



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA
INSTITUTO DE GEOLOGÍA
ESTACIÓN REGIONAL DEL NOROESTE

EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE CINCO ESPECIES DE PLANTAS EN LA FITOESTABILIZACIÓN
DE LOS JALES ABANDONADOS DE SAN FELIPE DE JESÚS, SONORA

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS DE LA TIERRA

PRESENTA:

DALIA BERENICE BORBÓN PALOMARES

TUTOR PRINCIPAL

DR. FRANCISCO MOLINA FREANER (INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM)

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR

DR. RAFAEL DEL RIO SALES (INSTITUTO DE GEOLOGÍA, UNAM)

DR. RENÉ LOREDO PORTALES (INSTITUTO DE GEOLOGÍA, UNAM)

MIEMBROS DEL JURADO EXAMINADOR

DR. FRANCISCO MOLINA FREANER (INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM)

DRA. SILKE CRAM HEYDRICH (INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM)

DR. RENE LOREDO PORTALES (INSTITUTO DE GEOLOGÍA, UNAM)

DRA. BLANCA GONZÁLEZ MÉNDEZ (INSTITUTO DE GEOLOGÍA, UNAM)

DRA. DIANA MEZA FIGUEROA (DEPARTAMENTO DE GEOLOGÍA, UNISON)

HERMOSILLO, SONORA, OCTUBRE 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

*Dedico esta tesis a mis padres, Finita y José Manuel,
¡Gracias por darme lo mejor de sus vidas, por todo el apoyo y el amor que siempre me dan!*

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias de la Tierra de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para los estudios de Maestría en Ciencias de la Tierra.

A los proyectos: IN204918 e IN212720 de DGAPA-PAPIIT de la UNAM, por el apoyo financiero para la realización de este trabajo de investigación.

A mi director de tesis, el **Dr. Francisco Molina Freaner**, por su esfuerzo y dedicación, por su paciencia, su confianza y sobre todo por su apoyo incondicional a lo largo del desarrollo de mi trabajo de tesis y en mi camino en el Posgrado en Ciencias de la Tierra.

Al **Dr. Rene Loredo Portales** y el **Dr. Rafael Del Río Salas**, por formar parte de mi Comité Tutor, por su apoyo, asesorías y valorables sugerencias, que contribuyeron a mejorar mi trabajo de tesis.

A los miembros de mi Jurado Evaluador: la **Dra. Diana Meza Figueroa**, la **Dra. Blanca González Méndez**, la **Dra. Silke Cram Heydrich**, el **Dr. René Loredo Portales** y el **Dr. Francisco Molina Freaner**, por su apoyo en la revisión y enriquecimiento de este trabajo.

Un agradecimiento especial a la **Dra. Blanca González Méndez** y a la **Dra. Clara Tinoco Ojanguren**, por su gran ayuda, su gran apoyo, tiempo y confianza.

A **José Martínez Rodríguez**, técnico académico del Laboratorio de Ecología Molecular y Funcional del Instituto de Ecología de la UNAM, por su gran apoyo, paciencia y su gran ayuda durante el trabajo de campo y a lo largo del desarrollo de mi trabajo de tesis.

Finalmente, mi mayor agradecimiento es para quienes siempre me han apoyado y forman parte de lo que soy de principio a fin: a **mis padres**, a **mis dos hermanos** y al **mejor novio del mundo (casi esposo)**, quien me apoyo y alentó para dar siempre lo mejor de mí. ¡Gracias infinitas, los amo con todo mi corazón!

"Declaro conocer el Código de Ética de la Universidad Nacional Autónoma de México, plasmado en la Legislación Universitaria. Con base en las definiciones de integridad y honestidad ahí especificadas, aseguro mediante mi firma al calce que el presente trabajo es original y enteramente de mi autoría. Todas las citas de, o referencias a, la obra de otros autores aparecen debida y adecuadamente señaladas, así como acreditadas mediante los recursos editoriales convencionales."

CONTENIDO

I. RESUMEN	12
II. INTRODUCCIÓN	14
III. MARCO TEÓRICO	18
3.1 Jales mineros.....	18
3.2 Características de los jales	19
3.2.1 Propiedades físicas de los jales	19
3.2.2 Propiedades químicas de los jales.....	20
3.2.3 Mineralogía de los jales.....	21
3.3 Impacto ambiental de los jales	22
3.3.1 Dispersión de elementos potencialmente tóxicos (EPT)	23
3.4 Sistema suelo-planta.....	24
3.4.1 Mecanismos de absorción, translocación y tolerancia de los EPT.....	26
3.5 Remediación de jales mineros	28
3.6 Mecanismos de fitorremediación.....	29
3.7 Fitoestabilización	30
3.7.1 Requisitos del candidato ideal para la fitoestabilización	32
3.8 Implementación de la fitoestabilización.....	34
3.8.1 Uso de enmiendas para estabilizar EPT	34
3.8.2 Uso de capas de suelo para estabilizar EPT	36
IV. JUSTIFICACIÓN.....	39
V. OBJETIVOS.....	40
5.1 Objetivo general.....	40
5.2 Objetivos particulares.....	40
VI. HIPÓTESIS.....	41
VII. MATERIALES Y MÉTODOS	42
7.1 Área de estudio	42
7.2 Inventario florístico.....	46
7.3 Propiedades físicas, químicas y edafocológicas de suelo adyacente a los jales.....	46
7.4 Análisis de materia orgánica, nutrientes y EPT en suelo natural y jales	47

7.5	Diseño de experimento con enmiendas orgánicas.....	48
7.6	Diseño de experimento con capas de suelo	50
7.7	Cosecha de las plantas y colecta del sustrato de crecimiento.....	52
7.8	Evaluación de la respuesta de las plantas	52
7.8.1	Germinación y establecimiento de plántulas.....	52
7.8.2	Biomasa	53
7.8.3	Área Foliar	53
7.8.4	Fluorescencia de la clorofila.....	53
7.8.5	Fotosíntesis	53
7.9	Evaluación del efecto de los tratamientos en el potencial de fitoestabilización	54
7.9.1	Concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT).....	54
7.9.1.1	EPT en los tejidos de las plantas.....	54
7.9.1.2	EPT en el sustrato de crecimiento (fracción fitoaccesible)	55
7.9.2	Factores de bioacumulación	56
7.9.2.1	Factor de bioconcentración.....	56
7.9.2.2	Factor de translocación	56
7.9.3	Máximos niveles tolerables.....	57
7.10	Análisis estadístico	57
VIII.	RESULTADOS	58
8.1	Inventario florístico.....	58
8.2	Propiedades físicas, químicas y edafocológicas de suelo adyacente a los jales	59
8.3	Análisis de materia orgánica, nutrientes y EPT en suelo natural y jales	60
8.4	Experimento con enmiendas orgánicas.....	61
8.4.1	Respuesta de las plantas	61
8.4.1.1	Germinación y establecimiento de plántulas.....	61
8.4.1.2	Biomasa	63
8.4.1.3	Área foliar	65
8.4.1.4	Fluorescencia.....	67
8.4.1.5	Fotosíntesis.....	68
8.4.2	Potencial de fitoestabilización	69
8.4.2.1	Concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT)	69
8.4.2.2	Factores de bioacumulación.....	72
8.4.2.3	Máximos niveles tolerables.....	72

8.5 Experimento con capas de suelo	74
8.5.1 Respuesta de las plantas	74
8.5.1.1 Germinación y establecimiento de plántulas.....	74
8.5.1.2 Biomasa	76
8.5.1.3 Área foliar	78
8.5.1.4 Fluorescencia.....	79
8.5.1.5 Fotosíntesis.....	80
8.5.2 Potencial de fitoestabilización	81
8.5.2.1 Concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT)	81
8.5.2.2 Factores de bioacumulación.....	83
8.5.2.3 Máximos niveles tolerables.....	83
IX. DISCUSIÓN.....	85
9.1. Limitantes ecológicas para la vegetación en los jales de San Felipe de Jesús.....	85
9.2. Efecto de los tratamientos con enmiendas y capas de suelo en el crecimiento de las plantas.....	87
9.3. Parámetros fisiológicos de las plantas.....	90
9.4. Potencial de fitoestabilización de las plantas	91
X. CONCLUSIÓN	96
XI. RECOMENDACIONES.....	97
XII. ANEXOS	98
Anexo I. Descripción del perfil de suelo.....	98
Anexo II. Fracción fitoaccesible	101
XIII. BIBLIOGRAFÍA	102

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Imagen que ilustra los mecanismos de fitoestabilización, donde se muestra que las plantas pueden estabilizar EPT en su rizósfera, precipitándolos o formando complejos con ayuda de microorganismos y exudados de las plantas, absorbiéndolos en el interior y adsorbiéndolos en la superficie de la raíz. En la fitoestabilización, la acumulación de EPT en la biomasa aérea de las plantas es indeseable (Méndez y Maier, 2008). 31

Figura 2. Mapa que muestra la ubicación de los jales mineros abandonados y localizados a un costado de los campos agrícolas y muy cerca del pueblo de San Felipe de Jesús, en Sonora. (1) Ubicación del suelo natural con menor influencia de los jales que se usó para los experimento; (2) ubicación del suelo adyacente a los jales donde se describió un perfil... 43

Figura 3. Imagen del área de estudio que muestran características de los jales abandonados de San Felipe de Jesús, donde se observan (a) zonas oxidadas, zonas no oxidadas y (b) sales eflorescentes en los jales..... 44

Figura 4. Diseño experimental con dos factores: composta y nutrientes. 49

Figura 5. Diseño experimental con capas de suelo y filtros capilares (arcilla y graba). C: control de suelo natural; JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con la capa de suelo en la parte superior; JGS: material de los jales en la parte inferior, con un filtro de graba y capa de suelo en la parte superior; JGAS: material de los jales en la parte inferior, un filtro de graba y arcilla, y capa de suelo en la parte superior. 51

Figura 6. Germinación de semillas y establecimiento de plántulas crecidas bajo los tratamientos con mezclas de jales mineros con concentraciones de 0, 20 y 30% de composta y un control de suelo natural, con y sin la adición de nutrientes en todos los tratamientos. Los valores representan la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos para cada especie. A.f: Acacia farnesiana, N.g: Nicotiana glauca, P.p: Parkinsonia praecox, P.v: Prosopis velutina y R.c: Ricinus communis. 62

Figura 7. Biomasa seca total (biomasa aérea + raíz) acumulada por las diferentes especies de plantas crecidas bajo los tratamientos de mezclas de jales mineros con concentraciones de 0, 20 y 30% de composta y un control de suelo natural, con y sin adición de nutrientes en todos los tratamientos. Ninguna planta sobrevivió en jales sin enmendar (0% composta). Los datos con y sin adición de nutrientes se muestran como barras en gris y blanco. Los valores representan la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos..... 64

Figura 8. Área foliar (en cm²) de R. communis crecidas bajo los tratamientos con mezclas de jales mineros con concentraciones de 0, 20 y 30% de composta y un control de suelo natural,

con y sin adición de nutrientes en todos los tratamientos. Ninguna planta sobrevivió en jales sin enmendar (0% composta). Los datos con y sin adición de nutrientes se muestran como barras en gris y blanco. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos. 66

Figura 9. Fluorescencia de la clorofila medida en las hojas de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con mezclas de jales mineros con concentraciones de 0, 20 y 30% de composta y un control de suelo natural, con y sin adición de nutrientes en todos los tratamientos. Ninguna planta se estableció en jales sin enmendar (0% composta). Los datos con y sin adición de nutrientes se muestran como barras en color gris y blanco. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras iguales indican que no hubo diferencias entre tratamientos. (A) mediciones tomadas por la mañana y (B) mediciones tomadas por la tarde..... 67

Figura 10. Tasa fotosintética de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con mezclas de jales mineros con concentraciones de 0, 20 y 30% de composta y un control de suelo natural, con y sin adición de nutrientes en todos los tratamientos. Ninguna planta se estableció en jales sin enmendar (0% composta). Los datos con y sin adición de nutrientes se muestran como barras en color gris y blanco. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos. 68

Figura 11. Concentración de EPT en los órganos (hoja, tallo y raíz) de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con mezclas de jales mineros con concentraciones de 0, 20 y 30% de composta y un control de suelo natural, con y sin adición de nutrientes en todos los tratamientos. Ninguna planta se estableció en jales sin enmendar (0% composta). Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos para cada órgano..... 71

Figura 12. Germinación y establecimiento de las plantas crecidas bajo los tratamientos con combinaciones de diferentes filtros entre suelo y material de los jales. Donde JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con el suelo natural en la parte superior, JGS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior, JGAS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior, SN: control de suelo natural. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre diferentes tratamientos para cada especie. A.f: *Acacia farnesiana*, N.g: *Nicotiana glauca*, P.p: *Parkinsonia praecox*, P.v: *Prosopis velutina* y R.c: *Ricinus communis*. 75

Figura 13. Biomasa seca total (biomasa aérea + raíz) acumulada por las diferentes especies crecidas bajo los tratamientos con combinaciones de diferentes filtros entre suelo y jales. Donde JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con el suelo natural en la parte superior, JGS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior, JGAS: material de los jales en la parte inferior, filtro o

trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior, SN: control de suelo natural. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos. 77

Figura 14. Área foliar (en cm²) de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con combinaciones de diferentes filtros entre suelo y material de los jales. Donde JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con el suelo natural en la parte superior, JGS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior, JGAS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior, SN: control de suelo natural. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos..... 78

Figura 15. Fluorescencia de la clorofila medida en las hojas de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con combinaciones de diferentes filtros entre suelo y material de los jales. Donde JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con el suelo natural en la parte superior, JGS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior, JGAS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior, SN: control de suelo natural. (A) representa las mediciones tomadas por la mañana y (B) las mediciones tomadas por la tarde. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos. 79

Figura 16. Tasa fotosintética de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con combinaciones de diferentes filtros entre suelo y material de los jales. Donde JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con el suelo natural en la parte superior, JGS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior, JGAS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior, SN: control de suelo natural. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras iguales indican que no hubo diferencias entre tratamientos..... 80

Figura 17. Concentración de EPT en órganos (hoja, tallo y raíz) de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con combinaciones de diferentes filtros entre suelo y material de los jales. Donde JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con el suelo natural en la parte superior, JGS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior, JGAS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior, SN: control de suelo natural. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos para cada órgano. 82

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Inventario florístico de la zona que rodea al depósito de jales de San Felipe.	58
Tabla 2. Propiedades físicas y químicas del perfil.....	59
Tabla 3. Contenido de materia orgánica (CT), nutrientes (NT y PD) y EPT en las muestras de suelo natural y jales mineros de San Felipe de Jesús. Se muestran también los resultados de la prueba estadística que evalúa si existen diferencias entre el suelo natural y los jales. ..	60
Tabla 4. Factores de bioconcentración (FBC) y translocación (FT) de EPT en plantas de <i>R. communis</i> en los tratamientos con enmiendas.	73
Tabla 5. Concentración de EPT (mg/Kg) en biomasa aérea (hojas y tallos) de <i>R. communis</i> crecidas bajo los tratamientos con mezclas de jales mineros y composta. A modo de comparación, se incluyen los valores de los niveles máximos tolerables (MNT) por animales domésticos (National Research Council 2005).....	73
Tabla 6. Factores de bioconcentración (FBC) y translocación (FT) de EPT en plantas de <i>R. communis</i> crecidas bajo los tratamientos con capas de suelo y filtros.	84
Tabla 7. Concentración de EPT (mg/Kg) en biomasa aérea (hojas y tallos) de <i>R. communis</i> crecidas bajo los tratamientos con diferentes filtros entre suelo y material de los jales. A modo de comparación, se incluyen los valores de los niveles máximos tolerables (MNT) por animales domésticos (National Research Council 2005).	84
Tabla 8. Fracción fitoaccesible en el sustrato de crecimiento de las macetas en la estrategia de fitoestabilización asistida por enmiendas orgánicas.....	101
Tabla 9. Fracción fitoaccesible (concentración) en el sustrato de crecimiento de los tubos de PVC usando la estrategia de fitoestabilización usando capas de suelo.	101

I. RESUMEN

Los jales mineros abandonados representan un grave problema ambiental debido a que algunas de sus propiedades son una amenaza potencial para la biota y la salud humana. Para la vegetación algunas de estas propiedades desfavorables limitan su establecimiento y desarrollo. Esto es especialmente relevante cuando se plantean estrategias de remediación mediante el uso de plantas y es necesaria la identificación de especies útiles, así como la comprensión de sus patrones de acumulación de elementos potencialmente tóxicos (EPT), ya que estos son aspectos relevantes para plantear una buena estrategia de remediación. Es por ello que, en este trabajo, se estudiaron los jales abandonados de San Felipe de Jesús, Sonora y se exploraron posibles opciones para su fitorremediación. El objetivo fue identificar algunos factores limitantes del establecimiento y crecimiento de las especies más abundantes en los alrededores de los jales: *Prosopis velutina*, *Acacia farnesiana*, *Parkinsonia praecox*, *Ricinus communis* y *Nicotiana glauca*. Se evaluaron dos aspectos centrales de un proceso de fitorremediación: la fitoestabilización asistida por enmiendas orgánicas y con capas de suelo. Para el primer aspecto se diseñó un experimento mezclando material de los jales con composta (0%, 20%, 30% composta y un tratamiento de suelo natural); además, se añadieron nutrientes con el objetivo de evaluar la respuesta de las plantas a la adición de composta y nutrientes. Para el segundo aspecto se diseñó un experimento utilizando combinaciones de materiales y filtros (material de los jales, suelo natural y dos tipos de filtros: grava y arcilla), con el objetivo de probar el efecto de las combinaciones en el desarrollo y establecimiento de las plantas. En ambos experimentos se evaluó la respuesta de las especies, siguiendo los parámetros de biomasa, área foliar, fotosíntesis y fluorescencia de la clorofila y adicionalmente la concentración de EPT en los órganos de las plantas, en el sustrato y los factores de bioacumulación. Los resultados arrojaron que el uso de enmiendas es fundamental para que las plantas puedan establecerse en los jales. Por otro lado, la concentración de composta y adición de nutrientes tuvieron un efecto positivo significativo en el establecimiento y crecimiento de

las plantas. Los resultados para el uso de filtros y materiales, mostraron que el uso del filtro de grava favoreció el establecimiento y crecimiento de las plantas. Los resultados en general indicaron que *R. communis* fue la especie que mostró mayor potencial para usarse en la fitoestabilización en los jales de San Felipe. En cuanto a los resultados de captación de EPT, la adición de composta disminuyó las concentraciones de EPT en los órganos de las plantas. También, las concentraciones de algunos EPT disminuyeron al agregar nutrientes a las mezclas. Los tratamientos con filtro de grava disminuyeron las concentraciones de EPT en las plantas, presumiblemente porque el filtro evitó el ascenso capilar de los EPT. Aunque los factores de bioconcentración fueron mayores a 1 para la mayoría de los EPT, el factor de translocación mostró cocientes menores a 1 para casi todos los EPT en ambos experimentos. En este trabajo aportamos evidencia sobre las especies y estrategias que se pueden implementar para establecer una cubierta vegetal que ayude a disminuir la dispersión de EPT de estos jales abandonados. Esto es especialmente importante porque las concentraciones de algunos EPT en las plantas rebasaron los máximos niveles tolerables para algunos animales domésticos, en ambos experimentos.

II. INTRODUCCIÓN

Las actividades mineras históricas y actuales en el norte de México han generado grandes cantidades de residuos no confinados. El componente más importante de estos residuos se denominan como “jales mineros” en México y relaves en otros países de habla hispana. Estos depósitos son una fuente de contaminación por EPT y representan una seria amenaza a la salud humana y al medio ambiente en general (Méndez y Maier, 2008; Covarrubias y Peña, 2017). El impacto ambiental de los jales mineros es enorme, ya que los depósitos abandonados generalmente permanecen sin ser remediados por muchos años, quedando expuestos a la erosión hídrica y eólica.

A lo largo de los años las actividades mineras históricas y actuales han producido grandes cantidades de estos residuos (jales), los cuales son colocados en depósitos al aire libre (Méndez y Maier, 2008; Kossoff et al., 2014). El volumen de los jales mineros es muy superior en comparación del concentrado mineral recuperado; por ejemplo, hasta el 99% del material de roca procesado en una mina de oro y plata se desecha como residuo en forma de terreros y relaves o jales (Spitz y Trudinger, 2019). Además, estos jales usualmente contienen altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en relación con sus valores de la corteza (Li y Huang, 2015). Estos EPT representan un problema ambiental importante debido a que no se degradan, por lo que persisten en el medio ambiente y con frecuencia están presentes en concentraciones que se consideran tóxicas para plantas y animales (Méndez y Maier, 2008). Los jales mineros presentan pobre contenido de nutrientes y materia orgánica, alta conductividad eléctrica, así como variable capacidad de retención de humedad (Wong, 2003). Estas propiedades varían según la mineralogía y la geoquímica del recurso tratado, el tipo de tecnología de procesamiento, el tamaño de partícula del material tratado y el tipo de productos químicos del proceso (Lottermoser, 2010). Los jales mineros experimentan cambios físicos y químicos una vez depositados; los cambios químicos son con frecuencia resultado de la exposición a la oxidación atmosférica que promueve una lixiviación natural que hace que los EPT se

movilicen y se vuelvan disponibles para el medio ambiente y los organismos (Kossoff et al., 2014).

A pesar de la legislación establecida recientemente sobre disposición de residuos, es evidente que el problema de la remediación de los jales mineros abarca no solo a la minería activa sino aquellos jales mineros históricos abandonados, y que reciben la mínima o nula atención y/o mantenimiento. Debido a la magnitud de este problema se necesitan implementar tecnologías de bajo costo como, por ejemplo, tecnologías biológicas que ayuden a resolver el problema, pero al mismo tiempo resulten en una menor alteración del ambiente (Covarrubias y Peña, 2017).

En este sentido, algunas plantas poseen ciertas características que pueden ser empleadas para mitigar la dispersión de los EPT y su posterior incorporación al medio ambiente y lograr así su remediación por diversos mecanismos. En este contexto y considerando la problemática alrededor de los jales mineros, la fitoestabilización puede ser una buena estrategia de remediación para estos sitios. Esta estrategia de remediación consiste en el uso de plantas para la estabilización de los jales mineros y los EPT, es decir, reducir la movilidad y la biodisponibilidad de los EPT en el medio ambiente, evitando así su migración a otros ecosistemas y su afectación para los organismos y la salud humana (Cunningham et al., 1995; Méndez y Maier, 2008; Ali et al., 2013). El establecimiento de la vegetación en los jales mineros también ayuda a prevenir la erosión y tiene varias ventajas que la hacen muy atractiva: es estéticamente agradable y aceptada por las personas. De acuerdo con algunos autores es una estrategia adecuada para el campo en áreas extensas donde otros métodos de remediación no son rentables o factibles (Garbisu y Alkorta, 2003), crea un hábitat benéfico para la vida silvestre, las raíces de las plantas pueden captar y acumular EPT sin translocarlos a la parte aérea y las plantas por medio de exudados de las raíces y los microorganismos asociados a ellas también pueden estabilizar EPT en la rizósfera (Zhu et al., 1999; Méndez y Maier, 2008).

Sin embargo, no es fácil que las plantas se establezcan en estos sitios de jales mineros ya que como se ha mencionado anteriormente, el establecimiento de las plantas se ve

obstaculizado por las propiedades negativas de los mismos que dificultan su desarrollo. De esta manera el éxito para el establecimiento de las plantas en los jales mineros está ligado a la capacidad de estas plantas para tolerar y/o modificar estas limitaciones. Las propiedades físicas y químicas que pueden presentar los jales mineros y los suelos contaminados, con concentraciones elevadas de EPT, tienden a afectar los procesos de formación del suelo, donde se favorece el enriquecimiento con EPT, cambios en el pH y redox, disminución de la materia orgánica, que en conjunto promueven la erosión y escasez de nutrientes, aminorando la capacidad de las plantas para crecer y desarrollarse. La situación se ve agravada cuando los jales se encuentran en ambientes áridos y semiáridos, donde las plantas además de todo lo anterior, están expuestas a condiciones de baja precipitación y altas temperaturas (Wong, 2003; Méndez y Maier, 2008).

Adicionalmente, los EPT pueden afectar negativamente el número, la diversidad y la actividad de los organismos del suelo, inhibiendo la descomposición de la materia orgánica del suelo y los procesos de mineralización del N (Wong, 2003; Méndez y Maier, 2008). Sin embargo, la toxicidad no solo depende directamente de las concentraciones de los EPT presentes en el suelo, sino también de la forma química del EPT, la coexistencia de otros elementos y su biodisponibilidad. El pH y el estado nutricional del suelo afectaran también la forma en que las plantas puedan responder y lidiar con estas limitaciones (Wong, 2003).

En la actualidad algunos trabajos han documentado que algunas de las limitaciones al establecimiento y desarrollo de las plantas en los jales mineros pueden superarse mediante la aplicación de enmiendas orgánicas. Algunos materiales orgánicos comunes como la composta, son útiles por ejemplo para, reducir la biodisponibilidad de algunos EPT, mejorar la estructura del suelo, suministrar nutrientes para el crecimiento y desarrollo de las plantas (Méndez y Maier, 2008). Además de las enmiendas orgánicas, también se pueden usar otro tipo de materiales inorgánicos que pueden ayudar a lidiar con las limitaciones; estos incluyen distintos tipos de materiales como suelos de sitios cercanos, gravas, arcillas etc. Estos tipos de materiales, pueden funcionar como capa aislante y/o para evitar la lixiviación

de los EPT, generalmente disueltos o transportados con el agua; también pueden evitar la migración ascendente de los EPT hacia la capa superior del suelo (Wong, 2003).

En general, las actividades mineras provocan impactos ambientales considerables, en casi todos sus procesos, incluyendo la destrucción de los suelos naturales y formando nuevos suelos (Tecnosoles) que presentan fuertes limitaciones físicas, químicas y biológicas que dificultan la germinación y el establecimiento de la vegetación (Bernad, 2007). Por lo tanto, se necesitan investigaciones que evalúen el desempeño de especies de plantas y se determinen las condiciones bajo las cuales se pueden establecer y desarrollar, para así permitir su aprovechamiento y manejo en prácticas de fitoestabilización (Santos et al., 2017).

Aledaño al poblado de San Felipe de Jesús, Sonora y muy cercano al Río Sonora se encuentra un depósito de jales abandonado, producto de la extracción principalmente de plomo y zinc, desde la década de 1920, que posteriormente de abandonó. En estos jales se han determinado altas concentraciones de EPT, que probablemente son una fuente considerable de contaminación regional. Esto es relevante porque el área presenta actividad agrícola importante. En este trabajo se exploran opciones de fitorremediación para estos jales abandonados.

III. MARCO TEÓRICO

3.1 Jales mineros

La industria de la minería metalífera tiene como actividad principal la extracción y beneficio de metales asociados a minerales. El procesamiento de estos minerales da como resultado una concentración del metal de interés económico y a su vez la generación de grandes cantidades de residuos, los más relevantes ambientalmente, son conocidos como jales mineros (Lottermoser, 2010).

Los jales son mezclas de roca triturada y fluidos provenientes de la molienda y procesamiento en plantas de beneficio y concentradoras que son descargados en depósitos o presas de jales (Kossoff et al., 2014). La fracción líquida de los jales contiene generalmente agua y dependiendo del método de beneficio, puede contener algunos niveles de químicos orgánicos, cianuro, ácido sulfúrico y otros reactivos empleados para la recuperación del mineral. Mientras tanto, la fracción sólida está compuesta de minerales de la fase de ganga, silicatos, hidróxidos, carbonatos y sulfuros. Además, los procesos de recuperación del mineral de mena nunca son 100 % eficientes (en especial para los jales históricos o pasivos ambientales), por lo que en los jales siempre se encuentran al menos una pequeña fracción del mineral de mena que se extrajo al principio del proceso; es decir, que en los jales se pueden encontrar concentraciones de metales de interés económico, así como otros metales (Lottermoser, 2010; Kossoff et al., 2014).

El porcentaje de los residuos depositados en los jales respecto al material extraído originalmente puede ser muy grande en comparación del concentrado mineral. En algunos casos más del 99% del material original extraído puede convertirse finalmente en residuos cuando se utilizan minerales metálicos de baja ley. Los jales mineros representan, por lo tanto, los desechos más voluminosos en las minas de metal (Lottermoser, 2010).

3.2 Características de los jales

Los jales varían considerablemente en sus características físicas y químicas dependiendo del mineral que se explota, el proceso de trituración, molienda y concentración (principalmente por los reactivos que se emplean) y las reacciones químicas que sufren después que son depositados. Esto último se debe a que posterior a la descarga de estos residuos en el depósito de jales, el intemperismo y la interacción de sus componentes, generan reacciones químicas que conllevan a cambios en su concentración y composición química a través del tiempo (Lottermoser, 2010).

Estas características incluyen: composición mineralógica y geoquímica, gravedad específica de partículas de jales, comportamiento de asentamiento, relaciones de permeabilidad y densidad, plasticidad del suelo, comportamiento de consolidación, características de reología/viscosidad y resistencia, química del agua de poro y propiedades de lixiviación (Lottermoser, 2010).

3.2.1 Propiedades físicas de los jales

El tamaño de las partículas de los jales es muy variable, ya que está delineado por los requisitos específicos del proceso de extracción. Sin embargo, el tamaño de las partículas de los jales está relativamente restringido de arcillas a arenas (2 μm a 2 mm); donde el 70-80% de su peso seco se constituye por partículas de arenas y el 20-30% de partículas de arcillas y limos finos. La densidad varía según el tipo de roca madre; pero un rango promedio para la densidad aparente de los jales es de 1.8-1.9 t m^{-3} . Dentro de los depósitos o presas de jales hay un aumento de la densidad aparente con la profundidad como resultado de la compactación, el desagüe y la diagénesis (Lottermoser, 2010; Kossoff et al., 2014).

El tamaño de las partículas de los jales es importante, ya que partículas más pequeñas se transportan con más facilidad por acción del viento en forma de material particulado. En un entorno fluvial, estas partículas pequeñas se transportan aguas abajo, o también puede haber una mayor disolución de compuestos solubles. Estas partículas más pequeñas tienen

una relación área superficial/volumen relativamente grande; esto hace a los jales cinéticamente propensos a la oxidación y a la probable liberación resultante de elementos potencialmente tóxicos sorbidos o estructuralmente incorporados (por ejemplo, oxidación de sulfuro y liberación de Cu y Mn) (Kossoff et al., 2012). Por otro lado, los suelos con valores altos de densidad usualmente tienen pocos espacios porosos con aire y poros más finos llenos de agua. Los efectos negativos de valores altos de densidad pueden reducir la elongación de las raíces y el crecimiento de las plantas (Rai et al., 2010). Además, se ha encontrado una correlación negativa entre la densidad y el contenido de materia orgánica de los jales (Hemmat et al. 2010).

3.2.2 Propiedades químicas de los jales

La composición química de los jales depende de la mineralogía del cuerpo mineral, la naturaleza de los fluidos de procesamiento utilizados para extraer los metales económicos, la eficiencia del proceso de extracción y el grado de desgaste durante el almacenamiento en los depósitos (Lottermoser, 2010; Kossoff et al., 2014).

La presencia de sílice y Fe son casi universales y junto con el oxígeno, suelen ser los elementos más abundantes, con Al, Ca, K, Mg, Mn, Na, P, Ti y S también como componentes principales (Kossoff et al., 2014). Los jales son ricos en metales residuales (principalmente Pb, Zn, Cu, Ni) y metaloides (principalmente As) que derivan de un proceso de extracción que no es 100% eficiente y son deficientes en macroelementos formadores de vida como C, N y P (Li y Huang, 2015). Estos elementos pueden liberarse de manera sostenida y prolongada, impulsados por las reacciones de lixiviación natural, que producen su liberación al medio ambiente.

3.2.3 Mineralogía de los jales

Los minerales de los jales se pueden dividir en tres categorías: la fracción de ganga, la fracción de óxido de sulfuro no económica residual y la fracción mineral secundaria. En los jales de sulfuro que quedan de la extracción de metales base y metales preciosos, la fracción de ganga está dominada por el cuarzo (SiO_2), y también puede presentar feldespato-k (KAlSi_3O_8), albita ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$), anortita ($\text{CaAlSi}_3\text{O}_8$), sericita ($(\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{F},\text{OH})_2$), clorita ($(\text{Mg},\text{Fe})_3(\text{Si},\text{Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2(\text{OH})_6$), calcita (CaCO_3) y dolomita ($\text{Ca},\text{Mg}(\text{CO}_3)_2$). En la fracción de sulfuros, la pirita (FeS_2) es casi ubicua, mientras que también son comunes la pirrotita (Fe_{1-n}S donde varía de 0-0.2), arsenopirita (FeAsS), marcasita (FeS_2), magnetita (Fe_3O_4), esfalerita (ZnS), calcopirita (CuFeS_2) y galena (PbS). Dependiendo de la mineralogía del yacimiento original, se pueden encontrar otros minerales de sulfuro y óxido en esta fracción como pentlandita ($(\text{Fe},\text{Ni})_9\text{S}_8$), estibina (SbS_2), casiterita (SnO_2) y wolframita ($(\text{Fe},\text{Mn})\text{WO}_4$) (Kossoff et al., 2014).

Las partículas de los jales recién depositados se lixivian cuando se exponen a condiciones óxicas, y se forman minerales oxidados secundarios. Dependiendo de la interacción entre la mineralogía de origen y las condiciones ambientales como el pH, el clima y el estado redox, se pueden formar minerales secundarios particulares. Algunos ejemplos comunes incluyen goethita ($\alpha\text{-FeOOH}$), yeso ($\text{CaSO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$), anglesita (PbSO_4), melanterita ($\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$), jarosita ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), escorodita ($\text{FeAsO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y caolinita ($(\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$). El conjunto mineral secundario a menudo alberga los principales metales y metaloides contaminantes por incorporación estructural y sorción superficial. Por lo tanto, la liberación de los EPT depende de la velocidad y estabilidad de los minerales secundarios y de su velocidad de disolución. La superficie de cualquier mineral es, por definición, un defecto cristalográfico a gran escala donde los iones minerales están disponibles para la formación de complejos (o sorción) por iones solutos. A este respecto, los átomos de oxígeno cargados negativamente en minerales secundarios tales como sulfatos, carbonatos, fosfatos y arseniatos pueden ser sitios de sorción significativos, con los iones hidroxilo y oxígeno cargados negativamente que se encuentran en la superficie de los

minerales primarios y secundarios de óxido y arcilla de particular importancia (Kossoff et al., 2014). Estas superficies minerales pueden controlar la disponibilidad y movilidad de los EPT, funcionando como adsorbentes y permitiendo el intercambio con los iones en la solución del suelo.

3.3 Impacto ambiental de los jales

Los desechos mineros generados por las operaciones mineras históricas y actuales, representan un problema ambiental debido a la falta o deficiencias en las medidas de remediación durante o después del cierre de la actividad minera (Covarrubias y Peña, 2017). Debido a la falta de supervisión y atención a lo largo de los años, los jales abandonados generalmente están sujetos a deterioro, erosión y eventualmente se convierten en parte del paisaje natural. Este problema persiste especialmente en las zonas rurales tanto en los países en desarrollo como en los desarrollados, donde representan un problema ignorado pero latente con el potencial de contaminar al medio ambiente circundante, afectando diversas matrices ambientales y la salud humana (González y González-Chávez, 2006; Méndez y Maier, 2008; Obiora et al., 2016).

Muchos efectos medioambientales están relacionados con la generación y disposición de los jales mineros. Las fallas en la integridad de las presas de jales y los consecuentes derrames, la deficiente rehabilitación de las instalaciones, así como los lavados y lixiviados contaminados representan un riesgo para la calidad de aguas superficiales y subterráneas. Los jales mineros suelen ser generadores de ácidos, lo cual crea una responsabilidad ambiental a largo plazo para el operador de la mina. Adicionalmente los granos finos, facilitan su dispersión por erosión del viento. Finalmente, las instalaciones en donde se disponen los jales mineros requieren grandes áreas y crean un impacto visual negativo (Spitz y Trudinger, 2019).

3.3.1 Dispersión de elementos potencialmente tóxicos (EPT)

Los depósitos de jales pueden permanecer sin vegetación durante decenas o cientos de años, quedando expuestos a la erosión hídrica y eólica y dispersando elementos potencialmente tóxicos en decenas de hectáreas (Méndez y Maier, 2008).

Las condiciones climáticas son factores determinantes con respecto a la dispersión de EPT en el medio ambiente. Por un lado, un proceso importante para la liberación de EPT en ambientes húmedos es a través de la generación de drenaje ácido de minas (DAM). Este fenómeno se genera a causa de la oxidación de minerales sulfurosos expuestos a procesos de intemperización, generando aguas ácidas con pH bajos y con altos niveles de EPT disueltos que al transportarse pueden contaminar suelos, sedimentos, aguas superficiales y subterráneas. En ambientes áridos y semiáridos, el DAM tiende a generarse en episodios intermitentes, principalmente controlados por precipitaciones intensas durante cortos periodos de tiempo, que pueden contribuir potencialmente con EPT solubles a los sistemas hidrológicos (Romero et al., 2008). Además, los episodios de precipitación intensa, seguidos de una rápida evaporación y baja infiltración, favorecen la formación de sales eflorescentes en las superficies de los jales (Méndez y Maier, 2008), ya que estas condiciones promueven una migración de EPT por capilaridad hacia la superficie donde se depositan. Estas sales pueden tener una concentración de EPT mayor que la de los depósitos de jales (Hammarstrom et al., 2005; Meza-Figueroa et al., 2009; De la O-Villanueva et al., 2013).

Sin embargo, la oxidación de los sulfuros metálicos no siempre produce drenaje ácido, ya que esto es una función del balance entre los minerales productores de ácido (sulfuros metálicos) y los minerales con capacidad de neutralización (carbonatos, hidróxidos y aluminosilicatos). En general, cuando la capacidad de neutralización excede al potencial de generación de ácido, se consumirá toda la acidez generada y las soluciones que drenen del depósito de jales tendrán un pH cercano al neutro (Romero et al., 2008).

Por otro lado, el polvo juega un papel importante en términos de rapidez, largo alcance espacial y efectividad en el transporte de los EPT en ambientes áridos y semiáridos. En estos sitios la dispersión eólica de partículas es eficiente debido a su naturaleza (tamaños

pequeños, sin vegetación, etc.) (Csavina et al., 2012). También la acumulación de sales genera una capa en la superficie de los jales de tamaño muy fino; estas sales son más susceptibles a la erosión del viento (Meza-Figueroa et al., 2009) debido a su baja cohesión entre partículas (Sanchez-Bisquert et al., 2017), especialmente en las estaciones secas. Estas sales también se pueden disolver fácilmente en el agua, lo que implica la movilización de los EPT hacia los sistemas hidrológicos (Del Rio Salas et al., 2019).

3.4 Sistema suelo-planta

El suelo, es uno de los recursos naturales más importantes, al ser el sustrato que sustenta la vida terrestre en el planeta. La importancia del suelo radica en que es un elemento natural dinámico que constituye la interfaz entre la atmósfera, la litosfera, la biosfera y la hidrosfera, sistemas con los que mantiene un continuo intercambio de materia y energía. Esto lo convierte en una pieza clave del desarrollo de los ciclos biogeoquímicos y le confiere la capacidad para desarrollar una serie de funciones esenciales en la naturaleza de carácter medioambiental, ecológico, económico, social y cultural. El suelo proporciona los nutrientes, el agua y el soporte físico necesarios para el crecimiento vegetal y la producción de biomasa en general, desempeñando un papel fundamental como fuente de alimentación para los seres vivos (Loaiza, 2011). También es un componente esencial del ciclo hidrológico, actuando como elemento distribuidor de las aguas superficiales y contribuyendo al almacenaje y recarga de las aguas subterráneas. A través de su poder de amortiguación y función filtro, filtra, almacena e inmoviliza EPT, impidiendo que alcancen las aguas subterráneas y el aire o que entren en la cadena alimenticia. El suelo es el hábitat natural biológico de muchos organismos de todo tipo y constituye un elemento de reserva genética (Bernad et al., 2007; Loaiza, 2011).

Las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo controlan en gran medida los ciclos biogeoquímicos superficiales, en los que actúa como un reactor complejo que sirve de elemento protector de otros medios más sensibles frente a EPT (Loaiza, 2011). Así, el suelo ejerce su labor protectora a través de su poder de amortiguación o capacidad natural de

depuración de la contaminación. Esta atenuación de EPT se realiza, entre otras, a través de reacciones de complejación, reacciones de adsorción y desorción, reacciones de precipitación y disolución, reacciones de óxido-reducción, reacciones ácido-base y reacciones derivadas de procesos metabólicos. Todas estas reacciones están estrechamente controladas por propiedades del suelo como su textura, contenido de materia orgánica, estructura, porosidad, capacidad de intercambio catiónico, pH, Eh y la actividad biológica. En cualquier caso, hay que tener muy presente que el poder de amortiguación de un suelo no es ilimitado y cuando se rebasa, el suelo deja de ser eficaz como sumidero de la contaminación, llegando incluso a invertirse el proceso y a convertirse en una fuente de contaminación para los organismos del suelo y para el medio circundante (Bernad et al., 2007).

Sin embargo, el grado de contaminación de un suelo, así como el potencial riesgo que representa para el medio ambiente no puede ser estimado exclusivamente a partir de la fracción total geodisponible de los contaminantes frente a determinados valores de referencia. Para estimarlo es necesario considerar la biodisponibilidad de los EPT debido a su posible asimilación por los organismos del suelo, determinada por la competencia entre el sistema radicular de la planta, la solución del suelo y la fase sólida del suelo (Sposito, 1989). También es importante considerar la movilidad, que regulará su distribución y transporte en el suelo o a otros compartimentos; y la persistencia, que controlará la duración de su efecto dañino en el suelo. Todos estos conceptos permiten evaluar los riesgos potenciales y planificar acciones de remediación de acuerdo con el tipo de suelo. Hay que tener en cuenta que más importante que el contenido total de un EPT en el suelo es la forma o especie química bajo la que se encuentra (Mulligan et al., 2001). Así, la forma resultante de dicha especiación va a influir decisivamente en su distribución en el suelo, condicionando su solubilidad, su movilidad en el suelo y las aguas superficiales y subterráneas, su biodisponibilidad y toxicidad y, por tanto, su comportamiento como contaminante potencialmente tóxico (Sposito, 1989; Wong, 2003; Bernad et al., 2007).

Por lo tanto, la dinámica y disponibilidad de los EPT están muy influenciadas por las condiciones físicas y químicas del suelo en el que se encuentran, como el pH y el potencial

redox, mientras que los constituyentes orgánicos e inorgánicos del suelo son los que en gran medida condicionan los mecanismos de retención de EPT por adsorción, complejación y precipitación fundamentalmente. Además, las plantas y los microorganismos (bacterias y hongos) del suelo también pueden interactuar con los EPT mediante mecanismos de extracción, estabilización, biosorción, bioacumulación, biomineralización y biotransformación (Lloyd y Macaskie, 2000).

3.4.1 Mecanismos de absorción, translocación y tolerancia de los EPT

Las plantas toman los EPT de la solución del suelo por medio de sus raíces (Jabeen et al., 2009). Los mecanismos de absorción, translocación y tolerancia que se llevan a cabo inician con la movilización de los EPT en el suelo. Por ejemplo, por medio de la exudación de compuestos orgánicos por parte de las raíces, que aumentan la solubilidad de los micronutrientes, incluidos oligoelementos y los EPT (Loredo-Portales et al., 2015). Seguido a esto, se lleva a cabo la absorción de los EPT por medio de las raíces de las plantas, donde la toma de los iones desde la solución del suelo está mediada por transportadores especializados o proteínas transportadoras acopladas a H^+ presentes en la membrana plasmática de la raíz (Greipsson, 2011). Después, los EPT pueden almacenarse en las raíces o translocarse a las hojas o tallos principalmente a través del xilema, donde se almacenan principalmente en las vacuolas (Jabeen et al., 2009). El transporte general de los EPT desde la solución del suelo hasta las vacuolas está controlado y regulado por una variedad de moléculas, donde algunas se involucran en el transporte a través de la membrana y otras se ven involucradas en su complejación y posterior secuestro (Tong et al., 2004; Greipsson, 2011).

La tolerancia a los EPT en las plantas puede definirse como el resultado de un proceso evolutivo que confiere a distintas especies de plantas la capacidad de crecer y desarrollarse en ambientes con concentraciones elevadas de EPT (Hall, 2002). En respuesta a la absorción de EPT, las plantas han desarrollado diversas estrategias para poder establecerse en sitios con altas concentraciones de EPT. En función de la respuesta, las plantas se pueden

clasificar en: excluyentes, indicadoras y acumuladoras (Baker, 1981; Van der Ent et al., 2013). Las plantas sensibles o normales son aquellas que solo pueden tolerar bajas concentraciones de EPT biodisponibles en el suelo y que mueren cuando se exponen a concentraciones altas por fitotoxicidad. En contraste, las plantas excluyentes pueden crecer en una amplia gama de concentraciones de EPT disponibles, ya que estas especies toleran los contaminantes y poseen mecanismos que limitan la acumulación de EPT en la parte aérea de las plantas, como la acumulación preferente en la rizósfera. Las plantas indicadoras toleran un rango más amplio de EPT que las plantas normales, donde la absorción y el transporte de EPT a la biomasa aérea (hojas y tallos) están regulados de modo que la concentración en la biomasa aérea de las plantas refleja la concentración del suelo. Las plantas acumuladoras pueden soportar concentraciones mucho más altas de EPT biodisponibles que las plantas normales, las excluyentes y las indicadoras, donde los EPT se acumulan en diferentes partes de la planta (Baker, 1981; Van der Ent et al., 2013); estas especies pueden acumular concentraciones de EPT mayores que las del suelo.

Considerando estas relaciones, los mecanismos de tolerancia a nivel celular son: a) mecanismos externos de tolerancia que reducen la entrada de los EPT, que incluyen: hongos micorrizógenos, unión a las paredes celulares de la raíz, quelación por exudados de raíz; y b) mecanismos internos de tolerancia que permiten su almacenamiento en lugares no perjudiciales para la células que incluyen: quelación de los metales por diversos ligandos en el citosol (fitoquelatinas, metalotioneinas y aminoácidos), compartimentación de metales en compartimentos específicos, como por ejemplo, vacuolas o tricomas (Barceló y Poschenrieder, 1992; Hall, 2002; Baker et al., 2008; Van der Ent et al., 2013).

Los EPT pueden competir en la solución del suelo y entrar en las raíces a través de los mismos transportadores trans-membrana utilizados por algunos micronutrientes esenciales para las plantas (Cu, Fe, Mn, Mo, Ni y Zn) que tienen estados de oxidación y radios iónicos similares (Alford et al., 2010). Sin embargo, en algunas especies de plantas estos EPT se vuelven tóxicos en concentraciones elevadas y algunos otros (Cd, Pb, Cr, Hg, Ag, U y Au) son tóxicos para el funcionamiento de la planta, aunque se encuentren en concentraciones bajas (Lambers y Olivera, 2019). Las bases bioquímicas de la toxicidad de

los metales en plantas no están del todo bien establecidas (Lambers y Oliveira, 2019). Sin embargo, para algunos EPT como el Cd, Pb y Hg se conoce que afectan los átomos de N en las proteínas y las desactivan. Por otra parte, se sabe que el Zn, Cd y Mn afectan el proceso fotosintético, el Cd reduce la concentración de clorofila en las hojas y el Mn provoca clorosis en las hojas (Lambers y Oliveira, 2019). En otros casos, los efectos tóxicos se manifiestan en inhibición de la germinación, disminución del crecimiento radicular y de otros órganos de la planta, reducción del área foliar y la biomasa, así como síntomas de clorosis y necrosis (Barceló y Poschenrieder, 1992).

En un estudio donde se utilizaron plantas cultivadas en concentraciones elevadas de Zn, se encontró que las hojas redujeron significativamente la tasa fotosintética, la tasa de transpiración, la conductancia estomática, las concentraciones intercelulares de CO₂ así como los parámetros de la fluorescencia de la clorofila (Andrejić et al., 2018). En otro estudio, donde se investigó la respuesta fotosintética y la asimilación de carbono bajo estrés de Cd a diferentes concentraciones, se obtuvo como resultado una disminución en la tasa fotosintética neta, lo que sugiere que el Cd puede dañar la estructura y la función del aparato fotosintético de las plantas jóvenes (Chu et al., 2018).

Por lo tanto, estudiar los mecanismos y efectos de los EPT en las plantas es muy importante ya que tiene aplicaciones en la restauración y recuperación de los suelos en los sitios impactados por las actividades mineras.

3.5 Remediación de jales mineros

Actualmente, la fitorremediación se considera una de las pocas alternativas eco-sustentables para el tratamiento *in situ* de los depósitos de jales mineros (Vamerali et al., 2010; Barbafieri et al., 2013). Esta es una tecnología amigable con el ambiente, no invasiva y que permite recuperar la estructura y las funciones del suelo. Sin embargo, esta tecnología depende de variables específicas del sitio a remediar, como características de los jales, niveles de contaminación, tipo de suelo, vegetación y clima (Barbafieri et al., 2013). Algunas

de estas variables hacen que el éxito de la fitorremediación, y por tanto, el establecimiento de cubiertas vegetales no sea siempre fácil de alcanzar (Méndez y Maier, 2008).

En general existen tres principales métodos de remediación: 1) físicos, que consisten en restringir el riesgo de dispersión de los EPT por medio de la remoción o contención (vitrificación, encapsulación, lavado, electroquímica), 2) químicos, que intentan alterar la especiación de los EPT para aumentar su movilidad y extracción o para disminuir los riesgos de exposición (neutralización, solidificación, estabilización) (Adriano, 2001; Méndez y Maier, 2008; González-Chávez et al., 2017) y; 3) biológicos, que involucran el uso de plantas, hongos y microorganismos o sus productos para remover o estabilizar los EPT (González-Chávez et al., 2017).

Los métodos biológicos se basan en procesos bioquímicos naturales presentes en plantas y microorganismos, por lo tanto, su impacto en el ambiente es mínimo. Al uso de microorganismos o consorcio de microorganismos, sus procesos o productos metabólicos se le llama biorremediación, mientras que al uso de plantas para remediar sitios contaminados se le denomina fitorremediación (Juwarkar et al., 2010).

3.6 Mecanismos de fitorremediación

La fitorremediación es una tecnología que utiliza plantas y su microbiota asociada para extraer o estabilizar EPT de sitios contaminados (Cunningham et al., 1995). Se considera una alternativa no destructiva que tiene un alto valor estético y, además que algunos autores sugieren que es más barata que otras alternativas (González-Chávez et al., 2017).

Las plantas participan por diferentes vías en la remediación de sitios contaminados como los jales mineros. La fitorremediación de EPT tiene dos enfoques principales. Una de ellas es la extracción (fitoextracción), que implica absorción y acumulación de EPT y se basa en la particularidad de que algunas plantas poseen mecanismos para incorporar, acumular y tolerar grandes cantidades de EPT en la parte aérea; los EPT se remueven del sitio y se considera la posterior cosecha y disposición de los mismos (Arthur et al., 2005; Ali et al.,

2013). Otra forma es la estabilización (fitoestabilización), que se refiere a mantener los EPT en la rizósfera de una planta sin translocarlos a su parte aérea (Méndez y Maier, 2008; Ali et al., 2013).

3.7 Fitoestabilización

La fitoestabilización involucra la retención o estabilización de EPT a través de mecanismos de absorción y acumulación en las raíces o precipitación dentro de la rizósfera (Figura 1). Este proceso no disminuye la concentración de EPT en el suelo, sino que se reduce la movilidad de EPT y también reduce la biodisponibilidad para la entrada a la cadena alimentaria, previniendo los riesgos a la salud humana, así como los ambientales (Arthur et al., 2005; Wong, 2003).

La fitoestabilización es considerada una buena estrategia para reducir el peligro de los jales mineros, debido a que crea una cubierta vegetal para la estabilización y contención a largo plazo de los depósitos de jales. El dosel de la planta sirve para reducir la dispersión eólica, mientras que las raíces de las plantas reducen la erosión hídrica (Méndez et al., 2007; Méndez y Maier, 2008).

Las plantas pueden estabilizar EPT en su rizósfera, precipitándolos o formando complejos, absorbiéndolos en el interior y adsorbiéndolos en la superficie de la raíz (Méndez y Maier, 2008; Vangronsveld et al., 2009). En teoría, la biodisponibilidad de los metales (y por lo tanto su toxicidad) disminuirá a medida que las plantas faciliten la precipitación de EPT a formas menos solubles, por ejemplo, sulfuros metálicos, formación de complejos de metales con productos orgánicos (Wong, 2003). La presencia de plantas en los jales mejora la comunidad microbiana heterótrofa, que a su vez puede promover el crecimiento de las plantas y participar en la estabilización de EPT (Méndez et al., 2007). El objetivo final de una fitoestabilización exitosa es el establecimiento a largo plazo de una cubierta vegetal en los jales mineros para promover los procesos de desarrollo del suelo, la diversidad microbiana

(Méndez y Maier, 2008) y, finalmente, restaurar las funciones del ecosistema del suelo a un estado saludable y de auto sostenibilidad.

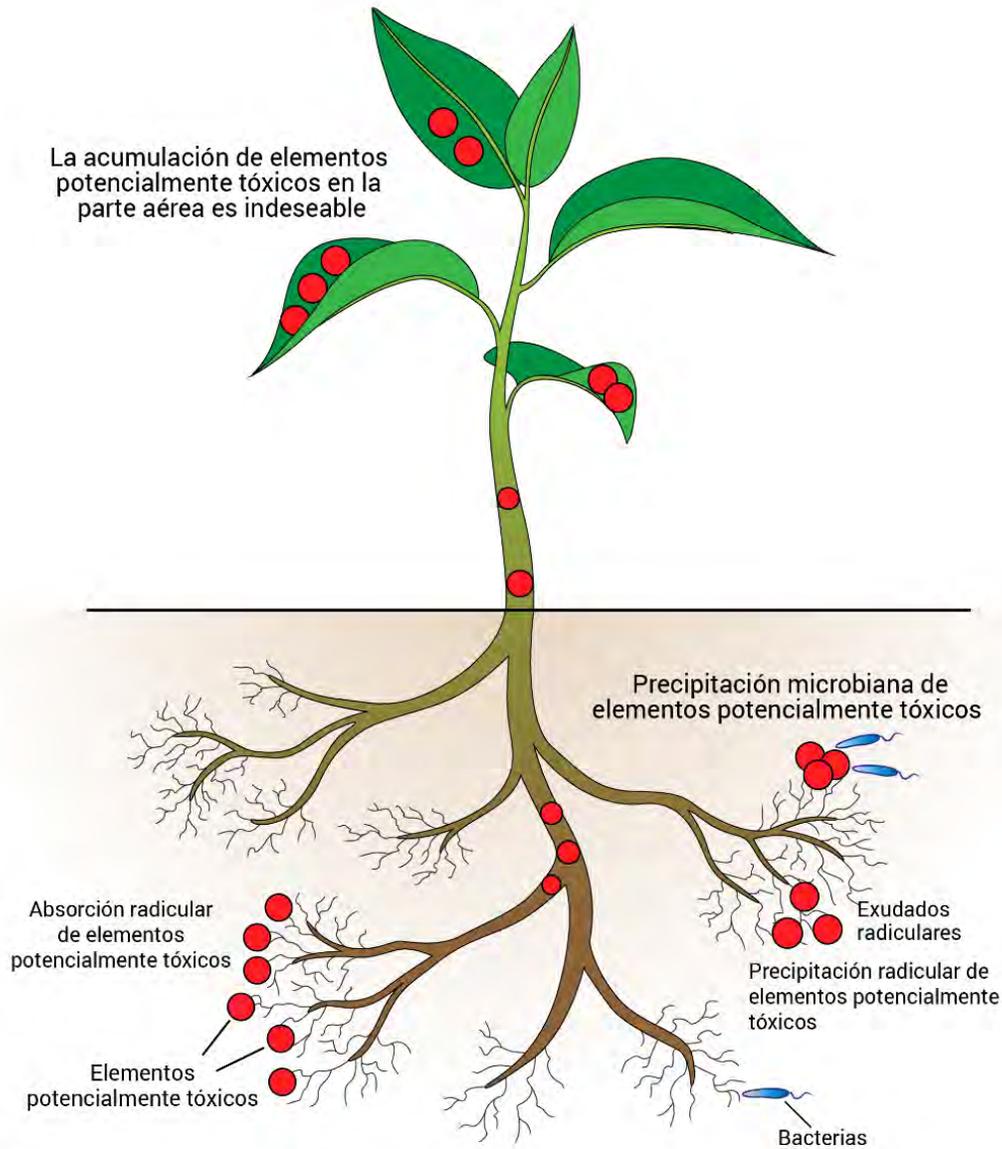


Ilustración: Diego Molina Tinoco

Figura 1. Imagen que ilustra los mecanismos de fitoestabilización, donde se muestra que las plantas pueden estabilizar EPT en su rizósfera, precipitándolos o formando complejos con ayuda de microorganismos y exudados de las plantas, absorbiéndolos en el interior y adsorbiéndolos en la superficie de la raíz. En la fitoestabilización, la acumulación de EPT en la biomasa aérea de las plantas es indeseable (Méndez y Maier, 2008).

3.7.1 Requisitos del candidato ideal para la fitoestabilización

La elección de las especies de plantas utilizadas en la fitoestabilización es importante. La fitoestabilización de los jales mineros requiere el establecimiento de una cobertura vegetal diversa mediante la inclusión de plantas tolerantes a los EPT y que no los acumulen en su biomasa aérea, evitando que puedan estar disponibles para otros seres vivos (Méndez y Maier, 2008). Las especies excluyentes pueden ser buenas candidatas ya que no acumulan EPT en su biomasa aérea (Baker, 1981; Van der Ent et al., 2013).

Las candidatas para la fitoestabilización idealmente deben ser especies nativas del área en la que se encuentran los jales mineros, ya que estas plantas se encuentran adaptadas al clima y a las condiciones del suelo en el área. También el uso de plantas nativas evita la introducción de especies que pueden ser potencialmente invasivas y que puede resultar en una disminución de la diversidad regional de plantas (Méndez y Maier, 2008; Solís-Domínguez et al., 2012).

La selección de una variedad de pastos, arbustos y árboles para la revegetación de los jales mineros es importante para la fitoestabilización, ya que los pastos proporcionan una cobertura rápida del suelo y limitan temporalmente la dispersión eólica del material de los jales, mientras que los arbustos y los árboles se establecen (Williams y Currey, 2002). Los arbustos y árboles tienen copas más amplias y sistemas radiculares más profundos que reducen la erosión hídrica y van mejorando la estructura del suelo. Aunque algunas plantas eventualmente pueden dominar el ecosistema, la presencia y el efecto de todas las especies son importantes para promover un ecosistema autosustentable (Tilman et al., 2001). También las plantas pioneras pueden modificar el ambiente del suelo y facilitar el establecimiento de las plantas posteriores en fases tardías de la sucesión (Wong, 2003; Krumins et al., 2015).

Las plantas utilizadas para la fitoestabilización deben ser tolerantes a los EPT, pero no acumularlos o que acumulen muy bajas concentraciones en su biomasa aérea (hojas y tallos). Con esto se busca que la mayor concentración de los EPT esté inmovilizada en la

rizósfera (parte de influencia de la raíz) o en la raíz misma. (Méndez y Maier, 2008; González-Chávez et al., 2017).

Para determinar si una especie de planta podría ser un candidato ideal para ser utilizada en la fitoestabilización de los jales mineros, se tienen que tomar en cuenta algunos parámetros que nos ayudan a medir y expresar la acumulación de EPT en las plantas. Generalmente se determina la concentración de EPT en la biomasa aérea y radical de la planta, así como en el suelo o en los jales. A partir de esta información se pueden obtener factores de bioacumulación; los más comunes son el factor de bioconcentración (FBC) y el factor de translocación (FT). El FBC determina la eficiencia de la planta para acumular EPT provenientes del sustrato en su raíz, mientras que el FT indica la eficiencia para transportar EPT de la raíz de la planta a su biomasa aérea (Méndez y Maier, 2008; Ali et al., 2013); si el valor de FT es menor de 1, la mayor parte del contaminante se acumula en la raíz y no se transloca hacia la biomasa aérea; si por el contrario el FT es mayor de 1, el contaminante se almacena principalmente en la biomasa aérea y no en la raíz. Cuando el FBC y el FT (ambos) son mayores de 1, la planta se clasifica como acumuladora. Si el FBC y FT son menores de 1, es una planta excluyente. Sin embargo, en el caso de que el FBC sea mayor de 1 y el FT menor de 1, la planta se clasifica como estabilizadora (Méndez y Maier, 2008; González-Chávez et al., 2017).

Además de las relaciones de acumulación de los EPT, se pueden utilizar algunos valores estándar de concentración de EPT para ayudar a evaluar los problemas de toxicidad que pueden surgir durante la fitoestabilización. El límite de toxicidad en animales domésticos conocido como máximo nivel tolerable, se puede comparar con la acumulación de EPT en la biomasa aérea de las plantas, ya que los animales herbívoros, incluido el ganado y otras especies silvestres, se pueden ver afectados al consumir estas plantas e incorporar los contaminantes a las redes tróficas (Beyer et al., 2007). Para evaluar este aspecto se compara la concentración observada de EPT en la biomasa aérea de las plantas con los máximos niveles tolerables de los animales domésticos (NRC, 2005).

Una manera de identificar a la candidata ideal es realizar inventarios florísticos, ya que las plantas que crecen dentro o en los alrededores de los jales mineros son una primera fuente de información para identificar plantas con potencial de fitoestabilización. Estas plantas se pueden evaluar haciendo pruebas para corroborar que son capaces de crecer y ayudar a la remediación y estabilización de los jales mineros; algunos de los parámetros importantes a evaluar son el crecimiento de las plantas (producción de biomasa) y la cuantificación de los EPT en los tejidos. Los estudios sobre la adaptación de las plantas a los desechos de minas, donde los EPT están en una forma química asimilable para los organismos (biodisponible), tienen importantes implicaciones para la implementación de buenas estrategias de fitoestabilización (Wong, 2003).

3.8 Implementación de la fitoestabilización

3.8.1 Uso de enmiendas para estabilizar EPT

Las técnicas de fitoestabilización incluyen el uso de enmiendas que inmovilizan los EPT, las cuales se clasifican como alternativas gentiles con el ambiente. Enmienda, en este contexto, se refiere a la incorporación de algún material o materiales que intervienen en los procesos fisicoquímicos de los EPT en los suelos contaminados o en los jales mineros (Carrillo-González et al., 2017). Su objetivo es reducir la disponibilidad y movilidad de los EPT.

Las enmiendas pueden adsorber, precipitar, modificar la especiación química y formar complejos con los EPT (Adriano et al., 2004). En el caso de los jales mineros, la adición de enmiendas permite hacer un preacondicionamiento del residuo al disminuir su toxicidad y mejorar sus propiedades físicas y químicas, para posteriormente introducir las plantas (Méndez y Maier, 2008; Córdova et al., 2011). Las enmiendas pueden acelerar los procesos de estabilización que incluyen: sorción, precipitación, complejación y reacciones redox (Houben et al., 2012); sin embargo, también se puede incrementar la solubilidad de algunos EPT (Hernández-Soriano y Jiménez-López, 2012). Además de la estabilización de EPT, las enmiendas pueden modificar las propiedades químicas de los jales como pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, y físicas, como retención de humedad,

densidad aparente del suelo e incluso color (Houben et al., 2012; Carrillo-González et al., 2017).

Entre las enmiendas que más se han estudiado están los fosfatos (Adriano et al., 2004), calcita, dolomita, cenizas (Ulmanu et al., 2007), arcillas, óxidos (Komárek et al., 2013), hidróxidos y zeolitas (Vangronsveld et al., 2009); también se han empleado materiales orgánicos como estiércol, composta, vermicomposta (Carrillo-González et al., 2014) y biocarbón (González-Chávez et al., 2017).

No se puede estandarizar y generalizar el proceso de estabilización a través de la aplicación de enmiendas, ya que este proceso depende de las condiciones ambientales, así como de las propiedades tanto del suelo de la región, como de la enmienda y de material de los jales mineros (Carrillo-González et al., 2017).

En un estudio donde se utilizaron macetas bajo condiciones de invernadero con plantas nativas con capacidad de tolerar las condiciones de los jales mineros en zonas áridas y con potencial de fitoestabilización (*Acacia greggi*, *Buchloe dactyloides* y *Prosopis juliflora*), se encontró que la adición de composta favorece el crecimiento de las especies (Solís-Domínguez et al., 2012). Además, este estudio sugiere que la composta reduce la concentración de EPT en los órganos de las plantas. La adición de composta también puede aumentar el pH del sustrato, así como un aumento en carbono y nitrógeno, que beneficia el establecimiento y mantenimiento de las plantas (Solís-Domínguez et al., 2012). Por otro lado, en otro estudio en macetas con mezclas de composta y material de los jales, las plantas establecidas (*A. farnesiana* y *P. velutina*) bajo condiciones controladas, mostraron una clara diferencia en los parámetros de acumulación de biomasa aérea (hojas y tallo) y raíz. En este estudio se encontró que el aumento de la concentración de composta en los tratamientos con mezcla de composta y jales, marcó diferencia significativa en la respuesta de crecimiento de las plantas, ya que las plantas con una mayor proporción de composta tuvieron una mejor respuesta (Arvizu, 2018).

En el estudio de Gil-Loaiza et al. (2018), donde se utilizó enmienda de composta (0, 10, 15, 20%) bajo condiciones de campo, se examinó el impacto de la cubierta vegetal sobre las

emisiones de polvo y transporte de EPT desde los jales mineros. Las mediciones de flujo de polvo después de la fitorremediación mostraron que las parcelas con mayor cubierta vegetal permitieron una reducción de la emisión de polvo a la atmosfera y una mayor deposición de polvo. En contraste, las parcelas sin cubierta vegetal emitieron cantidades considerables de material particulado. Los resultados indicaron que la implementación de una cubierta vegetal fue efectiva para reducir la emisión de partículas finas, incluidas PM_{10} , $PM_{2.5}$, y PM_4 , que representan las partículas en el aire con los mayores riesgos para la salud y el mayor potencial para el transporte a larga distancia. Este estudio demostró que una cubierta vegetal puede disminuir sustancialmente las emisiones de polvo, así como el transporte de contaminantes arrastrados por el viento desde los jales mineros.

3.8.2 Uso de capas de suelo para estabilizar EPT

Las capas de suelo o el recubrimiento de depósitos de jales con suelo es una tecnología de tratamiento efectiva para aislar contaminantes. Puede utilizarse como una medida provisional a corto plazo o como una acción final de largo plazo. El uso de capas de suelo puede reducir o eliminar la erosión, la dispersión eólica y la infiltración de agua para evitar la migración de EPT hacia ecosistemas adyacentes. Estas capas también eliminan la exposición directa de los EPT a la atmósfera al crear una barrera física que evita el contacto directo con ellos. Existe una variedad de materiales disponibles, y esta tecnología puede modificarse para adaptarse a las condiciones específicas del sitio en cuestión (ITRC, 2010).

Para esta tecnología se puede utilizar una gran variedad de diseños. Uno de ellos son las capas de suelo simples que implican la colocación de relleno selecto de diferentes espesores sobre los jales mineros, buscando el establecimiento de una cubierta vegetal que nos ayude a minimizar la erosión. Por otra parte, se pueden usar capas impermeables, que funcionan como barreras y tienen una permeabilidad óptima, para evitar infiltración de EPT hacia capas subyacentes. Estas barreras suelen estar compuestas de arcilla, membranas geosintéticas y geo arcillas. También se pueden utilizar capas de drenaje o filtros, las cuales sirven como una barrera capilar a través de la creación de una diferencia en las

conductividades hidráulicas entre las capas adyacentes, evitando efectivamente el ascenso capilar y la formación de sales en la superficie del suelo al promover el drenaje lateral. Las opciones de materiales para las capas de drenaje incluyen grava y otros materiales gruesos (ITRC, 2010).

El suelo no contaminado de las áreas cercanas a los sitios mineros se puede utilizar para cubrir los depósitos de jales, y así aislar el material de los jales cargado con EPT del contacto con humanos y animales. También sirve como una zona de amortiguamiento entre las plantas y los jales y, ayuda en el establecimiento de la vegetación. La vegetación establecida sobre la capa de suelo puede disminuir la lixiviación de EPT solubles al subsuelo ya que reduce la infiltración de agua a los jales, vía transferencia del suelo a la atmosfera por transpiración (Zhu et al., 1999). Una capa de suelo para el establecimiento efectivo de la vegetación, típicamente consiste en un suelo de suficiente profundidad, que tenga materia orgánica, una textura con capacidad amortiguadora y filtro adecuada para el desarrollo de un buen soporte de plantas y retención de humedad. Una capa de suelo delgada es indudablemente más económica en el corto plazo. Sin embargo, si la capa superior del suelo es demasiado delgada, el crecimiento de las plantas puede inhibirse, ya que la absorción de EPT por parte de las plantas puede aumentar porque las raíces de las plantas pueden penetrar en la capa de jales mineros y aumentar la movilidad de los EPT (Lottermoser et al., 2009; Munksgaard y Lottermoser, 2010). En estos casos es altamente deseable establecer especies nativas que no tengan raíces muy profundas para que no comprometan la integridad del límite entre el suelo y los jales y no puedan transferir EPT a las cadenas tróficas por consumo de herbívoros (Zhu et al., 1999; ITRC, 2010). En este sentido se pueden utilizar una gran variedad de diseños según sean las necesidades y también se pueden usar por sí mismas como un recurso provisional o final o junto con otras tecnologías si es necesario para lograr un mejor resultado (ITRC, 2010).

El diseño e implementación del enfoque de capas de suelo es relevante pues si no se implementa adecuadamente puede resultar contraproducente. Por ejemplo, cuando no se implementa adecuadamente el filtro capilar o capa de drenaje entre la capa de suelo y los jales, el ascenso capilar de los EPT solubles puede provocar contaminación del suelo,

mortalidad de la vegetación establecida y en consecuencia la remediación no es sostenible (Menzies y Mulligan, 2000). También es importante evaluar el potencial de incorporación de EPT a las cadenas tróficas locales a través de su acumulación en las plantas establecidas en la capa de suelo (Callery y Courtney, 2015), sobre todo conociendo que existe variación en acumulación entre especies de plantas (Vandecasteele et al., 2008). El no tomar en consideración la acumulación de EPT en las plantas establecidas en los depósitos de jales remediados con capas de suelo puede exponer significativamente a la fauna silvestre a niveles elevados de EPT e incorporarlos a las redes tróficas (Beyer et al., 2007).

IV. JUSTIFICACIÓN

Varios estudios previos han documentado que el establecimiento de plantas en los jales mineros es posible y, cuando tiene éxito, ayuda a reducir considerablemente los procesos de erosión y mejora las propiedades fisicoquímicas y la estructura de los jales. La identificación de especies con potencial fitoestabilizador es el primer paso para elaborar una buena estrategia de remediación.

De igual forma identificar las limitantes ecológicas que restringen el establecimiento de las plantas en el depósito de jales abandonados de San Felipe de Jesús, ayudará a la implementación de prácticas de fitorremediación en este tipo de sitios, con el fin de reducir la dispersión de los EPT, y así mitigar el daño a la salud humana y al medio ambiente circundante.

V. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Identificar algunos factores limitantes del establecimiento y crecimiento de las especies más abundantes en los alrededores de los jales abandonados de San Felipe de Jesús para proponer estrategias viables de fitoestabilización.

5.2 Objetivos particulares

(a) Realizar un inventario de las especies de plantas de los alrededores de los jales de San Felipe, para escoger las más idóneas para la remediación del depósito de jales mineros.

(b) Describir el suelo del área adyacente a los jales de San Felipe de Jesús.

(c) Evaluar la respuesta de las plantas (germinación, establecimiento, biomasa, área foliar y desempeño fisiológico) en dos experimentos: tratamientos con enmiendas orgánicas y tratamientos con capas de suelo y filtros.

(d) Evaluar el potencial de fitoestabilización de las plantas en función de su acumulación de EPT en dos experimentos: tratamientos con composta y tratamientos con capas de suelo y filtros.

VI. HIPÓTESIS

Los jales mineros presentan fuertes limitaciones que dificultan el establecimiento y desarrollo de una cobertura vegetal.

Las enmiendas orgánicas generaran modificaciones en el sustrato de crecimiento, de manera que se verá beneficiado el establecimiento y desarrollo de las plantas con potencial fitoestabilizador para la remediación del depósito de jales mineros.

Las capas de suelo con filtros capilares generaran modificaciones en el sustrato de crecimiento, de manera que se verá beneficiado el establecimiento y desarrollo de las plantas con potencial fitoestabilizador para la remediación del depósito de jales mineros.

VII. MATERIALES Y MÉTODOS

7.1 Área de estudio

El área de estudio está ubicada en la parte central del estado de Sonora, que se encuentra en el noroeste de México y comprende el área de los jales abandonados que están ubicados a ~500 m al sur de San Felipe de Jesús. El municipio de San Felipe de Jesús se encuentra ubicado a 142 km al noreste de la ciudad de Hermosillo, muy cercano al Río Sonora (Figura 2). El clima de la región está clasificado como semiárido (BS1), con una temperatura media máxima mensual de 30.9°C en los meses de julio y agosto y una media mínima mensual de 11.8°C. La época de lluvias se representa en verano, concentrada principalmente durante julio y agosto con una precipitación media anual de 524 mm. Su población es de 396 habitantes (INEGI, 2010). Las principales actividades económicas en la región son la agricultura y la ganadería, aunque San Felipe de Jesús fue fundada en 1657 con fines mineros (Del Rio-Salas et al., 2019).

En el área de estudio se tienen rocas con edades que van desde el Cretácico Inferior hasta el Cuaternario. Los depósitos minerales existentes son en su mayoría de Skarn o de contacto, con sulfuros de plomo y zinc y valores económicos de cobre y plata. Existen también algunas vetas mesotermales. La porción septentrional contiene vetas de cuarzo con valores de oro, mientras que en el sur existen principalmente depósitos de contacto de plomo y zinc (Roldán-Quintana, 1979).

Las características hidrográficas del área son definidas por el Río Sonora, que fluye en dirección N-S (Rascón et al., 2004). Uno de los tantos flancos montañosos que tienen una escorrentía hacia dicho río es la microcuenca denominada El Lavadero. En esta microcuenca se encuentra localizado el depósito de jales de San Felipe de Jesús, ubicado en la parte baja sureste de la microcuenca, colindando con el cauce del Río Sonora (Rascón et al., 2004).

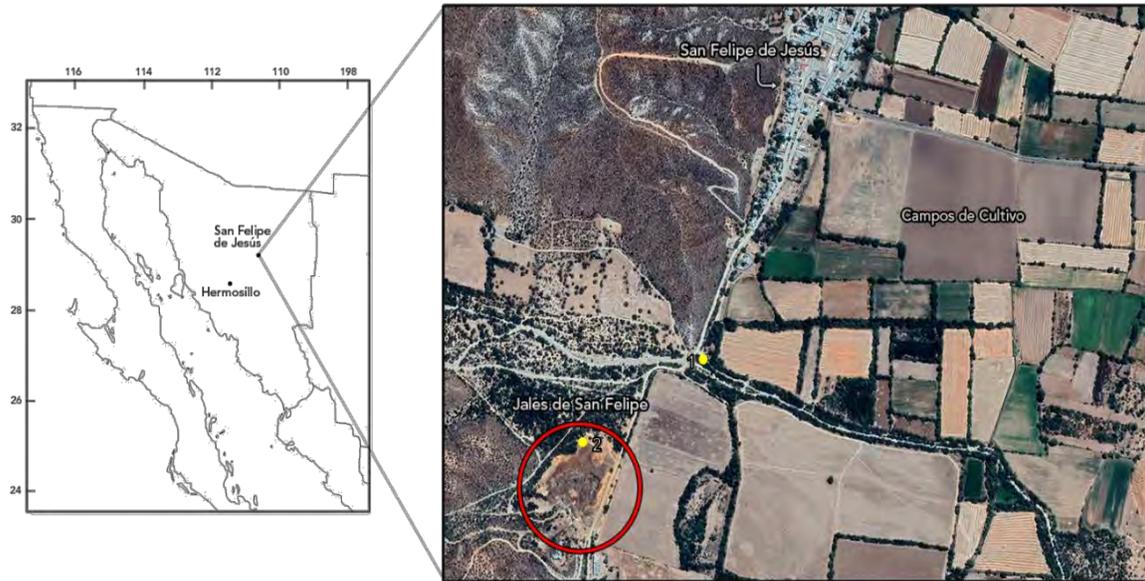


Figura 2. Mapa que muestra la ubicación de los jales mineros abandonados y localizados a un costado de los campos agrícolas y muy cerca del pueblo de San Felipe de Jesús, en Sonora. (1) Ubicación del suelo natural con menor influencia de los jales que se usó para los experimento; (2) ubicación del suelo adyacente a los jales donde se describió un perfil.

Los jales abandonados se encuentran frente a los campos agrícolas y comprenden una superficie de $\sim 16,300 \text{ m}^2$, con alturas máximas de $\sim 5 \text{ m}$ y mínimas de $\sim 2 \text{ m}$ (Espinoza-Madero, 2012). Los jales no presentan vegetación y son de color rojizo (material oxidado) en las zonas externas y grisáceos (material no oxidado) en las zonas internas. En las superficies de los jales, ya sea en zonas oxidadas y en zonas no oxidadas, es común la acumulación de sales eflorescentes de color blanco (Del Rio-Salas et al., 2019) (Figura 3). La acumulación de los jales mineros de San Felipe de Jesús comenzó en la década de 1920 y los metales de importancia económica que fueron extraídos durante el periodo de la actividad minera en el área incluían plomo y zinc, y en menor medida oro y plata (Technical Report, 2012).

La recuperación del material extraído fue por flotación selectiva. Esta es una técnica de concentración de minerales en húmedo, en la que se aprovechan las propiedades físico-químicas superficiales de las partículas para efectuar la selección. En otras palabras, se trata de un proceso de separación de materias de distinto origen que se efectúa desde sus pulpas

acuosas por medio de burbujas de gas y a base de sus propiedades hidrofílicas e hidrofóbicas (Espinoza-Madero, 2012).

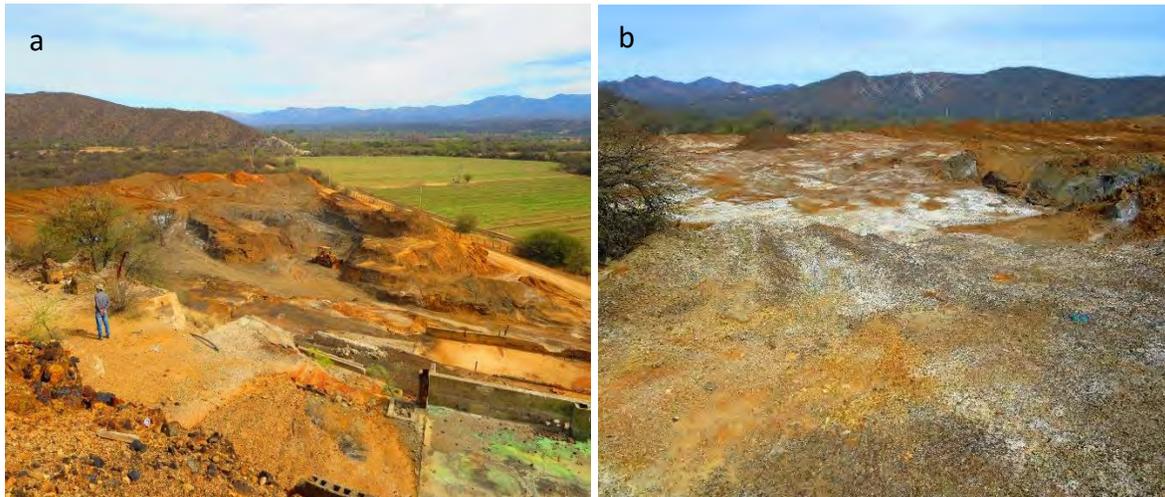


Figura 3. Imagen del área de estudio que muestran características de los jales abandonados de San Felipe de Jesús, donde se observan (a) zonas oxidadas, zonas no oxidadas y (b) sales eflorescentes en los jales.

Los minerales que se encuentran en los jales oxidados y no oxidados son silicatos, sulfatos, carbonatos, sulfuros y óxidos (Del Rio-Salas et al., 2019). Entre los silicatos, desde el más abundante hasta el menos abundante se encuentra el cuarzo (SiO_2), microclina (KAlSi_3O_8), caolinita ($(\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4)$), muscovita ($(\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$), richterita ($(\text{Na}(\text{CaNa})\text{Mg}_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$), enstatita (MgSiO_3) y espesartina ($\text{Mn}_3^{2+}\text{Al}_2(\text{SiO}_4)_3$). Entre los sulfuros esta la pirita (FeS_2), esfalerita (ZnS) y arsenopirita (FeAsS). También hay presencia de carbonatos como la calcita (CaCO_3) y dolomita ($\text{Ca,Mg}(\text{CO}_3)_2$) en los jales que son más ricos en azufre. Con respecto a los minerales formados debido a procesos de oxidación de los jales, los más representativos son los sulfatos, oxihidróxidos y los hidroxisulfatos. El yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) se encuentra comúnmente tanto en jales sulfurados como en oxidados. También hay presencia de sulfatos insolubles como la anglesita (PbSO_4) e hidroxisulfatos como la jarosita ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$). Otros sulfatos presentes son los sulfatos metálicos hidratados divalentes: rozenita ($\text{Fe}^{2+}\text{SO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), starkeyita ($\text{MgSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), kieserita

($\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$), szolmonokita ($\text{FeSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) y epsomita ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) (Del Rio-Salas et al., 2019). Estos son minerales eflorescentes altamente solubles, que se forman por evaporación de los fluidos resultantes de la oxidación y el drenaje ácido de las minas (Lindsay et al., 2015). Estas especies se encuentran principalmente en las sales eflorescentes; también hay presencia de ellos en jales no oxidados y, en menor medida en jales oxidados. Otras especies presentes y altamente solubles son los sulfatos metálicos hidratados trivalentes: coquimbita ($\text{Fe}^{3+}(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$); y sulfatos metálicos hidratados divalentes-trivalentes: copiapita ($\text{Fe}^{2+}(\text{Fe}_4^{3+}(\text{SO}_4)_6(\text{OH})_2 \cdot 20\text{H}_2\text{O})$) (Del Rio-Salas et al., 2019).

Los principales elementos potencialmente tóxicos (EPT) que se han determinado en el depósito de jales de San Felipe de Jesús son Pb, As, Zn, Cu, Sb, Cd, Fe, Mn y Ti (del Rio-Salas et al., 2019). Dentro del depósito, los jales no oxidados presentan concentraciones más altas de Cd y Zn, probablemente debido a que estos jales representan la composición original de los desechos. En contraste, los jales oxidados tienen concentraciones más altas de Mn. En las sales eflorescentes que se forman en las superficies de los jales, las altas concentraciones de Pb y Sb caracterizan las sales de los jales no oxidados, mientras que en las sales de los jales oxidados se encuentran altas concentraciones de Mn (Del Rio-Salas et al., 2019).

El depósito de jales mineros abandonados, ubicados cerca del pueblo de San Felipe de Jesús, actúa como una fuente importante de contaminantes. Las condiciones semiáridas de la región favorecen los procesos de oxidación, permitiendo la formación de sales eflorescentes en la superficie de los jales que son altamente solubles y propensas a dispersarse. Las concentraciones de EPT en los jales, suelos agrícolas colindantes y polvo de San Felipe de Jesús no solo exceden las concentraciones máximas permisibles de las regulaciones ambientales mexicanas, sino que también supera el umbral internacional y valores de referencia, considerando a algunos EPT como un riesgo ecológico y para la salud (Jales oxidados: As=6213.2±6873.0, Mn=16255±4652.6, Pb=10464.5±2061.4, Sb=415.8±350.7, Zn=8285.4±6585.0; Jales no oxidados: As=10098.5±8990.2, Mn=29519.6±17622.8, Pb=14161.9±6839.2, Sb=481.0±329.4, Zn=60709.3±41828.8; Suelos agrícolas: As=47.2±29.9, Mn=1489.9±148.8, Pb=382.9±102.8, Zn=576.5±102.8; Polvos:

As=181.3±89.2, Mn=1165.8±137.7, Pb=274.1±113.4, Sb=19.0±3.6, Zn=705.7±171.9) (Del Rio-Salas et al., 2019; Loredo-Portales et al., 2020). Por lo tanto, es muy importante la aplicación de técnicas de fitoestabilización correctas para disminuir la dispersión de EPT del depósito de jales a los suelos agrícolas y al pueblo.

7.2 Inventario florístico

El inventario de especies, se llevó a cabo haciendo recorridos en un radio de 100 m alrededor del depósito de jales para identificar las especies que crecen de manera natural en la zona. Se hizo la identificación de las plantas considerando aquellas plantas con flores y semillas. Para la identificación de las plantas se usó el libro de los árboles de Sonora (Felger et al., 2001) y la base de datos de la Red de Herbarios del Noroeste de México (<http://herbanwmex.net/portal/>). Se colectaron semillas de las plantas más abundantes, las cuales se utilizaron en los experimentos controlados en la ERNO.

7.3 Propiedades físicas, químicas y edafocológicas de suelo adyacente a los jales

En el área de estudio se realizó una calicata para describir el perfil de suelo y tomar muestras por horizontes. El perfil se hizo en un sitio adyacente al depósito de jales de San Felipe de Jesús, que se muestra en la figura 2, siguiendo la metodología de Siebe et al., (2006). Posteriormente a cada muestra de suelo se le determinaron las siguientes propiedades: densidad real, que se determinó con picnómetro; porcentaje de humedad y densidad aparente, que fueron determinadas por el método del cilindro; y el pH y conductividad eléctrica determinadas en extractos acuosos del suelo. Las propiedades determinadas se realizaron siguiendo los métodos de acuerdo a Ponce de León Hill et al. (2012).

7.4 Análisis de materia orgánica, nutrientes y EPT en suelo natural y jales

Para evaluar el potencial del material de los jales para sustentar el crecimiento de plantas, se comparó el contenido de materia orgánica, nutrientes y EPT entre el suelo natural y jales del depósito de San Felipe de Jesús. Se tomaron muestras compuestas tanto del material de los jales como del suelo natural. Las muestras de los jales provenían de la zona oxidada de los jales, mientras que las del suelo natural, de un sitio de vegetación natural con menor influencia de los jales, la cual se muestra en la figura 2.

Los nutrientes analizados fueron nitrógeno total (NT) y fósforo disponible (FD), además del contenido de materia orgánica, representado por el contenido de carbono total (CT). El análisis se llevó a cabo en el Laboratorio de Edafología Ambiental-LANGEM del Instituto de Geología de la UNAM. La determinación de C y N totales se llevó a cabo por el método de combustión completa, donde se utilizó un analizador elemental CNHS/O Perkin Elmer 2400 series II en modo CHN. El contenido de C y N totales se expresa de manera porcentual respecto al peso de la muestra (PerkinElmer Inc., 2005). Se empleó acetanilida como estándar de calibración y las muestras fueron analizadas por duplicado, pesando 3 mg. La determinación del FD se llevó a cabo mediante el método de Bray, utilizando un espectrómetro visible Genesys 20 Thermo.

Los jales (oxidados) y las muestras de suelo natural se digirieron según el método 3050b de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, 1996). Es una digestión ácida que disuelve casi todos los elementos que podrían estar "disponibles para el medio ambiente". La digestión se llevó a cabo de la siguiente manera: se pesó 1 g de muestra (peso seco). Después, se añadieron 5 mL de ácido nítrico (HNO_3) y se hirvieron durante aproximadamente 1 h en reflujo. Luego, se añadieron 3 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) (30%) y se continuó a ebullición durante 1 h. Finalmente, la solución se centrifugó a 3000 rpm, y el sobrenadante se filtró a través de una membrana (Whatman) de 2.5 μm , para posteriormente aforar a 15 mL y se almacenó a 4°C hasta su análisis. Las muestras se enviaron al laboratorio de espectroscopia atómica, en el Departamento de Ciencias Ambientales y del Suelo del Instituto de Geología de la UNAM para cuantificar la

concentración de EPT, con el instrumento analítico ICP-OES (Perkin-Elmer Optima 8300 DV con automuestreador S10 Perkin-Elmer).

7.5 Diseño de experimento con enmiendas orgánicas

Para evaluar el desempeño de las especies seleccionadas usando la estrategia de fitoestabilización asistida con enmiendas orgánicas, se llevó a cabo un experimento en macetas, utilizando tratamientos con diferentes concentraciones del material de los jales y composta, así como con y sin adición de nutrientes. En dichos experimentos se evaluó si el aumento en la concentración de composta en el material de los jales, y la adición de los nutrientes promovían una mejoría en la respuesta en el crecimiento y desempeño fisiológico de las plantas.

Se evaluaron cinco especies de plantas que se encontraron cerca de depósito de jales y de las cuales se pudo colectar semillas: *Acacia farnesiana*, *Nicotiana glauca*, *Parkinsonia praecox*, *Prosopis velutina* y *Ricinus communis*.

Se probaron tres tratamientos con concentraciones de composta de: 0, 20 y 30% (p/p) mezcladas con material de los jales (100, 80 y 70%) y un tratamiento control con suelo natural, con cinco repeticiones por tratamiento. Se evaluó también la influencia de los nutrientes usando otros tres tratamientos con las mismas concentraciones de composta (0, 20 y 30% p/p) mezcladas con material de los jales (100, 80 y 70%) y un tratamiento control con suelo natural, pero esta vez adicionando nutrientes, con cinco repeticiones por tratamiento (Figura 4). Como fuente de nutrientes se usó el producto comercial MiracleGro, usando la cantidad recomendada por el fabricante. Este producto tiene los macro y micronutrientes esenciales para las plantas. El material del depósito utilizado fueron los jales oxidados (color rojizo) y se colectó del depósito abandonado de San Felipe de Jesús, y el suelo natural se colectó de un sitio de vegetación natural más alejado del depósito de los jales mineros (Figura 2). Se utilizó composta ya elaborada por Arvizu (2018), y sus características son las siguientes: carbono total (%)= 6.67, nitrógeno total (%)= 0.58, fósforo

disponible (%)= 0.0093, proporción carbono/nitrógeno (C/N)= 11.49, pH= 8.44 y conductividad eléctrica (mS/cm)= 4.01 (Arvizu, 2018).

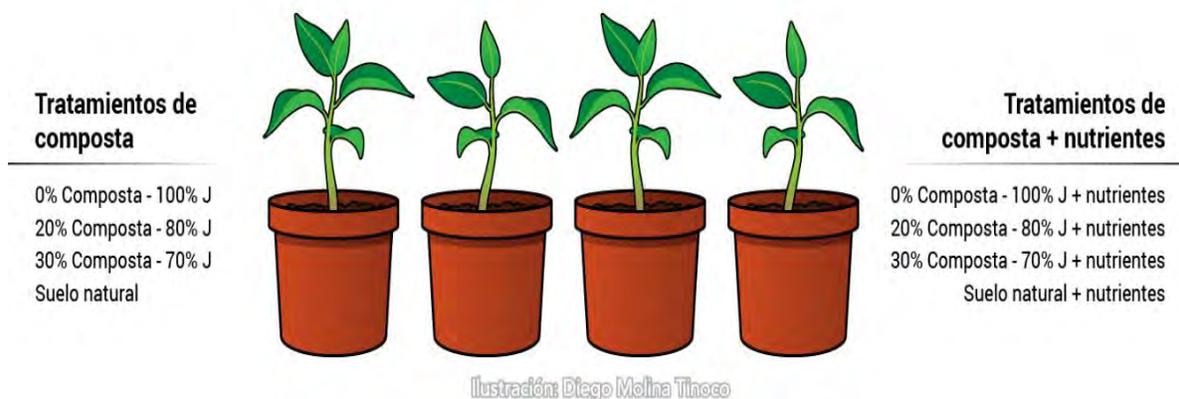


Figura 4. Diseño experimental con dos factores: composta y nutrientes.

El experimento se realizó al aire libre en las instalaciones de la ERNO-UNAM. Se llenaron macetas de plástico (12 cm de diámetro superior × 10.5 cm de altura × 7.5 cm de diámetro inferior) con la mezcla de jales, la composta y con y sin nutrientes, según el tratamiento correspondiente. Las mezclas de jales y composta se prepararon en un recipiente grande, donde se vertió el peso de cada componente para lograr la concentración deseada. La mezcla se homogenizó y se usó para llenar las macetas. Se sembraron en cada maceta tres semillas de cada especie y se regaron diariamente, a excepción de los días que llovía y/o había mucha humedad en las macetas. La germinación ocurrió después de 2 a 3 días de la siembra dependiendo de cada especie, posteriormente se llevó a cabo un aclareo de las plántulas, dejando solo un individuo por maceta. La respuesta de las plantas a los diferentes tratamientos experimentales se evaluó usando diferentes parámetros que se describen posteriormente. Las plantas fueron cosechadas después de 64 días de crecimiento y se evaluó la biomasa acumulada al final del experimento.

7.6 Diseño de experimento con capas de suelo

Para evaluar el desempeño de las especies seleccionadas usando el enfoque de capas de suelo sobre los jales, se llevó a cabo un experimento usando tratamientos con capas de distintos materiales: material de los jales, suelo natural y filtros capilares (grava y arcilla). En este experimento se evaluó si alguna combinación de materiales y filtros capilares fomentaba una mejoría en el crecimiento y desempeño fisiológico de las plantas. En dichos experimentos se evaluó si la implementación de diferentes filtros se reflejaba en una mejoría en la respuesta de crecimiento de las plantas y otros parámetros medidos.

Se evaluaron cinco especies de plantas que se encontraron cerca del depósito de jales y de las cuales se pudo colectar semillas: *Acacia farnesiana*, *Nicotiana glauca*, *Parkinsonia praecox*, *Prosopis velutina* y *Ricinus communis*.

Se probaron tres tratamientos utilizando combinaciones de diferentes materiales y filtros: a) material de los jales en la parte inferior en contacto directo con suelo natural en la parte superior (17 y 21 cm); b) material de los jales en la parte inferior, un filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior (17, 2 y 19 cm); c) material de los jales en la parte inferior, un filtro o trampa de grava y arcilla y suelo natural en la parte superior (17, 2, 2 y 17 cm) y un tratamiento de suelo natural como control (38 cm) (Figura 5). Para cada tratamiento se utilizaron cinco repeticiones. El material del depósito utilizado fueron los jales oxidados (color rojizo) y se colectó del depósito abandonado de San Felipe de Jesús. El suelo natural provenía de un sitio de vegetación natural que se indica en la figura 2, mientras que la arcilla utilizada fue bentonita comercial y la grava o sello utilizada tuvo un rango de tamaño entre 1 y 1.5 cm de diámetro.

El experimento se realizó al aire libre en las instalaciones de la ERNO-UNAM. Para este experimento se usaron tubos de PVC de 11 cm de diámetro y 40 cm de longitud en el que se hicieron las diferentes combinaciones de capas y filtros de los tratamientos. Se sembraron en cada tubo tres semillas de cada especie y se regaron diariamente, a excepción de los días que llovía y/o había mucha humedad en el suelo de la superficie del tubo. Los

tubos tenían una base con perforaciones que les permitía drenar el agua de riego y estuvieron colocados sobre una mesa de malla. La germinación ocurrió después de 2 a 3 días de la siembra dependiendo de cada especie, posteriormente se llevó a cabo un aclareo de las plántulas, dejando solo un individuo por tubo de PVC. La respuesta de las plantas a los diferentes tratamientos experimentales se evaluó usando diferentes parámetros que se describen posteriormente. Las plantas fueron cosechadas después de 67 días de crecimiento y se evaluó la biomasa acumulada al final del experimento.

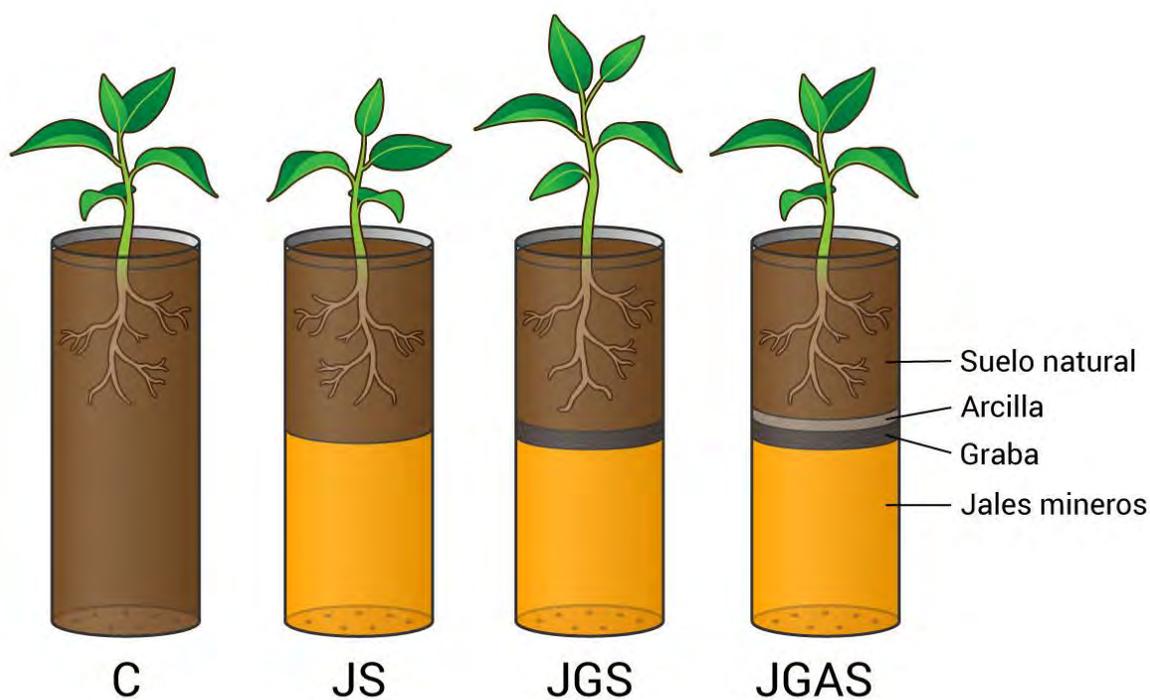


Ilustración: Diego Molina Tinoco

Figura 5. Diseño experimental con capas de suelo y filtros capilares (arcilla y graba). C: control de suelo natural; JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con la capa de suelo en la parte superior; JGS: material de los jales en la parte inferior, con un filtro de graba y capa de suelo en la parte superior; JGAS: material de los jales en la parte inferior, un filtro de graba y arcilla, y capa de suelo en la parte superior.

7.7 Cosecha de las plantas y colecta del sustrato de crecimiento

Algunos de los parámetros del desempeño fueron medidos antes de la cosecha de las plantas. A los 64 (experimento con enmiendas) y 67 (experimento con capas) días, se cosecharon las plantas de cada maceta (o tubo de PVC) y se lavaron con HCl (0.1 %) y agua destilada. Posteriormente cada individuo se separó en hojas, tallo y raíz, después cada sección se guardó en bolsas de papel estraza donde se pusieron a secar a temperatura ambiente en el Laboratorio de Ecología Molecular y Funcional de la ERNO-UNAM.

El material de las macetas influenciado por la rizósfera se recolectó agitando vigorosamente el sistema de raíces de la planta después de que se retiró de la maceta. Las muestras se secaron a temperatura ambiente en el Laboratorio de Ecología Molecular y Funcional de la ERNO-UNAM.

7.8 Evaluación de la respuesta de las plantas

El efecto de los tratamientos se evaluó por especie y tratamiento para cada experimento; es decir se usaron los mismos parámetros tanto en el experimento usando enmiendas orgánicas como el experimento usando capas de suelo. Los parámetros medidos fueron: germinación y establecimiento de las plántulas, biomasa, área foliar, fluorescencia de la clorofila y fotosíntesis.

7.8.1 Germinación y establecimiento de plántulas

La germinación y establecimiento de las plantas en ambos experimentos (usando enmiendas orgánicas y capas de suelo) se evaluaron por especie y por tratamiento en porcentaje.

La germinación se determinó tomando en cuenta el número total de semillas sembradas por maceta y el número total de plántulas emergidas; el resultado se expresó en porcentaje. El establecimiento se determinó tomando en cuenta el número total de plántulas emergidas

y el número total de individuos establecidos; de igual manera el resultado se expresó en porcentaje.

7.8.2 Biomasa

Como un estimador del crecimiento, una vez secas las plantas se determinó el peso seco de hojas, tallo y raíz de cada individuo por especie y por tratamiento utilizando una balanza analítica. La suma de todos los componentes de la planta representó la biomasa total.

7.8.3 Área Foliar

Como una medida del crecimiento de las plantas, se midió el área foliar de las hojas de cada individuo, para todos los tratamientos experimentales. Las mediciones se realizaron en fresco utilizando un medidor de área foliar modelo LI-3100 (LI-COR Inc.) en unidades de cm^2 .

7.8.4 Fluorescencia de la clorofila

Se evaluó el estrés del aparato fotosintético de las plantas en los diferentes tratamientos a través de la fluorescencia de la clorofila. Se midió la fluorescencia directa, inducida por excitación continua. Las hojas para las mediciones se adaptaron previamente a la oscuridad por 10-30 minutos, posteriormente se expusieron a la luz de 650 nm con una intensidad de alrededor de $3000 \mu\text{moles}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ durante 1-10 segundos y simultáneamente se midieron y almacenaron los valores de la fluorescencia emitida.

7.8.5 Fotosíntesis

Se evaluó la asimilación de CO_2 en las plantas creciendo bajo diferentes tratamientos experimentales, como una medida del desempeño fisiológico. Para medir la tasa

fotosintética las mediciones se realizaron temprano en la mañana en hojas completamente expandidas, sin evidencia de senescencia, utilizando un sistema de fotosíntesis portátil LI-6400 con una cámara estándar para hojas (LI-COR Inc.).

7.9 Evaluación del efecto de los tratamientos en el potencial de fitoestabilización

El efecto de los tratamientos se evaluó por especie y tratamiento para cada experimento; es decir se usaron los mismos parámetros tanto en el experimento usando enmiendas orgánicas como el experimento usando capas de suelo. Los parámetros evaluados fueron: concentración de EPT, factores de bioacumulación y máximos niveles tolerables para animales domésticos.

7.9.1 Concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT)

7.9.1.1 EPT en los tejidos de las plantas

Las muestras de tejido vegetal para el análisis de la concentración de EPT, se tomaron de la biomasa cosechada en los diferentes tratamientos experimentales. Posterior el secado, las muestras de los tejidos se trituraron manualmente con un mortero de ágata y fueron tamizadas con una malla de 210 μm .

Las muestras se enviaron a un Laboratorio certificado (ALS Vancouver, Australian Laboratory Service) para cuantificar la concentración de EPT (As, Mn, Pb y Zn), usando el método VEG-41. El método consiste en digerir la muestra con HNO_3 a diferentes temperaturas para posteriormente llevar las muestras digeridas a un volumen conocido (aforo) empleando HCl. Posteriormente se analizaron usando la técnica de Espectrometría de Masas con Plasma por Acoplamiento Inductivo (ICP-MS). Para el experimento con capas de suelo las muestras se analizaron por triplicado, mientras que para el experimento con enmiendas las muestras se analizaron por duplicado debido a que la biomasa vegetal no fue suficiente.

7.9.1.2 EPT en el sustrato de crecimiento (fracción fitoaccesible)

Las muestras del sustrato de las macetas del área influenciada por la rizósfera, como se describió previamente, se utilizaron para determinar la fracción fitoaccesible, es decir la fracción accesible para las plantas. Para esto, una vez secas, las muestras fueron trituradas manualmente con un mortero de ágata y finalmente, tamizadas con una malla de 210 μm . Para esto, se hizo una extracción con una solución de ácidos orgánicos de bajo peso molecular (LWMOA) comúnmente presentes en la rizósfera (Cruz-Jiménez et al., 2020). La obtención de datos de esta fracción es importante para determinar la cantidad de elementos potencialmente tóxicos que se encuentran disponibles para ser captados por las raíces de las plantas. La acidificación es uno de los mecanismos importantes que la planta utiliza para incrementar la captación de EPT y así incorporarlos a sus tejidos (Tu et al., 2004). La composición de la solución de LWMOA que se preparó de acuerdo a Cieśliński et al. (1998) fue la siguiente: ácido acético ($\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$; 2898 mM), succínico ($\text{C}_4\text{H}_6\text{O}_4$; 194 mM), oxálico ($\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$; 43 mM), málico ($\text{C}_4\text{H}_6\text{O}_5$; 39.8 mM), tartárico ($\text{C}_4\text{H}_6\text{O}_6$; 26.3 mM), fumárico ($\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_4$; 12 mM) y cítrico ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$; 6 mM). La solución se ajustó a un pH de 4 ± 0.1 con HNO_3 (Fermont; grado reactivo). La extracción se realizó pesando 1 g de muestra en un tubo de centrífuga de 50 mL a la cual se le adicionaron 15 mL de la solución de LWMOA. Posteriormente el tubo se agitó durante 5 h. La solución se centrifugó a 3000 rpm. El sobrenadante se filtró con una membrana de 2.5 μm (Whatman) y se almacenó a 4°C hasta su análisis.

Las muestras se enviaron al laboratorio de espectroscopia atómica, en el Departamento de Ciencias Ambientales y del Suelo del Instituto del de Geología de la UNAM para cuantificar la concentración de EPT (As, Mn, Pb y Zn), con el instrumento analítico ICP-OES (Perkin-Elmer Optima 8300 DV con automuestreador S10 Perkin-Elmer). Las muestras se analizaron por triplicado en ambos experimentos.

7.9.2 Factores de bioacumulación

Con los valores de concentración, se calcularon los factores de bioacumulación, los cuales son comúnmente empleados para determinar la habilidad de las plantas para acumular EPT. Los más comunes son el factor de bioconcentración (FBC) y el de translocación (FT).

7.9.2.1 Factor de bioconcentración

El factor de bioconcentración determina la eficiencia de la planta para transferir y acumular el EPT provenientes del suelo en su tejido. El factor de bioconcentración representa la relación de la concentración de EPT en la raíz respecto a la concentración de EPT en el suelo; con base en lo anterior el factor se calculó de acuerdo a la siguiente formula:

$$FBC = C_{\text{raíz}} / C_{\text{suelo}}$$

donde, $C_{\text{raíz}}$ es la concentración de EPT en la raíz de la planta y C_{suelo} es la concentración de EPT en el suelo (Ali et al. 2019).

7.9.2.2 Factor de translocación

El FT indica la translocación de EPT de la raíz de la planta hacia la parte aérea. Es la relación de la concentración de EPT en la parte aérea respecto a la concentración en la raíz, con base en lo anterior el factor se calculó de acuerdo a la formula siguiente:

$$FBC = C_{\text{biomasa área}} / C_{\text{raíz}}$$

donde, $C_{\text{biomasa área}}$ es la concentración de EPT en la parte aérea de la planta (hojas y tallos) y $C_{\text{raíz}}$ es la concentración en la raíz de la planta (Ali et al. 2019).

7.9.3 Máximos niveles tolerables

Los resultados del análisis de concentración de EPT en las muestras de tejido vegetal, se compararon con los máximos niveles tolerables reportados por The National Research Council (2005) para animales domésticos en Estados Unidos. Estos niveles reportados son basados en EPT en formas altamente solubles y otras formas con baja biodisponibilidad. En la comparación se tomaron en cuenta los niveles máximos tolerables reportados para ganado, caballos y roedores. Esta comparación se realiza para evaluar el riesgo de toxicidad para los animales domésticos que pudieran consumir las plantas que crecen en los jales y su incorporación a las cadenas tróficas.

7.10 Análisis estadístico

Las respuestas de las plantas en los dos experimentos se analizaron mediante modelos lineales generalizados. La variable de respuesta se declaró con distribución normal o binomial, según fuera el caso; se utilizó una prueba χ^2 (ji cuadrada) para evaluar si las diferencias entre tratamientos eran significativas. Para el caso del experimento con enmiendas, se evaluó la influencia de la concentración de composta, la influencia de los nutrientes y su interacción. Para el caso del experimento con capas de suelo, se evaluó si hubo diferencias significativas entre tratamientos para las diferentes variables de respuesta. Cuando se detectaron diferencias significativas, se usó una prueba de contrastes para identificar entre cuales tratamientos existen diferencias. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software estadístico JMP (versión 11.0.0 SAS Institute, Cary, North Carolina, USA).

VIII. RESULTADOS

8.1 Inventario florístico

El listado comprende 5 familias, 9 géneros y 12 especies de plantas que son las más comunes en el área alrededor de los jales (Tabla 1). La forma de crecimiento más frecuente es arbórea y arbustiva. El tipo de vegetación predominante en la zona es el matorral espinoso (mezquital).

Tabla 1. Inventario florístico de la zona que rodea al depósito de jales de San Felipe.

Familia	Genero	Especie
<i>Asteraceae</i>	<i>Ambrosia</i>	<i>ambrosioides</i>
<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Jatropha</i>	<i>cordata</i>
<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Jatropha</i>	<i>cardiophylla</i>
<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Ricinus</i>	<i>communis</i>
<i>Fabaceae</i>	<i>Acacia</i>	<i>cochliacantha</i>
<i>Fabaceae</i>	<i>Acacia</i>	<i>farnesiana</i>
<i>Fabaceae</i>	<i>Parkinsonia</i>	<i>praecox</i>
<i>Fabaceae</i>	<i>Prosopis</i>	<i>velutina</i>
<i>Fabaceae</i>	<i>Mimosa</i>	<i>biuncifera</i>
<i>Fabaceae</i>	<i>Mimosa</i>	<i>laxiflora</i>
<i>Malvaceae</i>	<i>Abutilon</i>	<i>incanum</i>
<i>Solanaceae</i>	<i>Nicotiana</i>	<i>glauca</i>

De acuerdo a la disponibilidad de semillas se colectaron cinco especies. Tres especies son nativas: *Prosopis velutina*, *Parkinsonia praecox* y *Acacia farnesiana*. Estas tres especies son perennes, leñosas, arbóreas y de sistema radicular relativamente extenso que ayudarían a reducir la erosión. Las otras dos especies son introducidas: *Ricinus communis* y *Nicotiana glauca*. Estas son especies de ciclo de vida más corto y de talla más pequeña. Estas especies se eligieron porque no son invasoras en la región y pueden proporcionar servicios

ecosistémicos similares a las nativas, cuando estas últimas no pueden establecerse (Hobbs et al., 2009).

8.2 Propiedades físicas, químicas y edafocológicas de suelo adyacente a los jales

De las propiedades físicas y químicas, así como de la descripción en campo y la evaluación edafocológica (Anexo I) del perfil de suelo, destacan las siguientes características:

El suelo es más ácido en la superficie (pH = 3.1) e incrementa ligeramente el pH a profundidad (pH = 3.9). La conductividad eléctrica (CE) presenta una tendencia similar, aunque en el tercer horizonte se aprecia un incremento en el contenido de sales con respecto a los horizontes sub y suprayacentes; este mayor contenido de sales, probablemente tenga un efecto amortiguador en el pH de los horizontes más profundos. El suelo presenta un bajo contenido de materia orgánica (1.8–1.3%), con capacidad media de retención de agua disponible para las plantas, mediana a alta conductividad hidráulica y reservas bajas de nutrientes y contenido regular de bases intercambiables. También presenta concentraciones altas de EPT.

Tabla 2. Propiedades físicas y químicas del perfil.

Propiedad	Spolic Technosol			
	Ah1	Ah2	Bt1	Bt2
Horizonte	Ah1	Ah2	Bt1	Bt2
Profundidad (cm)	0-9	9-17/24	17/24-57	57-88
Humedad (%)	22%	4%	21%	11%
DA (g/cm ³)	0.84	1.09	1.10	1.27
DR (g/cm ³)	2.66	2.55	2.42	2.48
pH	3.1	3.5	3.8	3.9
CE (dS/m)	189.6	113.3	177	145.9
As (mg kg ⁻¹)	14268.96	1195.86	17.45	24.49
Mn (mg kg ⁻¹)	5128.73	1461.68	1211.65	1799.97
Pb (mg kg ⁻¹)	15730.67	673.33	202.76	203.31
Zn (mg kg ⁻¹)	4466.98	980.57	974.48	1271.98

El perfil se ubica en una superficie plana, es profundo (88 cm), desarrollado a partir de material aluvial fuertemente influenciado por material del depósito de jales mineros de San Felipe de Jesús. El suelo está formado a partir de materiales de desecho producidos durante las actividades de extracción y refinamiento de minerales, por lo tanto, este suelo fue clasificado como Technosol. Debido a que tiene una capa de artefactos que contienen residuos de la minería (óxidos de Fe) en el horizonte Bw1, se le asignó el termino Spolic como calificador principal.

8.3 Análisis de materia orgánica, nutrientes y EPT en suelo natural y jales

La comparación del contenido de materia orgánica y nutrientes (CT, NT y PD) en las muestras de los jales del depósito y del suelo natural se muestra en la Tabla 3. Como era de esperarse, el análisis estadístico mostró diferencias significativas en todos los parámetros entre el suelo y los jales, evidenciando que el suelo natural tiene un mayor contenido de materia orgánica y nutrientes. En contraste, las muestras de jales son las que tienen la mayor cantidad de EPT (Tabla 3). Sin embargo, es importante señalar que también se encontraron concentraciones considerables de EPT en el suelo natural de San Felipe de Jesús.

Tabla 3. Contenido de materia orgánica (CT), nutrientes (NT y PD) y EPT en las muestras de suelo natural y jales mineros de San Felipe de Jesús. Se muestran también los resultados de la prueba estadística que evalúa si existen diferencias entre el suelo natural y los jales.

Parámetros	Jales mineros	Suelo natural	Prueba estadística	
			χ^2	Valor p
% C total	0.09 ± 0.006	0.576 ± 0.254	66.77	<0.0001
% N total	0.01 ± 0.0	0.056 ± 0.005	46.94	<0.0001
P disponible (mg/kg)	14.548 ± 1.012	26.345 ± 0.760	47.65	<0.0001
EPT en (mg/kg):				
As	1033.1 ± 463.3	47.9 ± 18.3	11.10	0.0009
Mn	3867.6 ± 1961.8	446.0 ± 118.7	8.84	0.0029
Pb	2901.7 ± 2394.3	120.5 ± 28.9	5.13	0.0235
Zn	5826.6 ± 2905.3	322.3 ± 78.9	9.76	0.0018

8.4 Experimento con enmiendas orgánicas

8.4.1 Respuesta de las plantas

Las plantas establecidas respondieron de manera distinta a los diferentes tratamientos, mostrando una clara diferencia en los parámetros medidos entre los tratamientos con diferentes concentraciones de composta y material de los jales, con y sin adición de nutrientes.

8.4.1.1 Germinación y establecimiento de plántulas

El porcentaje de germinación de *R. communis* en los diferentes tratamientos fue del 100% del total de las semillas sembradas; el aumento de la concentración de composta entre los tratamientos ($\chi^2=0$, $p=1.00$, $gl=3$) y la adición de nutrientes ($\chi^2=0$, $p=1.00$, $gl=1$) no mostraron un efecto significativo en la germinación. Tampoco se detectó una interacción significativa entre porcentaje de composta y adición de nutrientes en la germinación de semillas ($\chi^2=0$, $p=1.00$, $gl=3$). El porcentaje de germinación de *P. velutina* en los diferentes tratamientos fue del 87 al 100% del total de semillas sembradas, sin diferencias significativas entre los tratamientos debido al aumento de la concentración de composta ($\chi^2=6.69$, $p=0.08$, $gl=3$) ni a la adición de nutrientes ($\chi^2=0.20$, $p=0.64$, $gl=1$). Tampoco se detectó una interacción significativa por el efecto combinado de los dos factores (concentración de composta y nutrientes) ($\chi^2=0.62$, $p=0.89$, $gl=3$). En el caso de *P. praecox* y *A. farnesiana* el porcentaje de germinación en los tratamientos varió del 20 al 100% del total de semillas sembradas; el aumento de la concentración de composta entre los tratamientos mostró diferencias significativas entre ellos (*P. praecox*: $\chi^2=36.46$, $p<0.0001$, $gl=3$; *A. farnesiana*: $\chi^2=38.05$, $p<0.0001$, $gl=3$); en cambio, la adición de nutrientes (*P. praecox*: $\chi^2=0.47$, $p=0.49$, $gl=1$; *A. farnesiana*: $\chi^2=0.47$, $p=0.49$, $gl=1$) y la interacción de los dos factores (concentración de composta y nutrientes) no mostraron un efecto significativo en la germinación de las plantas (*P. praecox*: $\chi^2=0.47$, $p=0.92$, $gl=3$; *A. farnesiana*: $\chi^2=0.15$, $p=0.98$, $gl=3$). Sin embargo, se encontró que ambas especies respondieron de manera distinta a los tratamientos, siendo mayor el rango del porcentaje de germinación de *P.*

praecox (53-100%) que el de *A. farnesiana* (20-100%). En el caso de *N. glauca* el porcentaje de germinación en todos los tratamientos fue del 0% del total de las semillas sembradas (Figura 6).

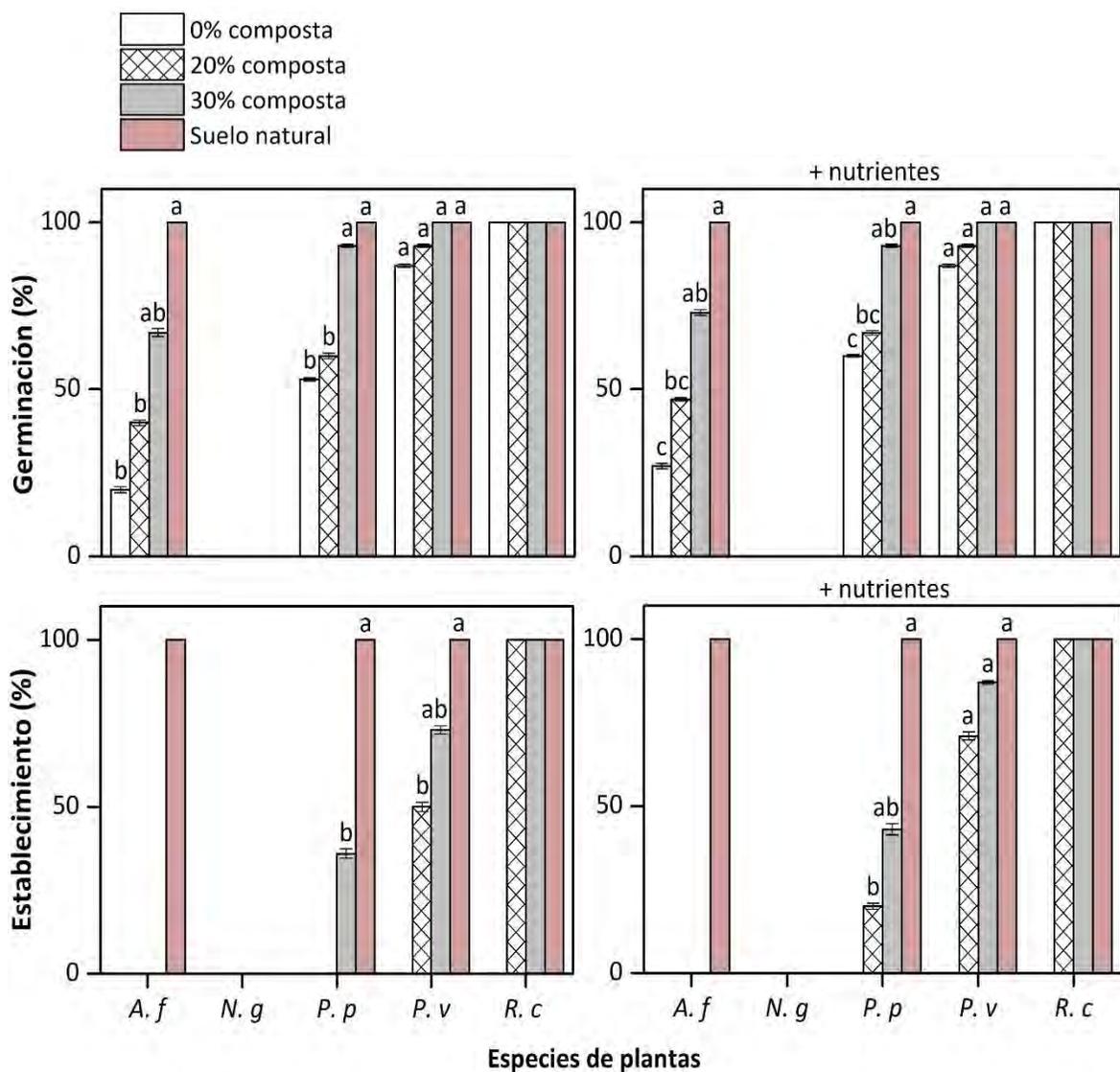


Figura 6. Germinación de semillas y establecimiento de plántulas crecidas bajo los tratamientos con mezclas de jales mineros con concentraciones de 0, 20 y 30% de composta y un control de suelo natural, con y sin la adición de nutrientes en todos los tratamientos. Los valores representan la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos para cada especie. *A.f*: *Acacia farnesiana*, *N.g*: *Nicotiana glauca*, *P.p*: *Parkinsonia praecox*, *P.v*: *Prosopis velutina* y *R.c*: *Ricinus communis*.

En relación al establecimiento de plántulas a partir de las semillas germinadas para cada tratamiento, el porcentaje para *R. communis* fue de 100% en los tratamientos de 20, 30% de composta y suelo natural, mientras que en el tratamiento de 0% composta no se estableció ninguna planta. El análisis estadístico mostró que el aumento del porcentaje de composta no tuvo un efecto significativo en el establecimiento ($\chi^2=0$, $p=1.00$, $gl=2$); de la misma manera, la adición de nutrientes ($\chi^2=0$, $p=1.00$, $gl=1$) y la interacción de ambos factores tampoco tuvieron un efecto significativo en el establecimiento de las plantas ($\chi^2=0$, $p=1.00$, $gl=2$).

En el caso de *P. velutina* y *P. praecox* el porcentaje de establecimiento varió entre el 0 y 87% en los tratamientos de 20 y 30% composta. En el suelo natural el porcentaje fue del 100% para ambas especies, mientras que en el tratamiento de 0% no se estableció ninguna planta. El aumento de la concentración de composta tuvo un efecto significativo en el establecimiento de ambas especies (*P. velutina*: $\chi^2=10.08$, $p=0.006$, $gl=2$; *P. praecox*: $\chi^2=31.49$, $p<0.0001$, $gl=2$). En cambio, la adición de nutrientes (*P. velutina*: $\chi^2=1.15$, $p=0.28$, $gl=1$; *P. praecox*: $\chi^2=0.40$, $p=0.52$, $gl=1$) y la interacción entre ambos factores (*P. velutina*: $\chi^2=0.65$, $p=0.72$, $gl=2$; *P. praecox*: $\chi^2=0.27$, $p=0.87$, $gl=2$) no mostraron un efecto significativo en el establecimiento de plántulas. Las semillas germinadas de *A. farnesiana* solo se pudieron establecer en el tratamiento de suelo natural con un porcentaje del 100% (con y sin adición de nutrientes); en el resto de los tratamientos (0, 20 y 30% composta) el establecimiento fue nulo (Figura 6).

8.4.1.2 Biomasa

Las plantas establecidas de todas las especies evaluadas mostraron diferencias claras en la producción de biomasa entre los diferentes tratamientos. No se estableció ninguna planta ni hubo producción de biomasa en el tratamiento de los jales sin enmendar (0% composta). El aumento de la concentración de composta entre los tratamientos mostró una respuesta creciente, con mayor producción de biomasa en el tratamiento de 30% de composta que en el tratamiento de 20% de composta. En todas las especies, la producción de biomasa en

el control de suelo natural fue mayor que en los tratamientos con enmiendas. La adición de nutrientes tuvo un efecto significativo, con una respuesta de poco más del doble de la producción de biomasa que en los tratamientos sin nutrientes (Figura 7).

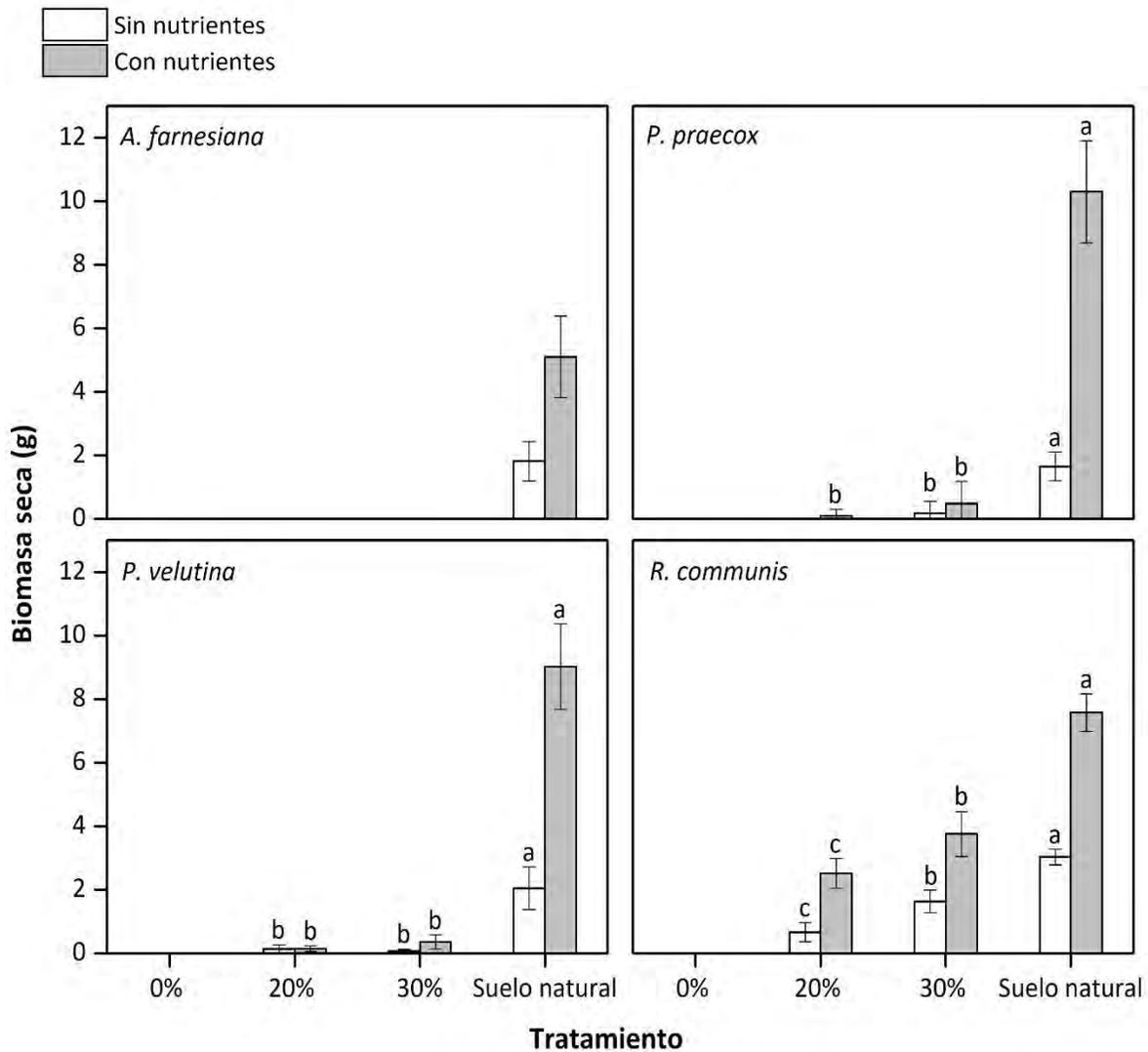


Figura 7. Biomasa seca total (biomasa aérea + raíz) acumulada por las diferentes especies de plantas crecidas bajo los tratamientos de mezclas de jales mineros con concentraciones de 0, 20 y 30% de composta y un control de suelo natural, con y sin adición de nutrientes en todos los tratamientos. Ninguna planta sobrevivió en jales sin enmendar (0% composta). Los datos con y sin adición de nutrientes se muestran como barras en gris y blanco. Los valores representan la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos.

R. communis fue la planta que mostró el mejor desempeño de todas las especies evaluadas, presentando la mayor producción de biomasa en todos los tratamientos donde se pudieron establecer las plantas. El aumento de la concentración de composta favoreció la producción de biomasa, mostrando diferencias significativas entre los tratamientos ($\chi^2=80.23$, $p<0.0001$, $gl=2$); de igual forma, la adición de nutrientes ($\chi^2=75.14$, $p<0.0001$, $gl=1$) y la interacción de ambos factores (composta y nutrientes) ($\chi^2=33.33$, $p<0.0001$, $gl=2$) mostraron un efecto significativo. Las plantas establecidas de *P. velutina* y *P. praecox* también presentaron una mayor producción de biomasa al aumentar la concentración de composta, mostrando diferencias significativas entre los tratamientos (*P. velutina*: $\chi^2=91.86$, $p<0.0001$, $gl=2$; *P. praecox*: $\chi^2=65.60$, $p<0.0001$, $gl=2$). La adición de nutrientes (*P. velutina*: $\chi^2=52.16$, $p<0.0001$, $gl=1$; *P. praecox*: $\chi^2=36.84$, $p<0.0001$, $gl=1$) y la interacción de ambos factores (composta y nutrientes) (*P. velutina*: $\chi^2=66.73$, $p<0.0001$, $gl=2$; *P. praecox*: $\chi^2=50.36$, $p<0.0001$, $gl=2$) también tuvieron un efecto significativo para ambas especies. *A. farnesiana* fue la especie con el desempeño más pobre mostrando producción de biomasa solo en el tratamiento con suelo natural (Figura 7).

En base a los resultados obtenidos, de las cinco especies evaluadas en los tratamientos experimentales, *R. communis* fue la especie que mostró el mejor desempeño, produciendo la biomasa suficiente para la evaluación de todos los parámetros. En cambio *P. velutina*, *P. praecox* y *A. farnesiana* no crecieron lo suficiente como para medir otros parámetros de desempeño, así como la concentración de elementos potencialmente tóxicos. Para el caso de *N. glauca* no hubo germinación de las semillas y por tanto no se pudo evaluar ninguno de los parámetros de desempeño. Por esta razón el resto de los parámetros solo fueron evaluados para *R. communis*.

8.4.1.3 Área foliar

Las plantas establecidas de *R. communis* mostraron diferencias claras en el área foliar entre los diferentes tratamientos implementados. La medición del área foliar no se pudo realizar en el tratamiento de los jales sin emendar (0% composta) ya que no se estableció ninguna

plántula de las semillas germinadas. Los valores más altos de área foliar se obtuvieron en el tratamiento de suelo natural (Figura 8). En cuanto a las enmiendas, el aumento de la concentración de composta en los tratamientos presentó una respuesta clara en el área foliar de las plantas, mostrando diferencias significativas entre los tratamientos ($\chi^2=33.49$, $p<0.0001$, $gl=2$), con los valores más altos en el tratamiento de 30% composta. La adición de nutrientes también tuvo un efecto significativo, aumentando el área foliar de las plantas ($\chi^2=32.84$, $p<0.0001$, $gl=1$); sin embargo, la interacción de ambos factores (composta y nutrientes) no fue significativa ($\chi^2=5.56$, $p=0.06$, $gl=2$) (Figura 8).

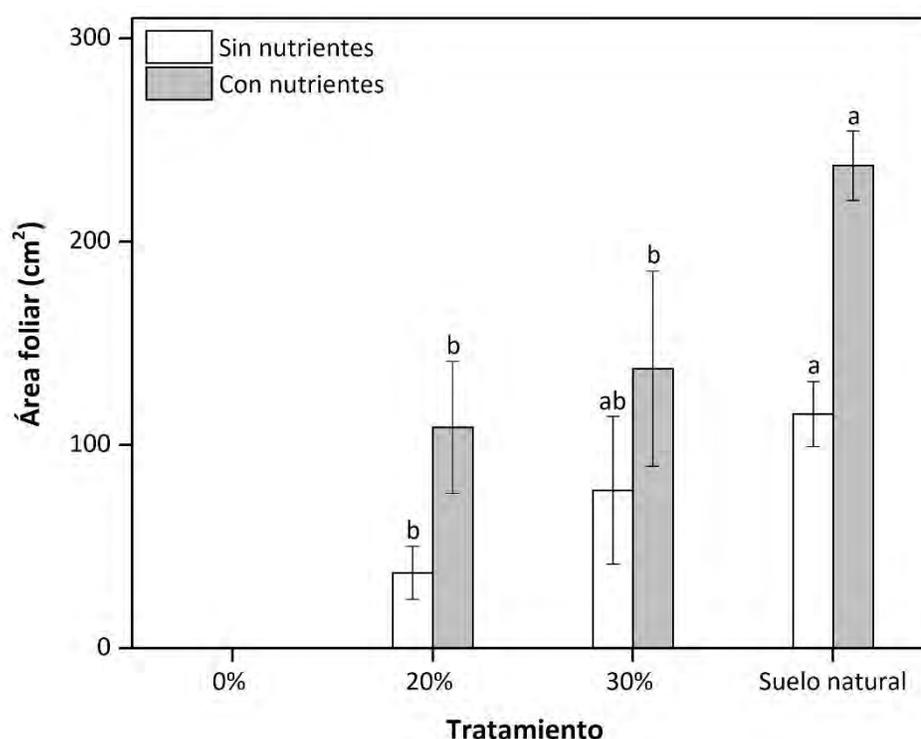


Figura 8. Área foliar (en cm^2) de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con mezclas de jales mineros con concentraciones de 0, 20 y 30% de composta y un control de suelo natural, con y sin adición de nutrientes en todos los tratamientos. Ninguna planta sobrevivió en jales sin enmendar (0% composta). Los datos con y sin adición de nutrientes se muestran como barras en gris y blanco. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos.

8.4.1.4 Fluorescencia

Las mediciones de fluorescencia de la clorofila en las plantas de *R. communis* bajo los diferentes tratamientos (20%, 30 % y suelo natural) presentaron valores promedio entre 0.72 y 0.82 (Figura 9). No se pudo medir la fluorescencia en el tratamiento de jales sin emendar (0% composta) ya que no se estableció ninguna planta. No se encontró un efecto significativo en el aumento de la concentración de composta en las mediciones tomadas por la mañana ($\chi^2=1.16$, $p=0.55$, $gl=2$) ni en las tomadas por la tarde ($\chi^2=1.28$, $p=0.52$, $gl=2$). En cuanto a la adición de nutrientes (mañana: $\chi^2=3.49$, $p=0.06$, $gl=1$; tarde: $\chi^2=2.09$, $p=0.14$, $gl=1$) y la interacción entre ambos factores (composta y nutrientes) (mañana: $\chi^2=3.03$, $p=0.21$, $gl=2$; tarde: $\chi^2=0.57$, $p=0.74$, $gl=2$) tampoco tuvo un efecto significativo (Figura 9).

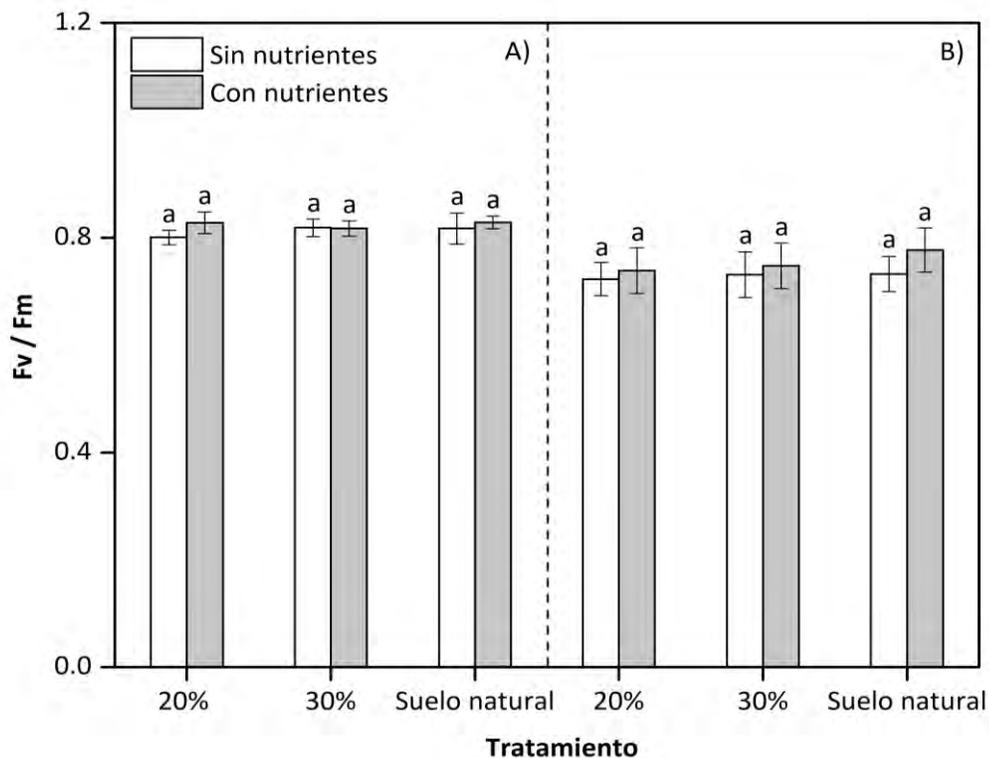


Figura 9. Fluorescencia de la clorofila medida en las hojas de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con mezclas de jales mineros con concentraciones de 0, 20 y 30% de composta y un control de suelo natural, con y sin adición de nutrientes en todos los tratamientos. Ninguna planta se estableció en jales sin emendar (0% composta). Los datos con y sin adición de nutrientes se muestran como barras en color gris y blanco. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras iguales indican que no hubo diferencias entre tratamientos. (A) mediciones tomadas por la mañana y (B) mediciones tomadas por la tarde.

8.4.1.5 Fotosíntesis

Debido a que en los jales sin enmendar (0% composta) no se estableció ninguna de las plantas, no se pudieron llevar a cabo las mediciones de fotosíntesis en este tratamiento. En el tratamiento de suelo natural fue donde se registró la mayor tasa fotosintética (Figura 10). En cuanto a las enmiendas, el aumento en la concentración de composta incrementó la tasa fotosintética en las plantas de *R. communis*, mostrando diferencias significativas entre los tratamientos ($\chi^2=31.09$, $p<0.0001$, $gl=2$), siendo el tratamiento de 30% composta el que mostró los valores más altos (Figura 10). La adición de nutrientes también tuvo un efecto significativo en la tasa fotosintética de las plantas ($\chi^2=6.59$, $p=0.01$, $gl=1$); sin embargo, la interacción entre los dos factores (composta y nutrientes) no fue significativa ($\chi^2=0.25$, $p=0.88$, $gl=2$).

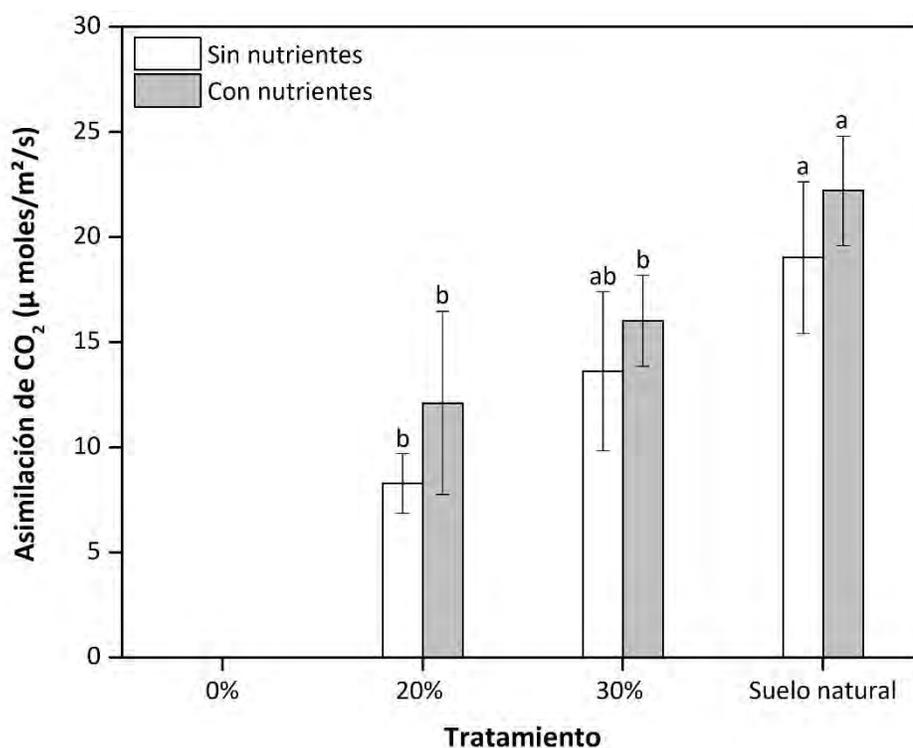


Figura 10. Tasa fotosintética de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con mezclas de jales mineros con concentraciones de 0, 20 y 30% de composta y un control de suelo natural, con y sin adición de nutrientes en todos los tratamientos. Ninguna planta se estableció en jales sin enmendar (0% composta). Los datos con y sin adición de nutrientes se muestran como barras en color gris y blanco. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos.

8.4.2 Potencial de fitoestabilización

8.4.2.1 Concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT)

La concentración de EPT en hojas, tallos y raíces de las plantas fue variable. Tomando en cuenta la concentración total de EPT en los órganos de las plantas, el orden de abundancia fue $Zn > Mn > Pb > As$. No se pudo cuantificar la concentración de EPT en el tratamiento de jales sin enmendar (0% composta) debido a que no se estableció ninguna de las plántulas que emergieron. En todos los casos las concentraciones más bajas de EPT se encontraron en el tratamiento de suelo natural (Figura 11).

La concentración de As en los órganos de las plantas mostró diferencias significativas entre los tratamientos, encontrándose que el aumento de la concentración de composta disminuyó la concentración de As en hojas ($\chi^2=15.93$, $p=0.0003$, $gl=2$), tallos ($\chi^2=15.35$, $p=0.0005$, $gl=2$) y raíces ($\chi^2=32.96$, $p<0.0001$, $gl=2$). La adición de nutrientes también tuvo un efecto significativo entre los tratamientos, encontrándose que al añadir nutrientes disminuyó la concentración de As en hojas ($\chi^2=11.45$, $p=0.0007$, $gl=1$), tallos ($\chi^2=10.26$, $p=0.0014$, $gl=1$) y raíces ($\chi^2=10.58$, $p=0.0011$, $gl=1$). La interacción de ambos factores (composta y nutrientes) también fue significativa (hojas: $\chi^2=8.12$, $p=0.01$, $gl=2$; tallos: $\chi^2=12.76$, $p=0.001$, $gl=2$; raíces: $\chi^2=18.19$, $p=0.0001$, $gl=2$). Las concentraciones más altas de As se encontraron en las raíces de las plantas, mientras que las más bajas en los tallos, la excepción fue para el tratamiento de 20% composta donde las concentraciones más bajas fueron en las hojas (Figura 11).

En el caso del Mn, las concentraciones en los órganos de las plantas mostraron diferencias significativas entre los tratamientos, mostrando que el aumento de la concentración de composta disminuyó la concentración de Mn en hojas ($\chi^2=23.25$, $p<0.0001$, $gl=2$), tallos ($\chi^2=17.80$, $p=0.0001$, $gl=2$) y raíces ($\chi^2=13.41$, $p=0.001$, $gl=2$). La adición de nutrientes también tuvo un efecto entre tratamientos, mostrando que al añadir nutrientes aumentó la concentración de Mn en los órganos de las plantas; sin embargo, el efecto solo fue significativo en los tallos ($\chi^2=10.62$, $p=0.001$, $gl=1$) y no en las hojas ($\chi^2=0.79$, $p=0.37$, $gl=1$)

y raíces ($\chi^2=1.42$, $p=0.23$, $gl=1$). La interacción de ambos factores (composta y nutrientes) también fue significativa en tallos ($\chi^2=6.31$, $p=0.04$, $gl=2$), pero no en las hojas ($\chi^2=0.25$, $p=0.87$, $gl=2$) y raíces ($\chi^2=0.77$, $p=0.67$, $gl=2$). Las concentraciones más altas de Mn se encontraron en las raíces de las plantas, mientras que las más bajas en los tallos (Figura 11).

En cuanto a las concentraciones de Pb en los órganos de las plantas, se obtuvieron diferencias significativas entre los tratamientos, encontrándose que el aumento de la concentración de composta en los tratamientos disminuyó la concentración de Pb en hojas ($\chi^2=11.90$, $p=0.002$, $gl=2$), tallos ($\chi^2=20.34$, $p<0.0001$, $gl=2$) y raíces ($\chi^2=29.26$, $p<0.0001$, $gl=2$). La adición de nutrientes tuvo también un efecto significativo entre los tratamientos, encontrándose que al añadir nutrientes al sustrato se disminuyó la concentración de Pb en los órganos de las plantas; este efecto fue significativo en tallos ($\chi^2=8.80$, $p=0.003$, $gl=1$) y raíces ($\chi^2=3.84$, $p=0.049$, $gl=1$) pero no en las hojas ($\chi^2=1.17$, $p=0.27$, $gl=1$). La interacción de ambos factores (composta y nutrientes) fue significativa en tallos ($\chi^2=7.90$, $p=0.01$, $gl=2$), pero no en hojas ($\chi^2=0.06$, $p=0.97$, $gl=2$) y raíces ($\chi^2=1.49$, $p=0.47$, $gl=2$). Las concentraciones más altas de Pb se encontraron en las raíces de las plantas, mientras que las más bajas en los tallos; la excepción fue para el tratamiento de 20% composta donde las concentraciones más bajas fueron en las hojas (Figura 11).

La concentración de Zn en los órganos de las plantas mostró diferencias significativas entre los tratamientos, mostrando que el aumento de la concentración de composta en los tratamientos disminuyó la concentración de Zn en hojas ($\chi^2=18.33$, $p=0.0001$, $gl=2$), tallos ($\chi^2=16.64$, $p=0.0002$, $gl=2$) y raíces ($\chi^2=21.54$, $p<0.0001$, $gl=2$). La adición de nutrientes aumentó la concentración de Zn en los órganos de las plantas, mostrando diferencias significativas entre tratamientos en tallos ($\chi^2=5.79$, $p=0.01$, $gl=1$), pero no en hojas ($\chi^2=0.70$, $p=0.39$, $gl=1$) y raíces ($\chi^2=1.53$, $p=0.21$, $gl=1$). La interacción de ambos factores no fue significativa (hojas: $\chi^2=1.53$, $p=0.46$, $gl=2$; tallos: $\chi^2=2.87$, $p=0.23$, $gl=2$; raíces: $\chi^2=0.53$, $p=0.76$, $gl=2$). Las concentraciones más altas de Zn se encontraron en las raíces, mientras que las más bajas en las hojas; la excepción fue para el tratamiento del 30% composta (con nutrientes) donde la concentración más baja se encontró en el tallo (Figura 11).

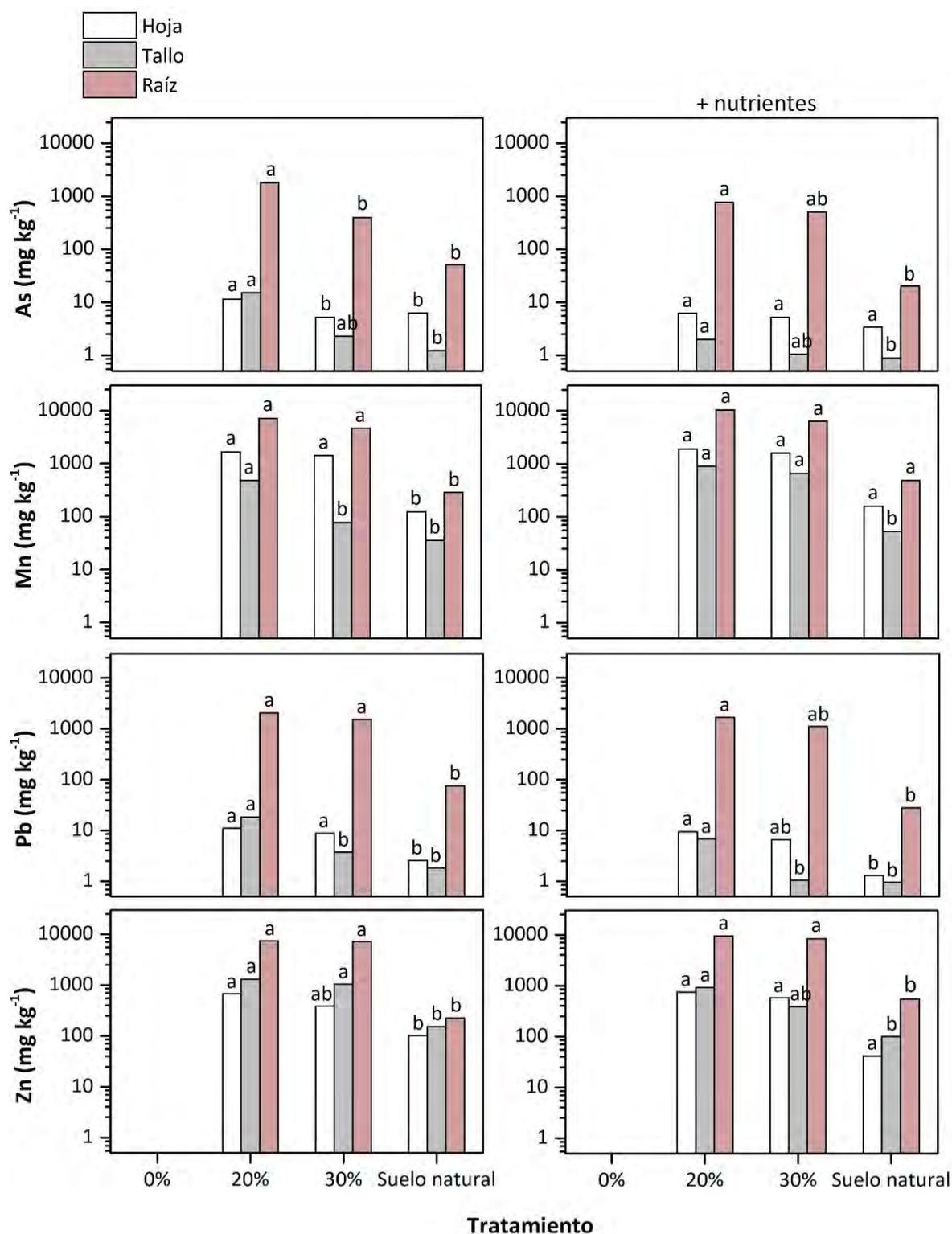


Figura 11. Concentración de EPT en los órganos (hoja, tallo y raíz) de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con mezclas de jales mineros con concentraciones de 0, 20 y 30% de composta y un control de suelo natural, con y sin adición de nutrientes en todos los tratamientos. Ninguna planta se estableció en jales sin enmendar (0% composta). Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos para cada órgano.

8.4.2.2 Factores de bioacumulación

El factor de bioconcentración (FBC) en todos los tratamientos y para todos los EPT resulto mayor a 1 (tabla 4). Sin embargo, el factor de translocación (FT) en todos los tratamientos y para todos los EPT resulto menor que 1 (tabla 4). Los valores de la fracción fitoaccesible en el sustrato de crecimiento de las plantas se muestran en la Tabla 8 (Anexo II).

8.4.2.3 Máximos niveles tolerables

Las concentraciones promedio de los EPT en la biomasa aérea (hojas y tallos) de *R. communis* se presentan en la tabla 5. Se encontró que la concentración de As no alcanzó los máximos niveles tolerables (MNT) para ninguno de los grupos de animales domésticos. Sin embargo, las concentraciones de Mn sobrepasaron los MNT para todos los grupos de animales domésticos en los tratamientos de 20% (con y sin nutrientes) y 30% (sin nutrientes). Para el Pb, las concentraciones en la biomasa aérea estuvieron por encima de los MNT en los tratamientos de 20% (con y sin nutrientes) y 30% (sin nutrientes), pero únicamente para roedores. Las concentraciones de Zn sobrepasaron los MNT para todos los grupos de animales domésticos en todos los tratamientos con enmiendas (Tabla 5).

Tabla 4. Factores de bioconcentración (FBC) y translocación (FT) de EPT en plantas de *R. communis* en los tratamientos con enmiendas.

Tratamiento	FBC				FT			
	As	Mn	Pb	Zn	As	Mn	Pb	Zn
20% composta	2.05	44.96	47.99	4.05	0.01	0.18	0.01	0.35
20% composta + nutrientes	3.84	20.98	16.87	7.26	0.01	0.22	0.009	0.16
30% composta	4.41	31.57	39.69	10.79	0.02	0.19	0.007	0.19
30% composta + nutrientes	4.73	13.25	55.77	7.30	0.01	0.47	0.003	0.09
Suelo natural	22.63	2.87	122.58	2.14	0.14	0.80	0.06	0.03
Suelo natural + nutrientes	6.16	2.71	21.74	17.99	0.17	0.42	0.11	0.27

FBC: relación de la concentración de EPT en la raíz respecto a la concentración del sustrato. FT: relación de la concentración de EPT en la parte aérea respecto a la concentración en la raíz.

Tabla 5. Concentración de EPT (mg/Kg) en biomasa aérea (hojas y tallos) de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con mezclas de jales mineros y composta. A modo de comparación, se incluyen los valores de los niveles máximos tolerables (MNT) por animales domésticos (National Research Council 2005).

EPT	Tratamiento						MNT		
	20% composta	20% composta + nutrientes	30% composta	30% composta + nutrientes	Suelo natural	Suelo natural + nutrientes	Bovino	Ovino	Roedores
As	26.5	8.19	7.51	6.20	7.51	4.22±	30	30	30
Mn	2152	2807.0	1486.2	2262	158.5	209.8	2000	2000	2000
Pb	29.4	16.25	12.50	7.67	4.41	2.27	100	100	10
Zn	1996	1665	1422	963	198.3	141	500	300	500

Niveles máximos tolerables de minerales en alimento (mg/kg) según los índices de salud animal.

8.5 Experimento con capas de suelo

8.5.1 Respuesta de las plantas

El efecto de la implementación de los tratamientos con combinaciones de diferentes filtros (grava y arcilla) entre suelo y material de los jales, mostraron una clara diferencia en la respuesta de las plantas.

8.5.1.1 Germinación y establecimiento de plántulas

El porcentaje de germinación de *R. communis*, *P. velutina* y *P. praecox* en los diferentes tratamientos fue del 100% del total de las semillas sembradas; mientras que para *A. farnesiana* el porcentaje varió del 92 al 100% del total de las semillas sembradas. Las combinaciones de diferentes filtros entre suelo y material de los jales (JS, JGS y JGAS) no mostraron un efecto significativo claro en la germinación de ninguna de las especies (*R. communis* $\chi^2=0$, $p=1.00$, $gl=3$; *P. velutina* $\chi^2=0$, $p=1.00$, $gl=3$; *P. praecox* $\chi^2=0$, $p=1.00$, $gl=3$; *A. farnesiana* $\chi^2=3.57$, $p=0.31$, $gl=3$). En cambio, para el caso de *N. glauca* no hubo germinación de las semillas en ninguno de los tratamientos (Figura 12).

En relación al establecimiento de plantas a partir de las semillas germinadas para cada una de las especies, el porcentaje para *R. communis* fue del 100% en todos los tratamientos; mientras que para el resto de las especies el porcentaje de establecimiento varió del 45 al 100%. Las combinaciones de diferentes filtros entre suelo y material de los jales (JS, JGS y JGAS) tuvieron un efecto significativo en el establecimiento de las plantas de *P. praecox* ($\chi^2=15.91$, $p=0.001$, $gl=3$) y *A. farnesiana* ($\chi^2=16.39$, $p=0.0009$, $gl=3$), pero no fue así para *R. communis* ($\chi^2=0$, $p=1.00$, $gl=3$) y *P. velutina* ($\chi^2=6.78$, $p=0.079$, $gl=3$). En general, el mayor porcentaje de establecimiento se encontró en el tratamiento de suelo natural para todas las especies, con excepción de *N. glauca* que no se estableció en ningún tratamiento. En cuanto a las combinaciones de suelo y filtros, para el caso de *P. praecox*, el tratamiento JS fue donde el porcentaje de establecimiento fue mayor, mientras que *A. farnesiana*

respondió mejor en el tratamiento de JGS. Para el caso de *P. velutina* los tratamientos JS y JGS mostraron el mayor porcentaje de establecimiento. En general, el tratamiento JGAS fue el que mostró el menor porcentaje de establecimiento en *A. farnesiana*, *P. praecox* y *P. velutina* (Figura 12).

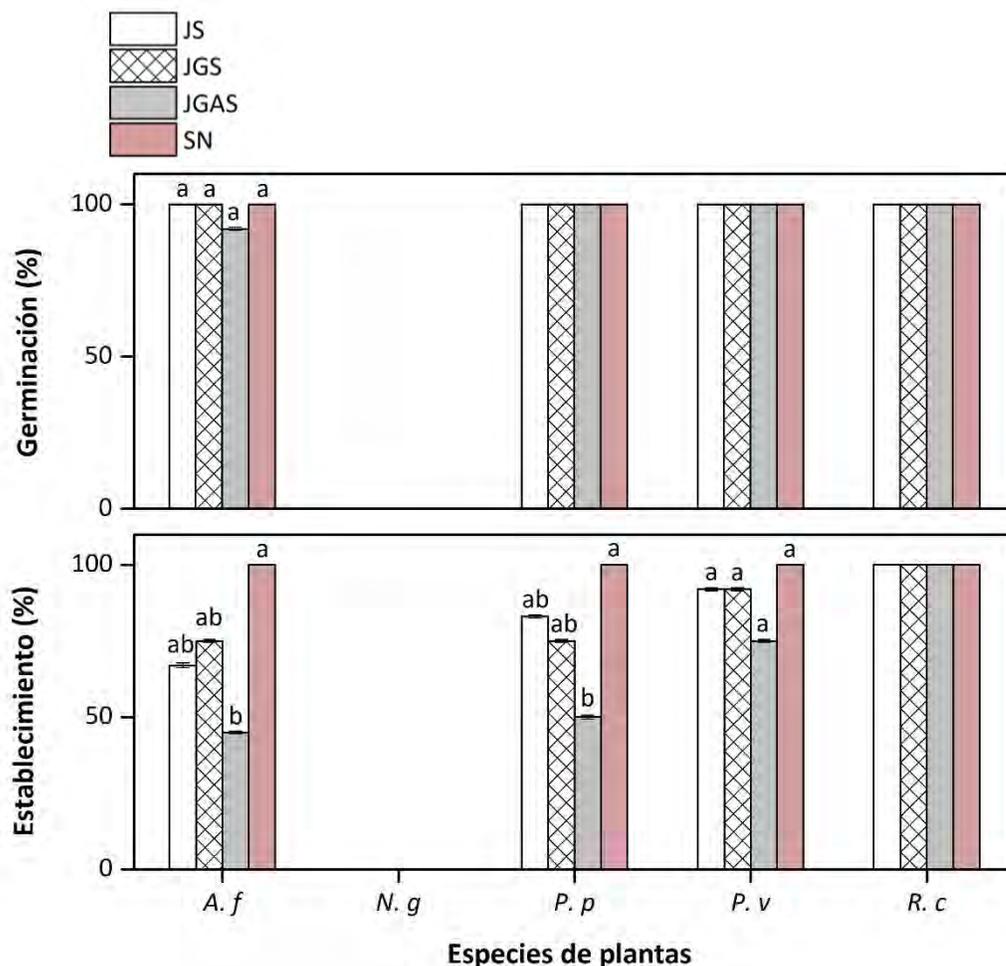


Figura 12. Germinación y establecimiento de las plantas crecidas bajo los tratamientos con combinaciones de diferentes filtros entre suelo y material de los jales. Donde JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con el suelo natural en la parte superior, JGS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior, JGAS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior, SN: control de suelo natural. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre diferentes tratamientos para cada especie. A.f: *Acacia farnesiana*, N.g: *Nicotiana glauca*, P.p: *Parkinsonia praecox*, P.v: *Prosopis velutina* y R.c: *Ricinus communis*.

8.5.1.2 Biomasa

La acumulación de biomasa de las especies evaluadas en los diferentes tratamientos se muestra en la figura 13. En general, en el tratamiento de suelo natural fue donde se encontró la mayor producción de biomasa para todas las especies establecidas. En cuanto a las combinaciones de suelo y filtros, fue en el tratamiento con filtro de grava (JGS) donde las especies de plantas mostraron una mayor producción de biomasa. En cambio, la combinación del filtro de grava y arcilla (JGAS) fue en el que todas las especies mostraron los más bajos niveles de producción de biomasa (Figura 13).

R. communis fue la especie con el mejor desempeño, mostrando la mayor producción de biomasa en todos los tratamientos. El análisis estadístico mostró diferencias significativas entre estos tratamientos ($\chi^2=43.26$, $p<0.0001$, $gl=3$). Las plantas establecidas de *P. praecox* también mostraron diferencias significativas entre los tratamientos implementados ($\chi^2=14.11$, $p=0.002$, $gl=3$); de igual manera, en el caso de *P. velutina*, se detectaron diferencias significativas en acumulación de biomasa entre tratamientos ($\chi^2=30.55$, $p<0.0001$, $gl=3$). *A. farnesiana* fue la especie con el desempeño más bajo; sin embargo, el análisis estadístico también mostró diferencias entre los tratamientos ($\chi^2=19.79$, $p=0.0002$, $gl=3$) (Figura 13).

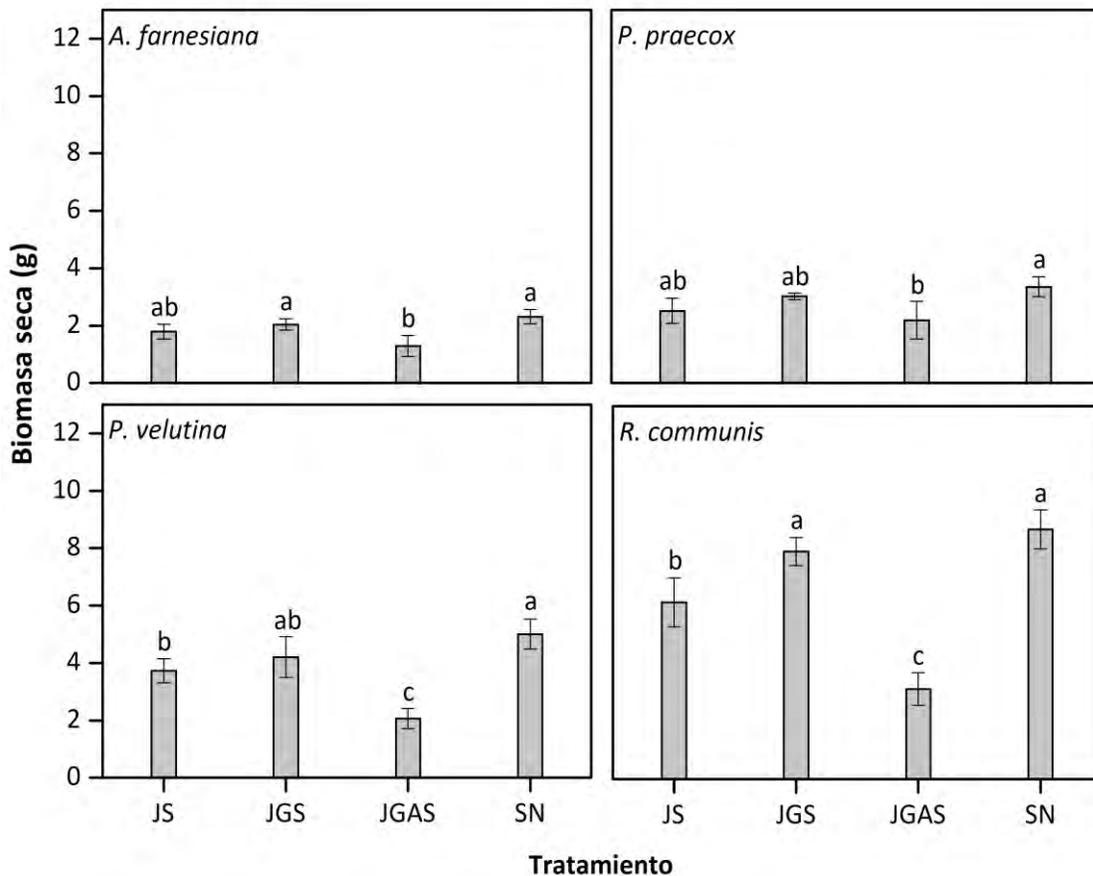


Figura 13. Biomasa seca total (biomasa aérea + raíz) acumulada por las diferentes especies crecidas bajo los tratamientos con combinaciones de diferentes filtros entre suelo y jales. Donde JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con el suelo natural en la parte superior, JGS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior, JGAS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior, SN: control de suelo natural. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos.

Con base en los resultados obtenidos, de las cinco especies evaluadas en los tratamientos con capas de suelo y filtros, *R. communis* fue la especie que mostró el mejor desempeño, produciendo la biomasa suficiente para la evaluación de todos los parámetros. En cambio *P. velutina*, *P. praecox* y *A. farnesiana* no crecieron lo suficiente como para poder estimar los diferentes parámetros y en el caso de *N. glauca* no hubo germinación de las semillas. Por esta razón el resto de los parámetros solo fueron evaluados para *R. communis*.

8.5.1.3 Área foliar

Se registraron diferencias notables en el área foliar de *R. communis* entre los tratamientos experimentales. El análisis estadístico mostró diferencias significativas entre los tratamientos ($\chi^2=44.07$, $p=0.0001$, $gl=3$). Los valores más altos de área foliar se obtuvieron en el tratamiento de suelo natural (Figura 14). En cuanto a las combinaciones de capas de suelo y filtros, fueron las plantas sometidas al tratamiento JGS las que mostraron mayor área foliar; mientras que los valores más bajos se registraron en el tratamiento JGAS (Figura 14).

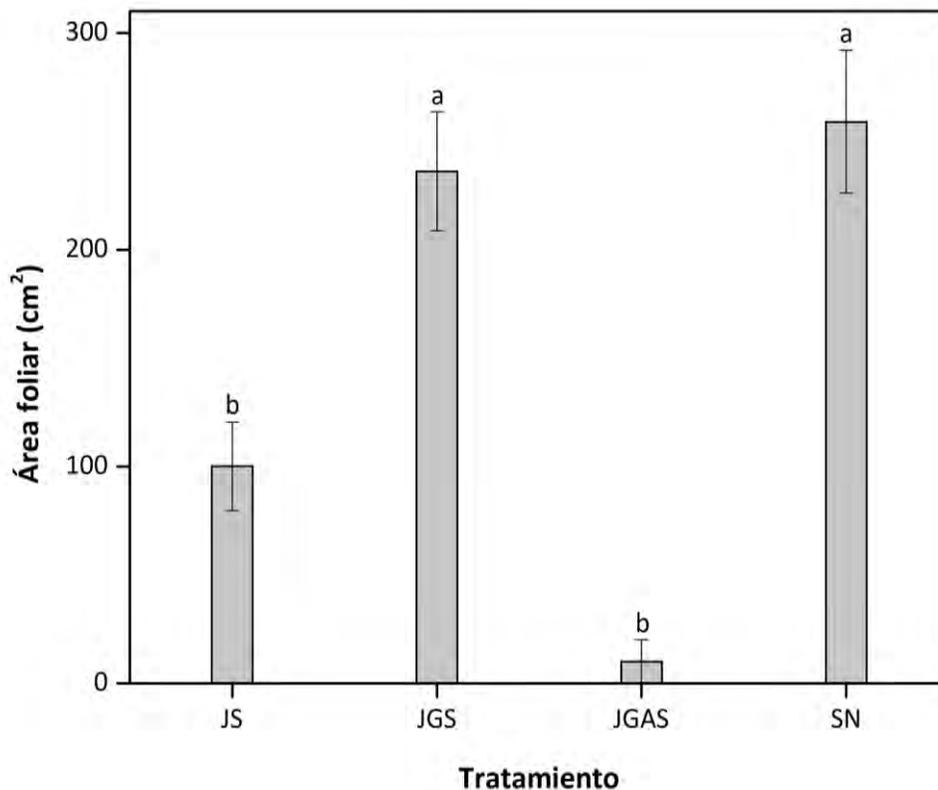


Figura 14. Área foliar (en cm²) de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con combinaciones de diferentes filtros entre suelo y material de los jales. Donde JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con el suelo natural en la parte superior, JGS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior, JGAS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior, SN: control de suelo natural. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos.

8.5.1.4 Fluorescencia

La medición de la fluorescencia de la clorofila en los tratamientos reflejó valores promedio entre 0.54 y 0.79 (Figura 15). Para este parámetro no se registraron diferencias significativas entre los tratamientos en las mediciones tomadas por la mañana ($\chi^2=6.27$, $p=0.09$, $gl=3$), en cambio por la tarde si se detectaron diferencias significativas entre los tratamientos ($\chi^2=8.45$, $p=0.03$, $gl=3$), donde el tratamiento de JS fue el que registró los valores más bajos (Figura 15).

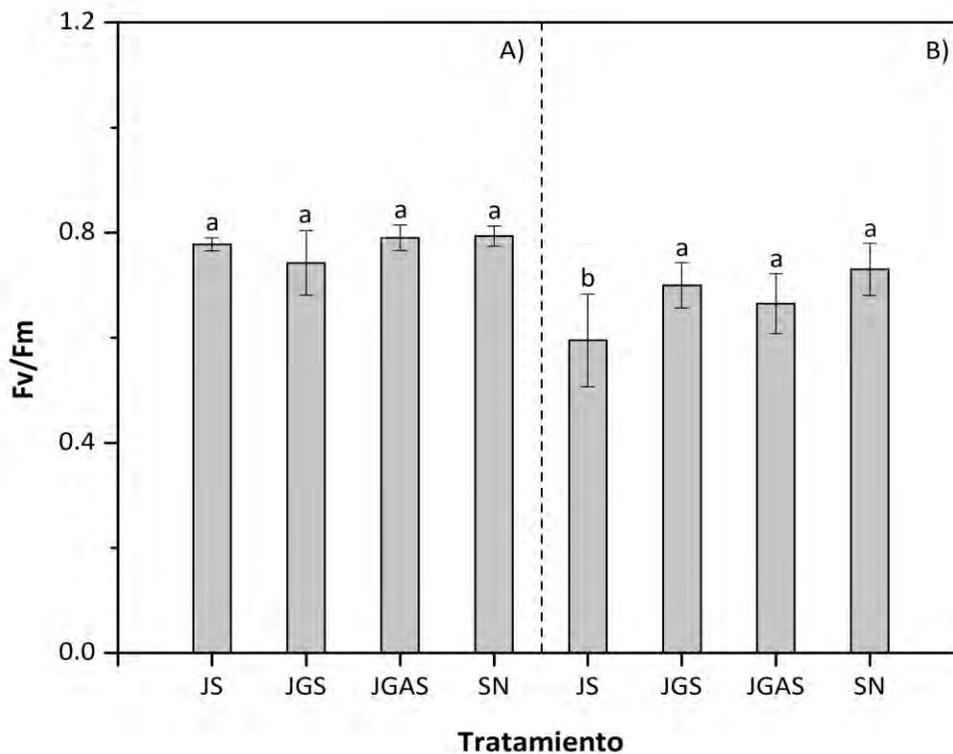


Figura 15. Fluorescencia de la clorofila medida en las hojas de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con combinaciones de diferentes filtros entre suelo y material de los jales. Donde JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con el suelo natural en la parte superior, JGS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior, JGAS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior, SN: control de suelo natural. (A) representa las mediciones tomadas por la mañana y (B) las mediciones tomadas por la tarde. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos.

8.5.1.5 Fotosíntesis

No se detectaron diferencias significativas en la tasa fotosintética en las plantas de *R. communis* crecidas bajo diferentes tratamientos ($\chi^2=5.75$, $p=0.12$, $gl=3$). La fotosíntesis fue ligeramente más alta en las plantas del tratamiento de suelo natural. En cuanto a las combinaciones de suelo y filtros, la tasa fotosintética fue ligeramente más alta en el tratamiento de JGS y ligeramente más baja en el tratamiento JGAS (Figura 16).

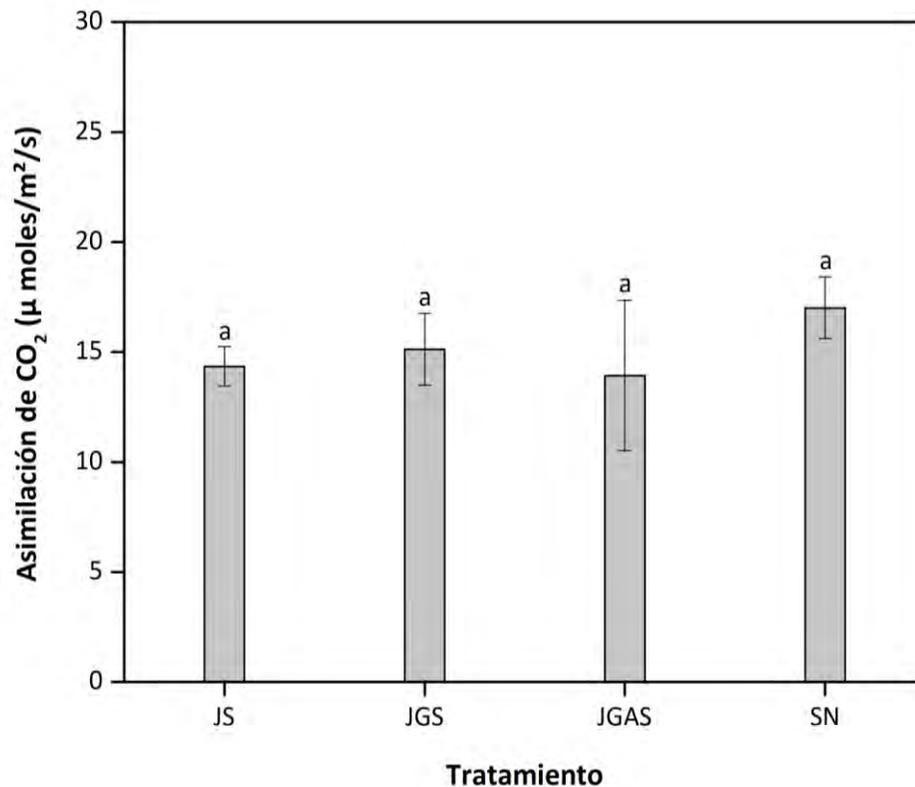


Figura 16. Tasa fotosintética de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con combinaciones de diferentes filtros entre suelo y material de los jales. Donde JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con el suelo natural en la parte superior, JGS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior, JGAS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior, SN: control de suelo natural. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras iguales indican que no hubo diferencias entre tratamientos.

8.5.2 Potencial de fitoestabilización

8.5.2.1 Concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT)

La concentración de EPT en los órganos de las plantas fue variable. Tomando en cuenta la concentración total en los órganos de las plantas, el orden de abundancia fue Zn>Mn>As>Pb.

En todos los casos las concentraciones más bajas se encontraron en el tratamiento de suelo natural (Figura 17). En cuanto a los tratamientos con combinaciones de capas de suelo y filtros, fue en el tratamiento JGAS (material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior) fue donde se obtuvieron las concentraciones más altas de todos los EPT. En cuanto a la distribución de los EPT en los órganos de las plantas, estos se acumularon mayormente en las raíces de las plantas y en menor medida en las hojas para el caso de Pb y Zn y en los tallos para el caso de As y Mn (Figura 17).

Las concentraciones de As en los órganos de las plantas mostraron diferencias significativas entre los tratamientos en tallos ($\chi^2=26.46$, $p<0.0001$, $gl=3$) y raíces ($\chi^2=20.55$, $p<0.0001$, $gl=3$), pero no en hojas ($\chi^2=7.56$, $p=0.05$, $gl=3$). Para este elemento las concentraciones más altas se encontraron en las raíces de las plantas y las más bajas en los tallos (Figura 17).

En el caso del Mn, las concentraciones en los órganos de las plantas mostraron diferencias entre los tratamientos en hojas ($\chi^2=13.18$, $p=0.004$, $gl=3$), tallos ($\chi^2=24.36$, $p<0.0001$, $gl=3$) y raíces ($\chi^2=8.31$, $p=0.03$, $gl=3$). Las concentraciones más altas de Mn se encontraron en las raíces de las plantas, mientras que las más bajas en los tallos (Figura 17).

En cuanto a las concentraciones de Pb en los órganos de las plantas, la implementación de los tratamientos mostró diferencias significativas en tallos ($\chi^2=8.26$, $p=0.408$, $gl=3$) y raíces ($\chi^2=11.12$, $p=0.01$, $gl=3$), pero no en las hojas ($\chi^2=1.42$, $p=0.69$, $gl=3$). Las concentraciones más altas de Pb se encontraron en las raíces de las plantas y las más bajas en las hojas (Figura 17).

Las concentraciones de Zn en los órganos de las plantas mostraron diferencias significativas entre tratamientos en todos los órganos de las plantas (hojas: $\chi^2=8.39$, $p=0.03$, $gl=3$; tallos: $\chi^2=30.17$, $p<0.0001$, $gl=3$; raíces: $\chi^2=14.15$, $p=0.002$, $gl=3$). Al igual que los otros elementos, las concentraciones más altas de Zn se encontraron en las raíces de las plantas. Las concentraciones las más bajas se encontraron en las hojas (Figura 17).

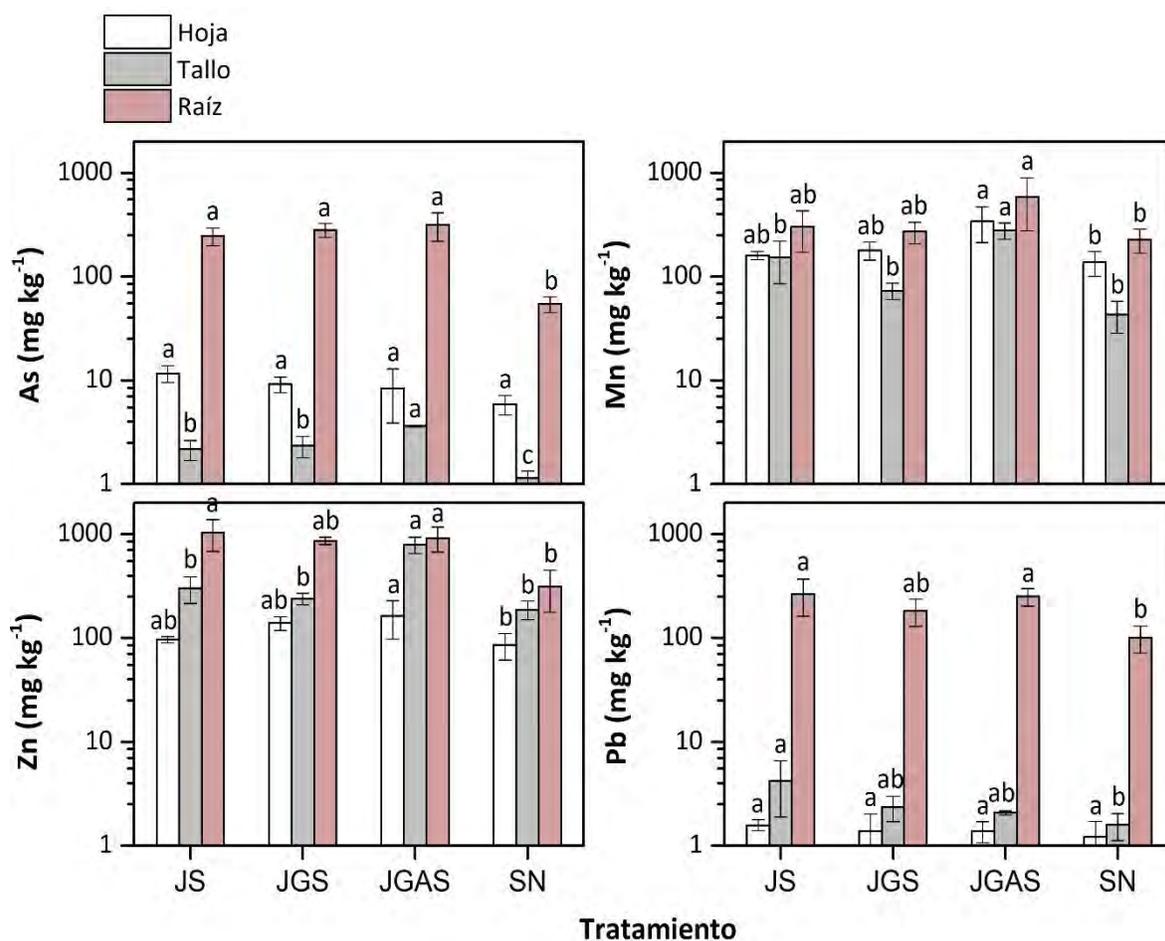


Figura 17. Concentración de EPT en órganos (hoja, tallo y raíz) de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con combinaciones de diferentes filtros entre suelo y material de los jales. Donde JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con el suelo natural en la parte superior, JGS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior, JGAS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior, SN: control de suelo natural. Se muestra la media \pm una desviación estándar. Las medias de cada tratamiento con letras diferentes indican diferencias entre tratamientos para cada órgano.

8.5.2.2 Factores de bioacumulación

El factor de bioconcentración (FBC) para todos los EPT y en todos los tratamientos resulto mayor que 1. Sin embargo, el factor de translocación (FT) para la mayoría de los EPT resulto menor que 1; las excepciones fueron para Mn y Zn, donde los FT fueron mayores a 1 en los tratamientos de JS y JGAS para el caso del Mn y JGAS en el caso del Zn (Tabla 6). Los valores de la fracción fitoaccesible del sustrato de crecimiento se muestran en la Tabla 9 (Anexo II).

8.5.2.3 Máximos niveles tolerables

Las concentraciones promedio de los EPT en la biomasa aérea de *R. communis* se presentan en la tabla 7. Se encontró que la concentración de As, Mn y Pb no rebasaron los MNT para ninguno de los grupos de animales domésticos. Para el Zn, las concentraciones en la biomasa aérea de las plantas sobrepasaron los MNT para todos los grupos de animales en los tratamientos JS, JGS y JGAS (Tabla 7).

Tabla 6. Factores de bioconcentración (FBC) y translocación (FT) de EPT en plantas de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con capas de suelo y filtros.

Tratamiento	FBC				FT			
	As	Mn	Pb	Zn	As	Mn	Pb	Zn
JS	15.79±0.31	1.36±0.47	84.12±24.94	7.45±1.87	0.05±0.01	1.29±0.91	0.02±0.01	0.44 ±0.26
JGS	14.47±7.93	1.40±0.49	66.85±34.0	6.61±1.60	0.04±0.008	0.95±0.14	0.02±0.01	0.44±0.05
JGAS	24.00±12.80	3.77±2.70	267.32±327.14	9.27±3.81	0.037±0.01	1.38±1.01	0.01±0.003	1.07±0.23
SN	18.91±3.30	1.71±0.39	184.13±88.74	15.17±11.97	0.13±0.29	0.85±0.32	0.03±0.01	0.79±0.37

Tabla 7. Concentración de EPT (mg/Kg) en biomasa aérea (hojas y tallos) de *R. communis* crecidas bajo los tratamientos con diferentes filtros entre suelo y material de los jales. A modo de comparación, se incluyen los valores de los niveles máximos tolerables (MNT) por animales domésticos (National Research Council 2005).

EPT	Tratamiento				MNT		
	JS	JGS	JGAS	SN	Bovino	Ovino	Roedores
As	13.80±2.66	11.51±1.34	11.96±4.51	7.02±1.24	30	30	30
Mn	312.36±78.93	252.33±30.32	617±107.34	180.33±20.02	2000	2000	2000
Pb	5.79±2.27	3.72±1.01	3.44±0.23	2.78±0.66	100	100	10
Zn	398.5±85.5	352.8±19.7	952.83±94.8	273.5±16.75	500	300	500

Niveles máximos tolerables de minerales en el alimento (mg/kg) de animales según los índices de salud animal. JS: material de los jales en la parte inferior en contacto directo con el suelo natural en la parte superior, JGS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava y suelo natural en la parte superior, JGAS: material de los jales en la parte inferior, filtro o trampa de grava, arcilla y suelo natural en la parte superior, SN: suelo natural.

IX. DISCUSIÓN

Los jales mineros son sitios generalmente desfavorables para el establecimiento y desarrollo de las plantas y los jales de San Felipe de Jesús no son la excepción. Este depósito se caracteriza por carecer de vegetación creciendo en el material de los jales; la vegetación solo crece en los alrededores. Estos jales difieren de otros depósitos abandonados del estado de Sonora como los de Nacozari, donde algunas plantas han logrado colonizar naturalmente ese depósito, distribuyéndose en pequeños parches de vegetación, que, aunque no cubren una superficie considerable de los jales (0.84% del área), representan un conjunto de 42 especies de plantas anuales y perenes (Santos et al., 2017).

El impedimento para que las plantas puedan establecerse de forma natural en los jales, suele ser una combinación de factores, que incluye concentraciones habitualmente altas de elementos potencialmente tóxicos (EPT), falta de materia orgánica y nutrientes, un pH comúnmente ácido, así como comunidades microbianas pobres en especies, entre otros (Wong, 2003; Méndez y Maier, 2008). Sin embargo, a pesar de que todas estas propiedades son usualmente desfavorables, hay especies de plantas que se establecen naturalmente en jales abandonados, como en el caso del depósito de Nacozari. En este contexto, es importante preguntarse ¿Cuál será el factor o conjunto de factores limitantes que impide el establecimiento natural de plantas en los jales de San Felipe?

9.1. Limitantes ecológicas para la vegetación en los jales de San Felipe de Jesús

Los jales oxidados de San Felipe presentan un pH ácido, con valores de 2.75 a 3.34 y una conductividad eléctrica de 130.3 a 257.5 dS/cm respectivamente (Loredo-Portales et al., 2020). Los valores de pH bajos suelen relacionarse directamente con propiedades negativas del suelo, principalmente alto contenido y movilidad de EPT, fitotoxicidad inhibición de la germinación y crecimiento y altos valores de conductividad eléctrica (García-Lorenzo et al.,

2019). A su vez, la conductividad eléctrica está relacionada con el transporte de iones o la tasa alta de reacciones químicas como la lixiviación y puede emplearse como un indicador de movilidad y/o disponibilidad de nutrientes y EPT (Fu y Lu, 2018).

Las concentraciones elementales promedio de EPT en los jales (oxidados), que se han reportado son $6213.2 \pm 6873.0 \text{ mg kg}^{-1}$ (As), $16,255.1 \pm 4652.6 \text{ mg kg}^{-1}$ (Mn), $10,464.5 \pm 2061.4 \text{ mg kg}^{-1}$ (Pb) y $8285.4 \pm 6585.0 \text{ mg kg}^{-1}$ (Zn) (Del Rio-Salas et al., 2019), las cuales son concentraciones más altas en comparación con otros depósitos de jales mineros (Romero et al., 2008; Meza-Figueroa et al., 2009). Las sales eflorescentes que se forman en la superficie de los jales, muestran concentraciones promedio de algunos EPT más elevadas que en los propios jales, como es el caso del Mn con concentraciones 7 veces más grandes ($176,218.7 \pm 8221.0 \text{ mg kg}^{-1}$) y el Zn con concentraciones 21 veces más grandes que las de los jales ($117,418.4 \pm 44,140.2$) (Del Rio-Salas et al., 2019). La formación de estas sales dependen del clima y no siempre están en la superficie ya que son fácilmente erosionadas por acción del viento y el agua debido a que son altamente solubles (De la O-Villanueva et al., 2013). En comparación con las sales eflorescentes de otro depósito ubicado en una zona árida del estado de Sonora (Meza-Figueroa et al., 2009), las concentraciones de EPT en las sales de San Felipe son más altas.

Las concentraciones de EPT en los jales mineros suele ser un factor determinante que restringe o limita el establecimiento y crecimiento de las plantas. Sin embargo, son las formas químicas de estos elementos los que determinan su reactividad y por lo tanto su movilidad, disponibilidad y toxicidad (Sposito, 1989; Wong, 2003; Bernad et al., 2007). La fitoaccesibilidad se puede usar como un indicador de la fracción de EPT que potencialmente pueden ser transferidos a los órganos de las plantas y posteriormente ser incorporados a las redes tróficas (Loredo-Portales et al., 2015). En un estudio reciente, Loredo-Portales y col. (2020), reportaron que las concentraciones de la fracción fitoaccesible de algunos elementos (As, Pb y Zn) en los jales de San Felipe exceden los límites umbral para las plantas. Además de las condiciones desfavorables que representan los EPT, estos jales tienen un contenido bajo de materia orgánica (CT= 0.09%) y nutrientes (NT= 0.01% y PD= 14.548

mg kg⁻¹), así como también una densidad aparente alta que impide que la plántula se establezca, y en conjunto estos factores pueden ser los limitantes responsables de que el depósito de jales de San Felipe carezca de vegetación natural.

El establecimiento de una cubierta vegetal en residuos de la minería a través de la fitoestabilización es una alternativa que ha sido propuesta por varios autores para frenar la dispersión de EPT y así disminuir su riesgo y toxicidad (Méndez y Maier, 2008; Gil-Loaiza et al., 2016; Gil-Loaiza et al., 2018). En este trabajo se evaluaron dos estrategias de fitoestabilización: una asistida por enmiendas orgánicas y la otra usando capas de suelo con dos tipos de filtros. Se evaluaron cinco de las especies de plantas más abundantes en los alrededores del depósito de jales (*A. farnesiana*, *N. glauca*, *P. praecox*, *P. velutina* y *R. communis*). Los resultados obtenidos usando ambos enfoques (enmiendas y capas) indican que, de todas las especies evaluadas, solo una de ellas mostró potencial para establecerse y crecer lo suficiente en los jales de San Felipe.

9.2. Efecto de los tratamientos con enmiendas y capas de suelo en el crecimiento de las plantas

En la evaluación de la estrategia con enmiendas, además de las mezclas de jales con composta, se añadieron nutrientes adicionales con el fin de probar si la respuesta de las plantas mejoraba, debido a que los jales de San Felipe tienen un contenido muy bajo de nutrientes. Los resultados obtenidos muestran que las semillas germinaron sin ningún problema, incluso en el material de los jales sin enmendar, logrando porcentajes de germinación del 20 al 100% y la adición de nutrientes no mostró un efecto significativo en la germinación de las especies. La excepción fue para *N. glauca*, la cual no germinó en ninguno de los tratamientos debido a que posiblemente posee requerimientos especiales para su germinación. Sin embargo, a pesar de que la mayoría de las semillas germinaron en todos los tratamientos, (incluso en los tratamientos sin composta) algunas de ellas no pudieron establecerse y en los tratamientos sin composta no se estableció ninguna planta. Estos resultados indican que la germinación de semillas no se ve inhibida por el material de los jales como sustrato. En cambio, el proceso que más afecta el material de los jales es el

establecimiento de plantas. Las semillas pueden germinar, pero las plántulas que emergen no pueden establecerse en los jales. Los factores responsables que pudieran limitar el establecimiento incluyen una densidad aparente alta que impida la elongación de las raíces, la baja capacidad de retención de humedad y la fracción fitoaccesible de EPT. Este resultado concuerda con lo observado en campo, en el sentido de que los jales de San Felipe carecen de vegetación natural.

Los resultados de los experimentos con enmiendas y nutrientes mostraron un efecto claro en la acumulación de biomasa y por ende en el crecimiento de las plantas. El aumento del porcentaje de composta entre los tratamientos implementados (0, 20, y 30%) favoreció la producción de biomasa en todas las especies evaluadas. Varios estudios similares concuerdan en el sentido de que al aumentar el porcentaje de composta se mejora el crecimiento de las plantas (Gil-Loaiza et al., 2016; Arvizu, 2018). Respecto a la adición de nutrientes, efectivamente la acumulación de biomasa de las plantas mejoró significativamente y los resultados mostraron que el crecimiento fue aún mayor en comparación con los tratamientos con composta, pero sin nutrientes adicionales. En general estos resultados sugieren que el crecimiento de las plantas es otro de los procesos que se ve restringido por el sustrato con material de los jales, ya que la acumulación de biomasa no alcanzó los niveles obtenidos en el tratamiento de suelo natural. A pesar de que el suelo natural contiene concentraciones relativamente altas de algunos EPT (Tabla 3), los tratamientos con enmiendas y nutrientes no alcanzaron a acumular la biomasa del tratamiento del suelo natural. Estos resultados indican que la adición de composta y nutrientes son dos elementos a considerar para estimular el crecimiento de plantas usando una estrategia de fitoestabilización asistida por enmiendas para los jales de San Felipe. Esto concuerda con otros estudios de campo (Méndez et al., 2007; Gil-Loaiza et al. 2016), donde se encontró que el crecimiento de las plantas en los jales está limitado principalmente por este tipo de factores. Sin embargo, dado las diferencias encontradas en los resultados de crecimiento entre experimentos en macetas (Solís-Domínguez et al., 2012) y bajo condiciones de campo (Gil-Loaiza et al., 2016), es necesario implementar experimentos de

campo en los jales de San Felipe para conocer la concentración adecuada de enmiendas y nutrientes.

Con respecto a los experimentos usando la estrategia de capas de suelo, los resultados mostraron que las semillas germinaron sin ningún problema, alcanzando porcentajes de germinación más altos que con la estrategia de enmiendas (92 al 100%). En cambio, para el caso de *N. glauca* no se registró germinación de las semillas en ninguno de los tratamientos. En relación al establecimiento de plántulas, a pesar de que las semillas germinaron en todos los tratamientos, algunas de ellas no pudieron establecerse. Esto último se observó en el tratamiento JGAS (con filtro de grava y arcilla) donde se establecieron un número menor de plantas. Esto pudo deberse posiblemente a que la capa de arcilla evitaba la entrada del agua en el material de los jales, provocando una sobresaturación del suelo generando un posible estrés hídrico que se vio reflejado en el establecimiento de las plantas. La combinación de las capas en el tratamiento JGS (con solo filtro de grava) fue el que favoreció la mayor producción de biomasa en todas las especies evaluadas. Este resultado pudo deberse a que el filtro capilar (grava), limita el ascenso capilar de los EPT, reduciendo su concentración en el sustrato y de esta forma se afecta menos el crecimiento de las plantas (Menzies y Mulligan, 2000). En cambio, en el tratamiento en el que el suelo está en contacto directo con el material de los jales, el ascenso capilar de EPT pudo haber afectado el crecimiento y la acumulación de biomasa.

Al considerar los resultados de ambas estrategias, estos indican que no todas las especies mostraron el mismo desempeño en respuesta a los diferentes tratamientos. De las cinco especies evaluadas *R. communis* fue la especie que mostró la mejor respuesta y el mayor potencial para usarse en los jales de San Felipe. En contraste, *P. velutina*, *P. praecox* y *A. farnesiana*, a pesar de ser especies comunes en los alrededores de los jales, no crecieron lo suficiente para hacer las mediciones correspondientes para evaluar su desempeño en la fitoestabilización de los jales. Por esta razón, el resto de los parámetros solo fueron evaluados para *R. communis*. Es probable que este conjunto de especies sean sensibles y no toleren las concentraciones de EPT en los jales de San Felipe. En cambio, *R. communis*

tiene antecedentes de ser tolerante a EPT y potencial para usarse en la fitoestabilización de jales mineros (Baudhd et al., 2015).

9.3 Parámetros fisiológicos de las plantas

Las propiedades de los jales mineros generalmente tienden a inhibir el crecimiento de las plantas, ya que pueden interrumpir una serie de procesos fisiológicos esenciales en el funcionamiento de las mismas (Lambers y Oliveira, 2019). La fluorescencia puede emplearse como una herramienta para hacer inferencias acerca del estado fisiológico del aparato fotosintético, y la respuesta nos puede indicar el grado de alteración en el mismo (Smillie y Hetherington, 1990; González et al., 2008). Diferentes factores físicos y químicos, como los que generalmente se presentan en los jales mineros (temperaturas extremas, falta de nutrientes, salinidad, pH generalmente ácidos, concentraciones altas de EPT, entre otros), afectan la función del fotosistema de manera directa o indirecta, lo cual modifica la emisión de la fluorescencia. Por esta razón los cambios en la emisión de la fluorescencia pueden usarse para inferir la respuesta de las plantas al estrés (González et al., 2008). En las mediciones realizadas en *R. communis* bajo los tratamientos con enmiendas (mezclas de jal y composta) la relación F_v/F_m estuvo entre 0.72 y 0.82, lo que indica que las plantas se adaptaron a las condiciones del sustrato y que estas condiciones no les estaban causando algún tipo de estrés. Sin embargo, bajo condiciones estresantes como las altas temperaturas, esta relación (F_v/F_m) tiende a disminuir (Baker, 2008). Este fue el caso para las mediciones de fluorescencia en los tratamientos con capas (JT, JGS y JGAS), donde la relación F_v/F_m estuvo entre 0.54 y 0.77. Esta relación fue más baja por la tarde, lo que indicaría que las condiciones del sustrato, sumado con las altas temperaturas que se presentan a esta hora del día (medio día) pudieron afectar la fluorescencia. Esto se detectó especialmente en las plantas que fueron sometidas al tratamiento donde el suelo estaba en contacto directo con el material de los jales (JS), donde presumiblemente el ascenso capilar transfirió EPT de los jales al suelo.

La fotosíntesis es una función fundamental de las plantas, por lo tanto, resulta evidente que la evaluación de su funcionamiento es de vital importancia y factores abióticos como la concentración de EPT pueden afectarla (Lambers y Oliveira, 2019). Los resultados de las mediciones realizadas en las plantas en los tratamientos con enmiendas (mezclas de jal y composta), la tasa fotosintética de las plantas mostró una respuesta clara al aumentar el porcentaje de composta en los tratamientos. De igual forma, la tasa fotosintética mostró una clara respuesta a la adición de nutrientes al sustrato. Esto indica que la fijación de carbono y el crecimiento de las plantas está limitado por las propiedades de los jales. En cuanto a las mediciones en los tratamientos con capas de suelo, las diferentes combinaciones de los filtros entre el suelo y el material de los jales no tuvieron una influencia significativa en la tasa fotosintética de las plantas. Un aspecto interesante que vale la pena resaltar es que las plantas evaluadas en la estrategia de enmiendas mostraron una tasa fotosintética ligeramente más alta que las plantas probadas usando la estrategia de capas de suelo.

9.4 Potencial de fitoestabilización de las plantas

Las plantas utilizadas en la fitoestabilización deben ser tolerantes a los EPT, pero limitar la acumulación de los mismos en su biomasa área (hojas y tallos). Con este enfoque de fitorremediación se busca que la mayor concentración de los EPT esté inmovilizada en la rizósfera o en la raíz misma, para evitar la transferencia de los EPT a las redes tróficas (Méndez y Maier, 2008).

En los experimentos con enmiendas orgánicas, la adición de composta disminuyó las concentraciones de EPT en los órganos de las plantas; un resultado que coincide con otros estudios realizados con enmiendas y jales mineros (Solís-Domínguez et al., 2012; Gil-Loaiza et al., 2016; Arvizu, 2018). En cuanto a la adición de nutrientes, se encontró que las concentraciones de As y Pb disminuyeron al agregar nutrientes adicionales a las mezclas de composta y jales. En contraste, para el caso de Mn y el Zn, se encontró que las concentraciones aumentaron al añadir nutrientes. Un aspecto notable de los resultados fue

que las concentraciones más altas de todos los EPT se encontraron en las raíces de las plantas, mientras que las concentraciones más bajas se encontraron en el tallo para As, Mn y Pb, y en las hojas en el caso del Zn. En cuanto a los experimentos con capas de suelo se encontró que los tratamientos tuvieron un efecto significativo en las concentraciones y fue en el tratamiento con solo filtro de grava (JGS) donde en general se obtuvieron las concentraciones más bajas. Los EPT se acumularon mayormente en las raíces de las plantas y en menor medida en las hojas para el caso de Pb y Zn y en los tallos para el caso de As y Mn. En general, los resultados indican que la composta reduce la incorporación de EPT a la parte aérea de las plantas crecidas en mezclas de material de jales y composta, mientras que el tratamiento con filtro de grava fue el tratamiento que permitió la menor incorporación de EPT a la parte aérea. En esta estrategia se observó que en el tratamiento de JGAS las raíces de las plantas no atravesaron la capa del filtro de arcilla. Es probable que esto último se deba a que las raíces de *R. communis* son muy delgadas y frágiles, por lo que no fueron capaces de atravesarla y en consecuencia, las raíces nunca estuvieron en contacto directo con el material de los jales. Nuestras observaciones sobre las raíces de *R. communis* sugieren que probablemente las concentraciones de EPT encontradas en los órganos de las plantas provenían principalmente del suelo natural.

Las concentraciones de EPT en los órganos de las plantas son utilizadas para identificar especies que acumulen o excluyan dichos contaminantes. Una mejor aproximación para expresar la acumulación de EPT en los órganos de las plantas son los factores de bioconcentración (FBC) y de translocación (FT) (Méndez y Maier, 2008). Idealmente estos factores no deberían exceder valores mayores a 1, lo que indicaría que la planta no está extrayendo los EPT del sustrato de crecimiento. En las pruebas con enmiendas, aunque las plantas mostraron factores de bioconcentración (FBC) mayores a 1 para la mayoría de los EPT, el factor de translocación mostró cocientes menores a 1 para todos los EPT en todos los tratamientos. Esto indica que las plantas de *R. communis* aunque están extrayendo algunos EPT que se encuentran fitoaccesibles, los está acumulando principalmente en sus raíces pero no los está moviendo hacia las hojas o los tallos. En cambio, en las pruebas con capas de suelo, las plantas mostraron factores de bioconcentración (FBC) mayores a 1 para

todos los EPT con excepción del As. Sin embargo, el factor de translocación mostró cocientes menores a 1 para As y Pb y mayores a 1 para Mn (JS y JGS) y Zn (JGAS). Este resultado indica que, las plantas de *R. communis* están extrayendo EPT (Mn y Zn) y los están translocando hacia las hojas y tallos. Esto pudo haber ocurrido debido a que en el tratamiento de JS, los EPT pudieron haber sido transferidos por capilaridad a la capa de suelo. En los tratamientos de JGS y JGAS, los EPT probablemente provenían de las concentraciones del suelo natural, ya que las raíces de las plantas no traspasaron los filtros capilares. Este proceso de translocación hacia la parte aérea no sucede para As y Pb. Los resultados de los experimentos con composta y capas de suelo indican que la composta juega un papel importante reduciendo la incorporación de EPT hacia la parte aérea de las plantas y que su uso en la fitoestabilización de los jales de San Felipe pudiera ser importante para reducir el riesgo de que los EPT sea transferidos a los herbívoros y las redes tróficas (Méndez y Maier, 2008).

Además de los factores de acumulación de los EPT (FBC y FT), las plantas adecuadas para la fitoestabilización deben tener una concentración de EPT en su biomasa aérea (hojas y tallos) por debajo de los máximos niveles tolerables (MNT) para animales domésticos (Méndez y Maier, 2008). Este aspecto es relevante para asegurarnos de que los EPT no sean incorporados a las redes tróficas por medio del consumo de algunos herbívoros. En el experimento con enmiendas, encontramos que las concentraciones de Pb y Zn estuvieron por arriba de los MNT para la mayoría de los animales domésticos y para el caso del Mn solo para los roedores. Este hecho indica que estos EPT pueden ser incorporados a las redes tróficas a través del consumo de las plantas por algunos herbívoros. En cuanto a los experimentos con capas de suelo, se encontró que la concentración de As, Mn y Pb no rebasaron los MNT para ninguno de los grupos de animales domésticos, con la excepción del Zn, donde las concentraciones en la biomasa aérea sobrepasaron los MNT para todos los tratamientos. Este resultado sugiere que al igual que para Mn, Pb y Zn en la estrategia con enmiendas, las concentraciones de Zn en la estrategia con capas, puede ser peligroso para los animales domésticos que pudieran llegar a consumir las hojas y tallos de las plantas y posteriormente incorporarlos a la cadena alimentaria.

Tradicionalmente, los estudios sobre estrategias de fitorremediación se centran en la selección de especies y los factores que afectan el establecimiento de plantas. Sin embargo, también es importante enfocarse en el desarrollo del suelo como un proceso relevante en fitorremediación. Varios autores han argumentado que el conocimiento profundo del suelo en los sitios con depósitos de jales mineros es sumamente importante en los proyectos de remediación de este tipo de sitios (Heneghan et al., 2008). Comprender el desarrollo del suelo y los procesos de meteorización en tecnosoles es esencial para mejorar la gestión de estos residuos. Esto con el objetivo de acelerar la formación del suelo a través de la aplicación de tratamientos específicos para fomentar la transición de Technosol a otro grupo de suelos y devolver el área ocupada por los jales a un entorno agradable y sin riesgo (Santini y Fey, 2016). El suelo de los alrededores del depósito de jales de San Felipe, es un suelo fácilmente erosionable y muy susceptible a lixiviar los contaminantes a más profundidad. Esto último se debe a su textura, densidad aparente y densidad real, por lo que se infiere un drenaje alto con mayor riesgo de lixiviación. En consecuencia, es un suelo que hay que intervenir. La concentración de EPT es realmente alta, pero aun así la mayoría de los EPT se quedan en la superficie, debido a que el primer horizonte del suelo tiene un buen porcentaje de arcilla y una alta capacidad de intercambio catiónico. Este horizonte está haciendo que el suelo retenga los EPT en esos sitios de intercambio. Pero, aun así, algunos EPT están moviéndose a profundidad, por lo tanto, es de suma importancia restaurar el sitio para frenar la contaminación y para esto se necesitan aplicar tratamientos de remediación urgentes.

En este trabajo se emplearon dos enfoques como posibles estrategias para la fitoestabilización de los jales de San Felipe: enmiendas orgánicas y capas de suelo. El enfoque con capas apunta a minimizar la infiltración del agua de lluvia hacia los jales, favorecer el drenaje lateral y reducir la interacción atmosférica con la superficie de los jales. En cambio, el enfoque con enmiendas orgánicas promueve y mejora el contacto con el agua y el aire para acelerar los procesos de formación de suelo, con el objetivo de establecer vegetación directamente en los jales.

Aunque se probaron dos enfoques, no se pretende recomendar uno sobre el otro, o argumentar que un enfoque sea mejor que el otro. El objetivo fue identificar las limitantes ecológicas a las que se enfrentan las plantas al tratar de establecerse y desarrollarse en este depósito, así como conocer y comparar los mecanismos de interacción planta-sustrato (tolerancia, absorción y translocación) en los dos enfoques. También se pretende conocer cuáles son las ventajas y desventajas de cada uno de los enfoques usados con la idea de implementarse en los jales de San Felipe de Jesús. El conocimiento sobre los mecanismos de interacción de las plantas con el material de los jales, así como las limitaciones que restringen el establecimiento y crecimiento de las plantas son fundamentales para implementar prácticas de fitorremediación.

Un siguiente paso que se deriva de este trabajo, es la experimentación bajo condiciones de campo en los jales de San Felipe. El establecimiento de parcelas experimentales pequeñas donde se evalué el papel de la composta y fertilizantes, así como capas de suelo de diferente grosor con filtros capilares usando *R. communis* como especie, puede sin lugar a dudas representar un paso importante hacia la implementación de una estrategia de fitoestabilización efectiva para los jales de San Felipe.

X. CONCLUSIÓN

En este trabajo se evaluó el potencial de fitoestabilización de cinco especies de plantas abundantes alrededor de los jales de San Felipe, usando dos enfoques: enmiendas orgánicas y capas de suelo. De las cinco especies evaluadas, *R. communis* fue la especie que mostró mayor potencial para la fitoestabilización de los jales mineros de San Felipe de Jesús en ambas estrategias.

Aunque las semillas germinaron, ninguna plántula pudo establecerse bajo el tratamiento de jales sin enmienda, la adición de composta fue necesaria para el establecimiento de las plantas. Al aumentar la concentración de composta, incremento el crecimiento de las plantas. De igual forma, el aumento de composta disminuyó las concentraciones de los EPT en los órganos de las plantas. El tratamiento con el mejor desempeño de las plantas fue el de suelo natural en todos los parámetros medidos. En el caso de las enmiendas el tratamiento con el mejor desempeño fue el de 30% composta con y sin adición de nutrientes en todos los parámetros medidos. La adición de nutrientes favoreció el desempeño de las plantas (biomasa, aérea foliar, fluorescencia de la clorofila, fotosíntesis). También la adición de nutrientes redujo las concentraciones de As y Pb. Sin embargo, tuvo un efecto negativo al aumentar la concentración de Mn y Zn en los órganos de las plantas.

En el enfoque de capas de suelo, la implementación del filtro de grava entre suelo y material de los jales (JGS) favoreció el establecimiento y crecimiento de las plantas, así como favoreció el desempeño de las plantas (biomasa, aérea foliar, fluorescencia de la clorofila, fotosíntesis).

Los jales de San Felipe muestran condiciones limitantes para el establecimiento y desarrollo de las plantas. Sin embargo, en este trabajo aportamos evidencia sobre las especies y estrategias que se pueden implementar para establecer una cubierta vegetal que ayude a prevenir la dispersión de EPT de estos jales mineros abandonados.

XI. RECOMENDACIONES

Se recomienda evaluar el potencial de fitoestabilización de más especies de plantas, particularmente de especies de pastos.

También se recomienda estudiar las comunidades microbianas de los jales, ya que pueden estar íntimamente asociadas al establecimiento de las plantas. En particular, se recomienda el estudio de las interacciones planta-microorganismos.

Se recomienda que los experimentos se implementen por mayor tiempo para evaluar el efecto de la composta en las propiedades de los jales por lo tanto, en el establecimiento de las plantas. Asimismo, coleccionar los lixiviados y analizarlos para ver si alguno de los tratamientos está favoreciendo la movilidad vertical de EPT. Finalmente, de ser posible evaluar la DA y DR en todos los tratamientos para evaluar si la compactación es un factor limitante en el establecimiento de plantas.

Finalmente, se recomienda estudiar con detalle las propiedades de los suelos de San Felipe. El estudio de los suelos permitirá tener una visión más amplia que permita plantear estrategias efectivas de remediación.

XII. ANEXOS

Anexo I. Descripción del perfil de suelo

A. Información acerca de la localidad

- a. Número de perfil: 8
- b. Nombre del Sitio: San Felipe de Jesús
- c. Clasificación del suelo: WRB: Spolic Technosol
- d. Fecha de la descripción: 28 de febrero del 2019
- e. Autor: Dalia Berenice Borbón Palomares
- f. Localización: San Felipe de Jesús, Sonora.
- g. Altitud:
- h. Forma del terreno: plana
- i. Pendiente:
- j. Uso del suelo o vegetación: suelo afectado por jales mineros
- k. Clima: semiárido (BS1)

B. Información general acerca del suelo

- l. Material parental: aluvial modificado por jales mineros
- m. Drenaje natural: bueno
- n. Condiciones de humedad en el perfil: seca a fresca
- o. Profundidad al manto freático: desconocida, no influye al perfil
- p. Presencia de rocas superficiales: no
- q. Evidencia de erosión: deposición eólica
- r. Presencia de sales o soda:
- s. Influencia humana: si

C. Descripción breve del perfil

Suelo profundo, bien drenado, color café a café-amarillento en húmedo, con pedregosidad de 0 a 10%, sin problema de penetrabilidad de raíces. Es un suelo estratificado, desarrollo de estructura media a fuerte y sin estructura en el segundo horizonte, con un volumen de poros que va de medio a bajo.

D. Descripción del perfil

Ah1 0-9 cm Color café amarillento en húmedo (10 YR 5/6), textura franco arcillosa, contenido bajo de materia orgánica (1.8%), moderadamente ácido (pH 5 en agua), seco, estructura laminar de grado fuerte, con estabilidad moderada de agregados, pedregosidad del 2%, comunes poros finos y muy finos, intersticiales expeditos, pocos poros finos intersticiales y tubulares inpedidos, densidad baja de raíces, límite claro y uniforme.

Ah2 9-17/24 cm Color café amarillento oscuro en húmedo (10 YR 4/4), textura arenosa, contenido bajo de materia orgánica (1.3%), moderadamente ácido (pH 5 en agua), fresco, sin estructura, con estabilidad mediana de agregados, pedregosidad del 10 %, muchos poros medianos y finos, vesiculares, densidad nula de raíces, límite claro e irregular.

Bt1 24-57 cm Color café en húmedo (10 YR 4/3), textura franco limosa fina, ligeramente ácido (pH 6 en agua), fresco, estructura subangular en bloques de grado medio, con estabilidad baja de agregados, pedregosidad del 1%, pocos poros medianos, tubulares y vesiculares, densidad nula de raíces, límite claro y uniforme.

Bt2 57-88 cm Color café en húmedo (7.5 YR 4/3), textura franco arcillo arenosa, moderadamente ácido (pH 5 en agua), húmedo, estructura subangular en bloques grandes de grado débil, con estabilidad, moderada de agregados, pedregosidad del 0%, pocos poros medianos, vesiculares exped, pocos poros medianos, vesiculares y tubulares inped, densidad nula de raíces.

E. Interpretación de las características del suelo

Procesos pedogenéticos dominantes:

Los dos primeros horizontes presentan acumulación de MO, pH ácido, movimiento de óxidos de Fe, influido completamente por residuos de jales mineros.

Características ecológicas:

Suelo profundo, sin problema de penetrabilidad para las raíces, con un volumen de poros que va de mediano a bajo. Es un suelo estratificado, con capas con buena capacidad de aireación y drenaje pero también hay capas que la interrumpen. Tiene una capacidad media de retención de agua y capacidad media para que el agua quede disponible para las plantas. Erodabilidad media, con CIC alta en el primer horizonte y baja en el segundo. Fuertemente influenciado por material de jales mineros, con movimiento de óxidos de Fe de la superficie a horizontes más profundos. Con reservas bajas de nutrientes y contenido regular de bases intercambiables. Con concentraciones de EPT en todos los horizontes.

Anexo II. Fracción fitoaccesible

Tabla 8. Fracción fitoaccesible en el sustrato de crecimiento de las macetas en la estrategia de fitoestabilización asistida por enmiendas orgánicas.

Tratamiento	EPT			
	As	Mn	Pb	Zn
20% composta	156.901	263.522	9.173	1199.555
20% composta + n	1002.842	440.889	79.723	1376.471
30% composta	95.785	255.231	46.736	913.085
30% composta + n	59.980	445.272	25.458	1353.490
Suelo natural	3.421	78.196	1.692	116.183
Suelo natural + n	2.553	159.790	3.108	33.018

Tabla 9. Fracción fitoaccesible (concentración) en el sustrato de crecimiento de los tubos de PVC usando la estrategia de fitoestabilización usando capas de suelo.

Tratamiento	EPT			
	As	Mn	Pb	Zn
JS	15.63 ± 3.28	216.09 ± 22.41	3.14 ± 0.74	136.97 ± 18.79
JGS	22.05 ± 7.47	198.85 ± 34.43	3.11 ± 1.17	134.31 ± 26.38
JGAS	16.36 ± 9.30	169.40 ± 35.29	2.41 ± 1.82	114.96 ± 58.36
SN	2.89 ± 0.46	139.67 ± 54.28	0.68 ± 0.42	24.50 ± 8.41

XIII. BIBLIOGRAFÍA

Adriano, D. C. (2001). Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. (2° ed). Springer Verlag. USA. 866 p.

Adriano, D.C., Wenzel W.W., Vangronsveld J., Bolan N.S. (2004). Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma* 122: 121-142.

Alford, E.R., Pilon-Smits, E.A.H., Paschke, M.W., (2010). Metallophytes – a view from the rhizosphere. *Plant Soil* 337: 33–50.

Ali H., Khan E., Anwar M. (2013). Phytoremediation of heavy metals: Concepts and applications. *Chemosphere* 91: 869-881.

Andrejić, G., Gajić, G., Prica, M., Dželetović, Ž., & Rakić, T. (2018). Zinc accumulation, photosynthetic gas exchange, and chlorophyll a fluorescence in Zn-stressed *Miscanthus x giganteus* plants. *Photosynthetica*, 56: 1249-1258.

Arthur E.L., Rice P.J., Rice P.J., Anderson T.A., Baladi S.M., Henderson K.L., Coats J.R. (2005). Phytoremediation: an overview. *Critical Reviews in Plant Sciences* 24: 109-122.

Arvizu, L. (2018). Limitantes ecológicas en el establecimiento de plantas en los jales abandonados de Nacozari, Sonora (Tesis de Maestría). Universidad Nacional Autónoma de México, Hermosillo, Sonora, México.

Baker, A. J. (1981). Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of plant nutrition*, 3:643-654.

Baker, N. R. (2008). Chlorophyll fluorescence: a probe of photosynthesis in vivo. *Annual Review of Plant Biology*, 59:89-113.

Barbafieri M., Japenga J., Romkens P., Petruzzelli G., Pedron F. (2013). Protocols for applying phytotechnologies in metal-contaminated soils. In: *Plant-based remediation processes, soil biology* 35. Gupta, D.K. (ed). Springer, New York. pp: 19-37.

Barceló, J., y Poschenrieder, C. (1992). Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. *Suelo y Planta*, 2: 345-361.

Bauddh, K., Singh, K., Singh, B., & Singh, R. P. (2015). *Ricinus communis*: a robust plant for bio-energy and phytoremediation of toxic metals from contaminated soil. *Ecological Engineering*, 84: 640-652.

Bernad, I. O., García, J. S., Valiño, M. D., & Fernández, S. V. (2007). Técnicas de recuperación de suelos contaminados. Universidad de Alcalá, Madrid.

Beyer, W. N., Gaston, G., Brazzle, R., O'Connell Jr, A. F., & Audet, D. J. (2007). Deer exposed to exceptionally high concentrations of lead near the Continental Mine in Idaho, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 26(5), 1040-1046.

Callery S. & Courtney R. (2015). Assessing metal transfer to vegetation and grazers on reclaimed pyritic Zn and Pb tailings. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 19764-19772.

Carrillo-González, R., Maldonado-Torres, A., González-Chávez, M. D. C. A., & Cruz Díaz, J. (2014). Estabilización de elementos potencialmente tóxicos en residuos de mina por aplicación de roca fosfórica y vermicompost. *Ciencia en la Frontera: Revista de Ciencia y Tecnología de la UCA*, 12: 15-26.

Carrillo-González, R., Perea-Vélez, Y. S., & González-Chávez, M. C. A. (2017). Phytoremediation aided by amendments and phytostabilization of potentially toxic elements. *Agroproductividad*, 10: 15-20.

Chu, J., Zhu, F., Chen, X., Liang, H., Wang, R., Wang, X., & Huang, X. (2018). Effects of cadmium on photosynthesis of *Schima superba* young plant detected by chlorophyll fluorescence. *Environmental Science and Pollution Research*, 25: 10679-10687.

Cieśliński, G., Van Ressel, K.C.J., Szmigielska, A.M., Krishnamurti, G.S.R., Huang, P.M., (1998). Low molecular-weight organic acids in rhizosphere soils of durum wheat. *Plant and Soils* 203: 109-117.

Córdova S., Neaman A., González I., Ginocchio R., Fine P. (2011). The effect of lime and compost amendments on the potential for the revegetation of metal-polluted, acidic soils. *Geoderma* 166: 135-144.

Covarrubias, S. A., y Peña-Cabriales, J. J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 33: 7-21.

Csavina, J., Field, J., Taylor, M. P., Gao, S., Landázuri, A., Betterton, E. A., & Sáez, A. E. (2012). A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. *Science of the Total Environment*, 433:58-73.

Cunningham S. D., Berti W. R., & Huang J. W. (1995). Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology*, 13: 393–397.

De la O-Villanueva M., Meza-Figueroa D., Maier R. M., Moreno D., Gómez-Álvarez A., Del Rio-Salas R., Mendivil H., & Montijo A. (2013). Procesos erosivos en jales de la presa I de

Nacozari de García, Sonora y su efecto en la dispersión de contaminantes. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 65: 27–38.

Del Rio-Salas, R., Ayala-Ramírez, Y., Loredó-Portales, R., Romero, F., Molina-Freaner, F., Minjarez-Osorio, C., & Moreno-Rodríguez, V. (2019). Mineralogy and geochemistry of rural road dust and nearby mine tailings: a case of ignored pollution hazard from an abandoned mining site in semi-arid zone. *Natural Resources Research*, 28: 1485-1503.

Espinoza Madero, Z. G. (2012). Impacto ambiental producido por los jales de San Felipe de Jesús. (Tesis de Licenciatura). Universidad de Sonora, Hermosillo, Sonora.

Felger, R. S., Johnson, M. B., & Wilson, M. F. (2001). *The trees of Sonora, México*. Oxford University Press.

Fu, S., & Lu, J. M. (2018). Column leaching test on oxidized and non-oxidized tailings in northern Norway. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 191, No. 1, p. 012010). IOP Publishing.

Garbisu, C., Alkorta, I., (2003). Basic concepts on heavy metal soil bioremediation. *Eur. J. Miner. Process. Environ. Prot.* 3: 58–66.

García-Lorenzo, M. L., Crespo-Feo, E., Esbrí, J. M., Higuera, P., Grau, P., Crespo, I., Sánchez-Donoso, R. (2019). Assessment of Potentially Toxic Elements in Technosols by Tailings Derived from Pb-Zn-Ag Mining Activities at San Quintín (Ciudad Real, Spain): Some Insights into the Importance of Integral Studies to Evaluate Metal Contamination Pollution Hazards. *Minerals*, 9:346.

Gil-Loaiza, J., White, S. A., Root, R. A., Solís-Dominguez, F. A., Hammond, C. M., Chorover, J., & Maier, R. M. (2016). Phytostabilization of mine tailings using compost-assisted direct planting: translating greenhouse results to the field. *Science of the Total Environment*, 565: 451-461.

Gil-Loaiza, J., Field, J. P., White, S. A., Csavina, J., Felix, O., Betterton, E. A., & Maier, R. M. (2018). Phytoremediation reduces dust emissions from metal (loid)-contaminated mine tailings. *Environmental Science & Technology*, 52: 5851-5858.

González-Chávez, M. D. C. A., Carrillo-González, R., Hernandez Godinez, M. I., & Evangelista Lozano, S. (2017). *Jatropha curcas* and assisted phytoremediation of a mine tailing with biochar and a mycorrhizal fungus. *International Journal of Phytoremediation*, 19: 174-182.

González-Chávez, M. C. A., Carrillo González, R., Sánchez-López, A. S., & Ruiz-Olivares, A. (2017). Alternativas de fitorremediación de sitios contaminados con elementos potencialmente tóxicos. *Agroproductividad*, 10: 8-14.

González M, S. G., Vela, H. P., & Alvarez, M. O. S. (2008). La fluorescencia de la clorofila a como herramienta en la investigación de efectos tóxicos en el aparato fotosintético de plantas y algas. *Revista de Educación Bioquímica*, 27: 119-129.

González, R. C., & González-Chávez, M. C. A. (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution*, 144: 84-92.

Greipsson, S., (2011). Phytoremediation. *Nat. Educ. Knowl.* 2: 7.

Hall J.L. (2002). Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany* 53:1-11.

Hammarstrom, J. M., Seal li, R. R., Meier, A. L., & Kornfeld, J. M. (2005). Secondary sulfate minerals associated with acid Mineralogy and Geochemistry of Rural Road Dust and Nearby Mine Tailings drainage in the eastern US: Recycling of metals and acidity in surficial environments. *Chemical Geology*, 215: 407–431.

Hemmat, A., Aghilinategh, N., Rezainejad, Y., & Sadeghi, M. (2010). Long-term impacts of municipal solid waste compost, sewage sludge and farmyard manure application on organic carbon, bulk density and consistency limits of a calcareous soil in central Iran. *Soil and Tillage Research*, 108:43-50.

Heneghan, L., Miller, S. P., Baer, S., Callaham Jr, M. A., Montgomery, J., Pavao-Zuckerman, M., & Richardson, S. (2008). Integrating soil ecological knowledge into restoration management. *Restoration Ecology*, 16: 608-617.

Hernandez-Soriano, M. C., & Jimenez-Lopez, J. C. (2012). Effects of soil water content and organic matter addition on the speciation and bioavailability of heavy metals. *Science of the Total Environment*, 423:55-61.

Houben, D., Pircar, J., & Sonnet, P. (2012). Heavy metal immobilization by cost-effective amendments in a contaminated soil: effects on metal leaching and phytoavailability. *Journal of Geochemical Exploration*, 123:87-94.

Herbario de la Universidad de Sonora (USON). <http://herbario.uson.mx/>

Hobbs, R. J., Higgs, E., & Harris, J. A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in ecology & evolution*, 24(11), 599-605.

INEGI. (2010). Censo de Población y Vivienda 2010. Principales resultados por localidad (ITER).

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). (2010). Capping/Covers and Grading. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Mining Waste Team. www.itrcweb.org.

Jabeen, R., Ahmad, A., & Iqbal, M. (2009). Phytoremediation of heavy metals: physiological and molecular mechanisms. *The Botanical Review*, 75:339-364.

Juwarkar, A. A., Singh, S. K., & Mudhoo, A. (2010). A comprehensive overview of elements in bioremediation. *Reviews in Environmental Science and Bio/technology*, 9: 215-288.

Komárek, M., Vaněk, A., & Ettler, V. (2013). Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides: a review. *Environmental Pollution*, 172:9-22.

Kossoff, D., Dubbin, W. E., Alfredsson, M., Edwards, S. J., Macklin, M. G., & Hudson-Edwards, K. A. (2014). Mine tailings dams: characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry*, 51: 229-245.

Krumins, J. A., Goodey, N. M., & Gallagher, F. (2015). Plant–soil interactions in metal contaminated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 80: 224-231.

Lambers, H & Oliveira, R. S. (2019). *Plant Physiological Ecology*. Third Edition. Springer Nature Switzerland AG.

Li, X., & Huang, L. (2015). Toward a new paradigm for tailings phytostabilization—nature of the substrates, amendment options, and anthropogenic pedogenesis. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45:813-839.

Lindsay, M. B., Moncur, M. C., Bain, J. G., Jambor, J. L., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2015). Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Applied Geochemistry*, 57: 157–177.

Lloyd, J. R., & Macaskie, L. E. (2000). Bioremediation of Radionuclide-Containing Wastewaters. In: Lovley, D. R., (Ed.), *Environmental Microbe-Metal Interactions*. American Society for Microbiology, Washington, pp. 277-327.

Loaiza, J. (2011). El recurso suelo. *Suelos ecuatoriales*, 41: 6-18.

Lottermoser, B. G., Munksgaard, N. C., & Daniell, M. (2009). Trace element uptake by Mitchell grasses grown on mine wastes, Cannington Ag–Pb–Zn mine, Australia: implications for mined land reclamation. *Water, air, and soil pollution*, 203:243-259.

Lottermoser B. G. (2010). *Mine Wastes. Characterization, Treatment and Environmental Impacts*. Springer, New York, 400 pp.

Loredo-Portales, R., Jiménez, G. C., Michel, H. C., Amador, D. O. R., Mikuš, K. V., Kump, P., & de la Rosa, G. (2015). Understanding Copper speciation and mobilization in soils and mine tailings from “Mineral La Aurora” in central Mexico: contributions from Synchrotron techniques. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 67: 447-456.

Cruz-Jiménez, G., Loredó-Portales, R., Del Río-Salas, R., Moreno-Rodríguez, V., Castillo-Michel, H., Ramiro-Bautista, L. R. & Rocha-Amador, D. O. (2020). Multi-synchrotron techniques to constrain mobility and speciation of Zn associated with historical mine tailings. *Chemical Geology*, 119866.

Loredó-Portales, R., Bustamante-Arce, J., González-Villa, H. N., Moreno-Rodríguez, V., Del Río-Salas, R., Molina-Freaner, F. & Archundia-Peralta, D. (2020). Mobility and accessibility of Zn, Pb, and As in abandoned mine tailings of northwestern Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-16.

Mendez, M. O., & Maier, R. M. (2008). Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments—an emerging remediation technology. *Environmental Health Perspectives*, 116: 278-283.

Méndez, M. O., Glenn, E.P., Maier, R. M. (2007). Phytostabilization potential of quailbush for mine tailings: growth, metal accumulation, and microbial community changes. *J Environ Qual*. 36:245–253.

Menzies, N. W., & Mulligan, D. R. (2000). Vegetation dieback on clay-capped pyritic mine waste. *Journal of environmental quality*, 29:437-442.

Meza-Figueroa D., Maier R. M., de la O-Villanueva M., Gómez-Álvarez A., Moreno-Zazueta A., Rivera J., Campillo A., Grandlic C. J., Anaya R., & Palafox-Reyes J. (2009). The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere*, 77: 140–147.

Mulligan, C. N., Yong, R. N., & Gibbs, B. F. (2001). Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology*, 60: 193-207.

Munksgaard, N. C., & Lottermoser, B. G. (2013). Phosphate amendment of metalliferous tailings, Cannington Ag–Pb–Zn mine, Australia: implications for the capping of tailings storage facilities. *Environmental earth sciences*, 68:33-44.

National Research Council. (2005). *Mineral Tolerance of Animals*. 2nd revised ed. Washington, DC: National Academies Press.

Obiora, S. C., Chukwu, A., & Davies, T. C. (2016). Heavy metals and health risk assessment of arable soils and food crops around Pb-Zn mining localities in Enyigba, southeastern Nigeria. *Journal of African Earth Sciences*, 116:182-189.

PerkinElmer, Incorporation. (2005). *Award-Winning Results 2400 Series II CHNS/O Elemental Analysis*. Printed in U.S.A, 11 pp.

Ponce de León, H.C., Hernández, Q.M., Vanegas, P.C., y Cream, H.S. (2012). *Conceptos y procedimientos para el análisis de muestras ambientales*. Editorial: Prensas de Ciencias. Primera edición. 127.

Raj, A. K., Paul, B., & Singh, G. (2010). A study on the Bulk density and its effect on the growth of selected grasses in coal mine overburden dumps, Jharkhand, India. *International Journal of Environmental Sciences*, 1:677-684.

Rascón, M., Norzagaray, J.M., Siller, L., Morales, C.J., (2004). Plan Rector de Producción y Conservación de la Microcuenca "San Felipe de Jesús" 2004. Servicios Profesionales Integrados.

Romero, F. M., Armienta, M. A., Gutiérrez, M. E., y Villaseñor, G. (2008). Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el impacto ambiental de jales mineros. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 24: 43-54.

Roldan-Quintana, J. (1979). Geología y Yacimientos Minerales del Distrito de San Felipe, Sonora. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 3: 97-115.

Sánchez-Bisquert, D., Peñas-Castejón, J. M., & García-Fernández, G. (2017). The impact of atmospheric dust deposition and trace elements levels on the villages surrounding the former mining areas in a semi-arid environment (SE Spain). *Atmospheric Environment*, 152: 256-269.

Santini, T. C., & Fey, M. V. (2016). Assessment of Technosol formation and in situ remediation in capped alkaline tailings. *Catena*, 136: 17-29.

Santos, A. E., Cruz-Ortega, R., Meza-Figueroa, D., Romero, F. M., Sanchez-Escalante, J. J., Maier, R. M., & Frenner, F. E. M. (2017). Plants from the abandoned Nacozari mine tailings: evaluation of their phytostabilization potential. *PeerJ*, 5, e3280.

Siebe, C., Jahn, R., & Stahr, K. (2006). Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Segunda edición. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. C. México, DF.

Smillie, R. M., & Hetherington, S. E. (1990). Screening for stress tolerance by chlorophyll fluorescence. pp. 229-233. En: Hashimoto, Y., P.J. Kramer, H. Nonami y R.B. Strain (eds.). *Techniques in Plant Science*. Academic Press, San Diego, CA.

Solis-Dominguez F. A., White S. A., Hutter T. B., Amistadi M. K., Root R. A., Chorover J., & Maier R. M. (2012). Response of key soil parameters during compost-assisted phytostabilization in extremely acidic tailings: Effect of plant species. *Environmental Science and Technology*, 46: 1019–1027.

Spitz, K., & Trudinger, J. (2019). *Mining and the environment: from ore to metal*. CRC Press.

Sposito, G. (1989). *The Chemistry of Soils*. Oxford University Press, Inc. New York. 277 pp.

Technical Report. (2012). Technical report on resources San Felipe project Sonora. Mexico: Gustavson Associates LLC.

Tilman D, Reich PB, Knops J, Wedin D, Mielke T, Lehman C. (2001). Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294:843–845.

Tong, Y.P., Kneer, R., Zhu, Y.G., (2004). Vacuolar compartmentalization: a second generation approach to engineering plants for phytoremediation. *Trends Plant Sci.* 9: 7–9.

Tu, S., Ma, L., Luongo, T., (2004). Root exudates and arsenic accumulation in arsenic hyperaccumulating Plants. *Plant and Soil* 258: 9-19.

Ulmanu M., Mats T., Anger I., Gament E., Olanescus G., Predescue C., Sohaciu M. (2007). The remedial treatment of soil polluted with heavy metals using fly ash. *UPB. Science Bulletin, Series B* 69: 109-116.

USEPA (1996). Method 3050B: Acid digestion of sediments, sludges and soils, Revision 2, EPA, Editor. USA. p. 12.

Van der Ent, A., Baker, A. J., Reeves, R. D., Pollard, A. J., & Schat, H. (2013). Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction. *Plant and Soil*, 362: 319-334.

Vamerali T., Bandiera M., Mosca G. (2010). Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environmental Chemical Letters* 8: 1–17.

Vandecasteele, B., Samyn, J., De Vos, B., & Muys, B. (2008). Effect of tree species choice and mineral capping in a woodland phytostabilisation system: A case-study for calcareous dredged sediment landfills with an oxidised topsoil. *Ecological engineering*, 32:263-273.

Vangronsveld J., Herzig R., Weyens N., Boulet J., Adriaensen K., Ruttens A., Thewys T., Meers E., Nehnevajova E., van der Lelie D., Mench M. (2009). Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research* 16: 765-794.

Williams, D. J., & Currey, N. A. (2002). Engineering closure of an open pit gold operation in a semi-arid climate. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 16:270-288.

Wong, M. H. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, 50:775-780.

Zhu, D., Schwab, A. P., y Banks, M. K. (1999). Heavy metal leaching from mine tailings as affected by plants. *Journal of Environmental Quality*, 28: 1727-173.