, Víctor y Aarón** por las risas, el cariño, el apoyo y las pláticas interminables. Los quiero mucho.

A **Ruth** mi mejor amiga desde siempre. Gracias por estar en mi vida, por tú sinceridad, apoyo y consejos.

A mis amigas **Mayra, Gisel, Majo, Lilia y Wendy** gracias por su apoyo incondicional, por las lágrimas, las risas y por todo el amor.

Dedicatoria

Por el descanso eterno de mi Abuelita Clara y de todos los guerreros que combatieron la enfermedad de Covid-19.

A mi chula Mayra, siempre vas a estar en mi corazón.

“La extracción es una forma elegante de decir **explotar los recursos naturales**, que es otra forma elegante de decir **destruir el planeta**” Annie Leonard.

“El consumo de los Recursos Naturales debe ser consciente, responsablemente y con límites”

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
1. INTRODUCCIÓN.....	3
2. ANTECEDENTES.....	5
2.1 MINERÍA	5
2.2 IMPACTOS DE LA MINERÍA.....	6
2.4 MINERO-METALÚRGICA EN MORELOS	7
2.4.1 EFECTOS DE LOS JALES DE HUAUTLA EN LA FLORA Y FAUNA ADYACENTE.....	8
2.5 ¿CÓMO INGRESAN LOS METALES PESADOS? BIOACUMULACIÓN EN EL PRIMER ESLABÓN TRÓFICO: PRODUCTORES PRIMARIOS	13
2.6 METALES PESADOS A TRAVÉS DE NIVELES TRÓFICOS SUPERIORES: HERBÍVOROS Y DEPREDADORES.....	15
3. JUSTIFICACIÓN.....	16
4. HIPÓTESIS	16
5. OBJETIVOS	17
5.1 OBJETIVO GENERAL.....	17
5.2 OBJETIVOS PARTICULARES.....	17
6. ÁREA DE ESTUDIO	18
7. MODELO DE ESTUDIO	19
7.1. <i>PHASEOLUS VULGARIS</i> L.	19
7.2 <i>MEDICAGO SATIVA</i> L.....	20
7.3 <i>SPHENARIUM PURPURASCENS</i> CHARPENTIER.....	21
7.4 <i>NEOSCONA OAXACENSIS</i> KEYSERLING.....	22
7.5 <i>Peucetia viridans</i> Hentz	23
8. CAPÍTULO 1.....	25
BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS EN LA CADENA TRI-TRÓFICA (<i>PHASEOLUS VULGARIS-SPHENARIUM PURPURASCENS-NEOSCONA OAXACENSIS</i>).....	25
8.1 METODOLOGÍA	25
8.2 RESULTADOS	31
8.2.1 ENRIQUECIMIENTO DE METALES PESADOS EN EL PRODUCTOR PRIMARIO <i>PHASEOLUS VULGARIS</i> L.....	31

8.2.2 BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN EL CONSUMIDOR PRIMARIO <i>SPHENARIUM PURPURASCENS</i>	31
8.2.3 BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN EL CONSUMIDOR SECUNDARIO <i>NEOSCONA OAXACENSIS</i>	33
8.2.4 TRANSFERENCIA DE METALES PESADOS EN LA CADENA TRI-TRÓFICA (<i>PHASEOLUS VULGARIS-SPHENARIUM-PURPURASCENS-NEOSCONA OAXACENSIS</i>)	35
8.2.5 BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS EN EL MODELO DE CADENA TRI-TRÓFICA (<i>PHASEOLUS VULGARIS-SPHENARIUM-PURPURASCENS-NEOSCONA OAXACENSIS</i>).	37
8.3 DISCUSIÓN	41
8.3.1 ENRIQUECIMIENTO DE METALES PESADOS EN EL PRODUCTOR PRIMARIO (PLANTA) <i>PHASEOLUS VULGARIS L.</i>	41
8.3.2 BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS ENTRE GÉNEROS (PRESA / DEPREDADOR)	43
8.3.5 MECANISMOS DE DESINTOXICACIÓN DE METALES PESADOS (PRESA / DEPREDADOR)	44
8.3.6 BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS EN LA CADENA TRI-TRÓFICA: <i>PHASEOLUS VULGARIS- SPHENARIUM PURPURASCENS- NEOSCONA OAXACENSIS</i>	45
8.4 CONCLUSIONES	47
9. CAPÍTULO 2	48
BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS EN LA CADENA TRI-TRÓFICA (<i>MEDICAGO SATIVA- SPHENARIUM PURPURASCENS-PEUCETIA VIRIDANS</i>)	48
9.1 METODOLOGÍA	48
9.2 RESULTADOS	54
9.2.1 ENRIQUECIMIENTO DE METALES PESADOS EN EL PRODUCTOR PRIMARIO <i>MEDICAGO SATIVA</i>	54
9.2.2 BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN EL CONSUMIDOR PRIMARIO <i>SPHENARIUM PURPURASCENS</i>	54
9.2.3 BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN EL CONSUMIDOR SECUNDARIO <i>PEUCETIA VIRIDANS</i>	57
9.2.4 EFECTOS EN LA ADECUACIÓN DE <i>PEUCETIA VIRIDANS</i> DERIVADO DE LA EXPOSICIÓN A METALES PESADOS	59
9.2.5 BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN LA CADENA TRI-TRÓFICA (<i>MEDICAGO SATIVA-SPHENARIUM PURPURASCENS-PEUCETIA VIRIDANS</i>)	60
9.3 DISCUSIÓN	61
9.3.1 ENRIQUECIMIENTO DE METALES PESADOS EN EL PRODUCTOR PRIMARIO <i>MEDICAGO SATIVA L.</i>	61
9.3.2 TRANSFERENCIA DE METALES PESADOS PRESA/DEPREDADOR	62
9.3.3 EFECTO DE LOS METALES PESADOS SOBRE LA DESCENDENCIA DE <i>PEUCETIA VIRIDANS</i>	63

9.4 CONCLUSIONES	65
10. CONCLUSIONES GENERALES.....	66
12. LITERATURA CITADA.....	67
8.1 DICTIOTOPOGRAFÍA	78

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valores promedio de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) en cuerpo, exoesqueleto, partes blandas, heces en hembras y los machos del chapulín <i>Sphenarium purpurascens</i> alimentados con <i>Phaseolus vulgaris</i> crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.....	29
Tabla 2. Valores promedio de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) en cuerpo, exoesqueleto, partes blandas, heces en hembras del chapulín <i>Sphenarium purpurascens</i> alimentado con <i>Phaseolus vulgaris</i> crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.....	30
Tabla 3. Valores promedio de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) en cuerpo, exoesqueleto, partes blandas, heces en machos del chapulín <i>Sphenarium purpurascens</i> alimentado con <i>Phaseolus vulgaris</i> crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.....	30
Tabla 4. Enriquecimiento (valores promedio) de metales pesados en el material foliar de <i>Phaseolus vulgaris</i> crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.....	31
Tabla 5. Valores (promedio ± e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) entre hembras y machos del chapulín <i>Sphenarium purpurascens</i> alimentados con <i>Phaseolus vulgaris</i> crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.....	32
Tabla 6. Valores (promedio ± e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) en cuerpo, exoesqueleto, partes blandas y heces del chapulín <i>Sphenarium purpurascens</i> alimentado con <i>Phaseolus vulgaris</i> crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.....	33
Tabla 7. Valores (promedio ± e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) entre hembras y machos de la araña <i>Neoscona oaxacensis</i> alimentado con <i>Sphenarium purpurascens</i> contaminado con metales pesados.....	34
Tabla 8. Valores (promedio ± e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) en cuerpo y heces de la araña <i>Neoscona oaxacensis</i> alimentado con <i>Sphenarium purpurascens</i> contaminado con metales pesados.....	35

Tabla 9. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) en la planta <i>Phaseolus vulgaris</i> , en el tegumento (partes blandas) del chapulín <i>Sphenarium purpurascens</i> y la araña <i>Neoscona oaxacensis</i> contaminados con metales pesados.....	36
Tabla 10. Valores promedio de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) en cuerpo, exoesqueleto, heces y partes blandas de las hembras y los machos del chapulín <i>Sphenarium purpurascens</i> alimentado con <i>Medicago sativa</i> crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.....	52
Tabla 11. Valores promedio de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) en cuerpo, exoesqueleto, heces y en las partes blandas de las hembras del chapulín <i>Sphenarium purpurascens</i> alimentado con <i>Medicago sativa</i> crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.....	53
Tabla 12. Valores promedio de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) en cuerpo, exoesqueleto, heces y en las partes blandas de los machos del chapulín <i>Sphenarium purpurascens</i> alimentado con <i>Medicago sativa</i> crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.....	53
Tabla 13. Enriquecimiento (valores promedio) de metales pesados en el material foliar de <i>Medicago sativa</i> crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.....	54
Tabla 14. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) entre hembras y machos del chapulín <i>Sphenarium purpurascens</i> alimentado con <i>Medicago sativa</i> crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.....	55
Tabla 15. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) en cuerpo, exoesqueleto, partes blandas y heces del chapulín <i>Sphenarium purpurascens</i> alimentado con <i>Medicago sativa</i> crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.....	56
Tabla 16. Porcentaje (valores, promedio \pm e. e) de desintoxicación en exoesqueleto y heces del chapulín <i>Sphenarium purpurascens</i> alimentado con <i>Medicago sativa</i> crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.....	57
Tabla 17. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) entre hembras y machos de la araña <i>Peuceetia viridans</i> alimentado con <i>Sphenarium purpurascens</i> contaminado con metales pesados.....	58
Tabla 18. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg ⁻¹) en	

cuerpo y heces de la araña *Peucetia viridans* alimentado con *Sphenarium purpurascens* contaminado con metales pesados.....59

Tabla 19. Valores (promedio \pm e. e) del número de descendencia de *Peucetia viridans* entre tratamiento control y expuesto a metales pesados.....59

Tabla 20. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg⁻¹) en la planta *Medicago sativa*, en las partes blandas del chapulín *Sphenarium purpurascens* y la araña *Peucetia viridans* contaminados con metales pesados.....60

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de la zona minera del municipio de Tlaquiltenango, ubicado dentro de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH).....18

Figura 2. Ilustración de *Phaseolus vulgaris* L.....19

Figura 3. Ilustración de *Medicago sativa* L.....20

Figura 4. Ilustración de *Sphenarium purpurascens*.....21

Figura 5. Ilustración de *Neoscona oaxacensis*.....23

Figura 6. Ilustración de *Peucetia viridans*.....24

Figura 7. Cadena tri-trófica (*Phaseolus vulgaris*-*Sphenarium purpurascens*-*Neoscona oaxacensis*). Líneas punteadas representan la transferencia de metales pesados por ingesta a través de los niveles tróficos y línea recta indica el consumo lineal.....25

Figura 8. Biomagnificación de cadmio (Cd), cobre (Cu), hierro (He) en general de hembras y machos en la cadena tri-trófica *Phaseolus vulgaris*-*Sphenarium purpurascens*-*Neoscona oaxacensis*. Cadmio (a), cobre (b) y hierro (c).....38

Figura 9. Biomagnificación de cadmio (Cd), cobre (Cu), hierro (He) de hembras en la cadena tri-trófica *Phaseolus vulgaris*-*Sphenarium purpurascens*-*Neoscona oaxacensis*. Cadmio (a), cobre (b) y hierro (c).....39

Figura 10. Biomagnificación de cadmio (Cd), cobre (Cu), hierro (He) de machos en la cadena tri-trófica *Phaseolus vulgaris-Sphenarium purpurascens-Neoscona oaxacensis*. Cadmio (a), cobre (b) y hierro (c).....**40**

Figura 11. Cadena tri-trófica (*Medicago sativa-Sphenarium purpurascens-Peucetia viridans*). Líneas punteadas representan la transferencia de metales pesados por ingesta a través de los niveles tróficos y línea recta indica el consumo lineal.....**48**

RESUMEN

Dania Rebollo Salinas. 2022. Biomagnificación de metales pesados a través de cadenas tri-tróficas. Maestría en Manejo de Recursos Naturales, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

La minería es uno de los principales problemas de contaminación en México, porque los residuos generados contienen metales pesados (MP), los cuales promueven impactos negativos en la salud humana y en los ecosistemas. La transferencia, la bioacumulación y la biomagnificación de MP ocurren cuando ingresan del medio abiótico al biótico. En Huautla, Morelos, México, la actividad minera generó 780 mil toneladas de residuos con abundantes MP biodisponibles que fueron depositados a la intemperie sin ningún tratamiento y a escasos 500 m del poblado. En este estudio se evaluó la bioacumulación y biomagnificación de Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn en dos modelos de cadenas tri-tróficas [Modelo trófico 1: *Phaseolus vulgaris* (planta n= 30)- *Sphenarium purpurascens* (herbívoro n= 90)- *Neoscona oaxacensis* (depredador n= 15); Modelo trófico 2: *Medicago sativa* (planta n= 50)- *S. purpurascens* (herbívoro n= 90)- *Peucetia viridans* (depredador n= 15)] bajo condiciones de laboratorio. En el modelo trófico 1 el Cd, Cu y Fe fueron biomagnificados a través de la cadena trófica (planta-chapulín-araña). En contraste, el Pb sólo se transfirió de la planta al chapulín. Los machos de *S. purpurascens* bioacumulaban significativamente más Cu, Fe y Pb en comparación con las hembras, el Zn tuvo un patrón inverso. En contraste, los machos de *N. oaxacensis* tuvieron una bioacumulación significativamente menor de Fe y Zn. En el modelo trófico 2 sólo se transfirieron los metales esenciales de la planta al herbívoro pero no se biomagnificaron. El Cd se presentó bajo los límites de detección en el herbívoro; no obstante fue transferido al depredador *P. viridans*. Los machos de *S. purpurascens* bioacumulaban significativamente menos Cu y Zn en contraste con las hembras. Los machos de *P. viridans* bioacumulaban significativamente menos Cu en contraste con las hembras. Se registró un efecto negativo de los MP sobre la adecuación de *P. viridans*, por un menor número de descendencia que el observado en las arañas control. En ambos modelos de cadenas tróficas, los chapulines y las arañas tuvieron mecanismos de

desintoxicación a través de sus heces. El exoesqueleto fue un órgano blanco en los chapulines y un buen sistema de desintoxicación de MP a través de la ecdisis.

En conclusión, el primer modelo de estudio mostró ser eficiente para evaluar el proceso de biomagnificación de MP, por lo que, se sugiere como un sistema para documentar la transferencia de diferentes xenobióticos. El segundo modelo de estudio permitió documentar los efectos negativos que pueden tener los animales ante la contaminación por MP. Los estudios sobre la transferencia y biomagnificación de MP a través de cadenas tróficas son importantes porque son los procesos por los cuales se pueden evaluar los efectos ecológicos.

1. INTRODUCCIÓN

La industria minera es una de las principales actividades en México, esto se debe a que se ubica en una región volcánica rica en metales (Volke *et al.*, 2005; Covarrubias y Peña, 2017) y a la relación estrecha entre la actividad y el progreso económico del país. La minería metálica contribuye con el 8.2 % del producto interno bruto (PIB) industrial y el 2.4 % del PIB nacional; además, México se ha posicionado como principal productor de plata (Ag) a nivel mundial durante 12 años consecutivos (Secretaría de Economía, 2020). A pesar de todos los beneficios que esta actividad ha producido a través de los años, el uso extensivo de los recursos, su uso inadecuado y en conjunto que en México la normatividad de cierre de minas se legislo hasta el año 2004, se ha propiciado por décadas residuos posteriori denominados “jales”, los cuales se caracterizan por contener elementos potencialmente tóxicos (EPT's) como los metales pesados (MP), lo que resulta alarmante es que se ha documentado que en el territorio nacional podrían existir millones de toneladas de jales dispersos los cuales frecuentemente no reciben ningún tipo de tratamiento (Puga *et al.*, 2006; Covarrubias y Peña, 2017). Por esta razón, la actividad minera ha provocado impactos ambientales tan graves que puede afectar la salud humana y la de los ecosistemas, incluyendo la contaminación del agua, el suelo y el aire en cada una de sus etapas de procesamiento (Siebe, 1994; Carrere, 2004; Volke *et al.*, 2005; Puga *et al.*, 2006).

En Morelos la minería metalúrgica se restringe a la localidad de Huautla en Tlaquiltenango; lugar donde se extrajo Pb, Ag y Zn (Cantú, 2016) y se establecieron en la zona tres jales a escasos 500 m del poblado, los cuales están constituidos por 780 mil toneladas de residuos dispuestos a la intemperie y sin ningún tipo de tratamiento. Los jales contienen MP adheridos a partículas de ≤ 50 micras, las cuales al ser erosionadas eólicamente y lixiviadas dispersan los contaminantes y promueven la biodisponibilidad de los MP en la flora y fauna adyacente, lo que aumenta su peligrosidad (Volke *et al.*, 2004; Puga *et al.*, 2006). A la fecha se ha documentado que los MP de los jales de Huautla se encuentran en sus fracciones biodisponibles, que en conjunto con el establecimiento natural de especies vegetales con la capacidad de bioacumular MP en sus partes aéreas (Santoyo, 2016; Muro-González *et al.*, 2020;

Santoyo *et al.*, 2020), posibilitan la entrada de estos elementos a las cadenas alimenticias (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007). Ante la presencia de MP biodisponibles en el ambiente, los organismos pueden presentar diferentes mecanismos de desintoxicación para sobrevivir, los cuales podrían estar relacionados con el nivel trófico al que pertenecen (Xu *et al.*, 2006; Xiao-Qiong *et al.*, 2011; Stanek *et al.*, 2017). En general, los estudios se han enfocado en caracterizar los niveles de bioacumulación de MP en algún órgano particular del individuo o en dos niveles alimenticios, bajo la premisa de que los MP bioacumulados proceden del nivel trófico inferior. Este tipo de estudios permiten evaluar la movilidad de MP a nivel individual o la transferencia de éstos, pero sólo en dos niveles tróficos, por lo que son escasos los estudios que evalúan la transferencia de MP a través de cadenas alimenticias terrestres, a pesar de que éstas sobreviven sobre los sitios contaminados o incluso en la periferia.

2. ANTECEDENTES

2.1 MINERÍA

La extracción minera en México se ha practicado históricamente tras la conquista de los españoles, donde esta actividad se llevaba a cabo a una escala menor (Volke *et al.*, 2005), no obstante la ubicación geográfica del país en la región rica en metales le ha permitido posicionarse entre los primeros 10 países productores de 16 diferentes minerales como: Ag, bismuto (Bi), fluorita (CaF_2), celestita (SrSO_4), wollastonita ($\text{CaSiO}_3\text{-Ca}_3[\text{Si}_3\text{O}_9]$), cadmio (Cd), molibdeno (Mo), Pb, Zn, diatomita (SiO_2), sal (NaCl), barita (BaSO_4), grafito (C), yeso ($\text{CaSO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$), oro (Au), y cobre (Cu), por lo que la nación para el año 2018 se posicionó en el segundo lugar en presupuesto de exploración minera más alto de América Latina y el quinto lugar a nivel mundial (Secretaría Económica, 2020). Particularmente, los recursos extraídos usualmente por la minerometalúrgica son metales como Cu, Zn, Ag y Pb (Volke y Velasco, 2002). En México la producción minero metalúrgica para el 2020 representó el 8.2 % del PIB industrial y el 2.4 % del PIB nacional, posicionando a la nación en el primer lugar en la producción de Ag, el quinto en Mo, Pb y Zn, el sexto en Cd, el séptimo en Cu, el octavo en Au y el noveno en Mg (Secretaría Económica, 2020). Destacando que esta actividad ha generado 381 mil 456 empleos directos y más de 2.3 millones de empleos indirectos, además de brindar materia y energía, por lo que ha favorecido el progreso del país (Secretaría Económica, 2020).

A pesar de lo anterior y debido a que esta actividad se lleva a cabo mediante la detección y explotación de minerales metálicos [P. ej., oro (Au) y Cu] o no metálicos (P. ej., carbón y grava), ha propiciado sitios de residuos en todo el país. Se estima que la industria minera genera el 65 % de los residuos a nivel nacional, además, en cada una de sus etapas de procesamiento promueve impactos ambientales tan graves que se ha sugerido un monitoreo en cada una de sus etapas de procesamiento (Mejía *et al.*, 1999; Carrere, 2004).

Los jales, colas, relaves o tailings están conformados por partículas de granulometría fina (≤ 50 micras) y generalmente están depositados en las cercanías de donde se llevó a cabo la explotación minera. Por lo regular, los jales no reciben ningún tipo de tratamiento y contienen EPT's como los MP que por sus características aumenta su peligrosidad para la flora

y fauna adyacente. La toxicidad de los MP está determinada en parte por las características físicoquímicas del ambiente y por la susceptibilidad de los organismos (Volke *et al.*, 2004; Puga *et al.*, 2006).

2.2 IMPACTOS DE LA MINERÍA

Los procesos de extracción de minerales inapropiados han provocado graves problemáticas de contaminación a nivel mundial (Karaca *et al.*, 2018), esto se debe a que desde la explotación inicial y posteriormente al cierre de mina puede afectar el aire, los suelos, los cuerpos del agua superficiales, subterráneas, la flora y fauna silvestre. Un ejemplo de cómo una mina puede afectar incluso después del cierre, son las minas de Pb que se utilizaron durante el imperio Romano, las cuales producen drenaje ácido en la actualidad, después de más de 2000 años de su cierre (Stoleson *et al.*, 2005; Covarrubias, 2017; Karaca *et al.*, 2018).

Por su parte, Stoleson *et al.* (2005) mencionan que las afectaciones de la minería van a depender del tamaño de la mina, proximidad a áreas sensibles, materiales extraídos, su composición, la naturaleza de los residuos y de la duración de las operaciones. Por lo anterior, los impactos generados pueden variar de una mina a otra, por ejemplo, la contaminación y extracción de los acuíferos subterráneos, la erosión, drenaje ácido, la contaminación del aire por el polvo de los jales o emisiones químicas, y la destrucción de ecosistemas.

Particularmente, en México la amalgamación de mercurio (Hg) es la muestra histórica de contaminación, ya que se utilizó por casi cuatro siglos para la obtención de Ag y Au, la cual ha tenido graves consecuencias para la salud de la humanidad y del ambiente, por lo que fue sustituido por la cianuración, sin embargo, este último también ha tenido implicaciones en la salud (Stoleson *et al.*, 2005). Es importante mencionar que no es posible obtener por completo ningún mineral o metal con ninguna técnica de extracción, por lo que estos elementos se encuentran en los residuos mineros ubicados en todo el país (Volke *et al.*, 2005).

2.4 MINERO-METALÚRGICA EN MORELOS

Especialmente en el estado de Morelos, México la minería metálica se limita a la localidad de Huautla ubicado en el municipio de Tlaquiltenango, donde se llevó a cabo esta actividad desde el siglo XVIII, contando con seis minas para la extracción de Pb, Ag y Zn, las cuales cesaron actividades en 1988 antes del decreto oficial de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH) en 1999. Sin embargo, durante estas décadas de actividad minera se depositaron tres jales constituidos por 780 mil toneladas de residuos dispuestos a la intemperie y no cuentan con ningún tipo de tratamiento (Volke *et al.*, 2004), lo que resulta preocupante ya que esta área se ha documentado como un reservorio de biodiversidad, debido a que alberga un mayor número de especies endémicas que en otras zonas de vegetación por su ubicación en el eje Volcánico Trans-Mexicano, su topografía y sus condiciones climáticas (CONANP, 2005). Destacando que estos residuos permanecen al borde del Arroyo Chico (arroyo de temporal), el cual se une con los arroyos de Juchitlán, Salitre y Atlipa, que forman el Arroyo Grande que desemboca en el río Amacuzac (Volke *et al.*, 2004).

En promedio los jales están establecidos a escasos 500 m del pueblo de Huautla y contienen MP adheridos a partículas de ≤ 50 micras que pueden ser erosionadas eólicamente y lixiviadas, aumentando su dispersión y facilitando la biodisponibilidad de los MP (Volke *et al.*, 2004; Puga *et al.*, 2006). Un efecto alarmante, ya que los MP son considerados tóxicos para los organismos, debido a que no pueden ser asimilado metabólicamente y pueden provocar alteraciones en todos los niveles de organización biológica (Puga *et al.*, 2006; Navarro-Aviñó *et al.*, 2007; Mussali-Galante *et al.*, 2013). Sin embargo, el impacto ambiental que puede generar los jales está dado por su capacidad de generar drenaje ácido, su estado de oxidación, su contenido de materia orgánica, su humedad y su conductividad eléctrica, que promueven la biodisponibilidad de los MP (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007; Karaca *et al.*, 2018).

La contaminación por estos elementos a menudo es el principal problema en las antiguas áreas mineras (Karaca *et al.*, 2018), como es en el caso de Huautla donde se ha documentado que contienen MP y metaloides como As, Cd, Pb y Hg, los cuales son reconocidos como los elementos más tóxicos en la naturaleza, debido a que no tienen ninguna

función biológica (Gutiérrez-Ruiz, 2007). Los jales se caracterizan por presentar poca conductividad eléctrica, un pH neutro, una alta humedad (12%) y de contener MP biodisponibles como $Cu < Pb < Mn < Zn < Cd < Fe$, donde el Cu es el que se encuentra mayormente biodisponible,. Además, estos MP superan los niveles máximos permisibles por las normas internacionales (Solís, 2015; 2016). Se ha documentado que una vez que los jales fueron abandonados, la vegetación que se estableció de manera natural (Martínez-Becerril, 2009) bioacumulando MP en sus raíces y translocándolos a sus partes aéreas (Santoyo, 2016; Santoyo *et al.*, 2020; Muro-González *et al.*, 2020), lo que facilitó la entrada de estos elementos a las cadenas alimenticias, lo que también puede causar problemas de salud ambiental y humana (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007; Karaca *et al.*, 2018).

Es importante destacar que a pesar de que esta zona minera se encuentra abandonada y ubicada dentro de la REBIOSH, esta puede nuevamente iniciar actividades, por lo que es importante conocer las implicaciones que tienen los jales en esta zona (Stoleson *et al.*, 2005).

2.4.1 EFECTOS DE LOS JALES DE HUAUTLA EN LA FLORA Y FAUNA ADYACENTE

En Huautla se han realizado investigaciones para evaluar los efectos que tienen los jales y sus MP en la biota y fauna adyacente, incluso sobre los posibles daños que genera la exposición de estos elementos sobre la salud de la población de Huautla. Estos estudios son de suma importancia ya que demuestran el impacto que puede tener un cierre inadecuado de mina, con relación a la salud humana y del ecosistema.

Flora. Martínez-Becerril (2009) evaluó el efecto de los MP sobre la comunidad vegetal de la microcuenca de Huautla, demostrando que la comunidad vegetal asociada a los jales presentaban una menor riqueza, diversidad, cobertura, altura y diámetro basal con respecto al sitio control, con excepción de la cobertura en el extracto herbáceo.

Por su parte, Santoyo (2016) examinó las concentraciones de MP en la planta *Acacia farnesiana* reportando que bioacumula Cu, Zn y Pb, destacando que el Cu presentó un enriquecimiento tres veces mayor en la planta con relación a lo concentrado en el suelo, al mismo tiempo evaluó el daño genético generado por exposición a metales, los cuales influyeron

significativamente en la reducción de 11 caracteres morfológicos foliares con respecto a los testigos. El autor concluye que los individuos establecidos en el jale registran un mayor daño genético con respecto a los individuos de los sitios control, y que *A. farnesiana* puede ser considerada como un biomonitor ambiental, debido a su susceptibilidad al daño genético.

Por otro lado, Muro-González *et al.* (2020) evaluaron el potencial de *Prosopis laevigata* para fitoremediar jales mediante el uso de biomarcadores de exposición (bioacumulación y translocación de metales) y efecto (morfológicos, fisiológicos y genotóxico). Las concentraciones de metales en las raíces y hojas *P. laevigata* registraron el mismo patrón de concentración (Fe>Pb>Zn>Cu), siendo las raíces las que bioacumulan significativamente mayor cantidad de metales. Los individuos control presentaron mayor concentración de metales esenciales (Fe, Zn y Cu), en contraste, los individuos expuestos registraron un aumento de Pb y una disminución de Fe, Zn y Cu en sus raíces. En contraste, en hojas el Pb y Fe se mantuvieron constantes mientras que el Zn y Cu aumentaron a través del tiempo. Las plantas en sustrato jale redujeron significativamente sus caracteres morfológicos y fisiológicos. El Zn afecta la altura de la planta en 10.7% y el Pb afecta el número de hojas en un 8.1%, además, el Pb fue el único que afectó significativamente los niveles de daño genético, lo que implica el 19% de este daño. El factor de translocación fue mayor a uno en Cu: 92.9%> Fe: 85.7%> Pb: 75 %> Zn: 64.3%, por lo que, los autores concluyeron que esta especie es candidata para utilizarse como fitorremediadora en ambientes contaminados con metales, debido a su establecimiento en los jales abandonados, su capacidad para bioacumular MP que no afecta su desarrollo así como sus altos niveles de translocación de MP.

Asimismo, Santoyo *et al.* (2020) estudiaron a *Vachellia campechiana* y encontraron una reducción del 94% de los caracteres morfológicos en plantas establecidas en sustrato expuesto a metales. Además, hallaron el siguiente patrón de bioacumulación: Pb>Fe>Cr>Cu>Zn en hojas y raíces, las cuales fueron aumentado a través del tiempo. Los metales esenciales (Cu, Fe y Zn) sólo se registraron en las semillas de la planta. El factor de bioconcentración (Pb, Cu y Fe) fue mayor a uno en raíces y hojas, y el factor de translocación fue mayor a uno mostrando el siguiente patrón: Cr>Cu=Pb. Por lo anterior, se propone a *V. campechiana* como candidato para fitorremediar sitios contaminados por Pb, Cr y Cu.

Castañeda-Espinoza *et al.* (2022) proponen a *Dodonaea viscosa* como candidata para fitorremediar suelos contaminados con MP en minas abandonadas. Los autores documentan un incremento significativo en la concentración de metales (Fe, Cd, Cr, Pb, Cu y Zn) en hojas y raíces de individuos creciendo en sustrato con metales (jales) en relación con los individuos establecidos en sustrato control. Se documenta una relación positiva y significativa entre el tiempo de exposición y la concentración de metales en hojas y raíces. Asimismo, se registró una relación positiva y significativa entre la concentración de metales y los niveles de daño genético. *D. viscosa* es una eficiente acumuladora de Cu, Cd, Fe, Pb y Zn en raíces y hojas. El factor de translocación mostró el siguiente patrón $Zu > Cu > Cd$. Los autores concluyen que *D. viscosa* tiene el potencial para fitoextraer (Zn, Cu y Cd) y fitoestabilizar (Cu, Cd, Fe, Zn y Pb) suelos contaminados con metales.

Fauna. En cuanto a los artrópodos asociados a los jales Hernández-Gómez (2015), evaluó un gradiente de contaminación por MP sobre la estructura de la comunidad de microartrópodos, en el que detectó la presencia de Pb, Cu y Zn reflejando una relación negativa y significativa entre la cercanía al jale sobre la diversidad de microartrópodos, además de demostrar que los MP afectan los parámetros de la estructura de la comunidad en términos de riqueza, abundancia y diversidad de especies.

Asimismo, González-Brito (2015) evaluó el efecto de un gradiente de contaminación de los jales de Huautla sobre las comunidades de artrópodos, donde documentó una relación negativa y significativa entre las cercanías al jale sobre la diversidad de artrópodos, además, la abundancia relativa de los artrópodos se ve afectada de manera positiva y significativa en los sitios más cercanos al jale, donde el gradiente de distancia presentó concentraciones de Cu, Pb, Zn y As, los cuales fueron disminuyendo conforme aumenta la distancia al jale con excepción del Zn.

Daño genotóxico en la fauna. Tovar-Sánchez *et al.* (2012) evaluaron el daño genotóxico en los roedores dominantes asociados a la comunidad vegetal de los jales de Huautla, *Peromyscus melanophrys* y *Baiomys musculus*, obteniendo como resultado que los

individuos expuestos a MP presentaron los mayores niveles de daño genético siendo mayores en el roedor *B. musculus* con respecto a los individuos del sitio control. Particularmente, las hembras presentaron mayores niveles de daño genético, además, los individuos expuestos presentaron las mayores concentraciones de Zn, níquel (Ni), Fe y Mg. Además, se detectó un efecto significativo del órgano (hígado y hueso) y del sitio en todas las concentraciones de MP. Por último, los autores proponen a *B. musculus* como una especie candidata para evaluar la calidad ambiental de sitios impactados por MP, y la recomienda como una especie centinela.

Mussali-Galante *et al.* (2013) evaluaron el efecto de la exposición crónica a MP sobre la estructura y diversidad genética del roedor *Peromyscus melanophrys*. Los autores documentan la presencia de Al, Pb, Cu, As y Cd en los riñones *P. melanophrys*. Se registró un efecto significativo del sitio sobre la densidad de individuos (control 2= control 1 > jale 2= jale 1 > jale 3), demostrando que los roedores del jale 3 (sitio con mayor concentración de metales) son los que presentan una menor densidad. Además, la población del jale 3 registró el menor número de migrantes. Por último, se registró una relación negativa y significativa entre la diversidad genética y las concentraciones de cada metal. Los autores concluyen que los cambios microevolutivos (pérdida de la diversidad genética) en las poblaciones expuestas a MP son señales de advertencia temprana para tomar acciones de intervención y evitar un mayor deterioro en el reservorio genético de la poblaciones.

Esteves (2018) analizó el daño genético de la especie centinela *Peromyscus melanophrys* por exposición crónica a MP a nivel poblacional por medio de microsatélites (mutaciones puntuales), y empleando los resultados de daño genético (evaluado por el rompimiento de cadena sencilla a nivel individual) de Tovar-Sánchez *et al.* (2012) reporta una correlación positiva y significativa entre ambos biomarcadores. Además, la autora reporta una relación positiva y significativa entre la concentración de metales y los niveles de daño genético, donde Zn contribuye en un 85% al daño registrado mientras que el Ni y Cu contribuyen en un 77%. Por otro lado, se documentó la inestabilidad en el desarrollo del cráneo (mayores fluctuaciones asimétricas del cráneo) en individuos de *P. melanophrys* expuestos a MP en comparación con los individuos testigo.

De la Cruz *et al.* (2018) realizaron un estudio con un enfoque multibiomarcador en el roedor *Liomys irroratus* para analizar los niveles de bioacumulación de MP (biomarcador de exposición), los niveles de daño genético (biomarcador de efecto temprano), y la estructura y diversidad genética de la población (biomarcador de efecto permanente). Las concentraciones de Al, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn fueron estadísticamente más altas en el hígado de los individuos expuestos. Los roedores asociados al sustrato jale documentaron niveles de daños genético significativamente mayores en comparación con los del sitio control. Al, Pb y Ni tuvieron la mayor contribución en los niveles de daño genético observados, mientras que Al y Ni tuvieron la mayor contribución sobre los niveles de diversidad genética. Se detectó una relación positiva y significativa entre la diversidad genética individual (relación interna) y el daño genético (rompimiento de cadena sencilla). La estructura genética de las poblaciones de *L. irroratus* reveló que la principal fuente de variación genética estaba ubicada dentro de las poblaciones.

Estudios en la Población de Huautla. Reyna-Rosas (2009) evaluó las concentraciones de As en el agua de bebida y sangre periférica de los pobladores de Huautla, así como los cambios nucleares en el epitelio bucal de individuos expuestos. El autor reporta que los cambios nucleares evaluados (picnosis, células binucleares) en la población expuesta mostraron alteraciones citotóxicas, muerte celular y alteraciones en el citoesqueleto, concluyendo que debido a que los micronúcleos son utilizados como biomarcadores de daño temprano, se reporta que los individuos expuestos presentan un mayor riesgo hacia su salud.

Tovar-Sánchez *et al.* (2016) reportaron que el agua de bebida de la mina Pájaro Verde de Huautla, se encuentra contaminada por As y desgraciadamente sus concentraciones rebasaban los límites máximos permisibles (LMP) establecida por la norma mexicana NOM-127-SSAI-1994 y las normas internacionales. Los autores reportan As en muestras de sangre periférica de los pobladores, superando los límites sugeridos. Además, se documenta que el As está induciendo daño genético (rompimiento de cadena sencilla) y aberraciones cromosómicas en linfocitos de sangre periférica de los individuos expuestos. Lo anterior es una señal de alarma ya que la exposición a As puede tener implicaciones en la salud de la población.

Biomagnificación de MP en Huautla. Rebollo-Salinas (2019) evaluó la biomagnificación de MP en una cadena trófica, donde registro que el *Zea mays* sembrados en los jardines de las casas circundantes del jale presentó un enriquecimiento de Pb y Cu en su tejido foliar con respecto al suelo, sin embargo no presentaron un enriquecimiento para Fe y Zn pero si una bioacumulación, con respecto a su herbívoro asociado el chapulín *S. purpurascens* bioacumulo todos los metales concentrados en la planta, donde su acumulación no defirió entre géneros con excepción de Zn que fue mayormente acumulado en machos, posteriormente se registró que la biomasa de las hembras y machos disminuía conforme el tratamiento avanzaba, sin embargo su ingesta aumentaba, en contraste los testigo no presentaron dicha relación, además, se detectó que el chapulín presento estrategias de eliminación de MP los cuales fueron eliminados diferencialmente por medio de las excretas y el exoesqueleto, no obstante se demostró que el depredador *N. oaxacensis* registró un proceso de biomagnificación de todo los metales evaluados lo que puede tener implicaciones graves, ya que los metales están ingresando a la cadena alimenticia, se están traspasando y magnificando, lo que puede afectar tanto la salud del ecosistema como la de la población de Huautla.

2.5 ¿CÓMO INGRESAN LOS METALES PESADOS? BIOACUMULACIÓN EN EL PRIMER ESLABÓN TRÓFICO: PRODUCTORES PRIMARIOS

Los metales se encuentran de manera natural en la corteza terrestre, se le considera MP a aquellos elementos químicos pertenecientes a la tabla periódica con un número atómico superior a 20, excluyendo a los metales alcalinos y alcalinos térreos o aquellos metales que tienen una densidad $\geq 5 \text{ g/cm}^3$ en su forma elemental, pero en esta definición entran metales esenciales para las plantas y animales (plantas: Fe, Cu, Mn y Zn; animales: Co, Cr, Zn y Ni), pero el término MP es impreciso, ya que algunos elementos se consideran así por sus características tóxicas para la célula, incluso si son elementos esenciales para ésta, ya que en excesos resultan tóxicos. Es importante destacar que no importan los niveles de concentración en que se encuentren estos elementos en el medio, lo que va a determinar su acumulación es

su biodisponibilidad (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007; Miranda *et al.*, 2011; Ramos-Gómez *et al.*, 2012).

Además, se ha reportado que cuando los MP se encuentran en su forma biodisponible en el ambiente pueden tener efectos tóxicos en todos los niveles de organización biológica (Mussali-Galante *et al.*, 2013).

Particularmente, las raíces de las plantas son las que tienen el primer contacto con los MP biodisponibles, por lo que son la principal entrada hacia su interior. Una vez que las raíces están en contacto con los MP, éstos pueden entrar y movilizarse por medio de difusión simple (intercambio catiónico), siendo las raíz las que contiene cargas negativas en sus células por la presencia de grupos carboxilo del ácido péptico, por esta razón pueden atraer las cargas positivas de los MP presentes en el medio hacia el interior celular de la planta, mediante su pared celular que conjuntamente es hidrofílica, lo que facilita el transporte iónico. Posteriormente, los MP son transportados por la vía apoplástica o la vía simplástica (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007) donde pueden ser trasladados a la parte aérea de la planta o ser restringidos en sus raíces, lo anterior se debe a que ingresan al interior celular mediante los mecanismos de captación de los iones metálicos fisiológicamente esenciales (Prieto *et al.*, 2009).

Si las concentraciones de la acumulación de los MP son mayores a las del medio, está ocurriendo una bioacumulación (Prieto-García *et al.*, 2007). La toxicidad de los metales puede aumentar cuando los organismos carece de mecanismos de desintoxicación, lo que puede agravarse por la transferencia de MP a través de las distintas cadenas alimenticias (productor primario -consumidor primario - consumidor secundario), ya que se genera un aumento paulatino en las concentraciones de cada nivel trófico, por lo que puede ocurrir una biomagnificación de MP, donde los niveles tróficos superiores son los que van a concentrar mayoritariamente estos elementos (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007).

2.6 METALES PESADOS A TRAVÉS DE NIVELES TRÓFICOS SUPERIORES: HERBÍVOROS Y DEPREDADORES

Diversos estudios han documentado que la bioacumulación de MP varía entre órganos blanco, especies y estadios de desarrollo de organismos consumidores. Por ejemplo, Hunter *et al.* (1987) utilizaron a *Chorthippus brunneus* (Orthoptera) para evaluar las diferencias de la acumulación entre estadios ninfales, resultando que los estadios de ninfa presentaban una mayor acumulación de Cu que los individuos adultos, reportando que este metal se puede estar excluyendo por medio de la muda final (exuvia). Por su parte, Xu *et al.* (2006) analizaron al cocodrilo chino (*Alligator sinensis*) y documentaron que la acumulación de MP esta diferenciada entre órganos, siendo mayores en hígado y riñón. Heinz-Rüdiger *et al.* (1995) argumentan que los diplópodos de sitios contaminados con alto contenido de Zn mantenían sus concentraciones similares entre su cuerpo y heces. Stanek *et al.* (2017) encontraron que el cangrejo de río presenta diferencias significativas en las concentraciones de MP entre su músculo abdominal y su exoesqueleto, siendo mayores en su exoesqueleto. Por otro lado, Wilczek *et al.* (2004) evaluaron la carga de metales en dos especies de arañas *Agelena labyrinthica* (Agelenidae) y *Pardosa lugubris* (Lycosidae) en un gradiente de contaminación de MP, las arañas examinadas tenían cargas de dos a cinco veces más de Zn, Cd y Cu que otras especies de artrópodos que habitan el mismo suelo.

Lo anterior, refleja que los estudios están basados en la bioacumulación de MP y que las investigaciones con un enfoque de biomagnificación de MP a través de cadenas alimenticias terrestres son poco frecuentes. Recientemente, Rebollo-Salinas (2019) realizó el primer estudio de biomagnificación de MP en el poblado de Huautla, Morelos, México demostrando que este proceso está ocurriendo, donde documentó la transferencia de MP a través de una cadena trófica. El autor destaca que el sistema de estudio (*S. purpurascens*) es un buen modelo para evaluaciones ecotoxicológicas en condiciones de laboratorio, sin embargo, destaca varias preguntas que deben estudiarse.

3. JUSTIFICACIÓN

En general, los estudios realizados en sitios contaminados por actividad minera con presencia de EPT's como MP, están enfocados en evaluar la bioacumulación de MP en algún órgano blanco en particular de un individuo o en la bioacumulación en dos niveles tróficos (relaciones planta-herbívoro o depredador-presa), por lo que los estudios enfocados en evaluar la transferencia de al menos tres taxas y la posible biomagnificación de MP a través de cadenas tróficas resultan escasos a nivel mundial. Basado en lo anterior, el presente estudio tiene como objetivo: evaluar la bioacumulación y biomagnificación de metales pesados en dos cadenas tri-tróficas en condiciones controladas, ya que estas condiciones van a permitir tener la veracidad de que los MP transferidos y posiblemente magnificados provienen de una sola fuente de contaminación, además, este tipo de estudios podrían estar reflejando la movilidad e implicaciones en la salud que los MP pueden causar nivel del individuo, población, comunidad y ecosistema. Además, si existe un proceso de biomagnificación de MP se encuentra en riesgo la seguridad alimentaria de la población adyacente a la zona minera.

4. HIPÓTESIS

Si los metales pesados (MP) se encuentran biodisponibles, se espera que éstos sean translocados a los tejidos foliares de los productores primarios y subsecuentemente estos MP pasen al consumidor primario *Sphenarium purpurascens*, que al ser consumido por el tercer nivel trófico (consumidor secundario) los MP logren ser transferidos a los depredadores, registrándose un proceso de biomagnificación de MP a través de las cadenas tri-tróficas.

5. OBJETIVOS

5.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la bioacumulación y biomagnificación de metales pesados en dos cadenas tri-tróficas.

5.2 OBJETIVOS PARTICULARES

- I. Caracterizar la bioacumulación de metales pesados en material foliar de *Phaseolus vulgaris* y *Medicago sativa* creciendo en sustrato jale de Huautla bajo condiciones de invernadero.
- II. Analizar la bioacumulación de metales pesados en el cuerpo de *Sphenarium purpurascens* (Herbívoro) alimentadas con *P. vulgaris* y *M. sativa*.
- III. Determinar la bioacumulación de metales pesados en cuerpo de *Neoscona oaxacensis* y *Pencetia viridans* (Depredadores) alimentadas con individuos de *S. purpurascens*.
- IV. Evaluar el efecto de la bioacumulación de metales pesados sobre la adecuación de *P. viridans*.
- V. Determinar si existe un proceso de biomagnificación de metales pesados a través de cada modelo de cadena tri-trófica (Productor primario - Consumidos primario - Consumidor secundario).

6. ÁREA DE ESTUDIO

Este trabajo se llevó a cabo en la zona minera de la Sierra de Huautla, municipio de Tlaquiltenango, Morelos, México ubicado en la vertiente sur de la Sierra Volcánica Transversal y forma parte del río Balsas, geográficamente se encuentra entre los paralelos 18°20' y 18°40' de latitud norte y los meridianos 98°55' y 99°14' de longitud oeste, a una altitud entre 800 y 1,900 m (Figura 3). Además, demuestra una temperatura media entre los 22 ° a 24 °C con un clima cálido subhúmedo y dos estaciones marcadas una de lluvias y una de secas (INEGI, 2009), así mismo, cuenta con una población de 852 habitantes (INEGI, 2010).

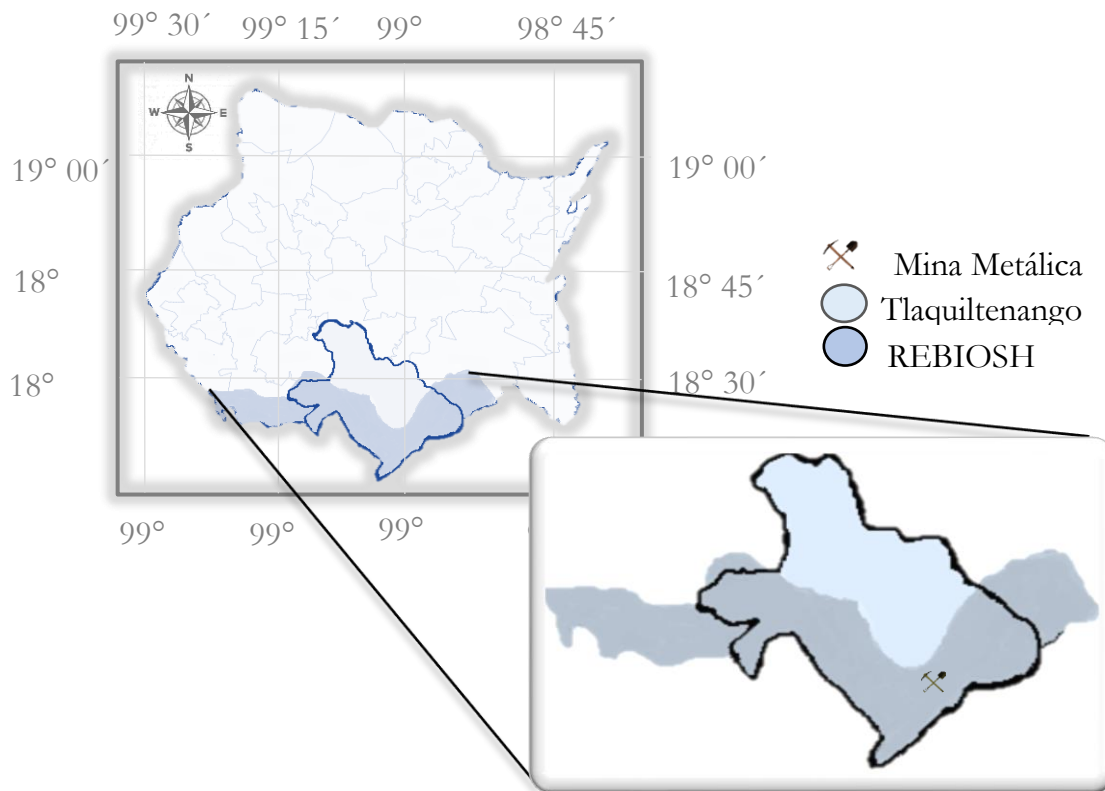


Figura 1. Mapa de la zona minera del municipio de Tlaquiltenango, ubicado dentro de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH).

7. MODELO DE ESTUDIO

7.1. *PHASEOLUS VULGARIS* L.

El frijol es una enredadera que ha sido domesticada para el uso de cultivo comercial, pertenece a la familia Fabaceae, su centro de origen radica en México y presenta más de 70 variedades comerciales. Es un cultivo clave en la dieta del país ya que el consumo per cápita es de 9.9 kg, además, México a nivel mundial es el quinto productor (Secretaría de agricultura, 2017; Agencia de Servicios a la Comercialización y Desarrollo de Mercados Agropecuarios, 2018; Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, 2018).

Producción del cultivo en México. Chiapas, Colima, Durango, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Querétaro, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Tabasco, Tamaulipas, Yucatán, y Veracruz (Secretaría de agricultura, 2017).

Morfología. Hierba de vida corta, enredada en forma de espiral en algún soporte o erecta en forma de arbusto, con algunos pelos, alcanza una altura de 50 a 70 cm, con una raíz principal pivotante y muchas ramificaciones, sus tallos son delgados y débiles, cuadrangulares algunas veces esta rayado de púrpura, el fruto es una vaina suavemente curvada que se abre naturalmente cuando está madura, su vaina puede medir de 10 a 12 cm y es de color verde, morada o casi negra, en su interior se encuentran las semillas que pueden ser oblongas, ovaladas o redondeadas (según la variedad) poco comprimidas y de color café, negro, moteadas y rojo (Secretaría de agricultura, 2017).

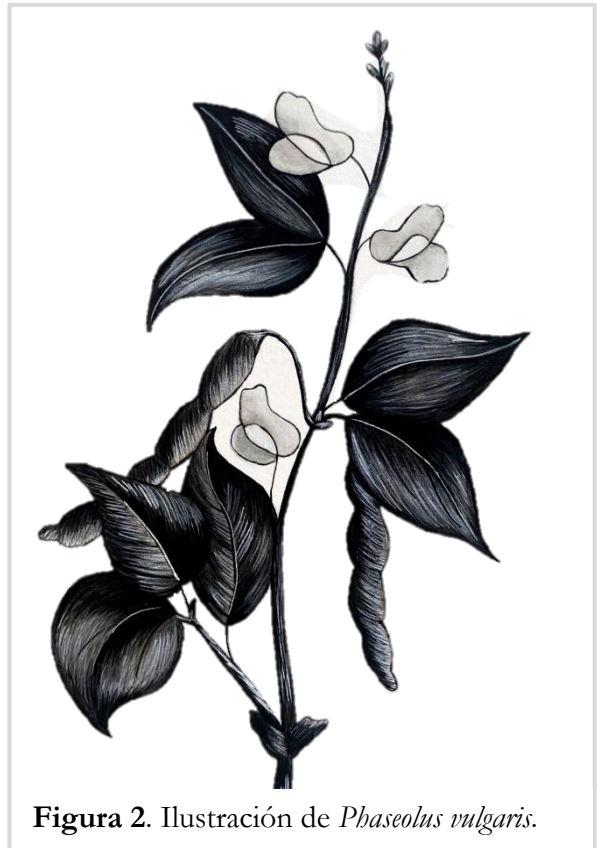


Figura 2. Ilustración de *Phaseolus vulgaris*.

Datos del cultivo. El pH para el cultivo es de 6.5 y 7.5, no obstante, puede estar en pH de 4.5 a 5.5, la temperatura óptima es de 10 a 27 °C, la semilla se entierra a una profundidad de 3 a 5 cm con una distancia entre plantas de 6 cm, el suelo debe estar húmedo para garantizar la germinación, además, es un cultivo sembrado entre los meses de junio y julio cuando las lluvias se regularizaron (Secretaría de agricultura, 2017).

7.2 *MEDICAGO SATIVA* L.

Es una especie de la familia Fabaceae utilizado como cultivo para el forrajeo, ocupa el segundo lugar en producción en México, es utilizado como fuente de alimento para ganado bovino y ovino, no obstante también sirve como fuente de proteína para el consumo humano (Arroyo, 2000).

Producción del cultivo en México. Centro de México y Norte de México.

Morfología. Es herbácea, de porte erecto y semirrecto, ramificada, alcanza hasta 1 m de altura, tiene una raíz pivotante, con distintos granos de ramificación, por su parte sus hojas son pinnadas trifoliadas, alternas y pecioladas. Los folíolos son de color verde, presenta inflorescencia axilares y



Figura 3. Ilustración de *Medicago sativa*.

simples, con flores pequeñas, con raíz campanada por cinco piezas casi iguales, el fruto es una vaina, de color café o negra, con semillas negras (Sistema Nacional Argentino de Vigilancia y Monitoreo de Plagas, 2018).

Datos del cultivo. Se establece en zonas de riego y puede sembrarse en cualquier época del año, es un cultivo resistente cuando existe humedad en el suelo (Arroyo, 2000).

7.3 *SPHENARIUM PURPURASCENS* CHARPENTIER

S. purpurascens mejor conocido como chapulín de la milpa es una especie perteneciente al orden Orthoptera (Pyrgomorphidae), el cual está dividido en dos subórdenes Caelifera donde se agrupan los organismos con antenas cortas y Ensifera que incluye a los organismos con antenas más largas que su cuerpo. La mayoría de las especies de este orden son tropicales, además de ser insectos saltadores por excelencia teniendo el tercer par de patas más largas, espinosas, robustas, con un fémur fuerte y una tibia fina y rígida (Chapman, 2013).

Hábitos alimenticios. El suborden Caelifera contiene especies polífagas, no obstante esta especie puede presentar canibalismo (Fontana *et al.*, 2006; Chapman, 2013).

Es una de las principales plagas en los cultivos de maíz, frijol y alfalfa causando pérdidas entre el 50 y el 60 % de estos cultivos (CESAVEG, 2007), no obstante esta especie también ha sido utilizado como fuente de consumo por la población debido a su alto contenido proteico, mientras 100 g de carne de res otorgan de 54-57 % de proteínas, 100 g de chapulines otorgan de 62-75 % de proteínas (Fontana *et al.*, 2006).

Distribución. Es una especie endémica de México y sumamente abundante en cultivos, su distribución es amplia en el centro sur y occidente del país, donde se encuentra en los siguientes estados: Oaxaca, Guerrero, Michoacán, Jalisco, Veracruz, Puebla, Tlaxcala, Chiapas, Guanajuato, Jalisco, Nayarit, Ciudad de México, Morelos, Querétaro, Colima, Hidalgo, y Tabasco (Senasica, 2011). Esta especie se ha utilizado como modelo de estudio en condiciones de laboratorio por su capacidad para sobrevivir (Castellanos-Vargas y Cano –Santana, 2009; Rebollo-Salinas, 2019).

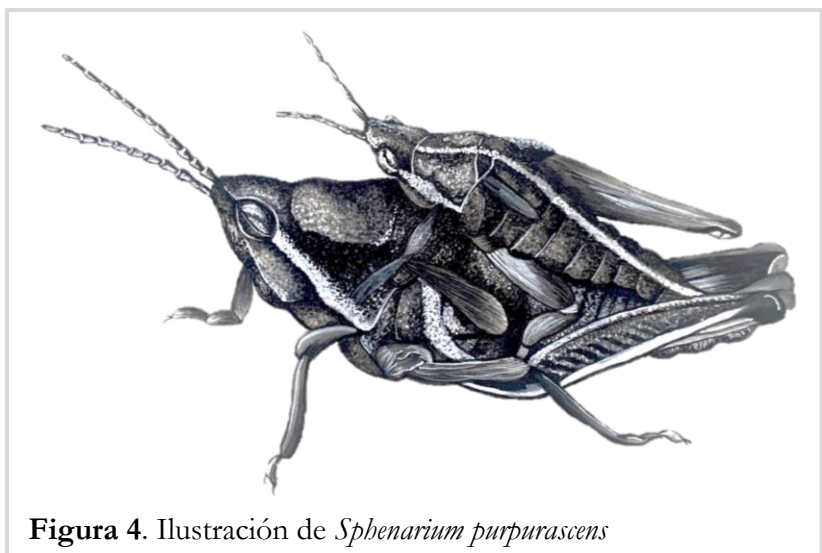


Figura 4. Ilustración de *Sphenarium purpurascens*

Morfología. Presenta una cabeza triangular, un fastigio cefálico simétricamente dividido por una línea media, con un cuerpo robusto y fusiforme, el pronoto es convexo y asemeja una silla de montar, además de tener una fina quilla longitudinal, con alas vestigiales con abundantes sensilas mecano y quimiorreceptoras ubicadas cerca de los tímpanos del primer segmento abdominal, en las hembras el aparato ovopositor está formado por cuatro valvas y se encuentra en el extremo distal del abdomen, aunado, presenta dimorfismo sexual donde las hembras suelen ser más grandes y corpulentas que los machos, con unos ojos pequeños en comparación con su cabeza y presenta coloraciones verdes, cafés y negros (Cueva Del Castillo *et al.*, 1999; Castellanos-Vargas y Cano-Santana, 2009).

Ciclo de vida. Univoltina y hemimetábola (huevo, ninfa y adulto), con cinco estadios de desarrollo donde las ninfas eclosionan en dos temporadas una temprana (mayo) y una tardía (julio), donde en el mes de agosto se encuentran más adultos, el final de su ciclo es en diciembre-enero. Sus estadios ninfales son identificados por el largo y ancho de su cabeza, por ultimo las hembras pueden llegar a poner hasta dos ootecas con 35 huevos a una profundidad de 1.5 y 3 cm (Cano-Santana, 1998; Castellanos-Vargas y Cano-Santana, 2009).

7. 4 NEOSCONA OAXACENSIS KEYSERLING

Pertenece al orden Araneae agrupada en la familia Araneidae mejor conocido como el grupo de arañas orbiculares, en esta especie el diámetro de su seda varía entre hembras (1.88-35.78 dm^2) y machos (65-25.51 dm^2) la cual la colocan a una altura de 34.6-184 cm (Levi y Levi, 1993; Martínez-Jasso, 2002), naturalmente las arañas son depredadoras generalistas, no obstante se le ha denotado cierta afinidad a consumir *S. purpurascens* (Castellanos-Vargas y Cano-Santana, 2009).

Distribución. Desde Estados Unidos de América, México, Centroamérica, hasta Perú, no obstante algunos ejemplares se han identificado en las islas Galápagos (World Spider Catalog, 2020).

Morfología. Presenta un patrón dorsal distintivo, con una banda media del opistosoma con bordes lobulados, las hembras tienen un epiginio curvado en forma de espátula cuyos escleritos aparecen fundidos, en contraste los pedipalpos tiene un conducto en forma de S, aunado, la segunda tibia de los machos están conformada por un campo de zetas cortas, donde la cantidad suele variar de acuerdo al tamaño (machos más grandes presentan más zetas), del mismo modo los machos presentan una apófisis terminal cóncava (Levi, 1993).

Ciclo de vida. Dentro de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel presenta un ciclo de junio a noviembre, donde en el mes

de septiembre comienzan a aparecer los primeros adultos en busca de hembras para copular, aunado, en este mes se presenta la mayor abundancia de la especie y a finales de octubre las hembras ovipositan. En condiciones de laboratorio pueden llegar a tener hasta 10 mudas (Martínez-Jasso, 2002).

7.5 *Peucetia viridans* Hentz

Pertenece al orden Araneae agrupada en la familia Oxyopidae es mejor conocida como la araña lince, por lo regular utiliza la fuerza de su cuerpo para cazar en lugar de su seda ya que es una araña activa, además de presentar asociaciones con diferentes especies de plantas (P. ej. *Cnidocolus aconitifolius*) (Arango y Rico-Gray, 2000; World Spider Catalog, 2020).

Hábitos alimenticios. Su caza es más activa en los meses de julio y septiembre debido a la mayor abundancia de presas visitantes de las flores pertenecientes a las plantas a las que se encuentra asociada, su dieta incluye varios ordenes de insectos, arañas e incluso puede llegar a



Figura 5. Ilustración de *Neoscona oaxacensis*.

alimentarse de individuos de hasta 2.5 veces más grande que su cuerpo, además, se le ha visto consumiendo al herbívoro *S. purpurascens*, sin dejar de lado que puede alimentarse de día y de noche (Arango y Rico-Gray, 2000; Castellanos-Vargas y Cano-Santana, 2009).

Distribución. Desde el Sur de Estados Unidos de América, América Central, el Caribe y Venezuela (World Spider Catalog, 2020).

Morfología. Las hembras de esta especie son grandes de 12 a 22 mm de longitud, con un promedio de 16 mm, por su parte los individuos machos son más delgados, ligeros y pequeños con un promedio de 12 mm de longitud, el prosoma es más alto y aparenta ser un ojo, presenta coloración verde brillante y



Figura 6. Ilustración de *Peucetia viridans*.

transparente, generalmente tienen un parche rojo entre ojos, además de manchas rojas en todo el cuerpo, la región ocular muestra pelos blanquecinos apretados, sus patas son de color verde pálido a amarillo, son bastante largas y con manchas, la familia presenta una distintiva característica en el acomodo de sus ojos, que asemeja un hexágono aunado a unas espinas predominantes en sus patas (Weems y Whitcomb, 1977).

Ciclo de vida. Es una especie univoltina, donde la eclosión y dispersión de los individuos juveniles ocurre durante el invierno y su crecimiento ocurre en la primavera, presenta una estación reproductiva durante el verano, en lugares como Mérida la densidad mayoritaria de individuos adultos se presenta en agosto, las hembras ponen ovisacos con una variación de huevos 25-600, además de presentar cuidado parental (Arango y Rico-Gray, 2000).

8. CAPÍTULO 1

BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS EN LA CADENA TRI-TRÓFICA (*PHASEOLUS VULGARIS-SPHENARIUM PURPURASCENS-NEOSCONA OAXACENSIS*)

8.1 METODOLOGÍA

Phaseolus vulgaris-Sphenarium purpurascens-Neoscona oaxacensis.

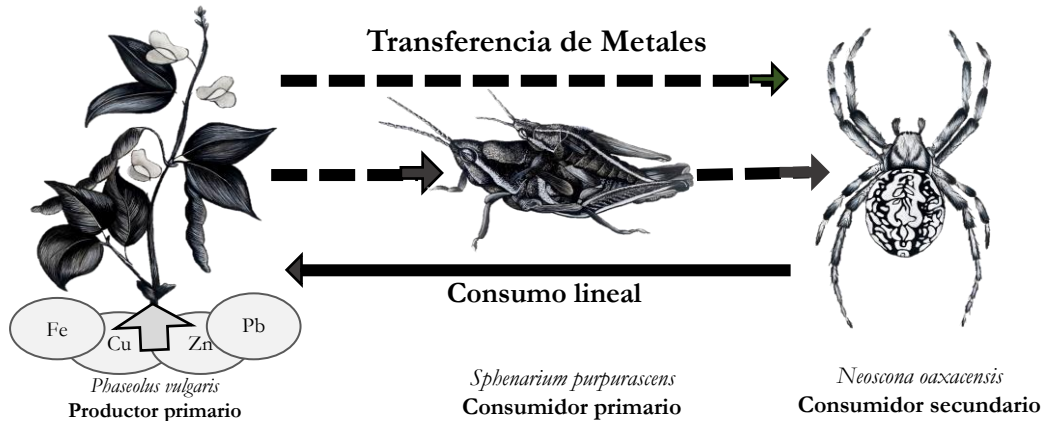


Figura 7. Cadena tri-trófica (*Phaseolus vulgaris-Sphenarium purpurascens-Neoscona oaxacensis*).

Líneas punteadas representan la transferencia de metales pesados por ingesta a través de los niveles tróficos y línea recta indica el consumo lineal.

El productor primario fue el frijol *P. vulgaris*, debido a que se ha documentado que esta planta puede bioacumular MP en sus tejidos como resultado de diversas actividades antropogénicas (Gjorgieva *et al.*, 2013). En condiciones naturales es una de las principales fuentes de consumo del chapulín *S. purpurascens* (Senasica, 2010), el que ha demostrado ser un excelente modelo de estudio para trabajar en condiciones de laboratorio. Además, ambas especies antes mencionadas son fuente de alimento para la población humana. Como consumidor secundario se utilizó a la araña *N. oaxacensis*, porque es un depredador generalista y de manera natural consume individuos de *S. purpurascens* y al igual que el chapulín la araña es un excelente modelo de estudio por su alta capacidad para sobrevivir a condiciones no favorables (Castellanos-

Vargas y Cano-Santana, 2009). Destacando que *S. purpurascens* y *N. oaxacensis* se encuentran de manera natural sobre los Jales de Huautla, Morelos, México.

Diseño experimental. Se tomaron muestras del jale 1 y 2 de la zona minera de Huautla, Morelos, México (residuo expuesto), previamente recolectadas aleatoriamente (de cero a 30cm de profundidad) y homogenizadas. Se sembraron 30 plantas de frijol (variedad frijol-peruano conseguido en el mercado local) en 500 g de sustrato jale en bolsas de invernadero de 8 cm de alto y 7 cm de ancho, el 24 de septiembre de 2020. Las plantas de frijol se mantuvieron en el sustrato jale durante todo el experimento (45 días).

Se realizaron las colectas de *S. purpurascens* y *N. oaxacensis* en el jale de Huautla por medio de búsqueda directa, con vasos con tapa de malla en un periodo de 10:00 a 18:00 horas, el 9 de octubre de 2020, con la finalidad de obtener expuestos a MP. De la muestra obtenida se utilizaron 90 chapulines y 15 arañas seleccionados con las siguientes características 1) sin presencia de ectoparásitos, 2) estadio adulto (ambas especies), 3) tallas corporales similares entre el depredador y la presa y 4) se seleccionaron las arañas que produjeron seda en las primeras 48 horas. Una vez realizadas las recolectas, los chapulines fueron colocados en contenedores de plástico con tapa de malla (n= 6 individuos por contenedor, 3 hembras y 3 machos). Las arañas fueron colocadas individualmente en una caja de vidrio de 25 cm de largo, 20 cm de alto y 10 cm de ancho, con dos estructuras en forma de cruz en dos de sus caras para facilitar el anclaje de su seda.

Los chapulines y las arañas se mantuvieron por 48 horas sin alimento antes de comenzar los tratamientos con la finalidad que defecaran, las heces durante ese periodo fueron recogidas y desechadas. Ambos tratamientos tuvieron una duración de 30 días, pero empezaron 18 días después de la siembra de las plantas de frijol. A los chapulines y las arañas se les agrego y cambio un algodón con agua (embotellada) diariamente por 30 días, para evitar la deshidratación de los organismos. Los chapulines y las arañas se mantuvieron en sus respectivos contenedores sin sustrato expuesto ni control, con el fin de que la única vía de exposición a MP fuera la ingesta de alimento. Las heces de los chapulines y las arañas fueron recolectadas y separadas por sexo para su posterior análisis.

Alimentación. Los chapulines fueron alimentados *Ad libitum* un día sí y un día no, con material foliar fresco del frijol sembrado en sustrato jale (hojas elegidas al azar, de edad intermedia y con un promedio de 30 días de exposición). Las arañas (depredador) fueron alimentadas con un chapulín previamente alimentado con material foliar de frijol expuesto a MP, cada cinco días (porque ambas especies tenían similares tamaños corporales). Las arañas se alimentaron de los tejidos blandos del chapulín por lo que se analizó la acumulación de MP en el exoesqueleto del chapulín por sexo (hembras y machos).

Digestión ácida. Se tomaron muestras del material **foliar del frijol, el cuerpo y exoesqueleto (ambos sin patas) de los chapulines y el cuerpo de las arañas**, los cuales fueron secados a 60 °C y molidos. Adicionalmente, se utilizaron muestras de las heces de hembras y machos del chapulín y de la araña. Se pesaron 0.25 g y 0.125 g dependiendo de la cantidad de muestra para poder realizar la digestión ácida. Se colocó cada muestra en un matraz kjeldahl añadiendo 10 mL de ácido nítrico (HNO₃) para las muestras de 0.25 g y 5 mL de HNO₃ para las muestras de 0.125 g. Las muestras fueron calentadas en una parrilla a una temperatura máxima de 550 °C por 60 minutos dentro de una campana de extracción. Las cuales fueron filtradas y aforadas con agua destilada hasta un volumen de 50 mL para las muestras de 0.25 g y un volumen de 25 mL para las muestras de 0.125 g, se colocaron en recipientes de plástico y fueron refrigeradas a 4 °C para su posterior análisis.

Cuantificación de metales

Se evaluó un total de 10 muestras con el espectrofotómetro de absorción atómica (By GBC CIENTIFIC EQUIPMENT) en el laboratorio de investigaciones ambientales del Centro de Investigaciones en Biotecnología (CEIB) de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM). Se realizó la lectura de Cd, Cr, Cu, Fe, Pb y Zn. La flama, la concentración y la curva de calibración se modificaron cada vez que fue necesario y de acuerdo para cada metal. Se utilizaron las soluciones estándares y las concentraciones conocidas para cada metal evaluado y los siguientes límites de detección: Cd (0.0004), Cr (0.003), Cu (0.001), Fe (0.005), Pb (0.01) y Zn (0.0005). Cada muestra se leyó por triplicado, además de realizarse las diluciones necesarias para leer el metal específico y ajustando los cálculos al número de diluciones.

Análisis estadísticos. Se verificó la normalidad de los datos usando la prueba de Shapiro-Wilk y se corroboró la homocedasticidad de los datos. Ya que los datos presentaron una distribución normal se realizaron pruebas paramétricas. La prueba de *t*-student se utilizó para evaluar las concentraciones entre hembras y machos de los chapulines, entre hembras y machos de las arañas y entre el cuerpo en general de la araña y sus heces. Las diferencias de los concentraciones para cada MP entre el cuerpo, las partes blandas, el exoesqueleto y las heces del chapulín fue evaluado con un análisis de varianza factorial. Este análisis también se utilizó para evaluar las diferencias de las concentraciones para cada MP entre cada nivel trófico (planta-chapulín-araña). Cuando hubo diferencias, se utilizó una prueba de *Post hoc* de Tukey para identificar diferencias entre tratamientos. Los análisis estadísticos se realizaron con el software STATISTICA versión 7.0.

Asimismo, se calculó el enriquecimiento y la biomagnificación factorial de MP a través de las siguientes ecuaciones:

Enriquecimiento.

Es la relación entre la concentración del MP en el sustrato y lo bioacumulado en la planta, un valor >1 indica enriquecimiento de MP.

$$E = \frac{\text{Metal concentrado en sustrato}}{\text{Metal concentrado en la planta}}$$

Biomagnificación factorial (BMF) de metales pesados.

Es la relación entre la concentración del MP con el organismo y la de la dieta del organismo. El análisis de la biomagnificación se realizó en el material foliar del frijol, en el cuerpo, exoesqueleto (ambos evaluados sin patas), heces de hembras y machos de los chapulines, en el cuerpo y heces de hembras y machos de las arañas a través de la siguiente formula:

$$BMF = \frac{\text{Metal concentrado en el organismo}}{\text{Metal concentrado en el organismo de dieta o presa}}$$

Donde un valor >1 indica biomagnificación en la cadena trófica (Ali y Khan, 2018). Las concentraciones de las partes blandas del chapulín se utilizaron para evaluar la transferencia de MP del herbívoro al depredador ya que era lo que consumía la araña de su presa. Las concentraciones de las partes blandas del chapulín son la diferencia de acumulación para cada metal evaluado en su cuerpo sustrayendo lo concentrado en su exoesqueleto. Este análisis se realizó en general para ambos sexos (hembras y machos) e individualmente para cada sexo (Tabla 1, 2 y 3).

Se calculó el BMF_{total} sumando el enriquecimiento del material foliar del frijol con respecto al jale (por MP), la BMF del cuerpo del chapulín con respecto al material foliar de la planta y el BMF del cuerpo de la araña con respecto a las partes blandas del chapulín, para obtener la BMF a través de la cadena tri-trófica.

Tabla 1. Valores promedio de concentración de metales pesados (mg/kg^{-1}) en cuerpo, partes blandas, exoesqueleto, heces en hembras y machos del chapulín *Sphenarium purpurascens* alimentado con *Phaseolus vulgaris* crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.

Metal pesado	Cuerpo	Partes blandas	Exoesqueleto	Heces
Cd	5.0	0	5.4	7.6
Cr	ND	ND	ND	ND
Cu	43.4	6.10	37.3	2.1
Fe	49.7	0	68.2	1058.7
Pb	105.4	9.67	95.7	77.3
Zn	220.7	10.10	210.6	130.8

Tabla 2. Valores promedio de concentración de metales pesados (mg/kg⁻¹) en cuerpo, partes blandas, exoesqueleto, heces en hembras del chapulín *Sphenarium purpurascens* alimentado con *Phaseolus vulgaris* crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.

Metal pesado	Cuerpo	Partes blandas	Exoesqueleto	Heces
Cd	5.5	0	5.5	5.9
Cr	ND	ND	ND	ND
Cu	36.5	0	40.6	4.3
Fe	29.3	0	60.9	940.1
Pb	78.3	0	101.5	92.7
Zn	239.1	26.9	212.2	164.1

Tabla 3. Valores promedio de concentración de metales pesados (mg/kg⁻¹) en cuerpo, partes blandas, exoesqueleto, heces en machos del chapulín *Sphenarium purpurascens* alimentado con *Phaseolus vulgaris* crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.

Metal pesado	Cuerpo	Partes blandas	Exoesqueleto	Heces
Cd	4.5	0	5.2	9.3
Cr	ND	ND	ND	ND
Cu	50.3	0	34	0.0005
Fe	70.1	0	75.5	1177.4
Pb	132.5	42.5	90	61.9
Zn	202.3	0	209	97.4

8.2 RESULTADOS

8.2.1 ENRIQUECIMIENTO DE METALES PESADOS EN EL PRODUCTOR PRIMARIO *PHASEOLUS VULGARIS L.*

Los resultados (valores promedio) de las concentraciones (mg/kg⁻¹) de MP en el material foliar del frijol, indicaron un enriquecimiento para la mayoría de los MP evaluados (Cd, Cu, Fe, Pb, Zn) en contraste con las concentraciones registradas en el jale (valores promedio del jale 1 y jale 2; Solís, 2016), con excepción del Cr que no fue detectable (Tabla 4). Por lo que las hojas de frijol presentaron el siguiente patrón de enriquecimiento Pb>Fe>Cu>Zn>Cd.

Tabla 4. Enriquecimiento (valores promedio) de metales pesados en el material foliar de *Phaseolus vulgaris* crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.

Metal pesado	Concentración en Jale	Planta (Productor)	Enriquecimiento
Cd	0.05	2.87	57.40
Cu	0.04	15.13	378.25
Fe	0.4	152.4	381.00
Pb	0.23	143.53	624.04
Zn	2.14	159.53	74.55

Cr= no detectable.

8.2.2 BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN EL CONSUMIDOR PRIMARIO *SPHENARIUM PURPURASCENS*

Los resultados de las concentraciones (mg/kg⁻¹) de MP de los chapulines alimentados con material foliar del frijol crecido en sustrato jale (valores, promedio \pm e. e), indicaron que existen diferencias significativas de acumulación entre géneros. Los machos acumularon significativamente más Cu (machos; 50.33 \pm 1.94; hembras; 36.47 \pm 0.08, t_4 = 11.416, P = 0.0003), más Fe (machos: 70.07 \pm 0.64; hembras: 29.27 \pm 6.55, t_4 = 10.74, P = 0.0004) y más Pb en machos (132.47 \pm 17.89, t_4 = 4.774, P = 0.008) en contraste con las hembras (78.33 \pm 8.10). Las hembras acumularon significativamente más Zn (239.06 \pm 5.08, t_4 = 6.207, P = 0.003) que los machos

(202.33±8.90). El Cd no presentó diferencias significativas de acumulación entre géneros (machos; 4.53±0.92; hembras; 5.53±1.41, $t_4 = 1.03$, $P = 0.361$). El Cr no fue detectable en ninguno de los géneros (Tabla 5).

El cuerpo del chapulín de hembras y machos presentó el siguiente patrón de bioacumulación de metales Zn > Pb > Fe > Cu > Cd (Tabla 5).

Tabla 5. Valores (promedio ± e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg⁻¹) entre hembras y machos del chapulín *Sphenarium purpurascens* alimentado con *Phaseolus vulgaris* crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.

Exposición	<i>Sphenarium purpurascens</i>				
	Género mg/kg ⁻¹			t_4	P
Metal pesado	Hembra	Macho	Total		
Cd	5.533±1.405	4.533±0.924	5.033±1.196	1.03	0.361
Cu	36.466±0.808	50.333±1.943	43.400±7.710	11.415	0.0003
Fe	29.266±6.549	70.066±0.643	49.667±22.731	10.738	0.0004
Pb	78.333±8.100	132.467±17.889	105.400±32.146	4.774	0.008
Zn	239.067±5.085	202.333±8.900	220.700±21.138	6.207	0.003

Cr= no detectable. Números en rojo denotan diferencias significativas.

Se detectó un efecto significativo del cuerpo, las partes blandas, el exoesqueleto y las heces del chapulín expuesto a alimento contaminado, sobre la bioacumulación de Cd y Fe los cuales mostraron el siguiente patrón: heces > exoesqueleto > cuerpo > partes blandas. En contraste el Pb y el Zn que presentaron el siguiente patrón: cuerpo > exoesqueleto > heces > partes blandas. Por último el Cu presentó el siguiente patrón: cuerpo > exoesqueleto > partes blandas > heces y el Cr no fue detectable en ninguna de las estructuras evaluadas (Tabla 6).

Tabla 6. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg⁻¹) en cuerpo, partes blandas, exoesqueleto y heces del chapulín *Sphenarium purpurascens* alimentado con *Phaseolus vulgaris* crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.

Exposición		<i>Sphenarium purpurascens</i> (mg/kg ⁻¹)						
Metal pesado	Cuerpo	Partes blandas		Exoesqueleto		Heces		<i>F</i> ₂₀
Cd	5.033	0.300		5.367		7.600		32.2208 ***
	\pm	a	\pm	b	\pm	a	\pm	
	1.196	0.735		0.612		2.161		
Cu	43.400	8.167		37.300		2.134		61.3869 ***
	\pm	a	\pm	b	\pm	a	\pm	
	7.711	9.159		4.116		2.445		
Fe	49.667	0.300		68.167		1058.7		349.7825***
	\pm	a	\pm	a	\pm	a	\pm	
	22.731	0.735		11.501		131.26		
Pb	105.400	21.233		95.733		77.333		14.1388**
	\pm	a	\pm	b	\pm	a	\pm	
	32.146	26.578		12.519		22.549		
Zn	220.700	13.433		210.600		130.737		100.3076***
	\pm	a	\pm	b	\pm	a	\pm	
	21.138	16.864		10.555		36.795		

Cr= no detectable. Letras diferentes denotan diferencias significativas con una $P < 0.05$ (Tukey). ***= $P < 0.001$. Asteriscos en rojo denotan diferencias significativas.

8.2.3 BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN EL CONSUMIDOR SECUNDARIO *NEOSCONA OAXACENSIS*

Los resultados de las concentraciones (mg/kg⁻¹) de MP de las arañas alimentadas con chapulines expuestos a alimento contaminado con MP (valores, promedio \pm e. e), indicaron que existen diferencias significativas de acumulación entre géneros. Las hembras acumularon

significativamente más Fe (hembras: 472.40 ± 23.77 ; machos: 400.40 ± 7.27 , $t_4 = 5.02$, $P = 0.007$) y más Zn (hembras: 42.60 ± 4.89 , $t_4 = 6.56$, $P = 0.002$) en contraste con los machos: (21.06 ± 2.91). El Cd ($P = 0.081$) y el Cu ($P = 0.654$) no presentaron diferencias significativas entre sexos. El Cr y el Pb no fueron detectables (Tabla 7).

Tabla 7. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg^{-1}) entre hembras y machos de la araña *Neoscona oaxacensis* alimentado con *Sphenarium purpurascens* contaminado con metales pesados.

Exposición	<i>Neoscona oaxacensis</i>				
	Género mg/kg^{-1}			t_4	<i>P</i>
Metal pesado	Hembra	Macho	Total		
Cd	2.800 ± 0.400	4.800 ± 1.442	3.800 ± 1.448	2.315	0.081
Cu	88.800 ± 1.509	89.466 ± 1.858	89.133 ± 1.558	0.482	0.654
Fe	472.400 ± 23.765	400.400 ± 7.269	436.400 ± 42.453	5.018	0.007
Zn	42.600 ± 4.887	21.066 ± 2.914	31.833 ± 12.331	6.555	0.002

Cr y Pb= no detectable. Números en rojo denotan diferencias significativas.

Los resultados (promedio \pm e. e) de la acumulación de MP entre el cuerpo de la araña *N. oaxacensis* y lo concentrado en sus heces, mostraron diferencias significativas de acumulación de Cu ($t_7 = 69.9$, $P = 0.0000$), siendo mayormente acumulado en el cuerpo de la araña (89.13 ± 1.56) que en contraste con sus heces (17.86 ± 1.10). Las heces concentraron más Fe (891.13 ± 6.70 , $t_7 = 17.8$, $P = 0.0000$) y más Zn (212.27 ± 9.34 , $t_7 = 22.1$, $P = 0.0000$) que en contraste con el cuerpo de la araña (Fe= 436.40 ± 42.45 ; Zn= 31.83 ± 12.31). El Cd no presentó diferencias significativas ($P = 0.734$) entre el cuerpo y las heces de la araña. El Cr y el Pb no fueron detectables en ninguna de las variables (Tabla 8). El cuerpo de la araña (hembras y machos) presentó el siguiente patrón de bioacumulación de metales Fe>Cu>Zn>Cd (Tabla 8).

Tabla 8. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg⁻¹) en cuerpo y heces de la araña *Neoscona oaxacensis* alimentado con *Sphenarium purpurascens* contaminado con metales pesados.

Exposición	<i>Neoscona oaxacensis</i>				<i>t</i> ₇	<i>P</i>
	Género mg/kg ⁻¹					
Metal pesado	Cuerpo	Heces	Total			
Cd	3.800 \pm 1.448	3.466 \pm 1.007	3.689 \pm 1.261	0.353	0.734	
Cu	89.133 \pm 1558	17.866 \pm 1.102	65.378 \pm 35.659	69.883	0.0000	
Fe	436.400 \pm 42.453	891.133 \pm 6.700	587.978 \pm 229.855	17.835	0.0000	
Zn	31.833 \pm 12.331	212.267 \pm 9.341	91.978 \pm 90.862	22.081	0.0000	

Cr y Pb= no detectable. Números en rojo denotan diferencias significativas.

8.2.4 TRANSFERENCIA DE METALES PESADOS EN LA CADENA TRI-TRÓFICA (*PHASEOLUS VULGARIS-SPHENARIUM-PURPURASCENS-NEOSCONA OAXACENSIS*)

Se detectó un efecto significativo de la planta, las partes blandas del chapulín y las araña sobre la bioacumulación de Cd, Cu y Fe los cuales fueron significativamente más acumulados en el depredador (araña) mostrando el siguiente patrón: araña >planta > partes blandas del chapulín. El Pb se bioacumulo mayormente en el productor primario (planta) presentando el siguiente patrón: planta >partes blandas del chapulín >araña. El Zn también se bioacumulo mayormente en la planta, pero mostró el siguiente patrón: planta >araña >partes blandas del chapulín. El Cr no fue detectable (Tabla 9).

Tabla 9. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg⁻¹) en el material foliar de la planta *Phaseolus vulgaris*, en las partes blandas del chapulín *Sphenarium purpurascens* y en el cuerpo la araña *Neoscona oaxacensis* contaminados con metales pesados.

Exposición		Nivel trófico (mg/kg ⁻¹)					<i>F</i> ₁₂
Metal pesado	Planta Hoja (Productor)	Chapulín Partes blandas (Herbívoro)		Araña Cuerpo (Depredador)			
Cd	2.867		0.300		3.800	14.521 ***	
	\pm	a	\pm	b	\pm		a
Cu	1.155		0.735		1.448	296.883 ***	
	15.133	a	8.167	a	89.133		b
Fe	\pm	a	\pm	b	\pm	c	
	3.190		9.159		1.558	370.671 ***	
Pb	152.400		0.300		436.400	64.081 ***	
	\pm	a	\pm	b	\pm		b
Zn	13.973		0.735		42.453	121.556 ***	
	143.533	a	21.233	b	0.005		b
	\pm	a	\pm	b	\pm	b	
	16.802		26.578		0.000		
	159.533		13.433		31.833		
	\pm	a	\pm	b	\pm		b
	6.634		16.864		12.331		

Cr= no detectable. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $P < 0.05$ (Tukey).

***= $P < 0.001$. Asteriscos en rojo denotan diferencias significativas.

8.2.5 BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS EN EL MODELO DE CADENA TRITRÓFICA (*PHASEOLUS VULGARIS-SPHENARIUM-PURPURASCENS-NEOSCONA OAXACENSIS*).

En las figuras 8, 9 y 10 se puede observar el proceso de biomagnificación de Cd, Cu y Fe a través de cada eslabón trófico en general para ambos sexos (figura 8 a,b,c) y separado entre hembras (figura 9 a,b,c) y machos (figura 10 a,b,c). Adicionalmente, se muestra el enriquecimiento del chapulín subdividido en su cuerpo, partes blandas, exoesqueleto y heces. En contraste en la araña el enriquecimiento se divide entre su cuerpo y sus heces.

En general para ambos géneros, Cd. El material foliar del frijol presentó 57.4 veces más Cd que lo biodisponible en jale. Las partes blandas del chapulín presentaron 0 veces más Cd que lo enriquecido en la planta, sin embargo esto supondría que presenta el mismo enriquecimiento que la planta con respecto al jale. La araña biomagnifico 3.8 veces más Cd que lo bioacumulado en las partes blandas del chapulín, se registró un valor de biomagnificación total de 62.9 de Cd a través de la cadena trófica (Figura 8-a).

Cu. El material foliar del frijol presentó 378.3 veces más Cu que lo biodisponible en el jale. Las partes blandas del chapulín presentaron 0.4 veces más Cu que lo enriquecido en la planta. La araña biomagnifico 14.6 veces más Cu que lo bioacumulado en las partes blandas del chapulín, por lo que se registró un valor de biomagnificación total de 395.8 de Cu a través de la cadena trófica (Figura 8-b).

Fe. El material foliar del frijol presentó 381 veces más Fe que lo biodisponible en el jale. Las partes blandas del chapulín presentaron un valor de 0 de Fe. La araña biomagnifico 1454.7 veces más Fe que lo bioacumulado en las partes blandas del chapulín. Se registró un valor de biomagnificación total de 1836 de Fe a través de la cadena trófica (Figura 8-c).

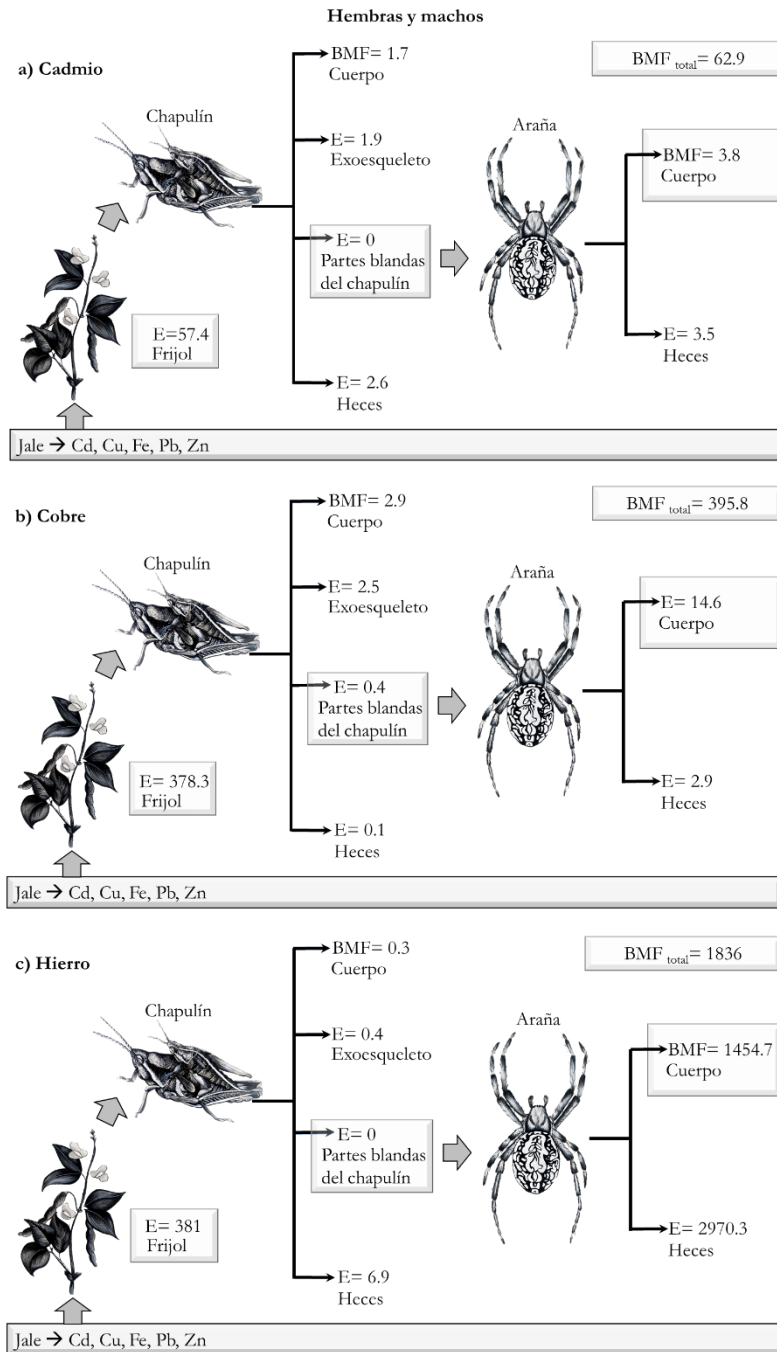


Figura 8. Biomagnificación de Cd, Cu, Fe general de hembras y machos en la cadena tri-trófica *Phaseolus vulgaris*- *Sphenarium purpurascens*- *Neoscona oaxacensis*. Cadmio (a), cobre (b) y hierro (c). E= enriquecimiento. BMF= Factor de biomagnificación. BMF_{total} = sumatoria de los BMF a través de la cadena trófica (Material foliar del frijol- Cuerpo chapulín- Cuerpo araña). Líneas rectas indican la transferencia del metal específico a través de cada eslabón y estructuras tróficas. Los datos dentro de los rectángulos indican la fuente de alimento de cada eslabón (chapulín se alimenta de la planta- la araña se alimenta de las partes blandas del chapulín)

En hembras, Cd. Se observó un valor de biomagnificación total de 62.1 de Cd (Figura 9-a).

Cu. Presentó un valor de biomagnificación total de 468.7 en el modelo de cadena tri-trófica (Figura 9-b).

Fe. Presentó un valor de biomagnificación total de 853.6 en el modelo de cadena tri-trófica (Figura 9-c).

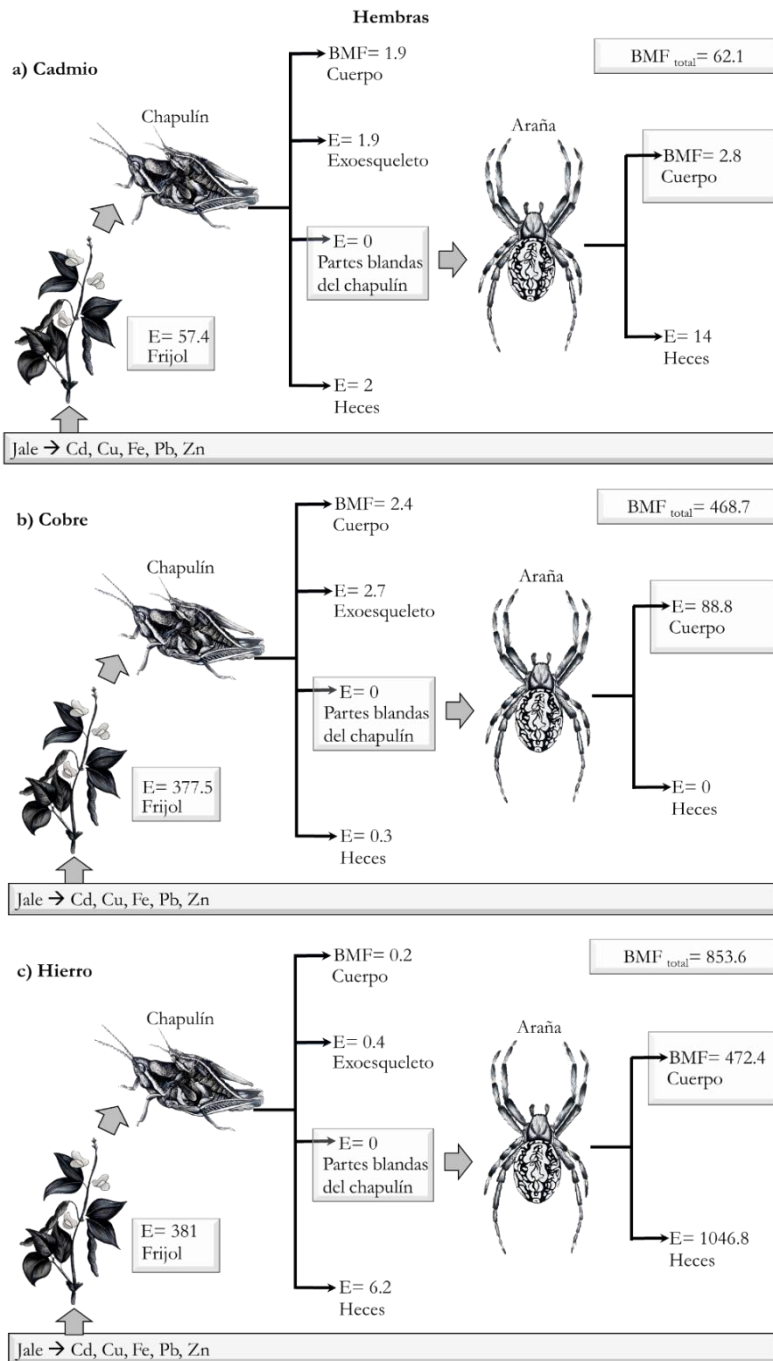


Figura 9. Biomagnificación de Cd, Cu, Fe de hembras en la cadena tri-trófica *Phaseolus vulgaris-Sphenarium purpurascens- Neoscona oaxacensis*. Cadmio (a), cobre (b) y hierro (c). E= enriquecimiento. BMF= Factor de biomagnificación. BMF_{total}= sumatoria de los BMF a través de la cadena trófica (Material foliar del frijol-Cuerpo chapulín-Cuerpo araña). Líneas rectas indican la transferencia del metal específico a través de cada eslabón y estructuras tróficas. Los datos dentro de los rectángulos indican la fuente de alimento de cada eslabón (chapulín se alimenta de la planta- la araña se alimenta de las partes blandas del chapulín).

En los machos, Cd. Se observó un valor de biomagnificación total de 63.8 de Cd (Figura 10-a).

Cu. Presentó un valor de biomagnificación total de 386.3 en el modelo de cadena tri-trófica (Figura 10-b).

Fe. Presentó un valor de biomagnificación total de 781.9 a través del modelo de cadena trófica (Figura 10-c).

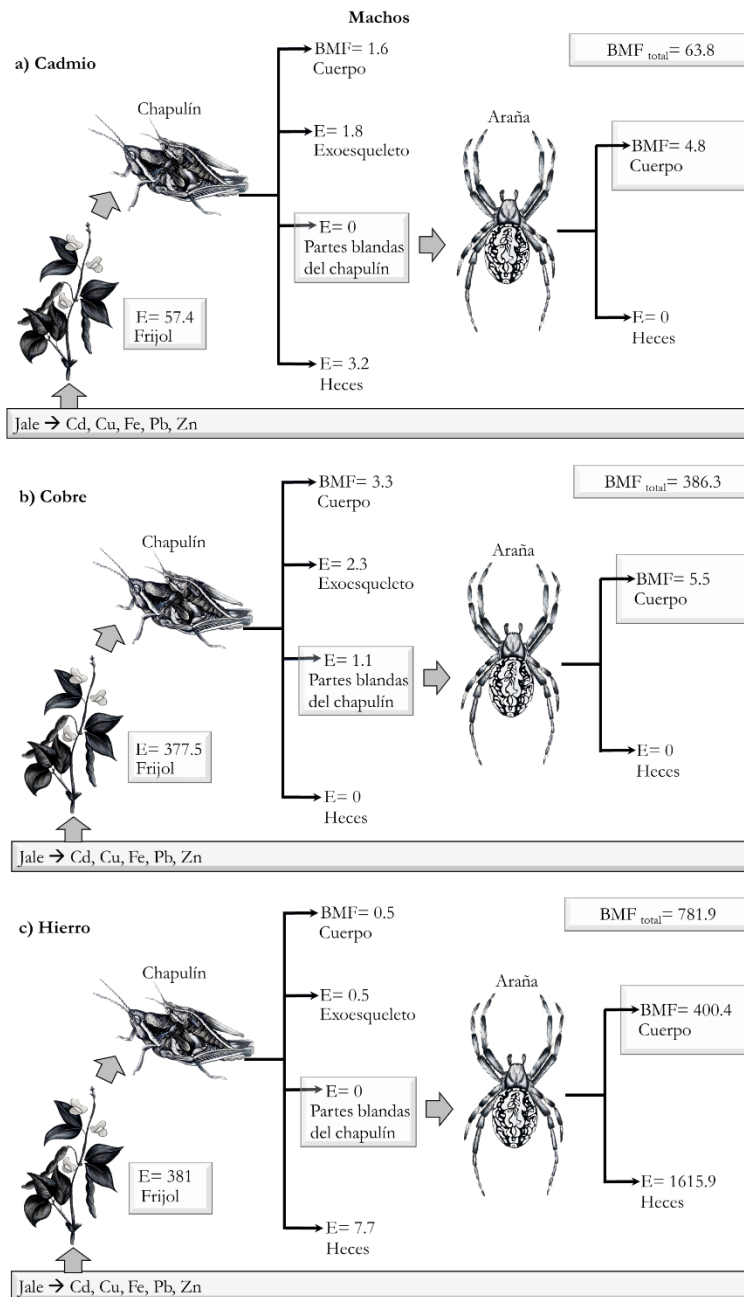


Figura 10. Biomagnificación de Cd, Cu, Fe de machos en la cadena tri-trófica *Phaseolus vulgaris*-*Sphenarium purpurascens*-*Neoscona oaxacensis*. Cadmio (a), cobre (b) y hierro (c). E= enriquecimiento. BMF= Factor de biomagnificación. BMF total= sumatoria de los BMF a través de la cadena trófica (Material foliar del frijol- Cuerpo chapulín- Cuerpo araña). Líneas rectas indican la transferencia del metal específico a través de cada eslabón y estructuras tróficas. Los datos dentro de los rectángulos indican la fuente de alimento de cada eslabón (chapulín se alimenta de la planta- la araña se alimenta de las partes blandas del chapulín).

8.3 DISCUSIÓN

8.3.1 ENRIQUECIMIENTO DE METALES PESADOS EN EL PRODUCTOR PRIMARIO (PLANTA) *PHASEOLUS VULGARIS L*

En el presente estudio las plantas de frijol bioacumularon y enriquecieron $Pb > Fe > Cu > Zn > Cd$, con respecto a lo registrado en el jale de la zona minera de Huautla. La bioacumulación de dichos metales ya se ha reportado con anterioridad en otras especies vegetales en el sitio de estudio (Santoyo *et al.*, 2020; Muro-González *et al.*, 2020). En otros estudios se ha reportado que el frijol tiene la capacidad de bioacumular Cd, Fe, Pb y Zn (Van Assche *et al.*, 1988; Karaman *et al.*, 1999). Además, se le considera como una especie con potencial de fitorremediación de Pb (Mazumdar y Das, 2004).

Los metales no esenciales se acumulan en las plantas porque suelen utilizar los mismos sitios activos y los transportadores de otros cationes, para ingresar al interior celular de las raíces y translocarse hacia su parte aérea (Ali y Khan, 2018).

El Pb es un metal no esencial altamente tóxico para las plantas, no tiene ninguna función biológica conocida e incluso en concentraciones bajas puede inhibir procesos vitales (Patra *et al.*, 2004). El Pb ingresa al interior celular de las raíces por medio del canal permeable de Ca^{2+} (Gajic *et al.*, 2018) y puede bloquear la captación de Ca, Cu, Fe, Mg, Mn y Zn probablemente porque modifica la permeabilidad de las membranas (Patra *et al.*, 2004). Por lo que, este metal suele presentar efectos adversos en esta especie. Se ha reportado que el Pb en plantas de frijol disminuye el contenido de clorofila, de proteína total, de carbohidratos y el contenido de ácido nucleico (ADN y ARN), por lo que su efecto resulta en la inhibición del crecimiento, daño estructural y en la disminución de las actividades fisiológicas y bioquímicas (Bhardwaj *et al.*, 2009; Hamid *et al.*, 2010).

El Cd es considerado uno de los metales más tóxicos debido a su fácil absorción en las plantas y por su movilización y translocación en las cadenas tróficas, en comparación con otros metales como el Pb (Hunter *et al.*, 1987). El Cd se moviliza en la planta por medio de los

transportadores de Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} y Zn^{2+} denominados IRT1 e IRT2 (Gajic *et al.*, 2018). El Cd suele entrar en competencia con el Zn por su similitud química, por lo que pueden bloquearse uno al otro dependiendo de las concentraciones en las que se encuentren en el medio (Chaoui *et al.*, 1997). En plantas de frijol el Cd suele retenerse en las raíces, mecanismo que podría demostrar la tolerancia de la planta ante su toxicidad (Chaoui *et al.*, 1997). El Pb puede disminuir el crecimiento en las plantas de frijol, pero el Cd puede inhibirlo por completo cuando se encuentra en altas dosis (3 g/kg en el suelo), además de que este metal ha demostrado una interferencia en el metabolismo de los pigmentos de la planta (Bhardwaj *et al.*, 2009).

No obstante, los metales no esenciales no son los únicos que pueden provocar efectos nocivos en las plantas, ya que cuando los metales esenciales para estas se encuentran en altas concentraciones, pueden generar efectos adversos (Kumar *et al.*, 2018). Las altas concentraciones de Fe (dosis de 20 ppm) en plantas de frijol propician la disminución del contenido de Cu, Mn, P y Zn (Karaman *et al.*, 1999). Asimismo, el Zn (dosis de 20 mg/kg) disminuye el contenido de Cu, Fe, Mn y P, inhibe el crecimiento de los brotes y las raíces del frijol y afecta los procesos metabólicos en el cloroplasto (Chaoui *et al.*, 1997; Van Assche *et al.*, 1988; Karaman *et al.*, 1999).

Al igual que los metales no esenciales, los metales esenciales entran en competencia con otros cationes debido a que son absorbidos por los mismos sitios activos, un ejemplo de esto son el Cu, Fe y Zn (Karaman *et al.*, 1999). Sin embargo, la translocación de metales en las plantas es probable que se deba a las estrategias de absorción específica de las especies para diferentes MP y a los mecanismos de tolerancia ante la toxicidad de estos (Kumar *et al.*, 2018).

8.3.2 BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS ENTRE GÉNEROS (PRESA / DEPREDADOR)

En nuestros resultados, los géneros presentaron diferencias significativas de acumulación en la presa y el depredador. Donde los machos de la presa *S. purpurascens* (chapulín/herbívoro) bioacumularon significativamente más Cu, Fe y Pb que en contraste con las hembras. El Zn mostró un patrón inverso entre los géneros. Además, las hembras del depredador *N. oaxacensis* (araña) bioacumularon significativamente más Fe y Zn que en contraste con los machos.

En estudios anteriores realizados en la misma zona minera (Huautla), reportaron que las hembras de *Baiomys musculus* y *Peromyscus melanophrys* acumularon significativamente más Zn en hueso e hígado que en contraste con los machos, además, los machos de *B. musculus* presentaron una mayor acumulación de Fe en hígado que en contraste con las hembras (Tovar-Sánchez *et al.*, 2012). En otro estudio realizado en Sydney, Australia las hembras de *Helocicus cordiformis* presentaron una mayor acumulación de Zn en el hepatopáncreas que en contraste con los machos, adicionalmente, reportan diferencias de acumulación de Pb, pero entre los tamaños de los machos, donde los machos más grandes acumulan menos Pb que los machos pequeños (MacFarlane *et al.*, 2000). Sánchez-Chardi *et al.* (2009) también reportaron una mayor acumulación de Pb en hígado en machos de la especie *Crocidura russula* en comparación con las hembras.

En general, la diferencia de acumulación de metales entre géneros y edad de los organismos está relacionada con la eficiencia de los mecanismos homeostáticos de regulación de metales (Hunter *et al.*, 1987). Además, se ha reportado que las hembras tienen la capacidad de excretar metales, probablemente aumentando su eliminación por medio de sus heces (Wilczek y Babczynska, 2000). La baja acumulación de metales no esenciales como el Pb en hembras podría estar relacionada con la reducción de la carga metálica movilizadora y transferida durante la gestación; aunado, la acumulación diferencial entre géneros en elementos esenciales (Cu, Fe y Zn) están relacionadas con cuestiones metabólicas, con la actividad hormonal sexual,

la ingesta o captación de metales, requisitos nutricionales y a las interacciones entre elementos (Sánchez-Chardi *et al.*, 2009).

8.3.5 MECANISMOS DE DESINTOXICACIÓN DE METALES PESADOS (PRESA / DEPREDADOR)

Nuestros resultados demostraron que la presa *S. purpurascens* tiene mecanismos eficientes de desintoxicación de MP, una de estas fue el exoesqueleto la cual resultó ser un órgano blanco para Cd, Cu, Fe, Pb y Zn.

En otras especies también se ha documentado al exoesqueleto como estructura de depósito de metales esenciales como Cu, Fe, Zn y no esenciales como Cd, Hg y Pb, *Porcellio scaber* (Isópoda; Van Straalen y Donker, 1994), *Orconectes limosus* (Decápoda; Stanek *et al.*, 2017), *Penaeus vannamei* (Decápoda; Páez-Osuna y Tron-Mayen, 1996), lo que apoya nuestros resultados. En el presente estudio los chapulines podrían estar utilizando al exoesqueleto para la eliminación de metales por medio de sus exuvias, como lo menciona Hunter *et al.* (1987) en el ortóptero *Chorthippus brunneus*.

Adicionalmente, en nuestros resultados la presa y el depredador mostraron mecanismos de desintoxicación por medio de las heces, el chapulín (presa) elimino Cd, Cu, Fe, Pb, Zn y la araña (depredador) elimino Cd, Cu, Fe, Zn. Janssen *et al.* (1991) reportan que los mecanismos de desintoxicación de los insectos se basan en la eliminación de MP, lo que apoya nuestros resultados, ya que la especie de chapulín del presente estudio mostró dos mecanismos de eliminación de metales.

Por otro lado, los mecanismos de desintoxicación en organismos como las arañas se basan en la retención (Janssen *et al.*, 1991). Estos organismos pueden mostrar alteraciones estructurales y funcionales a nivel celular (Wilczek *et al.*, 2004). Se ha reportado en otras especies la regulación y retención de metales en estructuras denominadas gránulos minerales en el hepatopáncreas. *Heloccius cordiformis* reguló Cu y Zn mientras retuvo Pb en el hepatopáncreas (MacFarlane *et al.*, 2000), *Porcellio scaber* retuvo Cd y *Orchesella cincta* lo regula (Van Straalen y Donker, 1994), *Pardosa amentata*, *Linyphia triangularis*, *Metellina segmentata*, *Araneus*

diadematus, *Araneus marmoreus*, *Agelena labyrinthica* retuvieron Cd, Pb y Zn en el hepatopáncreas en concentraciones significativamente mayores que en comparación con las gónadas (Wilczek y Babczyńska, 2000). *Pardosa amentata* retuvo Cd en gránulos del hepatopáncreas, donde sus concentraciones aumentaron, en contraste las concentraciones del Pb en esta especie se redujeron (Jung *et al.*, 2005).

Van Straalen y Donker (1994) reportaron que la producción de gránulos intestinales es la principal y probablemente el único mecanismo de eliminación de Cd. Resultados contrastantes con los nuestros, ya que demostramos que el chapulín *S. purpurascens* también elimina Cd por medio de su exoesqueleto. Así mismo, los metales esenciales pueden ser desintoxicados por metalotioneinas, los cuales son eliminados por la excreción en heces, orina o hemolinfa (MacFarlane *et al.*, 2000; Wilczek y Babczyńska, 2000).

8.3.6 BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS EN LA CADENA TRI-TRÓFICA: *PHASEOLUS VULGARIS*-*SPHENARIUM PURPURASCENS*-*NEOSCONA OAXACENSIS*

La ingesta dietética de muchos MP a través del consumo de las plantas y luego a través del consumo de los consumidores, puede propiciar efectos negativos en la salud humana (Kumar y Agrawal, 2005; Kirbag y Munzuroglu, 2005; Aldoobie y Beltagi, 2013). Además, el consumo prolongado de MP puede causar déficit en los nutrientes esenciales, generar bajas defensas inmunológicas, el retraso del crecimiento y alta tasas de cáncer gastrointestinal (Jiwan y Ajay *et al.*, 2011; Khan *et al.*, 2015). Por otro lado, en animales la acumulación crónica de metales genera desarrollo retardado, pérdida de masa corporal, disminución en el tiempo de desarrollo, deficiencia inmunológicas y bajas descendencias (Wilczek *et al.*, 2004; Janssens *et al.*, 2009; Myung-Pyo y Joon-Ho 2012; Gall *et al.*, 2015).

En nuestros resultados se transfirieron la mayoría de los MP (Cd, Cu, Fe y Zn) evaluados a través del modelo de cadena tri-trófica, con excepción del Cr que no fue detectable en ningún eslabón trófico y el Pb que solo se transfirió de la planta al herbívoro. Además,

nuestro modelo de cadena trófica, frijol- chapulín- araña mostró una biomagnificación de Cd, el cual es considerado uno de los metales más tóxicos.

Se sabe que una barrera de la transferencia excesiva de metales del suelo a las cadenas tróficas son las raíces de las plantas, ya que en algunas especies como el frijol pueden retener metales en estas, pero a veces no funciona para ciertos metales como el Pb (Patra *et al.*, 2004).

Se ha reportado que las diferencias de acumulación de Pb están influenciadas por los cambios en las concentraciones del medio (MacFarlane *et al.*, 2000). Pero en nuestro estudio el Pb es el metal con mayor biodisponibilidad en jale y fue el metal más enriquecido en la planta (frijol). Un factor que pudo contribuir a que el Pb no se transfiriera con eficiencia, fue que herbívoro (chapulín) elimino exitosamente este metal por medio de sus heces y su exoesqueleto, además, de acumular en proporciones menores a este metal en las partes blandas del chapulín que es de lo que se alimentaba el depredador (araña).

No obstante, el chapulín presento mecanismos homeostáticos de eliminación de metales más eficientes para el Cd, ya que lo absorbió y elimino prácticamente en la misma proporción. Nuestros resultados demuestran que el Cd si presenta una mayor movilidad y translocación en la cadena trófica en comparación con otros metales como el Pb. Esto ya se habían reportado con anterioridad, autores mencionan que la movilidad de Cd esta influenciada a su retención en los tejidos blandos, en comparación con el Pb que se retiene mayoritariamente en componentes esqueléticos (Roberts y Johnson, 1978). Lo que apoya nuestros resultados ya que el Pb si se retuvo en mayores concentraciones en el exoesqueleto del *S. purpurascens*, lo que impidió que este metal se acumulara en el depredador *N. oaxacensis*.

La retención de metales como el Cd en el depredador *N. oaxacensis* representa la entrada de este metal en cadenas tróficas más complejas, además, demuestra que la bioacumulación de metales como el Cd no necesariamente está influenciada por las concentraciones del medio (Roberts y Johnson, 1978). Nuestros resultados evidencian que el Cd se transfiere y magnifica a través de los eslabones tróficos, lo que es preocupante.

El modelo de biomagnificación por género muestra que las hembras biomagnificaron en menores concentraciones metales como el Cd en contraste con los machos, lo que podría evidenciar que las hembras pueden reducir la carga metabólica para proteger su descendencia de la toxicidad.

8.4 CONCLUSIONES

- El material foliar del frijol presentó el siguiente patrón de enriquecimiento: Pb > Fe > Cu > Zn > Cd.
- El *S. purpurascens* (herbívoro) bioacumuló Cd, Cu, Fe, Pb y Zn. Donde los machos acumularon mayoritariamente Cu, Fe y Pb en contraste con las hembras. El Zn presentó un patrón inverso. El Cd no presentó diferencias de acumulación entre géneros.
- *Neoscona oaxacensis* bioacumuló Cd, Cu, Fe y Zn. Las hembras presentaron una bioacumulación significativamente mayor de Fe y Zn que en contraste con los machos. El Cu y el Cd no presentaron diferencias significativas entre los géneros.
- El herbívoro y el depredador presentaron mecanismos de desintoxicación de MP por medio de sus heces.
- El exoesqueleto resultó ser un órgano blanco de los chapulines.
- A pesar de que el Cd fue el metal que se bioacumuló en menor proporción en los tres niveles tróficos, este metal no esencial se biomagnificó. En contraste el Pb sólo se transfirió del productor primario al herbívoro.
- El Cd, Cu y Fe se biomagnificaron a través del modelo de cadena tri-trófica.
- El modelo de cadena tri-trófica frijol- chapulín- araña demostró ser eficiente para evaluar el proceso de biomagnificación de MP, por lo que, se propone como un sistema para documentar la transferencia de diferentes xenobióticos.

9. CAPÍTULO 2

BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS EN LA CADENA TRI-TRÓFICA (*MEDICAGO SATIVA-SPHENARIUM PURPURASCENS-PEUCETIA VIRIDANS*)

9.1 METODOLOGÍA

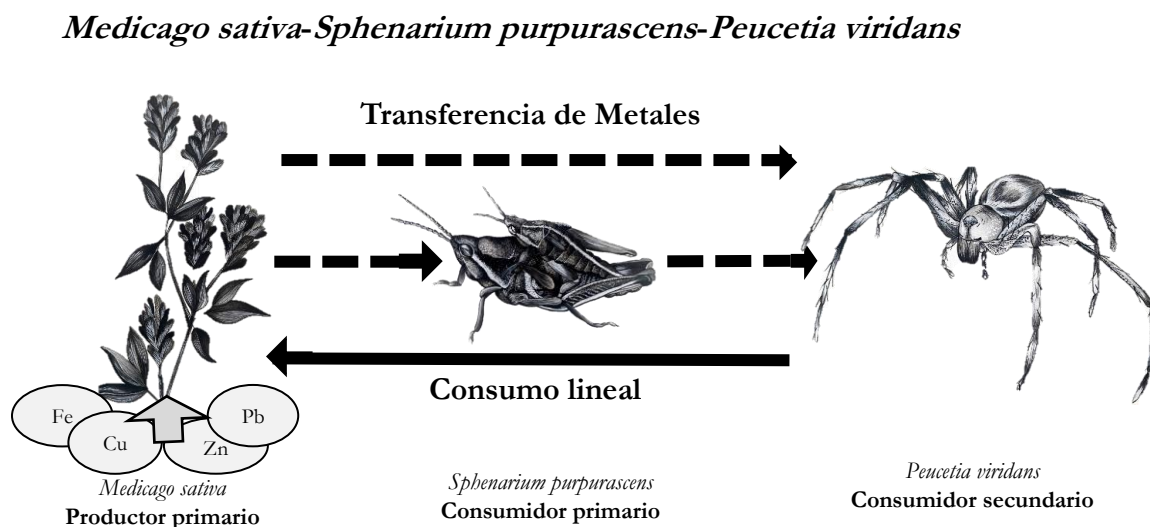


Figura 11. Cadena tri-trófica (*Medicago sativa-Sphenarium purpurascens-Peucetia viridans*). Líneas punteadas representan la transferencia de metales pesados por ingesta a través de los niveles tróficos y línea recta indica el consumo lineal.

El productor primario fue la alfalfa *M. sativa*, debido a que se ha documentado que esta planta puede bioacumular MP en sus tejidos como resultado de diversas actividades antropogénicas (Siebe, 1994) y en condiciones naturales es una de las principales fuentes de consumo del chapulín *S. purpurascens* (CESAVEG, 2007). Además, la alfalfa se utiliza para el forrajeo y el consumo humano. Como consumidor secundario se utilizó a la araña *P. viridans* debido a que es un depredador generalista y de manera natural consume individuos de *S. purpurascens* y al igual que el chapulín la araña es un excelente modelo de estudio debido a su alta capacidad para sobrevivir a condiciones no favorables (Castellanos-Vargas y Cano-Santana, 2009). Cabe mencionar que *S. purpurascens* y *P. viridans* se encuentran de manera natural en los jales de Huautla, Morelos, México.

Diseño experimental. Se tomaron muestras de los jales 1 y 2 de la zona minera de Huautla, Morelos, México (residuo expuesto), previamente recolectadas aleatoriamente (de cero a 30cm de profundidad) y homogenizadas, así como muestras de suelo del poblado de Quilamula, Morelos, México (sustrato control).

Se realizó la siembra de alfalfa en dos tratamientos, uno control y uno expuesto. Donde se sembró un total de 50 plantas en bolsas de invernadero (semillas conseguidas en el mercado local). Las bolsas de invernadero eran de 8 cm de alto y 7 cm ancho. En cada bolsa de invernadero se colocó sustrato para ambos tratamientos por separado, 25 bolsas contenían 250g (c/u) de sustrato jale (expuesto) y 25 bolsas en la misma proporción pero con sustrato control. Las plantas expuestas y control se sembraron simultáneamente, 10 plantas expuestas y 10 control se sembraron simultáneamente el 24 de septiembre de 2020 y 15 plantas expuestas y 15 control el 15 de octubre de 2020. Las plantas de alfalfa se mantuvieron en su respectivo sustrato durante todo el experimento (45 días).

Se realizaron las colectas de los chapulines y las arañas en el jale de Huautla por medio de búsqueda directa, con vasos con tapa de malla en un periodo de 10:00 a 18:00 horas, el 9 y 22 de octubre de 2020, con el fin obtener individuos exposición a MP. Así mismo, se colectaron individuos control en el poblado de Quilamula a 18° 29' 39" N, 99° 00' 11" O. De la muestra obtenida se utilizaron 90 chapulines expuestos, 90 chapulines control, 15 arañas expuestas y 15 arañas control, seleccionados con las siguientes características 1) sin presencia de ectoparásitos, 2) estadio adulto (ambas especies) y con 3) tallas corporales similares entre el depredador y la presa. Una vez realizadas las recolectas, los chapulines fueron colocados en contenedores de plástico con tapa de malla por separado (n= 6 individuos por contenedor, 3 hembras y 3 machos). Las arañas fueron colocadas individualmente en una caja de vidrio de 20 cm por 20 cm (cubo) con el fin de que tuviera suficiente espacio para cazar.

Los chapulines y las arañas se mantuvieron por 48 horas sin alimento antes de empezar los tratamientos con el fin que defecaran, las heces durante ese periodo fueron recogidas y desechadas. Ambos tratamientos tuvieron una duración de 30 días, pero empezaron 18 días

después de la siembra de las plantas de alfalfa. A los chapulines y las arañas se les agrego y cambio un algodón con agua (embotellada) diariamente por 30 días, para evitar la deshidratación de los organismos. Los chapulines y las arañas se mantuvieron en sus respectivos contenedores sin sustrato expuesto ni control, con el fin de que la única vía de exposición a MP fuera la ingesta de alimento. Las heces de los chapulines y las arañas fueron recolectadas y separadas por género para su posterior análisis.

Alimentación. Los chapulines expuestos fueron alimentados con material foliar de alfalfa crecido en sustrato jale y los chapulines control fueron alimentados con plantas de alfalfa crecido en sustrato control. En ambos tratamientos los chapulines se alimentaron *Ad libitum* un día sí y un día no, con material foliar fresco de alfalfa (hojas elegidas al azar y con un promedio de 30 días de siembra en su respectivo sustrato). Las arañas (depredador) expuestas fueron alimentadas con chapulines previamente alimentados con material foliar de alfalfa expuesta a MP y las arañas control fueron alimentadas con chapulines control. En ambos tratamientos cada araña se alimentó con un chapulín cada cinco días (porque la presa y el depredador tenían similares tamaños corporales). Ya que las arañas se alimentaron de los tejidos blandos del chapulín, se analizó la acumulación de MP en el exoesqueleto del chapulín por género (hembras y machos).

Las muestras control solo se utilizaron para comparar la adecuación de la araña *P. viridans* para cumplir con nuestro objetivo específico. La cuantificación de MP solo se realizó en las muestras expuestas a MP.

Conteo de descendencia. Cuando las arañas expuestas y control ovopositaron los ovisacos fueron separados en vasos con tapa con maya para facilitar el conteo de la descendencia. Cuando los huevos eclosionaron las arañas fueron contadas con un pincel humedecido con alcohol al 96%. La descendencia de cada ovisaco se colocó por separado en frascos con alcohol al 96% para realizar el conteo por triplicado.

Digestión ácida. Se tomaron muestras del material **foliar de la alfalfa, el cuerpo y exoesqueleto (ambos sin patas) de los chapulines y el cuerpo de las arañas**, los cuales

fueron secados a 60 °C y molidos. Adicionalmente, se utilizaron muestras de las heces de hembras y machos del chapulín y de la araña. Se pesaron 0.25 g y 0.125 g dependiendo de la cantidad de muestra para poder realizar la digestión ácida, se colocó cada muestra en un matraz kjeldahl añadiendo 10 mL de ácido nítrico (HNO₃) para las muestras de 0.25 g y 5 mL de HNO₃ para las muestras de 0.125 g. Las muestras fueron calentadas en una parrilla a una temperatura máxima de 550 °C por 60 minutos dentro de una campana de extracción. Las cuales fueron filtradas y aforadas con agua destilada hasta un volumen de 50 mL para las muestras de 0.25 g y un volumen de 25 mL para las muestras de 0.125 g, se colocaron en recipientes de plástico y fueron refrigeradas a 4 °C.

Cuantificación de metales

Se evaluó un total de 10 muestras en el espectrofotómetro de absorción atómica (By GBC CIENTIFIC EQUIPMENT) en el Laboratorio de Investigaciones Ambientales, CEIB-UAEM. Se realizó la lectura de Cd, Cr, Cu, Fe, Pb y Zn. La flama, la concentración y la curva de calibración se modificaron cada vez que fue necesario y de acuerdo para cada metal. Se utilizaron las soluciones estándares y las concentraciones conocidas para cada metal evaluado. Límite de detección; Cd (0.0004), Cr (0.003), Cu (0.001), Fe (0.005), Pb (0.01) y Zn (0.0005). Cada muestra se leyó por triplicado, además de realizarse las diluciones necesarias para leer el metal específico ajustando los cálculos al número de diluciones.

Análisis estadísticos. Se verificó la normalidad de los datos usando la prueba de Shapiro-Wilk y se corroboró la homocedasticidad de los datos. Ya que los datos presentaron una distribución normal se realizaron pruebas paramétricas. La prueba de t-student se utilizó para evaluar las concentraciones entre hembras y machos de los chapulines, entre hembras y machos de las arañas y entre el cuerpo en general de la araña y sus heces. Así mismo, se realizó esta prueba para evaluar las diferencias en la adecuación de la *P. viridans* de expuestos y control.

Las diferencias de las concentraciones para cada MP entre el cuerpo, las partes blandas, el exoesqueleto y las heces del chapulín fue evaluado con un análisis de varianza factorial. Este análisis también se utilizó para evaluar las diferencias de las concentraciones para cada MP entre cada nivel trófico (planta-chapulín-araña). Cuando hubo diferencias, se utilizó una prueba

de *Post hoc* de Tukey para identificar diferencias entre tratamientos. Los análisis estadísticos se realizaron con el software STATISTICA versión 7.0.

Asimismo, se calculó el enriquecimiento a través de la siguiente ecuación:

Enriquecimiento.

Es la relación entre la concentración del MP en el sustrato y lo bioacumulado en la planta, un valor >1 indica enriquecimiento de MP.

$$E = \frac{\text{Metal concentrado en sustrato}}{\text{Metal concentrado en la planta}}$$

Las concentraciones de las partes blandas del chapulín se utilizaron para evaluar la transferencia de MP del herbívoro al depredador ya que era lo que consumía la araña de su presa. Las concentraciones de las partes blandas del chapulín son la diferencia de acumulación para cada metal evaluado en su cuerpo sustrayendo lo concentrado en su exoesqueleto. Este análisis se realizó en general para ambos géneros (hembras y machos) e individualmente para cada género (Tabla 10, 11, 12).

Tabla 10. Valores promedio de concentración de metales pesados (mg/kg⁻¹) en cuerpo, partes blandas, exoesqueleto, heces en hembras y machos del chapulín *Sphenarium purpurascens* alimentado con *Medicago sativa* crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.

Metal pesado	Cuerpo	Partes blandas	Exoesqueleto	Heces
Cd	ND	ND	ND	ND
Cr	ND	ND	ND	ND
Cu	45.8	12.47	33.3	9.7
Fe	129.9	0	152.6	431.9
Pb	ND	ND	ND	ND
Zn	262.8	31.46	231.3	30.5

Tabla 11. Valores promedio de concentración de metales pesados (mg/kg⁻¹) en cuerpo, partes blandas, exoesqueleto y heces en hembras del chapulín *Sphenarium purpurascens* alimentado con *Medicago sativa* crecido en sustrato jale de Huautla, Moleros.

Metal pesado	Cuerpo	Partes blandas	Exoesqueleto	Heces
Cd	ND	ND	ND	ND
Cr	ND	ND	ND	ND
Cu	56.4	23.7	32.7	8.9
Fe	132.6	0	212.5	405.1
Pb	ND	ND	ND	ND
Zn	317.3	45.0	272.3	33.8

Tabla 12. Valores promedio de concentración de metales pesados (mg/kg⁻¹) en cuerpo, partes blandas, exoesqueleto y heces en machos del chapulín *Sphenarium purpurascens* alimentado con *Medicago sativa* crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.

Metal pesado	Cuerpo	Partes blandas	Exoesqueleto	Heces
Cd	ND	ND	ND	ND
Cr	ND	ND	ND	ND
Cu	35.2	1.2	34	10.5
Fe	127.2	34.5	92.7	458.1
Pb	ND	ND	ND	ND
Zn	208.3	17.9	190.3	27.3

9.2 RESULTADOS

9.2.1 ENRIQUECIMIENTO DE METALES PESADOS EN EL PRODUCTOR PRIMARIO

MEDICAGO SATIVA

Los resultados (valores promedio) en la acumulación de metales pesados en el material foliar de la alfalfa indicaron un enriquecimiento para la mayoría de los metales evaluados Cu > Fe > Cd > Zn, en contraste con las concentraciones registradas en el jale (valores promedio mg/Kg del jale 1 y jale 2 tomados de Solís, 2016), con excepción del Cr y el Pb que no fueron detectables (Tabla 13).

Tabla 13. Enriquecimiento (valores promedio) de metales pesados en el material foliar de *Medicago sativa* crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.

Metal pesado	Concentración en Jale	Planta (Productor)	Enriquecimiento
Cd	0.05	6.27	125.40
Cu	0.04	51.07	1276.75
Fe	0.4	504.47	1261.18
Zn	2.14	40.53	18.94

Cr y Pb= no detectable.

9.2.2 BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN EL CONSUMIDOR PRIMARIO

SPHENARIUM PURPURASCENS

Los resultados de las concentraciones (mg/kg⁻¹) de MP de los chapulines alimentados con material foliar de alfalfa crecido en sustrato jale (valores, promedio \pm e. e), indicaron que existen diferencias significativas de acumulación entre géneros. Las hembras acumularon significativamente más Cu (hembras: 56.40 ± 0.80 ; machos: 35.20 ± 0.72 , $t_4 = 34.093$, $P = 0.0000$),

y más Zn (hembras: 317.27 ± 1.03 ; machos: 208.27 ± 5.22 , $t_4 = 35.485$, $P = 0.0000$) en contraste con los machos. El Fe no presentó diferencias significativas de acumulación entre géneros, el Cd, Cr y Pb no fueron detectados (Tabla 14).

Tabla 14. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg^{-1}) entre hembras y machos del chapulín *Sphenarium purpurascens* alimentado con *Medicago sativa* crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.

Exposición Metal pesado	<i>Sphenarium purpurascens</i> (mg/kg^{-1})				
	Hembra	Macho	Total	t_4	P
Cu	56.400 ± 0.800	35.200 ± 0.721	45.800 ± 11.632	34.093	0.0000
Fe	132.600 ± 5.126	127.200 ± 5.503	129.900 ± 5.601	1.244	0.282
Zn	317.267 ± 1.026	208.267 ± 5.220	262.767 ± 59.797	35.485	0.0000

Cd, Cr, Pb= no detectados. Números en rojo denotan diferencias significativas.

Se detectó un efecto significativo del cuerpo, las partes blandas, el exoesqueleto y las heces del chapulín expuesto a alimento contaminado con MP, sobre la bioacumulación de Cu y Zn los cuales se bioacumulaban mayormente en el cuerpo del chapulín mostrando el siguiente patrón: cuerpo > exoesqueleto > partes blandas > heces. En contraste el Fe se concentró más en las heces del chapulín presentando el siguiente patrón: heces > exoesqueleto > cuerpo > partes blandas. El Cd, Cr y Pb no fueron detectables en las estructuras evaluadas (Tabla 15).

Tabla 15. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg^{-1}) en cuerpo, partes blandas, exoesqueleto y heces del chapulín *Sphenarium purpurascens* alimentado con *Medicago sativo* crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.

Exposición		<i>Sphenarium purpurascens</i> (mg/kg^{-1})							
Metal pesado	Cuerpo	Partes blandas		Exoesqueleto		Heces		F_{20}	
Cu	45.800		12.467		33.333		9.733	24.472***	
	\pm	a	\pm	b	\pm	a	\pm		b
	11.632		12.354		1.184		1.490		
Fe	129.900		17.267		152.600		431.867	125.548***	
	\pm	a	\pm	b	\pm	a	\pm		c
	5.601		20.489		67.460		30.549		
Zn	262.767		31.467		231.300		30.533	63.069***	
	\pm	a	\pm	b	\pm	a	\pm		b
	59.797		16.909		45.817		4.693		

Cd, Cr, Pb= no detectable. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $P < 0.05$ (Tukey). ***= $P < 0.001$. Asteriscos en rojo denotan diferencias significativas.

Los chapulines expuestos a metales pesados presentaron mecanismos eficientes de desintoxicación de MP por medio de su exoesqueleto y sus heces. El chapulín acumuló y eliminó el Cd en la misma proporción. En contraste el Cu y el Zn se eliminaron con mayor eficiencia en el exoesqueleto (Cu 37.5%, Zn 44.1%). Por último, el Fe se eliminó en mayor proporción (60.5%) en las heces que en contraste con el exoesqueleto (Tabla 16).

Tabla 16. Porcentaje (valores, promedio \pm e. e) de desintoxicación en exoesqueleto y heces, del chapulín *Sphenarium purpurascens* alimentado con *Medicago sativa* crecido en sustrato jale de Huautla, Morelos.

Metal pesado	Exoesqueleto %	Heces %
Cd	Constante	Constante
Cu	37.5	10.9
Fe	21.4	60.5
Zn	44.1	5.8

9.2.3 BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN EL CONSUMIDOR SECUNDARIO

PEUCETIA VIRIDANS

Los resultados de las concentraciones (mg/kg^{-1}) de MP de las arañas alimentadas con chapulines expuestos a alimento contaminado con MP (valores, promedio \pm e. e), indicaron que existen diferencias significativas de acumulación entre géneros. Las hembras bioacumularon significativamente más Cu (64.93 ± 1.89 ; $t_4 = 7.6$, $P = 0.001$) que los machos; (50.07 ± 2.89). En contraste el Zn se bioacumulo mayoritariamente en los machos (287.27 ± 16.48 , $t_4 = 24$, $P = 0.0000$) que las hembras (58.07 ± 3.19). El Cd y el Fe no presentaron diferencias significativas entre géneros. El Cr y el Pb no fueron detectados (Tabla 17).

Tabla 17. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg⁻¹) entre hembras y machos de la araña *Peucetia viridans* alimentado con *Sphenarium purpurascens* contaminado con metales pesados.

Exposición	<i>Peucetia viridans</i> (mg/kg ⁻¹)					
	Metal pesado	Hembra	Macho	Total	<i>t</i> ₄	<i>P</i>
	Cd	1.133 \pm 0.306	1.267 \pm 0.462	1.200 \pm 0.358	0.42	0.698
	Cu	64.933 \pm 1.890	50.06 \pm 2.890	57.500 \pm 8.423	7.57	0.001
	Fe	416.867 \pm 24.739	413.467 \pm 14.782	415.167 \pm 18.322	0.2	0.848
	Zn	58.067 \pm 3.189	287.267 \pm 16.476	172.667 \pm 125.986	23.7	0.0000

Cr, Pb= no detectados. Números en rojo denotan diferencias significativas.

Los resultados (promedio \pm e. e) de la acumulación de MP entre el cuerpo de la araña *P. viridans* y lo concentrado en sus heces, denotaron diferencias significativas de acumulación de Cd ($t_7= 5.2$, $P= 0.001$), siendo mayormente concentrado en las heces de la araña (3.13 \pm 0.81) que en contraste con su cuerpo (1.20 \pm 0.36). El Cu (cuerpo: 57.50 \pm 8.42, $t_7= 8.7$, $P= 0.0000$) y el Fe (cuerpo: 415.17 \pm 18.32, $t_7= 6.1$, $P= 0.0005$) fueron mayormente acumulados en el cuerpo de la araña que en contraste con sus heces (Cu: 13.73 \pm 0.95; Fe: 337.53 \pm 17.40). El Zn no presentó diferencias significativas y el Cr y el Pb no fueron detectables en ninguna de las variables (Tabla 18).

Tabla 18. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg^{-1}) en cuerpo y heces de la araña *Peucetia viridans* alimentado con *Sphenarium purpurascens* contaminado con metales pesados.

Exposición	<i>Peucetia viridans</i> (mg/kg^{-1})					
	Metal pesado	Hembra	Macho	Total	t_7	<i>P</i>
Cd		1.200 \pm 0.358	3.133 \pm 0.809	1.844 \pm 1.085	5.19	0.001
Cu		57.500 \pm 8.423	13.733 \pm 0.945	42.911 \pm 22.879	8.67	0.0000
Fe		415.167 \pm 18.322	337.533 \pm 17.402	389.289 \pm 42.335	6.08	0.0005
Zn		172.667 \pm 125.986	225.800 \pm 7.200	190.378 \pm 103.146	0.71	0.5034

Cr, Pb= no detectados. Números en rojo denotan diferencias significativas.

9.2.4 EFECTOS EN LA ADECUACIÓN DE *PEUCETIA VIRIDANS* DERIVADO DE LA EXPOSICIÓN A METALES PESADOS

Se registraron diferencias en el número de descendencia (promedio \pm e. e) de la araña *P. viridans* entre el tratamiento expuesto a metales pesados y el control. Donde las arañas control muestran un mayor número de descendencia (260 \pm 53.98) que las arañas expuestas a metales pesados (202.83 \pm 37.16, Tabla 19).

Tabla 19. Valores (promedio \pm e. e) del número de descendencia de *Peucetia viridans*. entre tratamiento control y expuesto a alimento contaminado con metales pesados.

	Tratamiento	
	Expuesto	Control
	202.833 \pm 37.16	260 \pm 53.9814
Total	230.2307 \pm 51.2333	
	$t_{11} = 2.1366, P = 0.05$	

Números en rojo denotan diferencias significativas.

9.2.5 BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN LA CADENA TRI-TRÓFICA (*MEDICAGO SATIVA-SPHENARIUM PURPURASCENS-PEUCETIA VIRIDANS*)

Se detectó un efecto significativo de la planta, las partes blandas del chapulín y las araña sobre la bioacumulación de Cd y Fe los cuales fueron significativamente más acumulados en el productor primario mostrando el siguiente patrón: planta > araña > partes blandas del chapulín. En contraste el Cu y el Zn se bioacumularon mayormente en el depredador presentando el siguiente patrón: araña > planta > partes blandas del chapulín y el Cr y el Pb no fueron detectados en ninguno de los eslabones tróficos (Tabla 20).

Tabla 20. Valores (promedio \pm e. e) de concentración de metales pesados (mg/kg^{-1}) en el material foliar de la planta *Medicago sativa*, en las partes blandas del chapulín *Sphenarium purpurascens* y en el cuerpo la araña *Peucetia viridans* contaminados con metales pesados.

Exposición		Nivel trófico (mg/kg^{-1})				
Metal pesado	Planta Hoja (Productor)		Chapulín Partes blandas		Araña Cuerpo (Depredador)	F_{12}
Cd	6.267 \pm 1.973	a	0.0002 \pm 0.000	b	1.200 \pm 0.358	b 57.946***
Cu	51.067 \pm 2.101	a	12.467 \pm 12.354	b	57.500 \pm 8.423	a 35.708***
Fe	504.467 \pm 20.144	a	17.267 \pm 20.489	b	415.167 \pm 18.322	c 881.74***
Zn	40.533 \pm 13.707	a	31.467 \pm 16.909	a	172.6677 \pm 125.986	b 5.093*

Cr, Pb= no detectados. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $P < 0.05$ (Tukey). * = $P < 0.05$, *** = $P < 0.001$. Números en rojo denotan diferencias significativas..

9.3 DISCUSIÓN

9.3.1 ENRIQUECIMIENTO DE METALES PESADOS EN EL PRODUCTOR PRIMARIO *MEDICAGO SATIVA L.*

Nuestros resultados mostraron que las hojas de alfalfa enriquecieron y bioacumularon la mayoría de los metales evaluados, con excepción del Cr y el Pb que no fueron detectados. El patrón de enriquecimiento fue el siguiente, Cu > Fe > Cd > Zn.

Se ha informado en varios estudios que la alfalfa tiene un alto potencial para absorber metales tóxicos, acumula concentraciones de metales por encima de la tolerancia de otras especies y se considera como una especie con potencial de fitorremediación (especie estabilizadora de Cd, Cu, Fe, Pb, Zn y As, ya que las mayores concentraciones de metales los retiene en las raíces (Singh *et al.*, 2009; Bytyqi y Sherifi, 2010; Al-Rashdi y Sulaiman, 2013; Chen *et al.*, 2011). Razón por la que el Pb y el Cr en nuestro estudio no se translocaron hacia la parte aérea de la planta.

Rezaeian *et al.* (2019) reportaron que la alfalfa de áreas industriales acumula mayores concentraciones de metales esenciales que los metales no esenciales, lo que apoya nuestros resultados, donde el enriquecimiento de Cu y Fe fueron 10 veces mayores que el Cd.

La acumulación del Cd en la alfalfa dependen de la concentración del medio, disminuye el contenido de K, Mg, Ca y Fe (Drazic *et al.*, 2006). La mezcla de metales (Cd y Cu de 10 a 20 ppm; mezcla de relaves Cd, Cu, Hg, Pb y Zn) en la alfalfa inhiben la germinación de las semillas y el crecimiento de la planta, pero cuando las concentraciones de estos son bajas en el medio aumentan el tamaño de los brotes, en contraste no se ha documentado en qué nivel el Zn puede afectar a la alfalfa ya que hasta 40 mg/kg este metal tiene efectos positivos (Peralta *et al.*, 2001; Singh *et al.*, 2009; Aydinalp y Marinova, 2009; Chen *et al.*, 2015). El Pb y el Cd influyen en el número de estomas de las hojas de alfalfa (respuesta fisiológica), por lo que sugieren a la especie como una especie indicadora de MP (Bytyqi y Sherifi, 2010). Además, la mezcla de Cd,

Cu, Hg, Pb, Zn y As influyen en la fotosíntesis, especialmente en la cadena de transporte de electrones en el fotosistema (Chen *et al.*, 2011).

A pesar de las afectaciones que los MP y el As pueden inducir en la alfalfa, esta puede tolerar la toxicidad de múltiples metales, ya que puede mantener un buen nivel nutritivo y presenta hormesis (Peralta *et al.*, 2001; Zenovia *et al.*, 2008; Chen *et al.*, 2011).

La bioacumulación de MP en la alfalfa es de suma importancia, porque los metales pueden ingresar a las cadenas tróficas, adicionalmente, es una especie que se utiliza ampliamente en la alimentación del ganado y es fuente de alimento de la población (Rezaeian *et al.*, 2019).

9.3.2 TRANSFERENCIA DE METALES PESADOS PRESA/DEPREDADOR

Nuestros resultados mostraron que la presa (chapulín) transfirió metales esenciales (Cu, Fe y Zn) al depredador (araña). A pesar de que el Cd se presentó en bajas concentraciones (bajo los niveles de detección) en el chapulín, este metal fue bioacumulado en la araña. Aunado, el Pb y el Cr no fueron detectados en ningún eslabón trófico.

El Cd se pudo transferir a través de los niveles tróficos a pesar de que se encontraba en bajas concentraciones, porque se ha documentado que este metal tiene una gran eficiencia de transporte en las cadenas tróficas, en comparación con otros metales como el Pb, lo que apoya nuestros resultados (Roberts y Johnson, 1978; Kumar y Agrawal, 2005).

Por otro lado, el Cu y el Fe se transfirieron porque la alfalfa (alimento del chapulín) los bioacumulo en altas concentraciones, ya que la transferencia excesiva de metales se controla mediante la barrera suelo-planta (Patra *et al.*, 2004). Además, estos metales al igual que el Zn son elementos esenciales por lo cual son fáciles de absorber por las plantas y los animales, por lo que la diferencia de acumulación de estos metales se debe a la ingesta y captación de elementos, requisitos nutricionales y a la interacción entre elementos, ya que estos también

pueden entrar en competencia (Sánchez-Chardi *et al.*, 2009). Se ha reportado que la acumulación de un metal sobre otro en ciertos órdenes de invertebrados está determinada por el hábitat, la dieta y las respuestas fisiológicas de las especies (Van Straalen y Van Wensem, 1986).

Nuestros resultados mostraron que los MP se transfirieron a través del modelo de cadena trófica (alfalfa-chapulín-arañas) pero no se biomagnificaron. Este proceso no se pudo presentar debido a los mecanismos homeostáticos de absorción y eliminación de metales (Van Straalen y Van Wensem, 1986).

En nuestro estudio el chapulín (presa) presentó una desintoxicación constante de Cd, lo que implica que prácticamente absorbió y eliminó este metal en la misma proporción, así mismo el chapulín eliminó el 60.5 % de Fe por medio de sus heces. Además, el 37.5 % de Cu y el 44.1 % de Zn por medio de su exoesqueleto, concentraciones no transferidas al depredador (araña) ya que este solo se alimentó de las partes blandas de su presa. Por su parte, la araña *P. viridans* presentó 2.6 veces más Cd en sus heces que en contraste con su cuerpo. La transferencia de metales hacia las heces reduce las cargas corporales de sustancias tóxicas (Heikens *et al.*, 2001).

Nuestros resultados son apoyados por los de Zhuang y Shu (2009) los cuales estudiaron la transferencia de Pb, Zn, Cu y Cd en un modelo planta-insecto-pollo, sus resultados al igual que los nuestros mostraron la transferencia de estos MP pero no su biomagnificación, debido a la eliminación de los metales evaluados por medio de las heces de la presa y su depredador.

9.3.3 EFECTO DE LOS METALES PESADOS SOBRE LA DESCENDENCIA DE *PEUCETIA VIRIDANS*

Nuestros resultados mostraron una disminución en el número de huevos de la araña *P. viridans* por las concentraciones de MP en su alimento, en contraste con las arañas control.

La desintoxicación de MP en los organismos que habitan ambientes contaminados crónicamente implica un gasto energético (Migula *et al.*, 2013). En conjunto con el gasto energético causado por el estrés metálico, resulta en mayores niveles de inestabilidad en el desarrollo y bajas en la reproducción (Hendrickx *et al.*, 2003).

Nuestros resultados son apoyados por los de Chen *et al.* (2011), los cuales reportan que la araña *Pardosa astrigera* presentó una reducción en el número de su descendencia cuando estuvieron expuestas a PbCl₂ y ZnCl₂, en comparación con las arañas control, por lo cual concluyeron que para protegerse de los efectos de los MP los animales presentan mecanismos de desintoxicación para llevar a cabo sus funciones biológicas normales, pero implica un costo en el desarrollo, crecimiento y reproducción.

Homa *et al.* (2003) reportaron que en la lombriz de tierra *Allolobophora chlorotica* presento una alta mortalidad, una reducción en su masa corporal y su reproducción fue inhibida por completo en sitios contaminados por Cd, Cu, Pb y Zn, concluyendo que en sitios altamente contaminados la salud y la viabilidad de esta especie es afectada.

Otra respuesta adaptativa al estrés metálico es el aumento en el tamaño de huevos tras reducir el número de huevos, ya que los descendientes más grandes tienen probabilidades mayores de supervivencia, maduración más temprana y un desarrollo más rápido cuando se encuentran ante la presencia de Cd, Pb, Cu y Zn (Hendrickx *et al.*, 2003).

La toxicidad de los MP no solo está determinada por las características físicoquímicas del ambiente, sino también por la susceptibilidad de los organismos, los cuales probablemente cambien sus estrategias reproductivas para sobrevivir (Hendrickx *et al.*, 2003; Puga *et al.*, 2006). Por lo que la investigación de la transferencia de MP en las cadenas tróficas así como sus efectos genotóxicos en los eslabones es de suma importancia (Cervantes-Ramírez *et al.*, 2018).

9.4 CONCLUSIONES

- El material foliar de la alfalfa presentó el siguiente patrón de acumulación de metales pesados Cu > Fe > Cd > Zn.
- Solo se transfirieron los metales esenciales (Cu, Fe y Zn) de la planta al herbívoro.
- Las hembras del herbívoro *S. purpurascens* acumularon significativamente más Cu y Zn que en contraste con los machos.
- El exoesqueleto del herbívoro mostro ser un órgano blanco eficiente para la desintoxicación de metales.
- El herbívoro y el depredador *P. viridans* presentaron mecanismos de desintoxicación de metales por medio de sus heces.
- El Cd se encontró bajo los límites de detección en el herbívoro, sin embargo se transfirió a la araña *P. viridans*.
- La araña *P. viridans* (depredador) bioacumulo Cd, Cu, Fe y Zn. Las hembras bioacumularon significativamente más Cu en contraste con los machos. El Zn presento un patrón inverso.
- Se registraron diferencias en el número de descendencia de *P. viridans* (depredador) expuestas y control, mostrando una mayor descendencia las arañas control.
- Se presentó una transferencia de Cu, Cd y Zn a través de cada eslabón trófico *Medicago sativa*- *Sphenarium purpurascens*- *Peuceitia viridans*.
- El Pb y Cr no fueron detectados en ninguno de los eslabones tróficos.

10. CONCLUSIONES GENERALES

- El material foliar de ambas cadenas tróficas (frijol y alfalfa) acumularon Fe, Cu, Cd y Zn, con excepción del Pb que sólo fue acumulado en el frijol.
- En la primera cadena trófica se transfirieron metales esenciales y no esenciales del frijol (productor primario) al chapulín (herbívoro). En contraste en la segunda cadena solo se transfirieron metales esenciales de la alfalfa (productor primario) al chapulín (herbívoro).
- Los chapulines de ambas cadenas tróficas bioacumularon metales de forma diferencial entre sexos. Donde los chapulines hembras de ambas cadenas acumularon significativamente más Zn que los machos.
- El *S. purpurascens* (chapulín) de ambas cadenas, *N. oaxacensis* (depredador/primer cadena trófica), *P. viridans* (depredador/segunda cadena trófica) presentaron un mecanismo de desintoxicación de metales por medio de sus heces.
- El exoesqueleto del chapulín *S. purpurascens* de ambas cadenas resulto ser un órgano blanco.
- El Cd presentó una mayor transferencia en ambas cadenas tróficas, en comparación con el Pb.
- *N. oaxacensis* y *P. viridans* (depredadores) bioacumularon Cd, Cu, Fe y Zn.
- Se registraron diferencias en el número de descendencia de *P. viridans* (depredador) expuestas y control, mostrando una mayor descendencia las arañas control.
- El Cd, Cu y Fe se biomagnificaron a través del modelo de cadena tri-trófica *P. vulgaris-S. purpurascens-N. oaxacensis*.
- El Cr no fue detectado en ambas cadenas tróficas. En contraste el Pb no fue detectado en la segunda cadena
- Los estudios de la transferencia y la biomagnificación de metales pesados a través de las cadenas tróficas son de suma importancia ya que son los procesos por los cuales se pueden observar los efectos ecológicos.

12. LITERATURA CITADA

- Aldoobie, N., F. y Beltagi, M., S. 2013. Physiological, biochemical and molecular responses of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants to heavy metals stress. African Journal of Biotechnology. 12: 1-9.
- Ali, H. y Khan, E. 2018. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/ webs—Concepts and implications for wildlife and human health. Human and Ecological Risk Assessment: An international Journal 25: 1353-1376.
- Al-Rashdi, T., T. y Sulaiman, H. 2013. Bioconcentration of heavy metals in Alfalfa (*Medicago sativa*) from farm soils around Sohar industrial area in Oman. APCBEE procedia. 5: 271-278.
- Arango, A. y Rico-Gray, V. 2000. Population structure, seasonality, and habitat use by the green lynx spider *Psecetia viridans* (Oxyopidae) inhabiting *Cnidioscolus aconitifolius* (Euphorbiaceae). The journal of Arachnology. 185-194.
- Arroyo, R. 2000. Producción y utilización de la alfalfa en la zona norte de México. Inifap. 1-102.
- Aydinalp, C. y Marinova, S. 2009. The effects of heavy metals on seed germination and plant growth on alfalfa plant (*Medicago sativa*). Bulgarian Journal of Agricultural Science. 15: 347-350.
- Bhardwaj, P. Chaturvedi, A., K. y Prasad, P. 2009. Effect of Enhanced Lead and Cadmium in soil on Physiological and Biochemical attributes of *Phaseolus vulgaris* L. Nature and Science 7: 63-75.
- Bytyqi, A., y Sherifi, E. 2010. Cadmium and lead accumulation in Alfalfa (*Medicago sativa* L.) and their influence on the number of stomata. Mater. Technol. 44: 277-282.

- Cano-Santana, Z. 1998. Identificación de los estadios de desarrollo de *Sphenarium purpurascens* Charpentier (Orthoptera: Pyrgomorphidae) por el tamaño de su cabeza. *Entomología Mexicana*. 65-66.
- Carrere, R. 2004. Minería, Impactos sociales. Movimiento mundial por los Bosques tropicales. Uruguay. 180p.
- Castañeda-Espinoza, J., Salinas-Sánchez, D., Mussali-Galante, P., Castrejón-Godínez, M., Rodríguez, A., González-Cortazar, M., Zamilpa-Álvarez, A. y Tovar-Sánchez E. 2022. *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae) as a phytoremediator for soils contaminated by heavy metals in abandoned mines. *Environmental Science and Pollution Research*. 1-21.
- Castellanos-Vargas, I. y Cano-Santana, Z. 2009. Historia natural y ecología de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. 337-346.
- Cervantes-Ramírez, L., T. Ramírez-López, M. Mussali-Galante, P. Ortiz-Hernández, M. Sánchez-Salinas, E. y Tovar-Sánchez, E. 2018. Heavy metal biomagnification and genotoxic damage in two trophic levels exposed to mine tailings: a network theory approach. *Revista chilena de historia natural*. 3-13.
- CESAVEG, Comité Estatal de Sanidad Vegetal del Estado de Guanajuato. 2007. Campaña contra chapulín. *SAGARPA*. 1-12.
- Chaoui, A. Ghorbal, M., H. y El Ferjani, E. 1997. Effects of cadmium-zinc interactions on hydroponically grown bean (*Phaseolus vulgaris* L.). *Plant Science* 126: 21–28
- Chapman, R. 2013. *The Insects, structure and function*. Estados Unidos de América: Chambridge University Press. 962p.
- Chen, X., Q. Zhang, Z., T. Liu, R. Zhang, X., L. Chen, J. y Peng, Y. 2011. Effects of the metals lead and zinc on the growth, development, and reproduction of *Pardosa astrigera*

(Araneae: Lycosidae). Bulletin of environmental contamination and toxicology. 86: 203-207.

Covarrubias, S. y Peña, J. 2017. Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 7-21.

Cueva Del Castillo, R. Núñez-Farfán, J. y Cano-Santana, Z. 1999. The role of body size in mating success of *Sphenarium purpurascens* in Central Mexico. Ecological Entomology. 146-155.

De la Cruz, N. 2018. Efecto de la bioacumulación de metales en la población de *Liomys irroratus* (Gray 1868) que habita los jales de Huautla, Morelos: un enfoque multibiomarcadores. Tesis, Maestría, Centro de Investigaciones en Biotecnología, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 76p.

Dorado, O., Maldonado, B., Arias, D, M., Sorani, V., Ramírez, R., Leyva, E., y Valenzuela, D. 2005. Programa de Conservación y Manejo de Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla México. *Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas*. 1-207.

Drazic, G. Mihailovic, N. y Lojic, M. 2006. Cadmium accumulation in *Medicago sativa* seedlings treated with salicylic acid. *Biologia Plantarum*. 50: 239-244.

Esteves, J. 2018. Evaluación del daño genético y la inestabilidad en el desarrollo del cráneo en la especie centinela *Peromyscus melanophrys* que habita en zonas mineras. Tesis, Maestría, Centro de Investigaciones en Biotecnología, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 90p.

Fontana, P. Buzzetti, M. y Pérez R. 2006. Guía fotográfica de chapulines, langostas, grillos y esperanzas de México. WBA Handbooks. 272 p.

Gajic, G. Djurdjevic´, L. Kostic´, O. Jaric´, S. Mitrovic´, M. y Pavlovic, P. 2018. Ecological Potential of Plants for Phytoremediation and Eco restoration of Fly Ash Deposits and Mine Wastes.

- Gall, J., E. Boyd, R., S. y Rajakaruna, N. 2015. Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environmental monitoring and assessment*. 1-21.
- Gjorgieva, D. Panovska, T. Ruskovska, T. Bačeva, K. y Stafilov, T. 2013. Mineral nutrient imbalance, total antioxidants level and DNA damage in common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) exposed to heavy metals. *Physiology and Molecular Biology of Plants*. 499-507.
- González-Brito, W. 2015. Efecto de un gradiente de contaminación por jales mineros sobre las comunidades de artrópodos asociados a la vegetación y con énfasis en el orden Araneae en Huautla, Morelos, Tesis, Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 89p.
- Gutiérrez-Ruiz, M. Romero, F. y González-Hernández, G. 2007. Suelos y sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos en la zona minera de Santa Bárbara, Chihuahua, México. *Revista mexicana de ciencias geológicas*. 170-184.
- Hamid, N. Bukhari, N. y Jawaid, F. 2010. Physiological responses of *Phaseolus vulgaris* to different lead concentrations. *Pak. J. Bot* 42: 239-246.
- Heikens, A. Peijnenburg, W. y Hendriks, A., J. 2001. Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates. *Environmental Pollution*. 113: 385-393.
- Heinz-Rüdiger, K. Karl-Heinz, K. y Gerd, A. 1995. Content, absorption quantities and intracellular storage sites of heavy metals in Diplopoda (Arthropoda). *BioMetals*. 37-46.
- Hendrickx, F. Maelfait, J., P. y Lens, L. 2003. Relationship between fluctuating asymmetry and fitness within and between stressed and unstressed populations of the wolf spider *Pirata piraticus*. *Journal of Evolutionary Biology*. 16: 1270-1279.
- Hernández-Gómez, M. 2015. Estructura de la comunidad de Microartrópodos a través de un gradiente de contaminación por metales pesados en Huautla, Morelos. Tesis, Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 55p.

- Homa, J. Niklinska, M. y Plytycz, B. 2003. Effect of heavy metals on coelomocytes of the earthworm *Allolobophora chlorotica*: the 7th international symposium on earthworm ecology· Cardiff· Wales· 2002. *Pedobiologia*. 47: 640-645.
- Hunter, B. Hunter, L. Johnson, M. y Thompson, D. 1987. Dynamics of metal accumulation in the Grasshopper *Chorthippus brunneus* in contaminated grasslands. *Arch Environ.Contain. Toxicol.* 711-716.
- Janssen, M., P., M. Bruins, A. De Vries, T., H. y Van Straalen, N., M. 1991. Comparison of cadmium kinetics in four soil arthropod species. *Environmental Contamination and Toxicology*. 20: 305-312.
- Janssen MP, Ma WC, Van Straalen N, M. 1993. Biomagnification of metals in terrestrial Ecosystems. *Science of the Total Environment* 134: 511-524.
- Jiwan, S. y Ajay, K. 2011. Effects of heavy metals on soil, plants, human health and aquatic life. *International journal of Research in Chemistry and Environment*. 15-21.
- Jung, C. Lee, S. Jung, M. Lee, J. Lee, S. y Lee S. 2005. Accumulated Heavy Metal Content in Wolf Spider, *Pardosa astrigera* (Araneae: Lycosidae), as a Bioindicator of Exposure. *Ecology and behavior*. 8: 185-192.
- Karaca, O. Cameselle, C. y Reddy, K. 2018. Mine tailing disposal sites contamination problems, remedial options and phytocaps for sustainable remediation. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 205-228.
- Karaman, M., R. y Brohi, A., R. 1999. Kelkit Çayından Siltasyon ile Tarima Yeni Kazandırılan Topraklarda Demir-Çinko Gübrelemesinin Fasülye (*Phaseolus vulgaris L.*) Bitkisi'nin Büyüme ve Mineral Besin Elementi Konsantrasyonuna Etkisi. *Agriculture and Forestry* 2: 341-348.
- Khan, A. Khan, S. Khan, M., A. Qamar, Z. y Waqas, M. 2015. The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. *Environmental Science and Pollution Research*. 22: 13772-13799.

- Kirbag, Z. y Munzuroglu, O. 2005. Effects of some heavy metals on content of chlorophyll, proline and some antioxidant chemicals in bean (*Phaseolus vulgaris* L.) seedlings. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica*. 47: 157-164.
- Kumar, S. y Agrawal, M. 2005. Biological effects of heavy metals: an overview. *Journal of environmental Biology*. 26: 301-313.
- Kumar, V. Chauhan, R., K. Srivastava, S. Singh, J. Kumar, y P. 2018. Contamination, enrichment and translocation of heavy metals in certain leafy vegetables grown in composite effluent irrigated soil. *Agriculture and Environmental Science* 3: 252-260.
- Levi, H. 1993. American *Neoscona* and corrections to previous revisions of Neotropical orb-weavers (Araneae: Araneidae). *Psyche*, Cambridge. 221-239.
- MacFarlane, G., R. Booth, D., J. y Brown, K., R. 2000. The semaphore crab, *Heloeccius cordiformis*: bio-indication potential for heavy metals in estuarine systems. *Aquatic Toxicology*. 50: 153-166.
- Martínez-Becerril, C. 2009. Efecto de los metales pesados en jales mineros sobre la comunidad vegetal de la microcuenca Huautla y el daño genotóxico en su herbívoro dominante *Peromyscus levipes* (Rodentia: Muridae). Tesis, Maestría, Facultad de Ciencias Naturales. Santiago de Querétaro, Querétaro. 108p.
- Martinez-Jasso, C. 2002. Ecología e Historia Natural de *Neoscona oaxacensis* (Araneae: Araneidae) en la Resera Ecológica del Pedregal de San Ángel, México; Selección de Hábitat y análisis poblacional. Tesis, Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México. 86p.
- Mazumdar, K. y Das, S. 2014. Phytoremediation of Pb, Zn, Fe, and Mg with 25 wetland plant species from a paper mill contaminated site in North East India. *Environ Sci Pollut Res* 22: 701-710.
- Mejía, J. Carrizales, L. Rodríguez, V. Jiménez, M. y Díaz, F. 1999. Un método para la evaluación de riesgo para la salud en zonas mineras. *Salud pública de México*. 132-140.

- Migula, P. Wilczek, G. y Babczyńska, A. 2013. Effects of heavy metal contamination. Springer, Berlín, Heidelberg.
- Miranda, D. Carranza, C. Rojas, C. Jerez, C. Fischer, G. y Zurita, J. 2011. Acumulación de metales pesados en suelo y plantas de cuatro cultivos hortícolas, regados con agua del río Bogotá. Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas. 180-191.
- Muro-González, D. Mussali-Galante, P. Valencia-Cuevas, L. Flores-Trujillo, K. Tovar-Sánchez, E. 2020. The morphological, physiological and genotoxic effects of heavy metal bioaccumulation in *Prosopis laevigata* reveal its potential for phytoremediation. Environmental Science and Pollution Research. 40187-40204.
- Mussali-Galante, P. Tovar-Sánchez, E. Valverde, M. Valencia-Cuevas, L. y Rojas, E. 2013. Evidence of population genetic effects in *Peromyscus melanophrys* chronically exposed to mine tailings in Morelos, Mexico. Environmental Science and Pollution Research. 7666-7679.
- Myung-Pyo, J. y Joon-Ho, L. 2012. Bioaccumulation of heavy metals in the Wolf spider, *Pardosa astrigera* L. Koch (Araneae: Lycosidae). Environ Monit Assess. 17733-1779.
- Navarro-Aviñó, J. Aguilar, A. y López-Moya, J. 2007. Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. Ecosistemas. 10-25.
- Páez-Osuna, F. y Tron-Mayen, L. 1996. Concentration and distribution of heavy metals in tissues of wild and farmed shrimp *Penaeus vannamei* from the northwest coast of Mexico. Environment International. 2: 443-450.
- Patra, M. Bhowmik, N. Bandopadhyay, B. y Sharma, A. 2004. Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. Environmental and Experimental Botany 52: 199–223.
- Peralta, J., R. Gardea-Torresdey, J., L. Tiemann, K., J. Gomez, E. Arteaga, S. Rascon, E. y Parsons J., H. 2001. Uptake and Effects of Five Heavy Metals on Seed Germination

- and Plant Growth in Alfalfa (*Medicago sativa* L.). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 66: 727-734.
- Prieto, M. González, C. Román, A. y Prieto, F. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. Tropical and Subtropical Agroecosystems. 29-44
- Prieto-García, F. Méndez-Marzo, M. Martínez-Pezina, F. y Prieto-Méndez, J. 2007. Presencia de metales pesados en cultivos del Valle del Mezquital, México. Revista Latinoamericana de Recursos Naturales. 100-110.
- Puga, S. Sosa, M. Lebgue, T. Quintana, C. y Campos, A. 2006. Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera: Heavy metals pollution in soils damaged by mining industry. Ecología Aplicada. 149-155.
- 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. 49-59.
- Rebollo-Salinas, D. 2019. Biomagnificación de metales pesados en una cadena trófica en los jales de Huautla, Morelos. Tesis, Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 96p.
- Reyna-Rosas, E. 2009. Evaluación de cambios nucleares en el epitelio bucal de individuos expuestos a metales en el agua de bebida en Huautla Morelos. Tesis, Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México. 76p.
- Rezaeian, M. Moghadam, M., T. Kiaei, M., M. y Zadeh, H., M. 2019. The effect of heavy metals on the nutritional value of Alfalfa: comparison of nutrients and heavy metals of Alfalfa (*Medicago sativa*) in industrial and non-industrial áreas. Toxicol Res. 1-11.

- Roberts, R., D. y Johnson, M., S. 1978. Dispersal of heavy metals from abandoned mine workings and their transference through terrestrial food chains. *Environmental Pollution*. 16: 293-310.
- Sánchez-Chardi, A. Ribeiro, C., A., O. y Nadal, J. 2009. Metals in liver and kidneys and the effects of chronic exposure to pyrite mine pollution in the shrew *Crocidura russula* inhabiting the protected wetland of Doñana. *Chemosphere*, 76: 387-394.
- Santoyo, M. 2016. Bioacumulación, daño genotípico y cambios en la morfología foliar de *Acacia farnesiana* en los jales de Huautla, Morelos. Tesis, Maestría, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 63p.
- Santoyo-Martínez, M. Musali-Galante, P. Hernández-Plata, I. Valencia-Cuevas, L. Flores-Morales, A. Ortiz-Hernández, L. Flores-Trujillo, K. Ramos-Quintana, F. y Tovar-Sánchez, E. 2020. Heavy metal bioaccumulation and morphological changes in *Vachellia campechiana* (Fabaceae) reveal its potential for phytoextraction of Cr, Cu, and Pb in mine tailings. *Environmental Science and Pollution Research*. 1-17.
- Secretaría de agricultura. 2017. Frijol Mexicano. Sagarpa.
- Senasica, Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimenticia. 2010. Ficha Técnica Chapulín *Brachystola* spp, *Melanoplus differentialis* y *Sphenarium purpurascens*. Sagarpa. 1-35.
- Siebe, C. 1994. Acumulación y disponibilidad de metales pesados en suelos regados con aguas residuales en el distrito de riego 03, Tula, Hidalgo, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 15-21
- Singh, A. Eapen, S. y Fulekar, M., H. 2009. Potential of *Medicago sativa* for uptake of cadmium from contaminated environment. *Romanian Biotechnological Letters*. 14: 4164-4169.
- Solís, B. 2016. Aislamiento de Bacterias de jales mineros y análisis de su potencial para la remediación de sitios contaminados con metales pesados. Tesis, Maestría, Centro de

- Investigaciones en Biotecnología, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 130p.
- Solís, U. 2015. Evaluación de parámetros fisicoquímicos del jal principal de Huautla, Morelos a través de un gradiente de distancia Tesis, Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 71p.
- Stanek, M. Dąbrowski, J. Róžański, S. Janicki, B. y Długosz, J. 2017. Heavy Metals Bioaccumulation in Tissues of Spiny-Cheek Crayfish (*Orconectes limosus*) from Lake Gopło: Effect of Age and Sex. Springer. 740–746.
- Stoleson, S., Felger, R., Ceballos, G., Raish, C., Wilson, M., y Burquez, A. 2005. Recent History of Natural Resource Use and Population Growth in Northern Mexico en: Jean-Luc, E., Cartron, C., y Felger, S. (Ed). Biodiversity, Ecosystems, and Conservation in Northern Mexico (52-86). Estados Unidos de América. Oxford University Press. 52-86.
- Tovar-Sánchez, E. Cervantes, L. Martínez, C. Rojas, E. Valverde, M. Ortiz-Hernández M. y Mussali-Galante, P. 2012. Comparison of two wild rodent species as sentinels of environmental contamination by mine tailings. *Enviro Sci Pollt Res.* 1677-1686.
- Tovar-Sánchez, E. Mussali-Galante, P. Martínez-Pacheco, M. Ortiz-Hernández, M. Sánchez-Salinas, E. y Olvera-Velona, A. 2016. Relationship between genotoxic damage and arsenic blood concentrations in individuals residing in an arsenic contaminated area in Morelos, Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental.* 101-117.
- Van Assche, F. Cardinaels, C. y Clijsters, H. 1988. Induction of enzyme capacity in plants as a result of heavy metal toxicity: dose-response relations in *Phaseolus vulgaris* L., treated with zinc and cadmium. *Environmental Pollution* 52: 103-115.
- Van Straalen, N., M. y Donker, M., H. 1994. Heavy metal adaptation in terrestrial arthropods-physiological and genetic aspects. *Proc. Exp. Appl. Entomol.* 5: 3-17.

- Van Straalen, N., M., y Van Wensem, J. 1986. Heavy metal content of forest litter arthropods as related to body-size and trophic level. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*. 42: 209-221.
- Volke, S. y Velasco, T. 2002. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto Nacional de Ecología, INE-Semarnat. 65p.
- Volke, S. T., Velasco, T. De la Rosa, P. A., y Solórzano, O. G. 2004. Evaluación de tecnologías de remediación para suelos contaminados con metales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. 44.
- Volke, S. T., Velasco, T. y De la Rosa, P. A. 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Instituto Nacional de Ecología. Semarnat-INE. México. 141p.
- Weems, H. y Whitcomb, W. 1977. The Green Lynx spider, *Psecetia viridans* (Hentz) (Araneae: Oxyopidae). *Entomology circular*. 1-4.
- Wilczek, G. Babczyńska, A. Augustyniak, M. y Migula, P. 2004. Relations between metals (Zn, Pb, Cd and Cu) and glutathione-dependent detoxifying enzymes in spiders from a heavy metal pollution gradient. *Environmental Pollution*. 453-461.
- Wilczek G, Babczyńska A, Migula P, Wencelis B. 2003. Activity of Esterases as Biomarkers of Metal Exposure in Spiders from the Metal Pollution Gradient. *Polish Journal of Environmental Studies* 12: 765-771
- Wilczek, G. y Babczynska, A. 2000. Heavy metals in the gonads and hepatopancreas of spiders (Araneae) from variously polluted areas. *Ekologia* 19: 283-292.
- Xiao-Qiong, C. Zheng-tian, Z. Ran, L. Xiu-Ling, Z. Jan, C. y Yu, P. 2011. Effects of the metals lead and zinc on the growth, development, and reproduction of *Pardosa astrigera* (Araneae: Lycosidae). *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 203-207.

- Xu, Q. Fang, S. Wang, Z. y Wang, Z. 2006. Heavy Metal Distribution in Tissues and Eggs of Chinese Alligator (*Alligator sinensis*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 580–586.
- Zenovia, O. Stratu, A. Murariu, A. y Costica, N. 2008. The influence of some heavy metals on *Medicago sativa* seed germination and seedling growth. *Journal of Experimental and Molecular Biology.* 9: 55-61.
- Zhuang, P. Zou, H. y Shu, W. 2009. Biotransfer of heavy metals along a soil-plant-insect-chicken food chain: Field study. *Journal of Environmental Sciences*, 849-853.

8.1 DICTIOTOPOGRAFÍA

- Agencia de Servicios a la Comercialización y Desarrollo de Mercados Agropecuarios. 2018. Frijol: cultivo con más de 70 variedades. *Sagarpa*. En: https://www.gob.mx/aserca/articulos/comunicados-politica-integral-de-comercializacion-de-frijol?idiom=es_ [Consulta: 15 de Mayo del 2020].
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Tlaquiltenango, Morelos. *INEGI*. En: http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/17/17025.pdf [Consulta: 15 de Mayo de 2020].
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2010. Catálogo de localidades. *INEGI*. En: <http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/contenido.aspx?refnac=170250009>; <http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/LocdeMun.aspx?buscar=1&tipo=nombre&campo=loc&valor=Huautla> [Consulta: 15 de Mayo de 2020].
- Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. *Sagarpa*. En: <https://www.gob.mx/siap/articulos/alfalfa-para-consumo-humano-no-solo-para-el-ganado?idiom=es> [Consulta: 15 de Mayo de 2020].
- Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. 2018. Protección de recursos fitogenéticos, garantizando el futuro. *Sagarpa*. En: <https://www.gob.mx/agricultura/es/articulos/proteccion-de-recursos-fitogeneticos-garantizando-el-futuro> [Consulta: 15 de Mayo del 2020].

- Secretaría de Economía. 2020. Minería. *Gobierno de México*. En: [https://www.gob.mx/se/acciones-y-programas/mineria#:~:text=El%20sector%20minero%2Dmetal%C3%BAgico%2C%20en,\(INEGI\)%2C%20en%202018](https://www.gob.mx/se/acciones-y-programas/mineria#:~:text=El%20sector%20minero%2Dmetal%C3%BAgico%2C%20en,(INEGI)%2C%20en%202018) [Consulta: 16 de Noviembre de 2020].
- Cantú, M. 2016. Anuario Estadístico de la Minería Mexicana en el 2015. *SGM*, En: http://www.sgm.gob.mx/productos/pdf/Anuario_2015_Edicion_2016.pdf [Consulta: 15 de Mayo de 2020].
- Sistema Nacional Argentino de Vigilancia y Monitoreo de Plagas. 2018. *SNAVM*. En: <https://www.sinavimo.gov.ar> [Consulta: 15 de Mayo del 2020].
- Comisión nacional de áreas naturales protegidas. *CONANP*. 2005. En: <https://simec.conanp.gob.mx/ficha.php?anp=107®=7> [Consulta 30 de Abril de 2020].
- World Spider Catalog. 2020. World Spider Catalog Version 21.0, Natural History Museum Bern. *WSC*. En: <http://wsc.nmbe.ch> [Consulta: 15 de Mayo del 2020].



Cuernavaca, Mor., a 7 de noviembre de 2022

**DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS**

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS A TRAVÉS DE CADENAS TRI-TRÓFICAS”**, que presenta la alumna **DANIA BERENICE REBOLLO SALINAS**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

**DR. EFRAÍN TOVAR SÁNCHEZ
PROFESOR INVESTIGADOR DE LA UAEM**

C.c.p.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

EFRAIN TOVAR SANCHEZ | Fecha:2022-11-07 19:42:42 | Firmante

rF5WYxcR2Dne0kZICA3Enf2HXzo3om928F173f4KUZm28wboFoEMd1QMe40LtezsKyKflpracfeTbOM3r5WeCEzE/59S0Z1cxD9L2aK1yhSCUov24q1JyDa8TbS3VRnVkoowgwUyVvIKOugxh1KwUITde8/1yv05ysMpFR+GweJrGMSbUS/FJEnxlzyt3WNVgTYMuhUQ6JhhZMFRdzteS/AloADy8WP62XRS8FdlXw+myOedUs6CTz9iJRzthYFLgGpvBif0tjGZ7gOwHtXiORkftqMyt260Mx5EBc5NmoV3N+piXexxWIGoYXThe+cymmWBR5lvWrsIQB+Py5/GVg==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[URbriZzYf](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/tNwo87CoyrQAuRQoAleKhU1BIHo6Psq9>



Cuernavaca, Mor., a 24 de octubre de 2022

**DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS**

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS A TRAVÉS DE CADENAS TRI-TRÓFICAS”**, que presenta la alumna **DANIA BERENICE REBOLLO SALINAS**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

**DRA. PATRICIA MUSSALI GALANTE
PROFESORA INVESTIGADORA DE LA UAEM**



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

PATRICIA MUSSALI GALANTE | Fecha:2022-11-08 11:24:10 | Firmante

WxgAs0eisdVEq1FeGNm6Sk283EvEMTi96SJAeGnm/FTaTRCtSvrNC7D1TzkWgkUZPrgQBwfWytv6mWk00kveDzXe3ka20sVXIUA3R+OG5sYauKooq8fu9pgi9f/8Fq2Jihi7GcodN/afi4IR9KGdf2XfDIMI+5CldzPScPieCGEpgWj12ktcWCR7Seb3t9TwrzHvovFcCLaxBTSiq7n2gLPp5hzpt8VEv4n5gVBjw96K+PA9dzVAT0CBUK9HrZMi3UgQQpIOVlcShqrvq4ULjf/ucULdR3bjG0iB8DoTDDa8gC5yyRq9x/kqerlDGitEdQu50FMWf7hqLYcCPK+Fog==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[rwVcdThJx](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/wtnG7rSZHpRs4Ajib9OCGqqLNIMiXwNt>



Cuernavaca, Mor., a 28 de octubre de 2022

DR. ALEJANDRO GARCÍA FLORES
DIRECTOR DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS A TRAVÉS DE CADENAS TRI-TRÓFICAS”**, que presenta la alumna **DANIA BERENICE REBOLLO SALINAS**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
PROFESOR INVESTIGADOR DE LA UAEM



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

RUBEN CASTRO FRANCO | Fecha:2022-11-08 22:23:27 | Firmante

GHXAhDveAtBtCdEhVWNJBA4GvWcZUo7AfVHGQgsSnI6lyFTBZhGVwM6TCSBdLS79SmH3bPf3aWBPzLJdfRsiqmZYOOm9fVNHdGu89u6cJV3cUr0JhGCUeEaWiWmvh08ByTpB+XoPdecWhHZeSkR4aFjVM84SPGt05M9mz0T7kGXYI9KrMe6kzcEaHaB9wKwomRd+cnDBr4TTstU+JLLTVT6nPtb/BEIKH8wh39qBDGh2yulZanftmxQfLtel8O4yoNYAkJnoQtPHFAbJ24HpROZzNwBL9JaNmYix4kA2v3O8WsURidxZlifo3FK0055Fv29XfguOTOjVoz1LCZ0LBQ==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[1lrk2fhZm](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/Q4L5iEIUbPoNr1REIsO4NZ7pzDjbYvj6>





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

POSGRADO

Maestría en Manejo de Recursos Naturales



CENTRO DE
INVESTIGACIONES
BIOLÓGICAS
UAEM

Cuernavaca, Mor., a 28 de octubre de 2022

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS A TRAVÉS DE CADENAS TRI-TRÓFICAS”**, que presenta la alumna **DANIA BERENICE REBOLLO SALINAS**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de **MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES**; lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

DRA. LETICIA ISABEL VALENCIA CUEVAS
PROFESORA INVESTIGADORA DE LA UAEM

Cuernavaca, Mor., a 14 de octubre de 2022

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES PESADOS A TRAVÉS DE CADENAS TRI-TRÓFICAS”**, que presenta la alumna **DANIA BERENICE REBOLLO SALINAS**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

DRA. MARÍA LUISA CASTREJÓN GODÍNEZ
PROFESORA INVESTIGADORA DE LA UAEM



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

MARIA LUISA CASTREJON GODINEZ | Fecha:2022-11-08 13:15:41 | Firmante

Ct6z8A88Cq70XNIUjXoGd7PFTYMvndPgbdfEXZiOkjjxdhObg5rWaa9Co3jNliKmFhJMKTe7nsa1VafD+klhq7XT32NPPre+CsbqnA1A8QWKnGVVkhB2AbhoB0KRYZ58glw8mZ8j
hMXuwoYEGv11cFmppy4e+GPYP1LoM0h5uPZFOZqU7IhitUV0/MYvsAwieeTzoi2B8g4dDZNBw8zr5rltmXJSsmZWTPy5L5s5kMIHyg2DMxSTVp6Eeo4lLdBT5IVQAevyWAL3
HARFgKMPnGKKpN/Ry4t9GmjOC/sW3zgwrdYZJhmq4tv6canmMC+giBg8PuZ/sSMpo+VX1BA==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o
escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[QxKiX2LMg](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/8JQK0M2WFkuJOWjITLewjpwqNfaxP8M>

