

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO EN CIENCIAS
AMBIENTALES

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

**BOKASHI Y BIOHIDROGEL: BIOTECNOLOGÍA ACOPLADA PARA LA
RECUPERACIÓN DE LA SALUD DEL SUELO**

PRESENTA:

L.Q. SILVIA ANGÉLICA HEREDIA SERRANO

CODIRECTORES DE TESIS:

DR. CÉSAR ARTURO ILIZALITURRI HERNÁNDEZ

DRA. J. VIRIDIANA GARCÍA MEZA

ASESORA:

DRA. PAOLA ELIZABETH DÍAZ FLORES

FECHA

28 DE NOVIEMBRE DE 2025

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

PROYECTO REALIZADO EN:

Laboratorio de Geomicrobiología del Instituto de Metalurgia en conjunto con el Laboratorio de Ecotoxicología Ambiental de la Coordinación para la Innovación y Aplicación de la Ciencia y la Tecnología, ambos pertenecientes a la Universidad Autónoma de San Luis Potosí

CON FINANCIAMIENTO DE:

Recursos de los laboratorios de Ecotoxicología Ambiental y de Geomicrobiología a través de la colaboración con la Dra. Ling Xia (Hubei Key Laboratory of Mineral Resources Processing and Environment, Wuhan University of Technology, China)

AGRADEZCO A SECIHTI EL OTORGAMIENTO DE LA BECA-TESIS

Becario No. 1318189

**LA MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO ATRAVÉS
DEL PROGRAMA NACIONAL DE POSGRADOS DE CALIDAD (PNPC)**

BOKASHI Y BIOHIDROGEL: BIOTECNOLOGÍA ACOPLADA PARA LA RECUPERACIÓN DE LA SALUD DEL SUELO © 2025 by Silvia Angélica Heredia Serrano is licensed under [Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International](#)

Dedicatoria



Mamá y abuelita: porque, aunque ya trascendieron, siempre han sido mi motor y mi guía, a través de su ejemplo y amor me han dado siempre las respuestas que necesito y, aunque no las puedo ver, su recuerdo siempre me acompaña.

Silvia Angélica Heredia Serrano

Agradecimientos

A la Dra. Viridiana García Meza, por acompañarme con una entrega que ha trascendido todas mis etapas formativas. Gracias por ser no sólo directora, sino una maestra que ha guiado mi camino con generosidad, y una amiga cuya presencia ha marcado profundamente mi vida. Gracias por su paciencia inagotable, por su dedicación sincera y por creer en mí y en mi trabajo desde hace más de quince años. Su confianza ha sido una luz constante en este recorrido.

Al Dr. César Ilizaliturri por estar al pendiente en todo el proceso, por la confianza depositada en mí, por compartir su conocimiento y proporcionarme las herramientas necesarias para llevar a cabo este proyecto.

A la Dra. Paola Díaz por haber estado siempre al pendiente, por su comprensión y apoyo durante la realización de este trabajo, por su asesoría invaluable.

A la Dra. Catalina Ochoa Martínez por las aportaciones realizadas en diferentes momentos de este proyecto, por su amistad invaluable, por haberme impulsado de nuevo hacia la investigación, por creer en mí y apoyarme incondicionalmente cada día.

Al Dr. Israel Rodríguez Torres y Dra. Erika García Chávez por sus comentarios y aportaciones finales para fortalecer el trabajo.

A la Dra. Elvia Alfaro, técnica del Laboratorio de Geomicrobiología, por haberme apoyado en la síntesis de biohidrogeles y elaboración del *bokashi* principalmente, además de todos sus conocimientos compartidos.

Al laboratorio de Geomicrobiología del Instituto de Metalurgia y al laboratorio de Ecotoxicología Ambiental de CIACyT por todas las facilidades que se me brindaron de forma ilimitada para la realización de este proyecto.

A la Dra. Ángeles Martínez Toledo por haberme enseñado las técnicas de actividad enzimática.

Al M.I.M. Francisco Galindo Murillo, técnico académico por su apoyo en la obtención de las imágenes de Microscopía Electrónica de Barrido (SEM).

A M.M.I.M Rosa Lina Tovar, técnica académica por su apoyo en los análisis de Difracción de Rayos X (XRD).

A Ana, Elton, Arlet y Jasiel por haberme apoyado de forma directa en los múltiples hidrogeles y por dejarme compartirles un poco de conocimiento.

A mis compañeros de Laboratorio: Elvia, Páez, Nehemías, Araceli, por permitirme formar parte de un equipo de trabajo sólido, colaborativo y eficiente que hacen mucho más ligero cualquier reto, además de apoyarme con sus conocimientos y amistad sincera.

A mis amigos y compañeros del PMPCA: Ale, Diana, Jessy, Ximena, Gustavo, Eduardo, Miguel, Ana y Alicia por todos los momentos que hemos compartido, por su amistad y apoyo durante la maestría.

A todo el personal del PMPCA intendencia, administrativos, académicos que siempre me brindaron apoyo, trato amable y pertinente durante todo lo necesario en la maestría.

A mi familia y amigos por haberme dado ánimo, apoyo, comprensión y acompañamiento en estos dos años.

A mis tres peluditos Jaspín, Megan y Dorian por haberme acompañado cada noche de desvelo, por haberme dado ese amor de perritos que solo ellos con sus colitas, patitas y lenguita, saben dar, con su paciencia y ternura me inspiran a seguir adelante.

A todos los que se involucraron de diversas formas en todo este proceso hasta la culminación del proyecto, muchas gracias, por su confianza, por su amistad, por su entrega, por sus conocimientos; por compartir un espacio en su apreciable tiempo.

¡Gracias!

Silvia Angélica Heredia Serrano

Contenido

Resumen	1
Abstract	3
I. Introducción	5
I.I Hipótesis	6
I.II Objetivo general	6
I.III Objetivos específicos	7
1. Crisis edáfica global	8
1.1. Concepto de degradación de suelo	8
1.2. Impacto global y regional.....	9
1.3. Un riesgo silencioso para la seguridad alimentaria y el clima	9
2. Salud del suelo: concepto, indicadores y retos	11
2.1 Definiciones y críticas del concepto de salud de suelo	11
2.2 Indicadores universales.....	11
2.2.1 Indicadores físicos	12
2.2.2 Indicadores químicos	14
2.2.3 Indicadores biológicos.....	18
2.3 Salud del suelo en zonas áridas y semiáridas.....	20
2.4 Enfoques de restauración en suelos degradados.....	20
3. Biotecnologías aplicadas a la recuperación de la salud del suelo	23
3.1 Uso de biotecnologías en los suelos.....	23
3.2 Tratamientos tradicionales.....	23
3.3 Biotecnologías innovadoras.....	24
3.4 Ventajas de biotecnologías contra tratamientos tradicionales	25
4. Bokashi como enmienda orgánica: eje central para la agricultura sostenible	27
4.1 Principio y origen del <i>bokashi</i>	27
4.2 Proceso de elaboración y maduración del <i>bokashi</i>	27

4.3 Efecto del <i>bokashi</i> en las propiedades del suelo	29
4.4 Importancia del <i>bokashi</i> ante la gestión de residuos y la salud del suelo	30
5. Biohidrogeles: síntesis y aplicaciones	32
5.1 Concepto y propiedades fundamentales	32
5.2 Síntesis de biohidrogeles: alginato sódico como cadena polimérica	33
5.2.1 Reticulación con cloruro de calcio	34
5.2.2 Reticulación con lactato de calcio.....	34
5.2.3 Montmorillonita (MMT) como acondicionamiento en la síntesis de biohidrogel ...	34
5.3 Caracterización de los biohidrogeles	35
5.3.1 Propiedades físicas.....	35
5.4 Biohidrogeles: estrategia biotecnológica ambiental	37
II. Metodología	38
6.1 Selección y procedimiento de muestreo del suelo	38
6.1.1 Muestreo del suelo A	38
6.1.2 Muestreo del suelo de Valle de Palomas	38
6.2. Elaboración del <i>bokashi</i>	39
6.2.1 Monitoreo y fases de maduración.....	39
6.2.2 Recolección y almacenamiento del lixiviado	40
6.3. Síntesis de biohidrogel	40
6.3.1 Preparación de la solución de alginato de sodio	40
6.3.2 Preparación de soluciones reticulantes	40
6.3.3 Síntesis de biohidrogel de alginato de sodio	41
6.3.3.1 Modificación del biohidrogel con montmorillonita	41
6.4. Determinaciones físicas, químicas y biológicas del suelo, <i>bokashi</i> y biolixiviado	42
6.4.1. Determinaciones físicas y químicas.....	42
6.4.2. Determinaciones biológicas (actividad enzimática)	42
6.5. Determinaciones físicas y químicas del biohidrogel	44
6.5.1 Determinaciones físicas	44
6.6. Diseño experimental y empaquetamiento de columnas	44

6.6.1 Tratamiento 1: Suelo + <i>bokashi</i> + biohidrogel rehidratado con lixiviado	45
6.6.2 Tratamiento 2: Suelo + <i>bokashi</i> + biohidrogel rehidratado con agua destilada	45
6.6.3 Tratamiento 3: suelo + biohidrogel rehidratado con lixiviado	45
6.6.4 Tratamiento 4: suelo + <i>bokashi</i>	46
6.7 Análisis estadístico multivariado	46
6.7.1 Análisis de componentes principales (PCA).....	46
6.7.2 Clusterización Aglomerativa Jerárquica (CAJ)	47
III. Resultados y discusiones	48
7.1 Evaluación comparativa de las muestras de suelo para su selección.....	48
7.2 Obtención y caracterización de las propiedades del <i>bokashi</i>.....	49
7.2.1 Preparación y maduración del <i>bokashi</i>	49
7.2.2 Caracterización.....	50
7.3 Biohidrogeles	52
7.3.1 Síntesis y características de biohidrogeles	52
7.3.2 Morfología	54
7.3.3 Capacidad de hinchamiento	55
7.4 Ensayos con columnas: comparación y análisis.....	57
7.4.1 Aspectos físicos.....	62
7.4.2 Química del suelo: nutrientes	65
7.4.3 Biología en el suelo: actividad enzimática.....	68
7.5 Integración de resultados estadísticos.....	70
IV. Conclusiones y perspectivas	75
Bibliografía	77
Anexo A	102
Métodos y técnicas de determinaciones físicas y químicas	102

Índice de Tablas

Tabla 1. Microbiota benéfica que aceleran procesos de restauración en suelos	21
Tabla 2. Propiedades fundamentales de los biohidrogeles	32
Tabla 3. Métodos y técnicas utilizadas para la determinación de los parámetros físicos y químicos	42
Tabla 4. Comparación de parámetros físicos y químicos entre el suelo A y VP	48
Tabla 5. Caracterización del <i>bokashi</i> y su lixiviado obtenido durante su fermentación	51
Tabla 6. Comparación de concentraciones del lixiviado con literatura	52
Tabla 7. Condiciones de síntesis y rendimiento de BHG de alginato de Na ($C_6H_7NaO_6$) _n al 2%	53
Tabla 8. Resultados de absorción y liberación de H ₂ O _{DI} en 0.5 g de los diferentes BHG ...	54
Tabla 9. Resultados de la prueba de hinchamiento en 0.5 g de BHG	57
Tabla 10. Configuración de los cuatro tratamientos en columnas	58
Tabla 11. Resultados de los parámetros físicos, químicos, biológicos y rengos de referencia de los tratamientos en las columnas	61

Índice de Figuras

Figura 1. Biotecnologías emergentes para la recuperación de suelos degradados.....	25
Figura 2. Aportaciones más relevantes de los biohidrogeles para suelos degradados.....	37
Figura 3. Diagrama de la síntesis de biohidrogeles.	41
Figura 4. Tratamiento con <i>bokashi</i> y biohidrogel hidratado con lixiviado	45
Figura 5. Tratamiento con <i>bokashi</i> y biohidrogel hidratado con agua.....	45
Figura 6. Tratamiento con biohidrogel hidratado con lixiviado	45
Figura 7. Tratamiento con <i>bokashi</i>	46
Figura 8. Evolución de T y pH durante la maduración del <i>bokashi</i> , los primeros 14 días. ..	50
Figura 9. Síntesis de biohidrogel.	53
Figura 10. Micrográficas de SEM: BHG reticulado con lactato de calcio.....	55
Figura 11. Capacidad de hinchamiento de los BHG durante 24 horas	56
Figura 12. Empaquetamiento de columnas.	58
Figura 13. Proceso de desmontaje de columnas y separación de componentes	59
Figura 14. Separación de capas en las columnas	63
Figura 15. Biplot de dos componentes principales que incluyen el 60% de la varianza de los datos	71
Figura 16. Biplot de dos componentes principales que incluyen el 59.69% de la varianza de los datos	72
Figura 17. Dendrograma obtenido con CAJ.....	73

Palabras clave: Biohidrogel, *bokashi*, degradación de suelo, salud del suelo, análisis de suelo

Resumen

La degradación del suelo es una de las crisis ambientales más graves y de mayor impacto a nivel mundial. Este recurso ha ido colapsando a un ritmo sin precedentes, proyectándose para el 2050 más del 90% de los suelos con serios problemas de degradación. Es por esto por lo que se ha considerado una crisis silenciosa y devastadora.

La situación en México no es tan diferente a la situación mundial; cerca del 75% de sus suelos cuentan con algún signo de deterioro, siendo las zonas áridas y semiáridas las que presentan un daño edáfico más acentuado, provocando una amenaza para la producción agrícola y un daño a los servicios ecosistémicos.

Ante este panorama, es importante evaluar y recuperar la salud del suelo con soluciones sostenibles, escalables y de fácil acceso, surgiendo así biotecnologías sostenibles como es el uso de *bokashi* y el biohidrogel, las cuales permiten la reintegración de nutrientes al ciclo edáfico por medio de procesos naturales y de bajo costo, permitiendo una mejora química, biológica y física del suelo.

El *bokashi* es considerada una biotecnología de enmienda sencilla e innovadora que recicla y valoriza los residuos orgánicos, para obtener un producto rico en nutrientes útil para la fertilidad del suelo, el *bokashi* se genera a partir de una fermentación anaeróbica controlada por acción de microorganismos. En este trabajo de investigación, el *bokashi* se elaboró a partir de residuos sólidos urbanos orgánicos, lo que permitió transformar desechos en recursos productivos y promovió un modelo de economía circular, ya que se incluyeron fuentes de microorganismos efectivos a partir de componentes de uso doméstico. La incorporación del *bokashi* al suelo se ha asociado a mejoras en las propiedades físicas, como la estructura del suelo, mejoras químicas mediante el enriquecimiento con materia orgánica y nutrientes en forma asimilable, y mejoras biológicas al incorporar una diversidad microbiana benéfica.

El biohidrogel utilizado en este trabajo fue sintetizado a partir de polímeros naturales, como el alginato de sodio, y reticulado con lactato de calcio, reforzado con montmorillonita, lo que le confiere estabilidad estructural, alta capacidad de retención de agua y control en la liberación de nutrientes. Esta biotecnología ambiental permite combinar sustentabilidad y funcionalidad al mejorar la eficiencia en el uso del agua, regular la disponibilidad de nutrientes y otorgar resiliencia ante el estrés hídrico, conservando la humedad y prolongando la disponibilidad de nutrientes.

En conjunto, ambas biotecnologías ofrecen una alternativa de restauración ecológica con bajo impacto ambiental y potencial de replicación. Por ello, el objetivo general de este trabajo fue evaluar la biotecnología acoplada *bokashi*-biohidrogel en la recuperación de la salud del

suelo, mediante la cuantificación de parámetros físicos, químicos y biológicos en un modelo experimental basado en columnas de acrílico bajo condiciones controladas.

Se cuantificaron en cada uno de los cuatro modelos experimentales parámetros físicos (densidad aparente, capacidad de campo, textura, conductividad hidráulica), químicos (pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, materia orgánica, macronutrientes y carbonatos) y biológicos (actividades enzimáticas de β -glucosidasa, fosfatasa, arilsulfatasa y ureasa), seleccionados por su sensibilidad para reflejar los procesos de recuperación y la funcionalidad del suelo.

El modelo experimental que mostro mayor efectividad y una mejora en los componentes químicos y biológicos fue el tratamiento con *bokashi* + biohidrogel + lixiviado, presentándose aumentos significativos en la retención catiónica de potasio, calcio y magnesio, un incremento en las concentraciones de fósforo, azufre, materia orgánica, así como también un aumento de la actividad enzimática β -glucosidasa y fosfatasa, estos últimos reflejando una reactivación de los ciclos biogeoquímicos esenciales para la regeneración edáfica, a diferencia de los parámetros físicos que presentaron un cambio más lento, debido a la naturaleza progresiva de los procesos estructurales del suelo.

El análisis estadístico de componentes principales (PCA de Pearson) presentó correlaciones significativas con la materia orgánica, la conductividad eléctrica, el fósforo y las enzimas β -glucosidasa y ureasa, siendo los indicadores más representativos de la restauración del suelo; sin embargo, la materia orgánica y la conductividad eléctrica explicaron en gran medida la variabilidad total, mostrando la dominación en la recuperación temprana del suelo.

Según los resultados anteriores, nos permiten concluir que el acoplamiento de *bokashi* y biohidrogel constituyen una biotecnología de restauración integral, capaz de mejorar mecanismos biogeoquímicos importantes para la recuperación del suelo de una manera sostenida, combinando la liberación progresiva de nutrientes por medio de la estabilización hídrica, favoreciendo el desarrollo microbiano y mejorando propiedades físicas como la porosidad y la retención de agua.

Aunado a lo anterior, este acople de biotecnologías presenta una viabilidad económica, ambiental y social al utilizar y aprovechar los residuos orgánicos urbanos, promoviendo la disminución de pasivos ambientales y generando un producto con valor agregado, lo que promueve la sostenibilidad, la regeneración y la economía circular.

El presente trabajo concluye que la recuperación de la salud del suelo debe ser un proceso sistémico, donde interactúen de forma dinámica dimensiones físicas, químicas y biológicas, así, el uso combinado de *bokashi* y biohidrogel ofrece un camino viable para restaurar suelos degradados, fortaleciendo la resiliencia de los ecosistemas edáficos en regiones áridas y semiáridas como lo es el Altiplano Potosino.

Keywords: Biohydrogel, *bokashi*, soil degradation, soil health, soil analysis

Abstract

Soil degradation represents one of the most severe and impactful environmental crises worldwide. This resource has been degrading at an unprecedented rate, and projections indicate that by 2050, more than 90% of global soils will be severely degraded; hence, it has been described as a *silent and devastating crisis*. The situation in Mexico mirrors this global scenario: nearly 75% of its soils exhibit some degree of deterioration, with arid and semi-arid regions showing the most pronounced edaphic damage, posing a serious threat to agricultural production and to the provision of ecosystem services.

Given this panorama, it is imperative to evaluate and restore soil health through sustainable, scalable, and accessible solutions. Within this framework, sustainable biotechnologies such as *Bokashi* and biohydrogel emerge as promising strategies, enabling the reintegration of nutrients into the soil cycle through natural, low-cost processes that enhance the soil's chemical, biological, and physical properties.

Bokashi is considered an innovative, simple amendment biotechnology that recycles and valorizes organic residues to produce a nutrient-rich product that benefits soil fertility. It is produced through controlled anaerobic fermentation by microorganisms. In this study, *Bokashi* was prepared using organic municipal solid waste, transforming residues into productive resources and promoting a circular-economy model, since it includes sources of effective microorganisms from household components. The incorporation of *Bokashi* into soil has been associated with improvements in physical properties, such as soil structure, and with chemical enrichment through the addition of assimilable organic matter and nutrients, as well as biological enhancement by introducing beneficial microbial diversity.

The biohydrogel used in this research was synthesized from natural polymers, including sodium alginate, cross-linked with calcium lactate, and reinforced with montmorillonite, providing structural stability, high water-retention capacity, and controlled nutrient release. This environmental biotechnology combines sustainability and functionality by improving water-use efficiency, regulating nutrient availability, and enhancing resilience under water-stress conditions, while conserving soil moisture and prolonging nutrient availability.

Together, these two biotechnologies constitute an ecological restoration alternative with low environmental impact and high replicability potential. Therefore, the main objective of this study was to evaluate the coupled biotechnology—*Bokashi* + Biohydrogel—for soil health recovery by quantifying physical, chemical, and biological parameters in an experimental acrylic column model under controlled conditions.

Each of the four experimental models was evaluated through physical parameters (bulk density, field capacity, texture, hydraulic conductivity), chemical parameters (pH, electrical

conductivity, cation-exchange capacity, organic matter, macronutrients, and carbonates), and biological parameters (activities of β -glucosidase, phosphatase, arylsulfatase, and urease), selected for their sensitivity in reflecting soil recovery and functionality processes.

The experimental model that showed the greatest effectiveness and improvement in chemical and biological components was the treatment *Bokashi* + Biohydrogel + Leachate, which exhibited significant increases in cation retention (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), higher concentrations of phosphorus, sulfur, and organic matter, and enhanced enzymatic activities of β -glucosidase and phosphatase—key indicators of the reactivation of essential biogeochemical cycles for edaphic regeneration. In contrast, physical parameters changed more slowly due to the progressive nature of soil-structure formation processes.

The Principal Component Analysis (PCA, Pearson method) revealed significant correlations between organic matter, electrical conductivity, phosphorus, and the enzymes β -glucosidase and urease, which were the most representative indicators of soil restoration. Among these, organic matter and electrical conductivity accounted for the total variance, indicating their dominant role in the early stages of soil recovery.

These results demonstrate that the coupling of *Bokashi* and biohydrogel constitutes an integral restoration biotechnology, capable of sustainably enhancing key biogeochemical mechanisms for soil recovery. This is achieved through the progressive release of nutrients under stabilized moisture conditions, which favor microbial development and improve physical properties such as porosity and water retention.

Furthermore, this coupled biotechnology presents economic, environmental, and social feasibility, as it utilizes urban organic waste, reduces environmental liabilities, and generates value-added products that promote sustainability, regeneration, and circular-economy principles.

In conclusion, this study highlights that soil health restoration must be a systemic process in which the physical, chemical, and biological dimensions interact dynamically. The combined use of *Bokashi* and biohydrogel offers a viable path to regenerate degraded soils, strengthening the resilience of edaphic ecosystems in arid and semi-arid regions such as the *Altiplano Potosino* in Mexico.

I. Introducción

El suelo no solo es la base de la producción agrícola: constituye la base de todos los ecosistemas terrestres, regula el ciclo del agua, actúa como sumidero de carbono y sostiene la biodiversidad planetaria. Sin embargo, hemos ido colapsando este recurso natural a un ritmo sin precedentes. Más de 3 mil millones de personas dependen hoy de tierras ya degradadas, y las proyecciones indican que en el 2050 hasta el 90% de los suelos podrían estar fuertemente amenazados por altos niveles de degradación (Kraamwinkel et al., 2021; FAO, 2015). Es una crisis que, además de ser silenciosa, tiene efectos devastadores: erosión, salinización, contaminación y desertificación, que ponen en riesgo los múltiples servicios ecosistémicos que obtenemos de él (Casabella et al., 2023; Borrelli et al., 2017).

En México, la situación refleja la misma tendencia: alrededor del 75% de los suelos presentan signos de deterioro, con mayor impacto en las zonas áridas y semiáridas, donde se combinan múltiples factores que acentúan el daño edáfico: sequía, sobreexplotación agrícola y minería, lo que aumenta la pérdida de fertilidad y de estructura (Poppiel et al., 2025; Nature, 2023). Cada hectárea degradada implica menor producción agrícola, menor capacidad de regulación de los ciclos biogeoquímicos y un incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) que contribuyen al cambio climático.

Ante este panorama global, es importante considerar que la salud del suelo debe trascender el plano discursivo para convertirse en eje prioritario de la acción científica, política y social. Autores como Lehmann et al. (2020) y Kraamwinkel et al. (2021) reconocen al suelo como un sistema vivo cuya función es esencial para sostener la vida tal como la conocemos, integrando dimensiones físicas, químicas y biológicas, así como sus interacciones entre sí. Evaluar y recuperar la salud de los suelos requiere enfoques multidisciplinarios e innovadores capaces de abordar problemas complejos con soluciones sostenibles, escalables y de fácil acceso para todos.

Es así como las biotecnologías enfocadas en la recuperación de suelos emergen como alternativas de alto impacto; los fertilizantes sintéticos, con frecuencia, generan dependencia, contaminación y bioacumulación; en cambio, estas estrategias apuestan por procesos naturales, de bajos costos y reintegración de nutrientes al ciclo edáfico (Davis et al., 2025; Dutta et al., 2024). Dos ejemplos de estas biotecnologías son el *bokashi* y los biohidrogeles, cuyo potencial radica en transformar la manera en que entendemos la agricultura y la gestión de los recursos, al mejorar las propiedades del suelo.

El *bokashi* se obtiene mediante la fermentación controlada de materia orgánica a través de microorganismos efectivos. Esta biotecnología ofrece múltiples beneficios: aumento de la fertilidad, retención de agua, estabilidad estructural y promoción de la actividad microbiana benéfica del suelo (Kapembwa et al., 2024; Ramos et al., 2024). El impacto del *bokashi* no se limita únicamente al suelo: su elaboración a partir de residuos sólidos urbanos orgánicos representa una ventaja para transformar pasivos ambientales en

recursos, contribuyendo de forma bilateral a la reducción de desechos y al fortalecimiento de modelos de economía circular. En lugar de convertirse en pasivos ambientales, los residuos sólidos urbanos (RSU) se reincorporan al suelo como nutrientes, cerrando ciclos y evitando emisiones derivadas de la disposición inadecuada (Subedi et al., 2025; Dickie, 2022).

Los biohidrogeles, por su parte, sintetizados a partir de polímeros naturales, poseen una gran capacidad de absorción y liberación de agua y de nutrientes (Zhang et al., 2023a; Tomadoni et al., 2019). A diferencia de los hidrogeles sintéticos, los biohidrogeles no generan residuos persistentes y tóxicos: se degradan y reintegran al ciclo de nutrientes, lo que hace de esta biotecnología una herramienta clave para mitigar el estrés hídrico y la pérdida de fertilidad (Firmanda et al., 2024).

Estas dos biotecnologías, creadas en contextos ajenos, pueden combinar sus atributos de forma estratégica en la salud del suelo: mientras que el *bokashi* aporta nutrientes, estructura, microorganismos y materia orgánica; los biohidrogeles mantienen la humedad y regulan la liberación de nutrientes. Su aplicación conjunta representa una innovación de frontera: restaurar suelos degradados mediante biotecnologías de bajo costo, ambientalmente seguras, con responsabilidad social y principios de sostenibilidad (Dhakal et al., 2025; Davis et al., 2025).

Por todo lo anterior, surgió la idea de este proyecto, considerando diversas situaciones: suelos degradados, estrés hídrico, generación excesiva de pasivos ambientales orgánicos (RSU), uso irresponsable de materiales sintéticos en ecosistemas, seguridad alimentaria y economía frágil. La relevancia de esta investigación radica en demostrar que existen opciones tangibles y escalables para frenar y, en lo posible, revertir la degradación edáfica, contribuyendo a la gestión de residuos, a la mitigación del cambio climático y a la seguridad alimentaria.

I.I Hipótesis

La aplicación conjunta de *bokashi*, elaborado a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y biohidrogeles biodegradables de materiales naturales, permitirá recuperar la salud de suelos degradados. Se espera que el *bokashi* aporte estructura edáfica, aumente la materia orgánica y potencie la actividad microbiana, mientras que los biohidrogeles aporten retención de humedad y liberación controlada de nutrientes, reintegrándose al ciclo de nutrientes sin riesgo de permanencia en el suelo, como alternativa sostenible frente a la crisis edáfica y al cambio climático.

I.II Objetivo general

Evaluar la biotecnología acoplada *bokashi*-biohidrogel para la recuperación de la salud del suelo mediante la cuantificación de parámetros físicos, químicos y biológicos en un modelo experimental basado en columnas de acrílico.

I.III Objetivos específicos

1. Caracterizar las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos seleccionados, con el objeto de establecer un testigo inicial con un mayor índice de degradación.
2. Elaborar y caracterizar el *bokashi* a partir de residuos orgánicos, evaluando su aporte nutricional, la cantidad de materia orgánica y la actividad enzimática en el suelo.
3. Sintetizar y evaluar biohidrogeles biodegradables, determinando su capacidad de retención hídrica y de liberación de nutrientes.
4. Comparar el efecto individual y combinado del *bokashi* y del biohidrogel en ensayos estratificados, mediante parámetros físicos, químicos y biológicos como indicadores de la salud del suelo.
5. Analizar la viabilidad del acoplamiento de las biotecnologías como alternativa emergente para la recuperación de la salud de suelos degradados.

1. Crisis edáfica global

La fina capa de suelo sobre nuestro planeta es fundamental para la vida: del suelo obtenemos el 99% de nuestros alimentos y al menos una cuarta parte de la biodiversidad de todo el mundo (Kraamwinkel et al., 2021). A lo largo de nuestra historia, la mala gestión de este recurso ha afectado a grandes civilizaciones: Mesopotamia sufrió la salinización de sus campos, y el Imperio Romano y Grecia erosionaron severamente sus tierras agrícolas (Kraamwinkel et al., 2021). En el siglo XXI ha dejado de ser una problemática local para volverse un problema mundial: la degradación del suelo o crisis edáfica afecta el bienestar de al menos 3 200 millones de personas en todo el mundo, desestabilizando la seguridad alimentaria y disminuyendo la capacidad de resiliencia de los ecosistemas por los fenómenos extremos que enfrentamos día a día (Kraamwinkel et al., 2021). La creciente degradación edáfica acentúa la inestabilidad social, generando desigualdad económica, migraciones masivas y conflictos armados. Los análisis predicen un escenario en el que, sin la implementación de acciones efectivas, la degradación afectará severamente a nueve de cada diez suelos en el año 2050 (Kraamwinkel et al., 2021).

1.1. Concepto de degradación de suelo

La degradación del suelo es la afectación que disminuye su calidad, ya sea física, química, biológica o la combinación de estas, por causas naturales y antropogénicas; por ejemplo, la deforestación, el uso intensivo de agroquímicos, la urbanización y las presiones climáticas. Este proceso se ve reflejado en fenómenos como la erosión (hídrica y eólica) salinización, sodificación, disminución de materia orgánica, compactación y contaminación, afectando de manera directa la estabilidad del suelo, su infiltración de agua, el ciclado de nutrientes, sustento de la biodiversidad y disminución o pérdida de su fertilidad (Bolaños et al., 2016; FAO, 2015; Granados et al., 2012; Lal et al., 2004).

La característica más alarmante del problema de degradación de suelos es que ésta es gradual y acumulativa; además, pasa inadvertida hasta que se encuentra en fases muy avanzadas, lo que la vuelve difícilmente reversible (Amundson et al., 2015). La tasa de erosión supera la velocidad de formación del suelo; dicho en otras palabras, se pierde suelo fértil más rápido de lo que la naturaleza, por sí sola, es capaz de regenerarlo. Por ello, en escala de tiempo humana, el suelo se considera un recurso no renovable (Kraamwinkel et al., 2021). En la actualidad, aproximadamente un tercio del suelo de nuestro planeta se encuentra de moderado a altamente degradado por acciones humanas (Smith et al., 2024); este alarmante deterioro global, constante y progresivo, constituye el fundamento de la crisis edáfica, considerado un desafío planetario que requiere atención urgente.

1.2. Impacto global y regional

La degradación del suelo genera múltiples impactos a nuestro planeta, a nivel social, económico y ambiental; afecta la fertilidad y la calidad, compromete todos los servicios ecosistémicos que nos brinda y acelera la pérdida de la biodiversidad (Kraamwinkel et al., 2021). Los efectos los sufren más de 3 mil millones de personas en todo el mundo, a través de la disminución de la producción y de la vulnerabilidad ante eventos climáticos extremos (Kraamwinkel et al., 2021), lo que propicia fenómenos sociales como el flujo migratorio, los conflictos por recursos y las tensiones sociopolíticas (Kraamwinkel et al., 2021). De acuerdo con la UNCCD, cada año se pierden alrededor de 100 millones de hectáreas de suelo fértil en el mundo, debido principalmente a actividades humanas y a las afectaciones del cambio climático (UNCCD, 2023), lo que posiciona la crisis edáfica no solo como un severo problema ambiental, sino también como un factor de riesgo para todas las naciones.

En México, el panorama no es distinto; la degradación del suelo es generalizada. Estudios recientes demuestran que la degradación del suelo aumentó del 57% en 2015 al 71.9% en 2019, lo que indica que tres cuartas partes del suelo mexicano presentan algún grado de degradación edáfica (Nature editorial, 2023). Los datos del Sistema Nacional de la Lucha Contra la Desertificación y Degradación de Recursos Naturales (SINADES) señaló que el 36% de los suelos presentan procesos severos de degradación, y cada año se pierden alrededor de 380,000 hectáreas de vegetación forestal y la salinización afecta aproximadamente el 10% de la superficie agrícola irrigada del país (ONU México, 2025; SINADES, 2015). Las causas coinciden con el resto de América Latina: prácticas de uso del suelo inadecuadas, sobrepastoreo, deforestación, disminución de la biodiversidad, agricultura intensiva, erosión, vulnerabilidad climática en extensos territorios áridos y semiáridos (Poppiel et al., 2025). En el norte de nuestro país la combinación de sequías prolongadas con la sobreexplotación agropecuaria está acelerando procesos de desertificación; mientras que, en el sur, la constante eliminación de la cubierta forestal deja expuestos a los suelos a la erosión y pérdida acelerada de nutrientes (Hernández et al., 2016; Cotler et al., 2006; Schoijet et al., 2005; Ruiz et al., 2004). Estos procesos degradativos no sólo han disminuido considerablemente el rendimiento de las tierras, también, han afectado la disponibilidad de agua dulce, al alterar la infiltración y, por lo tanto, los puntos de recarga de las cuencas; esto explica que, aunque sus manifestaciones son globales, los impactos y las estrategias de respuesta deben considerar las condiciones locales de clima, geografía y prácticas de manejo (UNEP, 2024; Castelán et al., 2017; Zdruli et al., 2017).

1.3. Un riesgo silencioso para la seguridad alimentaria y el clima

La degradación del suelo está estrechamente vinculada a la seguridad alimentaria y al cambio climático. Los suelos constituyen la base de la producción de alimentos; en suelos degradados, la productividad disminuye y, en consecuencia, el rendimiento es menor. Esto

representa una amenaza para la seguridad alimentaria mundial, especialmente en países donde la población depende de la agricultura de subsistencia (Amelung et al., 2020).

La principal amenaza a la disponibilidad de alimentos está relacionada con la disminución de la materia orgánica y la pérdida de estructura del suelo, ya que esto repercute en la reducción de las cosechas; los suelos deficientes tienen menor capacidad de almacenar agua y nutrientes, lo que hace que los cultivos sean más vulnerables a plagas y sequías. Estudios recientes proyectan que para el 2050 la población mundial será de alrededor de 10,000 millones (Kraamwinkel et al., 2021). Alimentar a una población global en crecimiento será cada vez más difícil.

La mejora y restauración de suelos degradados generan un impacto positivo. Promover el aumento del contenido de carbono y de nutrientes no solo eleva su fertilidad, sino que también reduce la brecha de rendimiento de los cultivos, mitigando simultáneamente el hambre y la malnutrición. Proteger la salud del suelo es sinónimo de proteger y asegurar la alimentación actual y futura (Rathi et al., 2024; Kimmell et al., 2022; Ortiz et al., 2022; Bezner et al., 2021; Pasquier et al., 2020; Burbano-Orjuela, 2016).

La crisis edáfica y el cambio climático mantienen una interconexión negativa y dinámica. Los suelos son el mayor reservorio de carbono en forma de materia orgánica; en los suelos degradados, el carbono almacenado se oxida y se libera a la atmósfera como CO₂ (GEI), lo que impacta directamente en el calentamiento global (Casabella et al., 2023; Borrelli et al., 2017). A su vez, el cambio climático exacerba la degradación del suelo con eventos meteorológicos extremos más frecuentes e intensos: lluvias torrenciales seguidas de sequías prolongadas generan erosión hídrica y desertificación en zonas áridas; el incremento de incendios forestales y tormentas de viento ocasiona erosión acelerada y pérdida de vegetación (Kraamwinkel et al., 2021). De esta forma, la degradación del suelo libera GEI; el calentamiento global intensifica dicha degradación, manteniendo una dinámica de deterioro continuo.

La recuperación de la salud del suelo requiere una estrategia integral ante los retos contemporáneos, tanto ambientales como sociales (Poppiel et al., 2025). Los suelos saludables, con la materia orgánica adecuada y la estructura que requieren, incrementan la productividad agrícola de manera sostenible y restablecen la capacidad de los suelos para actuar como sumidero de carbono atmosférico, contribuyendo a la mitigación del cambio climático (Kraamwinkel et al., 2021; Amelung et al., 2020). Esta doble función coloca la salud del suelo en el centro de la seguridad alimentaria y de la resiliencia climática, al mejorar la retención de agua y de nutrientes y fortalecer la capacidad de los sistemas frente a sequías e inundaciones.

2. Salud del suelo: concepto, indicadores y retos

2.1 Definiciones y críticas del concepto de salud de suelo

La forma clásica en que se define la salud del suelo está relacionado con la calidad de éste, y es su “capacidad continua para funcionar como un ecosistema vivo vital que sustenta plantas, animales, hongos, microorganismos y seres humanos” (Cherubin et al., 2025; Lehmann et al., 2020); sin embargo, este concepto ha ido avanzando más allá de la noción que la relaciona directamente con la “calidad o fertilidad”, buscando un enfoque integral asumiendo el suelo como un recurso vivo, finito y dinámico que requiere un manejo adecuado para mantener sus funciones ecosistémicas (Fausak et al., 2024). En contraste con la definición de calidad del suelo (lo que el suelo da), el concepto de salud del suelo subraya las interacciones entre todos sus componentes físicos, químicos y biológicos que le otorgan la capacidad de sostener y proveer a los seres vivos (Fausak et al., 2024).

Así, el suelo solo se evaluaba según su productividad para cultivos. Desde que se comenzó a usar el término salud del suelo, poco a poco se ha ido reconociendo la relación directa que tiene con la calidad del agua, la regulación del clima, su impacto en los ecosistemas y en la salud humana: un suelo sano brinda mejores servicios ecosistémicos (Lehmann et al., 2020). Para su evaluación, es común que únicamente se utilicen indicadores químicos convencionales; es muy reciente el reconocimiento de la importancia de la biología edáfica para lograr una evaluación integral (Fausak et al., 2024). La salud del suelo es un concepto multidimensional y dinámico, no sólo un atributo a medir, sino también un principio orientador para la gestión sostenible de la tierra actual y futura.

2.2 Indicadores universales

De acuerdo con Fausak et al. (2024), la salud del suelo no puede evaluarse únicamente con parámetros limitados; se requiere un conjunto de indicadores físicos, químicos y biológicos que sirvan como variables representativas de las funciones edáficas. Un suelo para que se considere sano debe presentar una relación favorable entre sus distintos parámetros medibles; por esa razón, es crucial seleccionar adecuadamente los indicadores clave para realizar un diagnóstico efectivo de la condición del suelo. Las características principales que debe tener un indicador son:

- Sensibles a cambios
- Fáciles de medir
- Útiles
- Correlacionados con funciones ecosistémicas
- Fácil interpretación

Mientras que los indicadores más usados para el estudio de la salud del suelo son:

- a) **Físicos:** textura, profundidad, densidad aparente, estabilidad de agregados, capacidad de retención hídrica, infiltración

- b) **Químicos:** pH, capacidad de intercambio catiónico (CIC), macronutrientes (N, P, K, S), micronutrientes, conductividad eléctrica, contaminantes
- c) **Biológicos:** Materia orgánica, biomasa, actividad microbiana (respiración y enzimas) diversidad, abundancia, microorganismos benéficos

Ningún indicador por sí solo es capaz de proporcionar una evaluación completa de la salud del suelo (Fausak et al., 2024); por ello, se requiere una selección adecuada de múltiples parámetros que permita un diagnóstico robusto eficiente. De todos los indicadores, posiblemente el que destaca es el contenido de materia orgánica; por su carácter integrador, su aumento favorece simultáneamente la estructura, la retención de humedad y la fertilidad (Kimmell et al., 2022).

2.2.1 Indicadores físicos

Textura

La textura del suelo se refiere a la distribución relativa de partículas con diámetro inferior a 2 mm, clasificadas en arena (50 a 2000 μm), limo (2 a 50 μm) y arcilla ($<2 \mu\text{m}$), presentes en los diferentes horizontes del suelo. Esta característica es fundamental para evaluar la estructura y la facilidad de labranza, la capacidad de retención de agua y de aire, así como la velocidad de infiltración del agua en el suelo (FAO, 2019).

Además, la textura del suelo influye en la dinámica del nitrógeno, ya que un exceso de humedad reduce la aireación y favorece las pérdidas gaseosas de este elemento (Das et al., 2024). Los suelos de textura fina, como los arcillosos, tienden a favorecer la desnitrificación. Asimismo, la textura está relacionada con la porosidad del suelo: en suelos arcillosos, la porosidad varía entre el 40% y el 60%, mientras que en los suelos arenosos oscila entre el 35% y el 50%. Los poros en los suelos arcillosos son más pequeños, lo que facilita una mayor retención de agua y nutrientes; por el contrario, en los suelos arenosos, los poros son más grandes, lo que permite una mayor filtración de agua y, en consecuencia, una mayor pérdida de nitratos (Cui et al., 2023; Forte et al., 2019).

Para determinar la textura del suelo se emplea el método del densímetro de Bouyoucos, basado en la ley de Stokes. Este principio establece que una partícula esférica sólida desciende en un líquido de menor densidad a una velocidad constante, ya que las fuerzas de gravedad y la resistencia se equilibran (Beretta et al., 2014). La velocidad de caída depende del tamaño de la partícula. Por lo tanto, el análisis de sedimentación se fundamenta en la relación entre la velocidad de caída y el diámetro de las partículas en un tiempo determinado. Las partículas más grandes sedimentan primero, mientras que las más pequeñas permanecen en suspensión. Así, el método del densímetro de Bouyoucos permite separar la agregación causada por la materia orgánica de la floculación por cationes como el calcio y el magnesio (Jensen et al., 2017).

Punto de saturación (PS)

El punto de saturación del suelo representa la cantidad máxima de agua que este puede retener, un valor que depende de factores como la materia orgánica y el contenido de arcilla, y se expresa en porcentaje (Franzluebbbers et al., 2022). Este porcentaje corresponde al momento en que todo el suelo y sus poros están llenos de agua. Este indicador resulta útil para identificar la capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo, sin embargo, esto no significa que toda el agua está disponible; un suelo con mayor porosidad tendrá un punto de saturación más alto, mientras que suelos de fácil compactación, su saturación será reducida debido a que no existe tanta porosidad (Talat et al., 2025). Como indicador de degradación, la disminución del punto de saturación evidenciará pérdida de porosidad y una tendencia a la compactación.

Capacidad de campo (CC)

Este parámetro nos indica el agua que permanece en el suelo después de su punto de saturación y de drenar por gravedad, lo que representa el agua útil disponible para las plantas (Vanderlinden et al., 2011). Está relacionado con la textura y la cantidad de materia orgánica. Valores superiores al 30% indican buena retención de agua; valores inferiores al 10% reflejan drenaje rápido y riesgo de estrés hídrico. La CC puede aumentar con la incorporación de materia orgánica (Alves et al., 2015).

Punto de marchitez permanente (PMP)

El punto de marchitamiento permanente (PMP) corresponde al nivel de humedad en el suelo en el que las plantas no pueden recuperarse tras marchitarse, marcando el límite inferior del agua disponible (Garg et al., 2020). Valores > 15% (suelos arcillosos) indican que gran parte del agua se encuentra en microporos y no está disponible para las plantas (Raveendra et al., 2017). El PMP es una propiedad inherente de la textura y la mineralogía; además, en contextos semidesérticos, este parámetro es clave para estimar la reserva hídrica real (Gaiser et al., 2000).

Conductividad hidráulica

La conductividad hidráulica (CH) del suelo es su capacidad para permitir el flujo de agua a través de sus perfiles y constituye un indicador clave de la estabilidad estructural y del grado de compactación (Mbarki et al., 2023). El agua se mueve en el suelo debido a fuerzas como la gravedad, la capilaridad y la ósmosis. Cuando la succión del suelo está entre 0 y 0.3 bar, el flujo es saturado y dominado por la gravedad. En la succión más alta, el flujo no está saturado y depende de factores como la textura, el sodio intercambiable (PSI) y la materia orgánica (FAO, 2019). Una CH baja suele asociarse con niveles bajos de materia orgánica y altos contenidos de sodio (Assouline et al., 2016).

Densidad aparente

La densidad aparente del suelo representa la relación entre las partículas sólidas y los espacios porosos, lo que permite evaluar la porosidad del suelo, es decir, el peso de las partículas sólidas por unidad de volumen. Este parámetro es un indicador cuantitativo de la compactación del suelo. Los valores altos indican baja porosidad y se asocian a suelos que tienden a compactarse, dificultando el crecimiento de las raíces y el intercambio gaseoso e hídrico (South, 2025). Los suelos con baja densidad aparente están asociados a una buena estructura, un alto contenido de materia orgánica y una porosidad adecuada. Este indicador se considera un parámetro clave para evaluar la calidad del suelo (Logsdon et al., 2004).

2.2.2 Indicadores químicos

pH

El pH del suelo es una propiedad clave que refleja su capacidad para adsorber iones de hidrógeno (H^+), lo que determina si es ácido o alcalino. Este parámetro influye en la solubilidad, la movilidad y la disponibilidad de nutrientes, así como en la interacción entre los componentes inorgánicos del suelo. El pH bajo reduce la disponibilidad de elementos como molibdeno, fósforo, magnesio y calcio, mientras que, en suelos ácidos, el aluminio, hierro y manganeso pueden volverse más accesibles, llegando a niveles tóxicos. Por otro lado, un pH superior a 7.5 puede limitar la disponibilidad de fósforo debido al calcio y provocar deficiencias de micronutrientes, como el zinc (McCauley et al., 2017; Brady et al., 2016).

Conductividad eléctrica (CE)

La conductividad eléctrica (CE) es un indicador para evaluar la salinidad del suelo; refleja la concentración de sales solubles y su grado de ionización (Rhoades et al., 1999). Este parámetro, además de informar la capacidad del suelo para conducir corriente eléctrica, mantiene una correlación con la disponibilidad de agua para las plantas (Corwin et al., 2005). Cuando se conoce este valor, se puede calcular el Contenido Total de Sales (CTS) de la muestra mediante la siguiente fórmula: $CTS (g/L) = 0.64 \times CE (m\Omega/cm)$, la cual permite expresar la carga salina en términos de concentración gravimétrica (Richards, 1954).

Valores de CE superiores a 4 dS/m clasifican un suelo como salino, con riesgo de afectar la germinación y el crecimiento vegetal (Maas et al., 1999). Por ello, la medición de CE constituye un criterio clave en programas de manejo de la salinidad y de recuperación de suelos degradados, al vincular de manera sencilla la química de la solución con la función edáfica y la productividad agrícola.

Carbonatos totales (%)

La cantidad de carbonatos totales en el suelo es importante porque afecta la estructura del suelo, la actividad biológica, la nutrición de las plantas y el pH del suelo (Batool et al., 2024; Virto et al., 2018).

Los carbonatos de calcio presentes en cantidades notables en el suelo provienen principalmente de la calcita (CaCO_3) y la dolomita ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$). Debido a la baja precipitación en regiones áridas y semiáridas, casi siempre se encuentran en la fase sólida del suelo (Batool et al., 2024; Díaz-Hernández et al., 2013). En estos ecosistemas, los carbonatos influyen en la disponibilidad de nutrientes y en el pH: precipitan fosfatos de Ca y Mg y reducen la disponibilidad de P en los suelos calcáreos (Geng et al., 2022). Estos mismos suelos suelen presentar baja disponibilidad de micronutrientes (Fe y Zn) debido a precipitación asociada a CaCO_3 y a pH alcalino (Martínez-Ríos et al., 2024; Abadía et al., 2011). Es importante conocer la cantidad de carbonatos, ya que un alto contenido puede producir deficiencias de fósforo, zinc, hierro y magnesio, afectando la nutrición de las plantas y la actividad biológica en el suelo (Martínez-Ríos et al., 2024; Abadía et al., 2011).

Materia orgánica (%)

Los organismos del suelo descomponen sustancias orgánicas dejando residuos difícilmente degradables, como aceites, grasas, ceras y ligninas procedentes de las plantas (Kwiatkowska-Malina, 2018; Lehmann et al., 2015; Kögel-Knabner, 2002). El resto de los residuos orgánicos son transformados por los microorganismos en una mezcla compleja de sustancias coloidales y amorfas de color negro o marrón oscuro denominada humus (Zanin et al., 2019). La materia orgánica (MO) está asociada con la liberación de nitrógeno, fósforo y azufre, así como con la disponibilidad de micronutrientes (Fe, Mn, Cu y Zn) por su acción quelante; también aporta ácidos húmicos y fúlvicos que participan en la fisicoquímica del suelo (Piccolo, 2025; Zanin, 2019).

Macronutrientes: N- NO_3^- , P, K, Ca, Mg, S,

Nitrógeno inorgánico N- NO_3^-

La cantidad de nitrógeno inorgánico en el suelo es importante porque es un nutriente esencial para el crecimiento de las plantas. Este es absorbido principalmente en forma de iones nitrato NO_3^- y, en menor cantidad, de amonio NH_4^+ . En suelos bien oxigenados, el nitrato suele predominar debido a los procesos de nitrificación. (Zhu et al., 2023; Li et al., 2013). Cuando las plantas no absorben los nitratos, estos se desplazan junto con el agua hacia las raíces, donde son absorbidos (Ortigosa et al., 2020; Hachiya et al., 2017). La forma en que la planta utiliza las diferentes formas de nitrógeno también afecta su eficiencia, sus requerimientos energéticos y el pH del suelo (Zhu et al., 2023; Hachiya et al., 2017).

Fósforo

El fósforo es absorbido por las plantas principalmente en forma de H_2PO_4^- y HPO_4^{2-} , y su prevalencia está vinculada al pH: en suelos ácidos el H_2PO_4^- predomina, mientras que en suelos neutros o alcalinos predomina el HPO_4^{2-} (Johan et al., 2021). La concentración de fósforo estimula el crecimiento de las plántulas y la formación de raíces, mejora la absorción de agua y de nutrientes, acelera la maduración y promueve la producción de semillas (Wibisono et al., 2025; Khan et al., 2023). Cuando las plantas tienen suficiente fósforo, esto se refleja en la calidad de las plantas, en la germinación de las semillas uniforme y en un mayor rendimiento de las semillas (Ogwu et al., 2025).

Potasio

La función del K está relacionada con la CIC, el equilibrio iónico y la estructura del suelo; la mayor parte del K presente está en formas no intercambiables o fijas en minerales (feldespatos y micas); se libera de forma gradual a través de la meteorización y procesos de intercambio para la fertilidad (Mohapatra et al., 2025). La disponibilidad del potasio depende de fracciones intercambiables, no intercambiables y reservas de K, que actúan como amortiguadores (Mohapatra et al., 2025; Han et al., 2023). La deficiencia de este macronutriente afecta directamente a CIC, a la pérdida de estructura y a la degradación de la salud del suelo, mostrando afectaciones en la calidad del suelo.

Calcio

El Ca^{2+} interviene en el CIC y en la estabilidad de los agregados. Favorece la floculación de arcillas, mejora la porosidad e infiltración del agua, actúa como regulador de pH y amortiguador de la acidez, y favorece la disponibilidad de los nutrientes (Gransee et al., 2013; Rengasamy, 2010). Este catión controla la movilidad del Na^+ en suelos sódicos y contribuye a la recuperación de suelos con problemas de sodicidad y salinidad (Qadir et al., 2014). La falta de Ca ocasiona compactación, pérdida de estructura y afecta la fertilidad (Cakmak et al., 2010).

Magnesio

El magnesio (Mg^{2+}) es un catión intercambiable fundamental. Favorece la estabilidad de los agregados, mejora su estructura y porosidad, y además contribuye al equilibrio químico frente a procesos de acidificación y salinización. (Farhat et al., 2016; Gransee et al., 2013). Los suelos ácidos suelen tener niveles bajos de Mg, lo que genera un desequilibrio catiónico; esto reduce la disponibilidad de este nutriente y afecta la fertilidad (Hauer-Jákil et al., 2019). La deficiencia de Mg provoca lixiviación elevada, pérdida de estructura, menor retención de nutrientes y de agua (Cakmak et al., 2010).

Azufre

El S es un macronutriente que se encuentra principalmente en forma orgánica, está asociado a la materia orgánica y se libera durante el proceso de mineralización. Su fracción inorgánica está dominada por sulfatos (SO_4^{2-}) y es susceptible a la lixiviación en suelos arenosos o con alta precipitación (Gransee et al., 2013). El S contribuye al equilibrio del suelo, a la disponibilidad de N y P, así como a la formación de organosulfurados estables (Farhat et al., 2016). La deficiencia de S compromete la mineralización de MO, la pérdida de fertilidad y los desequilibrios en el ciclo N-S (Cakmak et al., 2010).

Micronutrientes : B, Cu, Fe, Zn, Mn, Na

Boro

El boro en el suelo se encuentra presente como H_3BO_3 o boratos; su disponibilidad depende fuertemente del pH, la textura y la materia orgánica. El B se lixivia fácilmente de suelos ácidos, mientras que en suelos alcalinos su disponibilidad se reduce por adsorción a óxidos y carbonatos (Qadir et al., 2014; Rengasamy, 2010). La deficiencia de B afecta la fertilidad y conlleva un riesgo elevado de toxicidad (Cakmak et al., 2010).

Cobre

El cobre (Cu) se presenta en formas insolubles ligadas a óxido de hierro y materia orgánica (Gransee et al., 2013). Su disponibilidad está ligada al pH, MO y textura: en suelos ácidos el Cu está más disponible, mientras que en suelos alcalinos o con exceso de carbonatos, el Cu queda fuertemente fijado (Rengasamy, 2010). La deficiencia de Cu en el suelo disminuye la fertilidad, acumulación de materia orgánica poco descompuesta y desequilibrio en los ciclos biogeoquímicos (Cakmak et al., 2010)

Hierro

El Fe se encuentra en estados Fe^{2+} y Fe^{3+} ; su disponibilidad depende del pH, la aireación y los carbonatos. En suelos semiáridos, gran parte del Fe está en forma insoluble, ligada a óxidos e hidróxidos, lo que reduce su biodisponibilidad (Qadir et al., 2014; Rengasamy, 2010). Este micronutriente contribuye a los procesos redox del suelo, a la estabilidad de compuestos orgánicos y minerales, y a la movilidad de los nutrientes (Gransee et al., 2013). La falta de Fe está asociada con exceso de carbonatos, alcalinidad y baja materia orgánica, lo que genera limitaciones en la fertilidad y la dinámica de nutrientes (Cakmak et al. 2010).

Zinc

Las concentraciones de zinc están relacionadas con el pH, la materia orgánica, los carbonatos y los óxidos de Fe y Mn; en suelos semiáridos, el Zn se inmoviliza, reduciendo su fracción soluble y, por tanto, su disponibilidad (Qadir et al., 2014; Rengasamy, 2010). Participa en reacciones redox, en la estabilidad de coloides y modula la movilidad de Cu y Fe (Gransee et al., 2013). Su deficiencia en el suelo está directamente relacionada con la

pérdida de fertilidad, un desorden más común en suelos áridos cultivados (Cakmak et al., 2010).

Manganeso

El manganeso interviene de forma importante en los procesos redox de procesos biogeoquímicos del carbono y del nitrógeno (Rengasamy, 2010). Su disponibilidad está condicionada por el pH, la aireación y el contenido de materia orgánica. El Mn^{2+} en ambientes ácidos presenta mayor solubilidad; en suelos alcalinos y calcáreos tiende a precipitar y disminuye su disponibilidad (Gransee et al., 2013). Está relacionado con la estabilización de minerales y la retención de contaminantes en la matriz del suelo (Qadir et al., 2014). Su deficiencia provoca la acumulación de residuos poco descompuestos, reduce la capacidad redox y afecta la fertilidad edáfica (Cakmak et al., 2010).

Sodio

El Na^+ es un catión de relevancia en ambientes áridos y semiáridos, donde se acumula por lixiviación. Puede sustituir parcialmente al potasio en la regulación osmótica (Subbarao et al., 1999). Su exceso genera dispersión, pérdida de agregados, reducción de la infiltración y del intercambio gaseoso, provocando compactación y degradación estructural (Rengasamy, 2010). En suelos con problemas de sodio, el pH aumenta y limita la disponibilidad de nutrientes, disminuye la fertilidad y aumenta la vulnerabilidad a la salinización. La deficiencia de Na en los suelos afecta el intercambio catiónico (Qadir et al., 2014).

Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

La CIC refleja la cantidad de cationes que el complejo arcillo-húmico puede retener y liberar en equilibrio. La CIC alta posee mayor capacidad para almacenar nutrientes como Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ , lo que mejora la retención de agua y la estabilidad de los agregados (Gransee et al., 2013; Rengasamy, 2010). La CIC es un parámetro que integra propiedades físicas y químicas y ofrece un panorama general de la fertilidad. Puede sobreestimarse en suelos salinos, donde el predominio de Na^+ provoca pérdida de estructura (Qadir et al., 2014). Por eso, ningún indicador por sí solo es eficiente; es necesario combinar los más representativos para un diagnóstico integral.

2.2.3 Indicadores biológicos

Actividad enzimática

Las actividades enzimáticas del suelo son un parámetro efectivo para evaluar la salud del suelo, ya que éstas actúan directamente sobre la materia orgánica y catalizan los ciclos de nutrientes. Estudios recientes identifican enzimas como fosfatasa, ureasa y β -glucosidasa como indicadores sensibles de los procesos biogeoquímicos, ya que tienen la capacidad de transformar la materia orgánica y regular el ciclo de nutrientes, variando según la humedad,

la temperatura y el contenido de arcilla (Chen et al., 2024; Daunoras et al., 2024; Yao et al., 2023). Su alta sensibilidad le permite detectar perturbaciones tempranas en la comunidad microbiana y cambios en las funciones del suelo, proporcionando un diagnóstico integral de la salud del suelo (Martínez-Toledo et al., 2017).

Arilsulfatasa

La mayor parte del azufre presente en el suelo está en formas orgánicas: a partir de los ésteres de sulfato se genera sulfato inorgánico disponible mediante mineralización. En este proceso, las arilsulfatasas catalizan la hidrólisis de enlaces éster liberando SO_4^{2-} . Es así como la actividad de las arilsulfatasas representa un indicador biológico sensible para la mineralización de azufre (Daunoras et al., 2024). Esta actividad aumenta cuando la disponibilidad de sulfato es limitada y se correlaciona con la biomasa microbiana, MO, lo que refleja variaciones en la salud del suelo (Adetunji et al., 2017).

Fosfatasa

La fosfatasa es una enzima capaz de catalizar la hidrólisis de ésteres y anhídros de ácido fosfórico, liberando fósforo inorgánico a partir de la materia orgánica. Su actividad indica la disponibilidad del fósforo para las plantas y los microorganismos (Adetunji et al., 2017). La variabilidad de la fosfatasa está vinculada principalmente a factores biológicos y edáficos, raíces y microorganismos (Martínez-Toledo et al., 2017). Cuando hay deficiencia de P, la actividad de la fosfatasa aumenta como estrategia para inmovilizar nutrientes. Su funcionalidad está relacionada a factores como humedad y temperatura, mientras que el pH condiciona su síntesis y estabilidad (Daunoras et al., 2024)

β -glucosidasa

Esta enzima extracelular interviene directamente en el ciclo del carbono, liberando glucosa disponible a partir de oligosacáridos y celobiosa. La actividad de β -glucosidasa indica la tasa de descomposición de la materia orgánica y la dinámica de los compuestos lábiles (Adetunji et al., 2017; Bastida et al., 2008). Su respuesta rápida a cambios en la materia orgánica, la humedad y la presencia de contaminantes es una característica idónea para considerarla un indicador biológico de la calidad y la microbiota del suelo (Burns et al., 2013). Su actividad permite evaluar, en conjunto con otras enzimas, la salud del suelo y su capacidad frente a perturbaciones ambientales.

Ureasa

La ureasa es una enzima que interviene en la hidrólisis de la urea, liberando amonio (NH_4^+) para la mineralización del nitrógeno; por esta razón, se considera un indicador biológico de la fertilidad y salud del suelo, reflejando la capacidad microbiana para convertir compuestos orgánicos en formas inorgánicas disponibles (Adetunji et al., 2017). Es sensible a perturbaciones ambientales, como cambios en la humedad, el pH y la contaminación (Chen et al., 2024).

2.3 Salud del suelo en zonas áridas y semiáridas

Mantener la salud del suelo en regiones de clima árido representa un desafío particular. Las condiciones extremas imponen constantemente restricciones al funcionamiento edáfico. Una tercera parte de los suelos del mundo está degradada, y las regiones áridas y semiáridas son las más afectadas por la desertificación (Kimmell et al., 2022). En estos entornos, las escasas precipitaciones, temperaturas extremas y prácticas de manejo inadecuadas han provocado la pérdida de la calidad del suelo de manera gradual desde hace mucho tiempo. Otros problemas importantes son derivados de la vegetación dispersa que caracteriza a este tipo de suelos, ya que ocasiona niveles de materia orgánica muy bajos, así como la limitada humedad que disminuye la actividad biológica y la meteorización química, dando lugar a perfiles poco desarrollados y estructura frágil (Naorem et al., 2023). El desafío de estas zonas se caracteriza principalmente por:

- Escasez hídrica crónica: la precipitación baja e irregular reduce significativamente la movilidad de los nutrientes, la actividad microbiana y el crecimiento vegetal durante la mayor parte del año (Moreno et al., 2019; Engelhardt et al., 2018; Li et al., 2018; Nielsen et al., 2015; Belnap et al., 2005; Thomas et al., 1970).
- Baja materia orgánica y fertilidad deficiente: al disminuir la biomasa, disminuye el carbono orgánico, lo que provoca poca o nula liberación de nutrientes y baja retención de humedad. La falta de materia orgánica disminuye la energía para la biota, lo que origina escasa abundancia y diversidad de especies (Naorem et al., 2023).
- Salinidad y sodicidad: es común que en estos climas los suelos acumulen sales y sodio, lo que provoca una degradación de la calidad. El aumento de la salinidad genera estrés osmótico en plantas y microorganismos. La sodicidad dispersa los agregados, lo que provoca un colapso estructural al reducir la porosidad del suelo (Rezapour et al., 2023).
- Degradación física y erosión: La falta de cobertura vegetal expone al suelo a la erosión eólica; el viento remueve partículas finas (ricas en nutrientes) y la escorrentía adelgaza la capa superficial. La compactación por la falta de estructura y la baja actividad microbiana vulneran los suelos a la erosión (Naorem et al., 2023).

Preservar un suelo saludable en climas áridos implica retos particulares que deben tener como objetivos principales: conservar la humedad, aumentar la materia orgánica y mitigar la salinidad.

2.4 Enfoques de restauración en suelos degradados

Cada suelo tiene un contexto ecológico diferente y, resulta fundamental tener identificado este contexto para poder seleccionar adecuadamente los tratamientos que requieren los

suelos degradados, cada uno en particular, para recuperar sus funciones ecosistémicas y dar pie a una resiliencia gradual, muchas veces no solo se requiere un tratamiento si no la integración de varios de ellos, a continuación, se mencionan los tres más sobresalientes:

- **Manejo de la vegetación y del suelo.** Diversificar la vegetación (cultivos de cobertura, revegetación, rotación de cultivos) y reducir la labranza son acciones clave para proteger la superficie; de esta forma, aumenta la materia orgánica, mejora la estructura y, al mismo tiempo, reduce la erosión, generando condiciones favorables para la actividad biológica (Neuenkamp et al., 2024).
- **Tratamientos orgánicos y corrección química.** El aporte de materia orgánica mediante tratamientos eleva el contenido de carbono en el suelo, lo que a su vez mejora la fertilidad y promueve una mejor agregación entre sus partículas, aumentando la retención hídrica. Identificar y corregir limitantes químicas acelera la recuperación del suelo; por ejemplo, el yeso en suelos salinos: los átomos de Ca^{2+} del yeso sustituyen a Na^+ en los sitios de intercambio catiónico (Rezapour et al., 2023). Esto reduce el porcentaje de sodio intercambiable, mejorando la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y la estructura. Combinar tratamientos minerales y orgánicos es recomendable para acelerar la recuperación integral de la salud (Rezapour et al., 2023).
- **Biología del suelo.** Está comprobado que la incorporación y estimulación de microorganismos benéficos y adecuados aceleran el crecimiento vegetal, mejoran el ciclo de nutrientes y son capaces de derribar barreras derivadas de la degradación del suelo, lo que representa un eje central en la resiliencia edáfica (Kimmell et al., 2022; Berruti et al., 2016). En la Tabla 1 se enlistan los grupos microbianos y las funciones que desempeñan en la recuperación de la salud de los suelos.

Tabla 1 Microbiota benéfica que aceleran procesos de restauración en suelos

Grupo microbiano	Géneros principales	Función en el suelo
Hongos micorrízicos arbusculares (HMA)	<i>Glomus</i> , <i>Rhizophagus</i> , <i>Acaulospora</i> , <i>Funneliformis</i>	Mejoran absorción de nutrientes (P, Zn), aumentan tolerancia a sequía y salinidad, favorecen la agregación mediante glomalina (Casabella et al., 2021; Berruti et al., 2016)
Bacterias promotoras de crecimiento vegetal (PGPR)	<i>Azospirillum</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Bacillus</i> <i>Rhizobium</i>	Fijan N_2 , solubilizan P, producen fitohormonas y sideróforos, estimulan raíces y suprimen patógenos (Mishra et al., 2021)
Hongos degradadores de materia orgánica	<i>Trichoderma</i> , <i>Penicillium</i> , <i>Aspergillus</i>	Liberan enzimas (celulasas, lacasas), descomponen residuos,

Cianobacterias y algas del suelo	<i>Nostoc, Anabaena, Scytonema</i>	suprimen patógenos y mejoran el ciclo de nutrientes (Harman et al., 2021). Fijan N ₂ en condiciones pobres, mejoran la fertilidad y forman biocostras que estabilizan los suelos áridos (Chamizo et al., 2019).
Microorganismos extremófilos tolerantes a contaminantes	<i>Halomonas, Arthrobacter, Streptomyces, Acidithiobacillus</i>	Resistentes a la salinidad, la sequía o los metales pesados; útiles en la biorremediación y la restauración de suelos mineros (Oren, 2022).

La restauración exitosa de suelos degradados requiere de la integración de tratamientos físicos, químicos y biológicos con métodos tradicionales, sin embargo, el uso de biotecnologías representa un avance eficiente hacia la recuperación en tiempos más cortos y, en lo posible abarcando indicadores adecuados para su tratamiento (Dutta et al., 2024; Toader et al., 2021; Farrell et al., 2020; An et al., 2018; Doni et al., 2017, Rao et al., 2015).

3. Biotecnologías aplicadas a la recuperación de la salud del suelo

3.1 Uso de biotecnologías en los suelos

Hablar de la mitigación de la degradación actual de los suelos implica abordar un tema con diversas problemáticas y razones multifactoriales. En las regiones semiáridas, el desafío es aún mayor, ya que suelen presentarse problemas de fases más avanzadas: escasez hídrica crónica, contenido muy bajo de materia orgánica, estructura muy frágil, biodiversidad limitada, erosión muy avanzada, lo que, en general, representa un suelo pobre y de baja o nula fertilidad (Naorem et al., 2023). Desde ese contexto, las biotecnologías ofrecen enfoques innovadores para reducir el desequilibrio general en suelos degradados, mediante la mejora de propiedades físicas, químicas y biológicas en tiempos más cortos, mientras que las prácticas tradicionales se enfocan directamente en propiedades químicas, lo que genera problemáticas emergentes a largo plazo (Davis et al., 2025). En el capítulo anterior se comenzó a abordar la importancia de realizar tratamientos integrales, donde la actividad biológica juega un papel primordial acompañado de aspectos físicos y químicos de ecosistemas edáficos, este enfoque representa la mitigación de problemas simultáneamente: productividad vegetal sostenible, resiliencia climática y reducción de GEI: las biotecnologías actuales son estrategias prometedoras para la recuperación eficiente, sentando bases para mejorar la fertilidad de forma respetuosa con los suelos (Bocean, 2025; Kabato et al., 2025; Barahona et al., 2024; Mesic et al., 2024).

3.2 Tratamientos tradicionales

Las enmiendas tradicionales del suelo son materiales que se añaden al suelo para mejorar sus propiedades físicas, químicas y biológicas, estas enmiendas pueden ser inorgánicas o minerales (adición de cal) y orgánicas (estiércol, compost y residuos vegetales), estas permiten lograr una mejora estructural del suelo, haciéndolo más ligeros en suelos arcillosos y compactos en suelos arenosos, mejorando la permeabilidad, al influir en el drenaje y aireación, favoreciendo la productividad vegetal (Murillo et al., 2019; Larney et al., 2012).

Las enmiendas orgánicas son el producto de la transformación de residuos vegetales y animales que, al ser adicionados al suelo, tienen la función de mantener o aumentar el contenido de materia orgánica, mejorando las condiciones fisicoquímicas y biológicas, así como la productividad de los cultivos. Entre las principales enmiendas se encuentran los abonos verdes, los lodos de depuración, el biochar, la adición de estiércol de distintos animales y el vermicompost (Murillo et al., 2019).

Como resultado de la adición de enmiendas orgánicas al suelo, diversos estudios han demostrado una mejora en las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas, un mayor aporte de nutrientes al haber más disponibilidad de macro y micronutrientes, un aumento inmediato del carbono orgánico, se mejoran los procesos de infiltración y capacidad de retención del agua, se controla el pH y se promueve la competencia de la microbiota,

reduciendo la presencia de microorganismos patógenos, y se generan sinergias que impiden la liberación de gases de efecto invernadero debido a la formación de micorrizas que fijan el nitrógeno atmosférico (Lepsch et al., 2019; Cervera et al., 2018; Cesarano et al., 2017; Larney et al., 2012).

Los abonos y el compost orgánico mejoran la fertilidad del suelo, aumentan el contenido de carbono orgánico, absorben e inmovilizan elementos tóxicos, mejoran la asimilación de nutrientes y la retención de agua debido a la estabilización de los macro y microagregados del suelo. La adición de estiércol promueve la actividad microbiana y aporta N, P, K, Ca y Mg; sin embargo, requiere un proceso de estabilización que permita reducir la carga microbiana (Alameer et al., 2023; Muhammad et al., 2023; Brtnicky et al., 2019; Lee et al., 2019).

El éxito de las enmiendas orgánicas en la recuperación del suelo se debe principalmente a tres factores interrelacionados: el nitrógeno se encuentra en forma orgánica de liberación lenta, en lugar de forma inorgánica propensa a la lixiviación o escorrentía; el alto contenido de carbón orgánico proporciona una fuente de energía que impulsa la actividad microbiana; y la materia orgánica presente mejora las condiciones físicas del suelo resultado de la pérdida y compactación de la capa superficial (Larney et al., 2012).

Por ello, las prácticas tradicionales de enmienda, principalmente las orgánicas (compost y abono), se han catalogado como las principales técnicas para la restauración del suelo, al favorecer su rehabilitación e incrementar la disponibilidad de nutrientes y de la microbiota (Muhammad et al., 2023).

3.3 Biotecnologías innovadoras

En la actualidad y con todo el acceso a información han estado emergiendo biotecnologías importantes que impactan de forma favorable a la recuperación de la salud del suelo, ya que complementan y potencian las prácticas tradicionales, dando soluciones específicas a barreras derivadas de la degradación a través del uso de materia de origen natural, disminuyendo el uso de agentes externos y muchas veces tóxicos para el suelo (Figura 1).

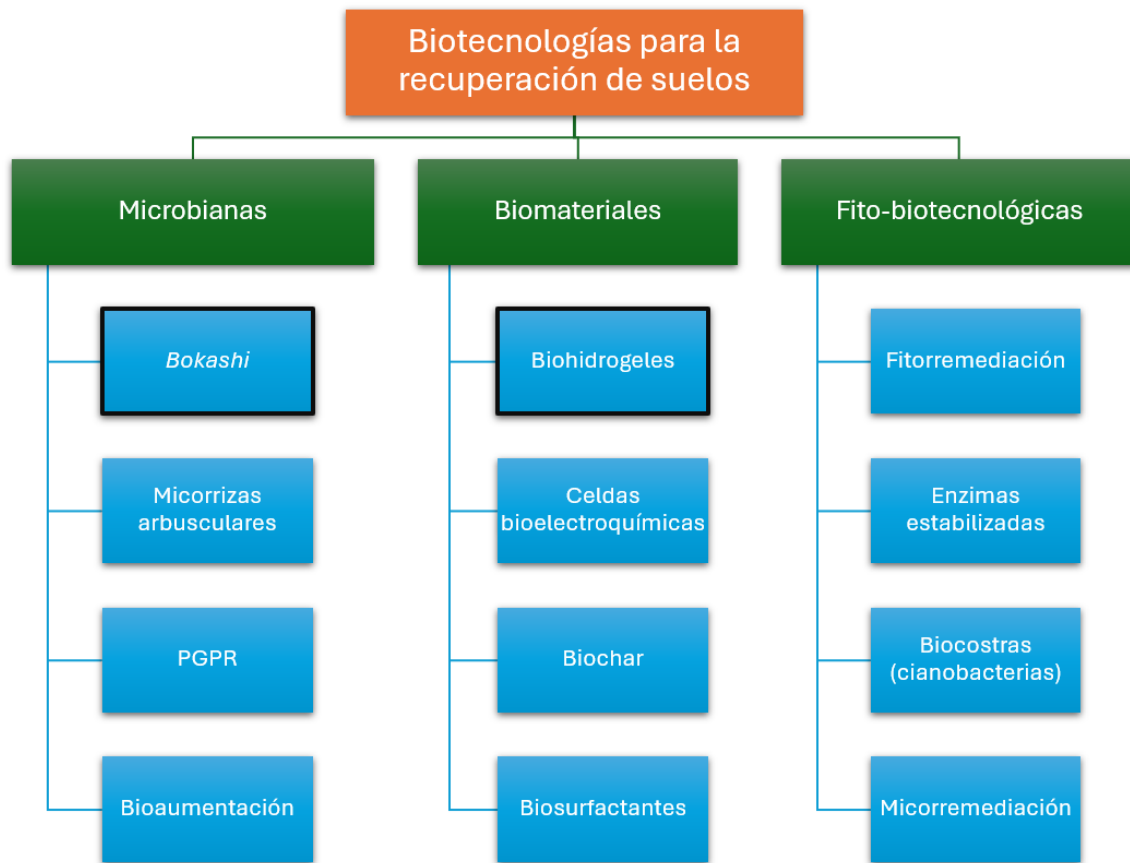


Figura 1. Biotecnologías emergentes para la recuperación de suelos degradados

Estas biotecnologías se pueden agrupar en tres ejes principales: microbianas, como PGPR, micorrizas, *bokashi* y bioaumentación que actúan mejorando la fertilidad, aportación de nutrientes estructura y aumento de retención de agua (Casabella et al., 2021; Megharaj et al., 2011; Lugtenberg et al., 2009); biomateriales, como biohidrogeles, biochar, biosurfactantes y celdas bioelectroquímicas, estas aportan carbono estable, degradación de contaminantes y liberación de humedad en forma controlada (Guilherme et al., 2015; Rodrigo et al., 2014; Jeffery et al., 2011); y fitobiotecnologías, como fitorremediación, enzimas estabilizadas, biocostras y microbiorremediación, refuerzan y benefician los procesos de ciclado de nutrientes y controlan la degradación principalmente (Chamizo et al., 2019; Nannipieri et al., 2018; Harms et al., 2011), ver Figura 1.

3.4 Ventajas de biotecnologías contra tratamientos tradicionales

Las biotecnologías han mostrado tener ventajas sustanciales frente a los tratamientos convencionales, especialmente cuando se aplican de forma integrada. Por un lado, las biotecnologías fomentan mejoras a largo plazo en la salud del suelo, abordando problemas como la estructura y la actividad biológica; mientras que los tratamientos tradicionales proveen nutrientes de forma inmediata y no abordan problemas complejos (Topa et al., 2025;

Singh et al., 2024; Kremer et al., 2017). Las biotecnologías promueven la recuperación de la funcionalidad integral del suelo; un ejemplo de ello es el estudio de Dhakal y colaboradores (2025), que, mediante la aplicación de *bokashi* y biochar, demostró un aumento significativo en la retención de humedad, el contenido de carbono y los nutrientes esenciales, obteniendo buenos resultados aún bajo estrés hídrico.

Otra ventaja de las biotecnologías emergentes es la disminución del uso de fertilizantes químicos, lo que reduce el riesgo de contaminación por lixiviación de nitratos y fosfatos en aguas subterráneas y genera un menor impacto ambiental. La sostenibilidad que aportan las biotecnologías que emplean residuos orgánicos (*bokashi*, biofertilizantes) reduce los GEI y contribuye a la economía circular. Desde el punto de vista ecológico, los biohidrogeles con comunidades bacterianas mejoran las condiciones del suelo para las raíces, aumentando la humedad y mejorando la estructura, atendiendo a dimensiones físicas, químicas y biológicas (Davis et al., 2025). En concreto, las biotecnologías emergentes han mostrado mejoras significativas incluso en ecosistemas donde existe un estrés hídrico permanente: formando suelos más estables, aumentando la materia orgánica y mejorando la actividad biológica que da lugar a recuperar procesos ecosistémicos que habían dejado de funcionar adecuadamente.

Es importante mencionar que los procesos de rehabilitación de suelos, el factor tiempo es una condicionante a tener presente, ya que al utilizar biotecnologías que contribuyen a mejorar problemas complejos, estos procesos requieren de un tiempo de maduración ecosistémica, a diferencia de tratamientos convencionales que sus mejoras son rápidas pero no permanentes; los cambios que otorgan las biotecnologías como el incremento de biomasa microbiana, acumulación de materia orgánica y formación de agregados estructurales no ocurren de manera inmediata; requieren de un tiempo de maduración generalmente alrededor de 60 días para estabilización y respuesta microbiana posterior a la aplicación de biotecnologías (Wang et al., 2022).

4. *Bokashi* como enmienda orgánica: eje central para la agricultura sostenible

4.1 Principio y origen del *bokashi*

El *bokashi* es una tecnología de enmienda para la fertilidad del suelo desarrollada en la década de 1980, por el profesor Teruo Higa en la Universidad de Ryukyus, Japón; el término significa “materia orgánica fermentada”, este se produce mediante una fermentación anaeróbica por la acción de microorganismos facultativos fermentadores nativos o inoculados (lactobacillus, levaduras, hongos fermentadores, bacterias púrpuras no azufradas y actinomicetos) en un sistema cerrado, adaptados a condiciones ácidas (Subedi et al., 2025; Kapembwa et al., 2024; Ginting et al., 2019; Olle et al., 2021; Ramos et al., 2014; Restrepo et al., 2014).

La materia orgánica con los microorganismos fermentadores mantiene el proceso de fermentación a bajas temperaturas, por lo que la energía no es liberada al exterior aprovechando la máxima energía del producto, obteniendo la mayor parte del carbón orgánico de los residuos (no se pierde como CO₂), generando una relación C:N elevada, estimulando la actividad microbiana, la producción de ácidos orgánicos y la formación de agregados estables para el suelo (Kapembwa et al., 2024).

El *bokashi* tiene un efecto progresivo y acumulativo, es decir, poco a poco va mejorando la fertilidad y la vida del suelo. Con su aplicación se obtienen plantas más sanas, una mayor producción, suelos con mayor retención de humedad y una mayor facilidad para trabajar (Agricultura Orgánica Nacional, 2013).

La tecnología *bokashi* es sencilla pero innovadora, ya que permite reciclar diversos tipos de biorresiduos para obtener un producto rico en nutrientes que puede utilizarse como fertilizante orgánico. La aplicación de esta tecnología cuenta con varias ventajas y beneficios al suelo, entre los que destacan: utilización de amplia variedad de residuos orgánicos domésticos, se puede elaborar en la mayoría de los ambientes y climas donde se requiera, el tiempo de compostaje es más rápido que el compostaje tradicional (entre 15 a 30 días), bajo costo al preparar, el volumen producido se puede adaptar a las necesidades demandadas, no se presentan olores pútridos, mínima emisión de gases de efecto invernadero, no se pierden nutrientes por lo que resulta con un mayor valor nutricional, el producto terminado es rico en microorganismo benéficos, debido al pH bajo y compuestos antimicrobianos garantiza la inactivación de patógenos, mejora la salud y estructura del suelo (Subedi et al., 2025; Phooi et al., 2022; Olle et al., 2020; Restrepo et al., 2014; Ramos et al., 2014).

4.2 Proceso de elaboración y maduración del *bokashi*

La preparación del *bokashi* corresponde a un proceso de degradación que comienza con una mezcla de residuos animales y/o vegetales y de otros sustratos que aportan microorganismos

capaces de degradar los residuos orgánicos (Quiroz, 2018). Para la elaboración del *bokashi* no existen receta ni fórmula exclusivas; la composición de este abono se ajusta a las condiciones y materiales disponibles en las comunidades, pudiéndose utilizar lo siguiente (Dionisio et al., 2023; Ramos et al., 2014; Restrepo et al., 2014).

Suelo: proporciona los microorganismos necesarios para transformar los desechos.

Cascarilla de arroz: fuente de carbono (C) de degradación lenta

Gallinaza o estiércol de ganado: fuentes principales de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio.

Ceniza: proveen de altas cantidades de potasio

Cal: enmienda para neutralizar la acidez de los estiércoles y de los materiales verdes que se usan; constituye una fuente de calcio y magnesio.

Melaza: fuente de energía para los microorganismos que descomponen los materiales orgánicos; además, aporta cierta cantidad de boro y calcio.

Residuos vegetales: constituyen una fuente rica en nutrientes para los microorganismos.

Levaduras: sustancias bioactivas, como hormonas y enzimas, que promueven la división celular y el crecimiento radicular; inoculación de *Saccharomyces* spp.

Carbón triturado o en polvo: contribuye a mejorar las características físicas del abono orgánico, como la aireación, la absorción de calor y de humedad. Actúa como una esponja, reteniendo, filtrando y liberando poco a poco los nutrimentos.

Agua: favorece las condiciones óptimas para el desarrollo de la actividad y la reproducción de los microorganismos durante la fermentación. El exceso o la falta de humedad afecta la obtención de un abono de buena calidad. El contenido abarca entre un 35 a 40%

Yogurt, leche o suero: proporcionan bacterias ácido-lácticas (BAL).

Inoculación de ME (microorganismos efectivos): mezcla de cultivo de microorganismos que incluye bacterias del ácido láctico (BAL), levaduras (*Saccharomyces* spp.) y, en menor medida, bacterias fotosintéticas, hongos filamentosos y actinomicetos. Las principales especies incluidas en las mezclas de EM son *Lactobacillus plantarum*, *Lactobacillus casei*, *Streptococcus lactis* (BAL), *Rhodopseudomonas palustris* (bacterias fotosintéticas), *Saccharomyces cerevisiae* y *Candida utilis* (levaduras), *Streptomyces albus* y *Streptomyces griseus* (actinomicetos), y, finalmente, hongos como *Aspergillus oryzae* y *Mucor hiemalis*. Cuando los ME se mezclan con las demás materias primas necesarias para la elaboración de *bokashi*, el producto final se denomina ME *bokashi*.

La maduración del *bokashi* se da en un periodo de tiempo de 21 días, y comprende varias etapas: 1) etapa de fermentación activa (7 días), durante este periodo de tiempo se monitorea diariamente la temperatura (menor 60°C) y el pH (menos de 9), y se voltea constantemente la mezcla (c/12h) con el objetivo de disipar el calor, y garantizar una fermentación homogénea y eficiente, la humedad óptima debe oscilar entre 50 y 60% del peso. Es en esta etapa cuando se genera un líquido lixiviado rico en metabolitos, denominado “te de *bokashi*”, generalmente compuesto por ácidos orgánicos, alcoholes y otros compuestos solubles. Este líquido tiene un alto potencial como fertilizante líquido foliar o edáfico (Phooi et al., 2022). 2) En la etapa de maduración o estabilización (día 8 al 14), la fertilización es menor por lo que la temperatura y el pH se empiezan a estabilizar, la actividad microbiana es menor, por lo que la mezcla se voltea en lapsos de tiempo más espaciados con el objetivo de permitir a los microorganismos terminar de descomponer los compuestos orgánicos más recalcitrantes; en esta etapa hay un desarrollo predominante de actinomicetos y hongos, especialmente levaduras y los géneros *Aspergillus* y *Mucor*. 3) En la etapa de enfriamiento (día 15 al 21), el *bokashi* alcanza su madurez óptima, con una temperatura cercana al ambiente, pH neutro ligeramente alcalino, una relación C:N ideal de 25:35, con un alto contenido de materia orgánica parcialmente humificada, rica en nutrientes y microorganismos benéficos listos para incorporarse a la enmienda (Olle, 2020; Quiroz et al., 2018; Ramos et al, 2014; Restrepo et al., 2014).

4.3 Efecto del *bokashi* en las propiedades del suelo

La implementación del *bokashi* y su incorporación como tecnología de enmienda ha tenido beneficios en propiedades físicas, químicas y biológicas en el suelo como son:

Beneficio en propiedades físicas: Estabilidad estructural del suelo al formarse agregados debido a la gran cantidad de carbono orgánico estable; incremento de la porosidad, aireación, retención de agua y mejora de la densidad aparente, condiciones ideales para el crecimiento radicular de las plantas. (Kapembwa et al., 2024; Holmes, 2022)

Beneficios en propiedades químicas: Enriquecimiento del suelo con materia orgánica, aumento significativo de los niveles de carbono orgánico, aporte de una gran cantidad de nutrientes en forma asimilable (nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio, etc.), incremento de la fertilidad y de la capacidad de intercambio catiónico (CIC), disminución de la lixiviación de nutrientes y neutralización del pH (Ramos et al., 2014).

Beneficios en propiedades biológicas: Permite la incorporación de una diversidad microbiana al suelo (bacterias ácido-lácticas, levaduras, actinomicetos), aumenta la biomasa microbiana permitiendo el aumento de actividades enzimáticas claves para los ciclos de nutrientes, se ejerce un biocontrol al eliminar microorganismos patógenos debido a la competencia por recursos entre estos y los microorganismos benéficos, metabolitos como los ácidos orgánicos y antibióticos naturales permiten la erradicación de agentes causantes

de enfermedades radiculares (Erdal et al., 2025), restauración de comunidades microbianas funcionales e interacciones simbióticas, además debido a la relación C:N estimula la actividad microbiana, derivando en una rápida generación de polisacáridos microbianos, además de la producción de una serie de enzimas extracelulares como proteasas, amilasa, lipasa que digieren los materiales insolubles, transformándolos en solubles para ser utilizados como nutrientes para las plantas (Olle, 2020; Ramos et al., 2014).

Por todo lo anterior, diversos estudios han demostrado que la incorporación del *bokashi* a los cultivos ha incrementado el rendimiento y la calidad en la cosecha, en maíz, arroz, soja, rábanos, cacahuate, café, etc., potenciando la productividad agrícola, además de recuperar suelos degradados (Subedi et al., 2025; Kapembwa et al., 2024; Phooi et al., 2022; Ginting, 2019; Ramos et al., 2014).

4.4 Importancia del *bokashi* ante la gestión de residuos y la salud del suelo

El *bokashi* es una tecnología sencilla e innovadora que recicla y valoriza diversos tipos de biorresiduos para obtener un producto rico en nutrientes que puede utilizarse como fertilizante orgánico. La implementación y aplicación de esta tecnología generan un alto impacto tanto en la agricultura como en la gestión ambiental de los residuos sólidos orgánicos (RSU), ya que estos representan uno de los grandes retos a nivel mundial (Subedi et al., 2025; Kapembwa et al., 2024; Jaramillo et al., 2015).

Aproximadamente el 44% de los residuos mundiales son materia orgánica (restos de comida y vegetación), lo que aumentará hasta un 70% para el 2050, y terminan en rellenos sanitarios o vertederos, donde se degradan de forma descontrolada generando metano (gas de efecto invernadero) y lixiviados que contaminan el medio ambiente (George, 2025; Dickie, 2022).

Bajo estas circunstancias, el compostaje tipo *bokashi* surge como una solución viable para esta problemática, al desviar los residuos orgánicos, evitar la producción de metano y, a la vez, producir enmiendas orgánicas valiosas para el medio ambiente. En 1990, en Busan, Corea del Sur, se implementó el programa *bokashi*; en 4 años más del 50% de la población adoptó esta técnica, reduciendo en un 31% la cantidad de residuos alimentarios enviados a los rellenos sanitarios, integrando los desechos urbanos con la agricultura local (Organko, 2023).

Además, gracias a los beneficios que genera la aplicación del *bokashi* al suelo, este permite abordar un desafío global como la pérdida de fertilidad en los suelos agrícolas, derivada de la agricultura intensiva, restaurando progresivamente la salud del suelo, mejorando su productividad y promoviendo una economía circular y una agricultura regenerativa (Erdal et al., 2025; Dickie, 2022).

Por eso, el *bokashi* es una alternativa de gran importancia al convertir los residuos orgánicos urbanos (pasivo ambiental) en suelos fértiles (activo agroecológico), reduciendo la contaminación y mejorando la resiliencia de los suelos.

5. Biohidrogeles: síntesis y aplicaciones

5.1 Concepto y propiedades fundamentales

Los biohidrogeles están sintetizados a partir de polímeros naturales (alginato, quitosano, celulosa, lignina, proteínas), característica que les brinda la capacidad de biodegradarse y ser biocompatible (Ali et al., 2024), ya que al ser de origen natural asegura su integración a los ciclos de nutrientes reduciendo el riesgo de acumularse en el suelo (Tariq et al., 2023), a diferencia de los hidrogeles sintéticos formados a partir de acrilamidas y acrilatos, compuestos que son tóxicos y de persistencia para el suelo (Tomadoni et al., 2019). Los biohidrogeles se consideran una “esponja” molecular, ya que tienen la facultad de absorber de 100 hasta 300 veces su peso en agua, diseño que le permite actuar como vehículo de nutrientes y bioactivos (agroquímicos o tratamientos orgánicos) en sistemas de liberación lenta y controlada (SRF/CRF), liberando elementos esenciales de acuerdo con estímulos ambientales como humedad, pH o temperatura (Firmanda et al., 2024). Por todo lo anterior, los biohidrogeles se consideran una biotecnología ambiental, al combinar sustentabilidad y funcionalidad, ya que mejoran la eficiencia en el uso del agua, regulan la disponibilidad de nutrientes, otorgan resiliencia frente al estrés hídrico y reducen la lixiviación y la volatilización de fertilizantes. (Firmanda et al., 2024, Tomadoni et al., 2019), Además, en su forma bio-basada, estas propiedades se potencian con un enfoque sostenible, ofreciendo soluciones de restauración y de productividad agrícola adaptadas al cambio climático (Zhang et al., 2023).

Estudios recientes han dejado evidencia de las propiedades asociadas al uso y explican por qué se consideran una biotecnología ambiental. La Tabla 2 resume de manera concreta estas propiedades.

Tabla 2. Propiedades fundamentales de los biohidrogeles

Propiedad	Descripción
Alta capacidad de absorción y retención de agua	Pueden absorber hasta cientos de veces su peso en agua gracias a su red polimérica hidrofílica (Zhang et al., 2023; Chang et al., 2009).
Estructura porosa ajustable	La porosidad (micro y macroporos) puede diseñarse para modular el hinchamiento y la liberación de compuestos (Tomadoni et al., 2019; Chang et al., 2009).
Mitigación de la compactación	Mejoran la agregación y reducen la densidad aparente, lo que favorece la aireación (Zhang et al., 2023).

Liberación lenta y controlada de nutrientes (SRF/CRF)	La matriz polimérica permite suministrar N, P, K y micronutrientes de manera gradual (Firmanda et al., 2024; Tomadoni et al., 2019).
Sensibilidad a estímulos externos	Responden a cambios en el pH, la humedad, la temperatura o la fuerza iónica, modulando la absorción y la liberación (Tariq et al., 2023; Zhang et al., 2023).
Capacidad de intercambio iónico	Interactúan con sales y nutrientes del suelo, regulando su disponibilidad y movilidad (Zhang et al., 2023).
Biodegradabilidad y biocompatibilidad	Se degradan naturalmente sin generar residuos tóxicos, integrándose en ciclos biogeoquímicos (Tariq et al., 2023; Tomadoni et al., 2019).
Soporte microbiano	Funcionan como matrices protectoras para bacterias y hongos beneficiosos (Firmanda et al., 2024; Tomadoni et al., 2019).
Estímulo de la actividad enzimática	Favorecen la mineralización y la disponibilidad de nutrientes mediante microorganismos asociados (Firmanda et al., 2024).
Reducción del estrés hídrico y mejora en la eficiencia de uso del agua (WUE)	Disminuyen las pérdidas por evaporación y lixiviación, lo que aumenta la resiliencia en climas áridos (Tariq et al., 2023; Zhang et al., 2023).
Sustentabilidad ambiental	Alternativa a los polímeros sintéticos; reducen la dependencia de agroquímicos y fertilizantes convencionales (Tariq et al., 2023).
Resiliencia frente al cambio climático	Contribuyen a la productividad agrícola en escenarios de sequía e inundación (Firmanda et al., 2024; Zhang et al., 2023).

5.2 Síntesis de biohidrogeles: alginato sódico como cadena polimérica

El proceso de síntesis de un biohidrogel busca generar redes tridimensionales hidrofílicas mediante reticulación iónica (formación de enlaces entre cadenas), capaces de retener grandes cantidades de agua, manteniendo la estabilidad mecánica y el control sobre la difusión de solutos. El uso del alginato de sodio como base polimérica ha despertado un interés creciente debido a su bajo costo y su biocompatibilidad (Rastogi et al., 2019; Pereira et al., 2013; Giri et al., 2012).

El alginato sódico es un polisacárido derivado de las algas pardas (Phaeophyceae), compuesto por bloques de ácido gulurónico (G) y de ácido manurónico (M). Estos biohidrogeles se forman al formar puentes entre las cadenas poliméricas y cationes divalentes, principalmente Ca^{2+} , que reaccionan con los bloques de ácido gulurónico (G) mediante el modelo “*egg-box*” (Kuo et al., 2001). Esta técnica, conocida como gelación iónica, se lleva a cabo disolviendo el alginato en agua para obtener una solución viscosa, que posteriormente se agrega a un agente reticulante para generar una red gelificada, capaz

de absorber grandes cantidades de agua, lo que le confiere la característica de ser un biomaterial ampliamente usado en aplicaciones biomédicas y ambientales (Kuo et al., 2001). La fuente de Ca^{2+} influye directamente en la morfología y las propiedades del biohidrogel.

5.2.1 Reticulación con cloruro de calcio

El CaCl_2 es el reticulante más usado por su alta solubilidad y la capacidad de liberar con facilidad el Ca^{2+} , generando enlaces iónicos que a su vez da como resultado redes densas que proporcionan firmeza mecánica; sin embargo, esta rápida gelación produce una reticulación heterogénea debido a la difusión instantánea de calcio, dejando una superficie rígida en el exterior y un interior más frágil por falta de reticulación (Malektaj et al., 2023). La desventaja de este reticulante en aplicaciones ambientales es que los iones Cl^- liberados elevan la salinidad de la solución del suelo, provocando estrés osmótico y desequilibrios nutricionales; la acumulación de cloruros genera problemas en suelos con mal drenaje o en climas áridos (Stavi et al., 2021; Geilfus et al., 2019; Shrivastava et al., 2015).

5.2.2 Reticulación con lactato de calcio

El lactato de calcio es una sal orgánica compuesta por ácido láctico unido al ion Ca^{2+} ; presenta una solubilidad alta y moderada, lo que permite un mayor control sobre la velocidad de gelación al usarse como reticulante con el alginato. Al tener una solubilidad gradual, las redes con alginato son más homogéneas, de mayor integridad estructural y de menor tendencia a la sinéresis (acción física de los hidrogeles de contraerse y expulsar agua retenida de su interior) (Malektaj et al., 2023; Pinto et al., 2023; Tang et al., 2019). Al ser un reticulante sin cloruros, evita riesgos de salinidad, lo que lo convierte en una opción más eficiente en suelos degradados y semiáridos (Kamran et al., 2019).

Las principales ventajas de usar alginato con Ca^{2+} (ya sea del cloruro o del lactato) son: biodegradabilidad, no toxicidad, proceso simple bajo condiciones suaves (temperatura ambiente, sin catalizadores agresivos) y capacidad de ajustar propiedades (rigidez, hinchamiento, difusión) variando la concentración de alginato, el bloque G/M y la concentración de Ca^{2+} (Wang et al., 2025).

5.2.3 Montmorillonita (MMT) como acondicionamiento en la síntesis de biohidrogel

El proceso de síntesis de los biohidrogeles puede enriquecerse mediante aditivos funcionales, como la montmorillonita (MMT). Esta arcilla laminar puede dispersarse en el reticulante, quedando atrapadas las partículas en la matriz del hidrogel, lo que aumenta los puntos de reticulación física y otorga mayor resistencia mecánica a la red tridimensional (Samchenko et al., 2024). Las interacciones electrostáticas y de hidrógeno mejoran la tensión

y el módulo elástico, además de aportar estabilidad térmica al hidrogel (Zhang et al., 2023). Al formar una red más estable y sólida, el hidrogel modula su capacidad de hinchamiento, reteniendo las moléculas y favoreciendo una liberación más lenta y controlada (Dou et al., 2023; Macedo et al., 2022). Al combinarse con lactato de calcio, se obtienen hidrogeles con un equilibrio entre retención hídrica y liberación controlada, una característica adecuada para suelos degradados y con erosión avanzada (Tsai et al., 2020).

5.3 Caracterización de los biohidrogeles

A partir de la síntesis del biohidrogel, es importante conocer sus propiedades físicas y químicas para evaluar su estructura, composición y desempeño; de esta forma, inferir si el biohidrogel es adecuado para su uso ambiental, en el caso particular de este trabajo. A continuación, se presentan las de mayor relevancia.

5.3.1 Propiedades físicas

Morfología

La morfología microscópica de los biohidrogeles se caracteriza mediante la técnica de microscopía electrónica de barrido (SEM). Esta técnica utiliza un haz de electrones que interactúa con la superficie del biohidrogel, acelerando los electrones; en su retrodispersión se reconstruyen imágenes de alta resolución de la morfología y la microestructura (Samchenko et al., 2024; Ramírez et al., 2016). Esta técnica permite observar la porosidad, la rugosidad y la distribución de aditivos (MMT) o de microorganismos con detalle nanométrico; además, confirma la dispersión de la MMT en la matriz del biohidrogel.

Capacidad de hinchamiento

La capacidad de hinchamiento es la propiedad clave de los hidrogeles, ya que su red de polímeros reticulados absorbe líquido y permite la difusión selectiva de moléculas. Al hidratarse, el hidrogel configura tres regiones: una capa externa blanda y débil, una intermedia más resistente y una interna cristalina aún no hidratada. Su equilibrio de hinchamiento depende del equilibrio entre la presión osmótica y las fuerzas de cohesión entre las cadenas poliméricas. Factores como el tipo de polímero, el entrecruzamiento y el tamaño de poro influyen en la absorción de agua y en la liberación controlada de fármacos o nutrientes, según corresponda (Rojas et al., 2021; Holback et al., 2011). La técnica consiste en medir la cantidad de agua absorbida en equilibrio respecto al biohidrogel seco. Este método es sencillo y cuantitativo; refleja la hidrofiliidad y la apertura de la red polimérica. Es sensible a la salinidad del medio y a la fuerza iónica; además, presenta variabilidad entre ciclos. Algunos estudios han reportado que hidrogeles de alginato derivados de residuos de algas alcanzaron índices de hinchamiento en equilibrio 3 veces mayores que los de

hidrogeles de alginato puro de laboratorio (Van der Merwe et al., 2022), lo que demuestra que la fuente y la estructura del polímero afectan directamente esta propiedad.

Difracción de rayos X

La técnica de difracción de rayos X (XRD) se utiliza para analizar la estructura cristalina de los materiales con los que están hechos los biohidrogeles. Su fundamento radica en la interacción de los rayos X con los átomos del biohidrogel. Cuando los rayos inciden sobre la muestra, se difractan según la ley de Bragg, generando un patrón característico que permite identificar las fases cristalinas. Esta técnica permite identificar, en el caso del acondicionamiento con MMT, su dispersión en la matriz polimérica (Zhang et al., 2023; Singh et al., 2020).

5.3.1 Propiedades químicas

Espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier

La espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier (FT-IR) se basa en la excitación de las moléculas por un haz de luz infrarroja; este haz provoca vibraciones de tensión o de flexión en los enlaces moleculares. Cada molécula presenta una “huella dactilar” de todas las bandas de absorción (movimientos de vibración de un enlace específico de la molécula), lo que permite identificar los grupos funcionales que la componen (Rivas, 2021; Ramírez et al., 2016). Con respecto a los biohidrogeles, esta técnica permite identificar la incorporación de monómeros y grupos funcionales presentes en su estructura, como grupos carboxilato, hidroxilo y señales de Si—O de la arcilla, así como confirmar los enlaces de reticulación Ca^{2+} —alginato (Samchenko et al., 2024). Esta técnica presenta una gran sensibilidad, requiere una cantidad mínima para la preparación de la muestra y se considera una técnica no destructiva (Rivas, 2021; Ramírez et al., 2016), lo que permite verificar la distribución de MMT en la matriz del biohidrogel. El XRD requiere interpretación y permite diferenciar la superposición de picos.

Estabilidad ambiental: ciclos húmedo-seco y biodegradación

Evalúan la durabilidad funcional de los biohidrogeles en condiciones que simulan el entorno en el que serán utilizados. En los ciclos húmedo-seco, el hidrogel se somete a fases de hidratación y desecación, simulando lluvias y sequías; de esta forma se evalúa la resistencia mecánica, la capacidad de retener agua tras varios ciclos y observar cómo se mantiene la integridad estructural, factores de crucial importancia para su desempeño en el uso de suelos degradados (Li et al., 2009).

En cuanto a la biodegradación que ocurre en contacto con el suelo, es una acción conjunta de las condiciones edáficas (pH, temperatura, humedad) y de la actividad de los microorganismos para romper los enlaces de la matriz polimérica. Las enzimas atacan los

grupos funcionales (carboxilos, hidroxilos) y transforman gradualmente el biohidrogel en biomasa, CO₂, agua y compuestos húmicos (Firmanda et al., 2024). La degradación demuestra que el biohidrogel cumple sus funciones específicas de proveer nutrientes y humedad de manera temporal y, después, reincorporarse al ciclo del carbono, evitando su permanencia en el suelo, como ocurre con los hidrogeles sintéticos (Zhang et al., 2023).

5.4 Biohidrogeles: estrategia biotecnológica ambiental

Los alcances de las biotecnologías son multivariados, los biohidrogeles son una biotecnología que aporta múltiples beneficios a la recuperación de la salud del suelo, desde aumentar su retención hídrica, a tener la facultad de reincorporarse al ciclo de nutrientes al momento de degradarse, es una biotecnología con un multipropósito de la cual, al ser utilizada de manera adecuada, se pueden obtener solo beneficios para los suelos degradados y aún mayores en suelos de climas áridos (Fig. 2).



Figura 2. Aportaciones más relevantes de los biohidrogeles para suelos degradados.

II. Metodología

6.1 Selección y procedimiento de muestreo del suelo

En este estudio se recolectaron muestras de suelo en dos localidades que presentan deficiencias nutricionales y estructurales. El objetivo principal consistió en el estudio del estatus nutricional de tales suelos, con el fin de identificar el que presentara las condiciones más críticas y, por ello, fuera necesaria una intervención prioritaria mediante el uso de biotecnologías (*bokashi* y biohidrogel), a fin de mejorar, en la medida de lo posible, ciertos nutrientes y el contenido de materia orgánica. El presente enfoque permite definir estrategias de manejo sostenible que contribuyan a recuperar el estado de salud del suelo.

6.1.1 Muestreo del suelo A

El primer punto de muestreo se localizó en la jardinera de la zona poniente del Instituto de Metalurgia de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP). Para la toma de muestra, se tomó un solo punto asegurando las variaciones espaciales. Se levantó la superficie del suelo para no contaminarla y así poder muestrear en la zona de enraizamiento. Con una pala se sacaron 15 kg de suelo y, utilizando un barreno, se alcanzó una profundidad de 50 cm para no alterar la estructura del suelo ni revolver sus distintos estratos.

Una vez recopiladas, las muestras fueron mezcladas y tamizadas a 2 mm para eliminar partículas gruesas, lo que permitió obtener una textura homogénea. Luego, fueron divididas en partes más pequeñas y guardadas en bolsas de polipropileno a una temperatura fija de 4°C para preservar sus propiedades y ser analizadas más tarde. El proceso garantizó que las propiedades fisicoquímicas del suelo no sufrieran alteración. (Martínez-Toledo et al., 2021; Carter et al., 2007; Margesin et al., 2005).

6.1.2 Muestreo del suelo de Valle de Palomas

El segundo punto de muestreo fue una cárcava ubicada en el Valle de Palomas (VP), en el municipio de Armadillo de los Infante, San Luis Potosí, México (22°15'56"N, 100°45'02"W). La recolección de la muestra se realizó mediante un método muy similar al empleado en el primer punto de muestreo. Primero, se retiró la capa superficial del sustrato con una pala para descartar la fracción más comprometida con los procesos de intemperización y contaminación. A continuación, mediante una pala y un barreno de perforación se recogió material edáfico hasta obtener 15 kg de suelo; este se transportó en bolsas de polipropileno a 4 °C para preservar las propiedades microbiológicas, físicas y químicas de las muestras.

Para ambas muestras, en el laboratorio se realizaron procesos de homogeneización y tamizado (2 mm) para eliminar partículas gruesas y homogeneizar la matriz. Finalmente, se fraccionaron y almacenaron bajo condiciones controladas hasta su uso, garantizando la integridad y representatividad de las muestras de este estudio y de sus posteriores análisis

(Casabella et al., 2021; Martínez-Toledo et al., 2021; Carter et al., 2007; Margesin et al., 2005).

6.2. Elaboración del *bokashi*

La preparación del *bokashi* se llevó a cabo en el Laboratorio de Geomicrobiología de la UASLP, siguiendo el protocolo estandarizado, según lo establecido por Kuker (2023), Restrepo (2014) y Agricultura Orgánica (2013). Se necesitó la mezcla de materiales sólidos orgánicos con una fase líquida densamente inoculada con microorganismos benéficos que favorecieran la fermentación, tal y como lo describen Xu y colaboradores (2000).

Se homogenizaron 4 kg de guano aviar maduro (gallinaza), 4 kg de tierra ordinaria, 2 kg de paja y 4 kg de composta finamente triturada, buscando favorecer la disponibilidad del sustrato y la actividad microbiana durante la degradación (Footer et al., 2014).

A esta mezcla se le añadió la fase líquida compuesta por 0.1 L de yogurt natural, 0.002 kg de levadura seca previamente fermentada y 0.025 L de miel disuelta en agua libre de cloruros. La humedad se ajustó para que el sistema fermentativo se mantuviera dentro de los parámetros óptimos y así se alcanzara una fermentación eficiente. El *bokashi* se preparó en un contenedor de polipropileno, con capacidad de 75 L, con tapa que permitiera los volteos y ventilación necesaria progresiva y controlada, asegurando la eficiencia de la preparación (SADR, 2022; Kuker et al., 2023; Restrepo et al., 2014; Agricultura Orgánica, 2013).

6.2.1 Monitoreo y fases de maduración

Etapas de fermentación. En los primeros 7 días se estuvo monitoreando el pH y la temperatura, parámetros que nos indican si el proceso de fermentación se estaba realizando exitosamente, al no superar 60°C ni alcanzar pH superior a 9. De esta forma se aseguró la prevalencia de las comunidades bacterianas responsables de los procesos fermentativos. En esta primera etapa, el *bokashi* requirió volteos periódicos cada 12 h para disipar el calor generado por la descomposición de la materia orgánica, evitando así la formación de condiciones anaerobias que pudieran comprometer la viabilidad y la eficiencia de la comunidad microbiana (SADR, 2022; Restrepo et al., 2014; Agricultura Orgánica, 2013).

Etapas de maduración. A partir del octavo día, el *bokashi* ingresó a la fase de maduración, caracterizada por una estabilización gradual del pH y de la temperatura. Durante este periodo, los volteos fueron esporádicos para favorecer la consolidación de los procesos microbianos y la transformación de los compuestos orgánicos en formas más estables y biodisponibles. Hacia la tercera semana (a partir del día 15), el *bokashi* entró en la etapa de enfriamiento, en la que la actividad fermentativa disminuyó significativamente. Finalmente, tras 21 días de fermentación controlada, teóricamente el *bokashi* alcanzó un estado óptimo de maduración, caracterizado por una estructura homogénea y un perfil bioquímico

adecuado para su aplicación como enmienda orgánica (SADR, 2022). Esta fase de maduración se comprobó tras su análisis.

6.2.2 Recolección y almacenamiento del lixiviado

A lo largo del proceso de fermentación del *bokashi*, el lixiviado generado fue cuidadosamente separado y recolectado para su uso posterior en la rehidratación de biohidrogeles (BHG). La recolección se inició al concluir la fase de compostaje, momento en el que el contenedor se inclinó estratégicamente para facilitar la extracción manual del lixiviado. Este procedimiento se realizó de manera diaria del día 7 al 15 del proceso, periodo en el cual el *bokashi* dejó de liberar nutrientes en forma líquida, como también lo indica la SADR (2022).

El lixiviado recolectado se almacenó en recipientes de polietileno de alta densidad de 1 L, previamente esterilizados para prevenir la contaminación. Cada recipiente se llenó hasta su capacidad máxima para minimizar la presencia de oxígeno, reduciendo así el riesgo de alteraciones en la composición química y biológica del lixiviado. Posteriormente, las muestras fueron conservadas a una temperatura constante de 4 °C y protegidas de la exposición a la luz, condiciones que aseguraron su estabilidad física, química y microbiológica hasta su análisis y su aplicación en la rehidratación de los biohidrogeles (Roy et al., 2019; Lyons et al., 2008; Hewitt, 1997).

6.3. Síntesis de biohidrogel

6.3.1 Preparación de la solución de alginato de sodio

Se procedió a la preparación de la solución de alginato de sodio ($C_6H_7NaO_6$)_n mediante la disolución de 2 g de alginato de sodio en 100 mL de agua desionizada, en un vaso de precipitado. La mezcla se sometió a agitación magnética continua durante 2 h, manteniendo la temperatura ambiente constante a 24 ± 2 °C, con el objetivo de obtener una solución homogénea, translúcida y libre de grumos. Posteriormente, la solución se dejó en reposo durante 24 h para permitir la liberación de las burbujas de aire atrapadas durante el proceso de agitación, asegurando así la estabilidad y la uniformidad de la disolución (Churio et al., 2018; Bajpai et al., 2006; Kuo et al., 2001).

6.3.2 Preparación de soluciones reticulantes

Se procedió a disolver 0.7 g de cloruro de calcio ($CaCl_2$) en 100 mL de agua desionizada (DI), mediante agitación magnética continua durante 30 minutos para asegurar una disolución completa y homogénea (Pilipenko et al., 2019; Kuo et al., 2001).

De manera análoga, se preparó una solución de lactato de calcio (LtCa, $C_6H_{10}CaO_6$) disolviendo 0.8 g del compuesto en 100 mL de agua desionizada y sometiéndola a agitación magnética durante 30 minutos hasta lograr una disolución total (Jyoti-Sen, 2017; Manev et al., 2013; Chávez et al., 1994).

Ambas soluciones se evaluaron en distintas concentraciones para determinar su eficacia y comportamiento en los ensayos posteriores, garantizando un control preciso de las variables experimentales.

6.3.3 Síntesis de biohidrogel de alginato de sodio

Se llenó una jeringa de 20 mL con la solución de alginato de sodio y se agregó gota a gota a la solución reticulante de CaCl_2 , bajo agitación constante (200 rpm). Esta se fue añadiendo a una altura de 30 cm del vaso. Se mantuvo en contacto durante 10 minutos para favorecer la formación de enlaces iónicos entre los grupos carboxilato del alginato y los iones de calcio. Los hidrogeles formados se filtraron y se lavaron con abundante agua desionizada para eliminar el exceso de CaCl_2 . Se almacenaron los hidrogeles en bolsas de polietileno cerradas hasta su uso a temperatura ambiente, Figura 3 (Firmanda et al., 2024; Lu et al., 2015; Chang et al., 2009).

Para el ensayo con lactato de calcio, se siguió el mismo procedimiento; solo se cambió la solución reticulante de CaCl_2 por lactato de Ca y se incrementó el tiempo de reticulación a 15 minutos. Ambos ensayos se mantuvieron en las mismas condiciones.

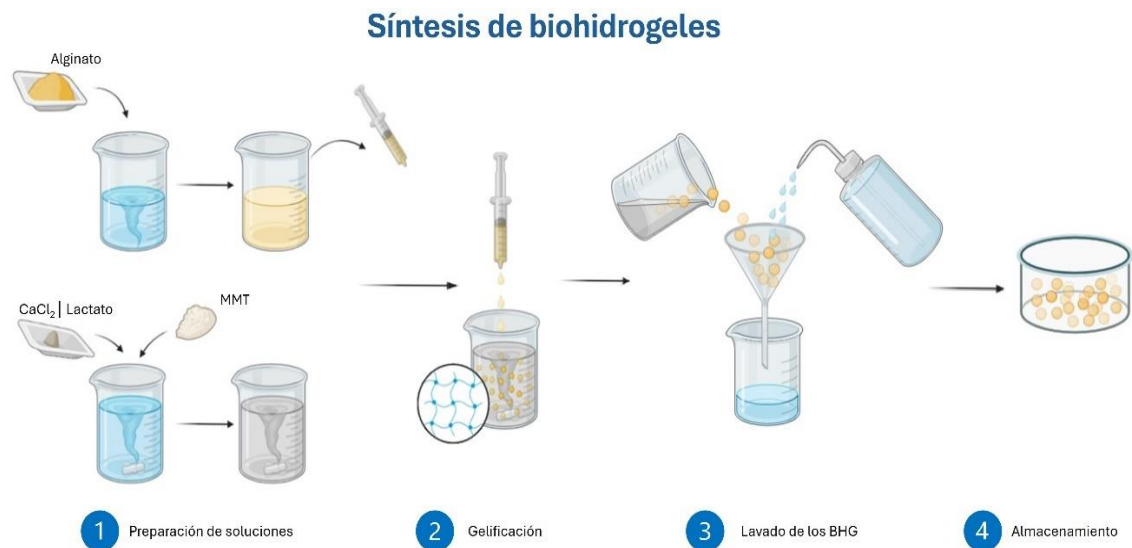


Figura 3. Diagrama de la síntesis de biohidrogel.

Claves: MMT; montmorillonita; BHG: biohidrogel.

6.3.3.1 Modificación del biohidrogel con montmorillonita

Se dispersó la MMT en la solución reticulante (CaCl_2 o lactato de Ca, según correspondiera) y se mantuvo en agitación constante durante 30 minutos para garantizar la dispersión homogénea. Esto se realizó con diferentes concentraciones de MMT quedando la óptima en 2.5%. Se continuó con la reticulación de los hidrogeles según la forma descrita en el punto anterior (Lee et al., 2003).

6.4. Determinaciones físicas, químicas y biológicas del suelo, *bokashi* y biolixiviado

6.4.1. Determinaciones físicas y químicas

Los parámetros físicos y químicos cuantificados en las matrices suelo, *bokashi* y biolixiviado fueron analizados en un laboratorio externo acreditado Fertilidad de Suelos S. de R.L. (Celaya, Guanajuato, México), acreditación SA-1359-044/21 ante la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA), conforme a lo establecido en la norma NMX-EC-17025-IMNC-2018. La Tabla 3 muestra los métodos y técnicas empleados para cuantificar los parámetros, de acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2000 (Anexo1).

Tabla 3. Métodos y técnicas utilizadas para la determinación de los parámetros físicos y químicos

Parámetro	Método
Textura	Técnica de Bouyoucos utilizando el triángulo de texturas
Punto de saturación (PS)	Técnica gravimétrica
Capacidad de campo (CC)	Cálculo derivado del valor de PS: $CC = (PS / 1.84) - 0.48$
Punto de marchitez permanente (PMP)	Cálculo derivado del valor de CC: $PMP = CC \times 0.595$
Conductividad hidráulica (CH)	Método de carga variable para textura fina
Densidad aparente (ρ_a)	Técnica del terrón parafinado
pH	Método potenciométrico
Conductividad eléctrica (CE)	Método de sonda de actividad iónica
Carbonatos totales	Método de Horton y Newson
Materia orgánica (MO)	Método de Walkley y Black
Nitrógeno inorgánico	Procedimiento de micro-Kjeldahl
P	Método de Bray y Kurtz
Ca, Mg, Na y K	Método de bases intercambiables, por ICP-PLASMA
Cu, Fe, Mn, Zn	Método por extracción con DTPA y Sorbitol por ICP-PLASMA
Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	Método de acetato de amonio, por ICP-PLASMA
B, Al, S	Método no especificado

6.4.2. Determinaciones biológicas (actividad enzimática)

Arisulfatasa

La actividad de la arilsulfatasa (ARS) se determinó, de acuerdo con el método descrito por Tabatabai y Bremmer (1970), el cual consiste en: pesar 1 g de suelo previamente secado y tamizado en malla de 2 mm, la muestra tiene que estar a una temperatura de 37 °C, se

agrega 0.2 mL de tolueno, 4 mL de buffer de acetatos pH 5.8 y 1 mL p-nitrofenol sulfato 0.05 M, se mezcla cuidadosamente la solución, se incuba a 37 °C por 1 h, pasado el tiempo, se pasa la muestra a un baño a 4 °C, ahí se agrega 1 mL de CaCl₂ 0.5 M, 4 mL de NaOH 0.5 M, la mezcla se agita y se centrifuga a 3000 rpm a 4 °C por 10 minutos, posteriormente se mide su absorbancia en un espectrofotómetro (BioTek Synergy H1) a 420 nm.

Fosfatasa

La actividad de la enzima se determinó en el laboratorio, según lo reportado por Tabatabai y Bemner (1969), el cual consiste en pesar 1 g de suelo previamente secado y tamizado en malla de 2 mm, se agrega 2 mL de tolueno, 4 mL de MUB pH 6.5 (Buffer modificador universal Triza, ácido málico, ácido cítrico, ácido bórico y NaOH), 1ml p-nitrofenol fosfato, se mezcla todo y se incuba a 37 °C en agitación a 120 rpm por 1 hora, pasado el tiempo se pasa la muestra a 4°C, se agrega 1 mL de CaCl₂ 0.5 M, 4 mL de NaOH 0.5 M, y se centrifuga a 3000 rpm a 4 °C por 10 minutos, posteriormente se mide su absorbancia en un espectrofotómetro (BioTek Synergy H1) a 410 nm.

β-glucosidasa

La β-glucosidasa (BG) se determinó utilizando el método desarrollado por Tabatabai (1982) y Eivazi y Tabatabai (1988), esta técnica consiste en: pesar 1 g de suelo previamente secado y tamizado en malla de 2 mm, se agrega 0.2 mL de tolueno, se mezcla y se deja incubar por 15 minutos, posteriormente se agregan 4 mL del buffer MUB-HCl pH 6.0 (THAM, ácido málico, ácido cítrico, ácido bórico y NaOH) y 1 mL p-nitrofenol β-glucosidasa 50 mM, se continua mezclando todos los componentes, posteriormente, se incuba a 37 °C por 1 h, pasado el tiempo se pasa la muestra un baño a 4 °C, se agrega 1 mL de CaCl₂ 0.5 M y 4 mL del buffer THAM 0.1 M pH 12, la mezcla se agita para homogenizar los componentes, posteriormente se centrifuga a 3000 rpm a 4 °C por 10 minutos, pasado el tiempo se mide su absorbancia en un espectrofotómetro (BioTek Synergy H1) a 405 nm.

Ureasa

La actividad de la ureasa (UR) se determinó según lo establecido por Tabatabai 1982, el cual consiste en: pesar 1 g de suelo previamente seco y tamizado en malla de 2 mm, se agrega 1.5 mL de solución urea 79.9 mM, se mezcla y se incuba a 37 °C por 2 h en orbital a 170 rpm, posteriormente se pasa a 4 °C, se agrega 13.5 mL de KCl 1M, HCl 0.01M, se agita por 30 minutos, pasado el tiempo, se centrifuga a 3000 rpm a 4 °C por 10 minutos, una vez terminado, se toma 1 mL del sobrenadante y se agrega 9 mL de H₂O desionizada, se agita la mezcla para posteriormente agregar 5 mL de silicato de sodio-hidróxido de sodio, 2 mL de dicloro-isocianurato de sodio, se deja reposar 30 minutos, para posteriormente medir su absorbancia a 660 nm en espectrofotómetro (BioTek Synergy H1).

6.5. Determinaciones físicas y químicas del biohidrogel

6.5.1 Determinaciones físicas

Morfología

Los biohidrogeles (BHG) se hidrataron durante 24 h en agua desionizada y, posteriormente, se cortaron de forma transversal (Chang et al., 2009) y se montaron en pines. Se metieron a la ultracongeladora durante 4 h y después a la liofilizadora durante 16 h, con el fin de mantener el tamaño del poro cuando estaba hidratado, pero ahora en forma seca (Ramírez, 2016; Sirousazar, 2011). Los aerogeles liofilizados fueron recubiertos con oro para generar la superficie conductora y finalmente fueron observados en el microscopio SEM (JEOL) con aceleración de voltaje de 20 kV (Thai et al., 2024; Lee et al., 2003).

Capacidad de hinchamiento

Para evaluar la capacidad de hinchamiento de los hidrogeles, se utilizó un método de gravimetría: se pesó 0.5 g de BHG seco y se sumergió en 50 mL de agua desionizada, manteniéndolo en agitación magnética a temperatura ambiente. Esta prueba se realizó en intervalos de tiempo (0.5, 1, 2, 4, 6, 8 y 24 horas), filtrando el agua que no fue absorbida, los BHG se secaron en papel filtro; una vez que el BHG no tenía excedente de agua, se pesó y se regresaron a hidratación hasta completar las 24 h (Zhang et al., 2023; Savic et al., 2023; Lee et al., 2003).

Este proceso se realizó por triplicado, usando los promedios como valores finales para calcular la capacidad de hinchamiento en porcentaje, dado por la siguiente fórmula:

$$W_h = W_f - W_0$$
$$\%_h = \frac{W_f - W_0}{W_0} \times 100$$

6.6. Diseño experimental y empaquetamiento de columnas

Se utilizaron columnas de acrílico transparente (altura: 20 cm, diámetro: 8 cm), abiertas por ambos lados, con bases removibles en la parte inferior y orificios para drenaje. El suelo, *el bokashi*, *el lixiviado* y *el biohidrogel* (BHG) se prepararon previamente en los puntos 6.1, 6.2 y 6.3, respectivamente. Todo el BHG utilizado se rehidrató 24 horas antes de su uso.

Se implementaron cuatro tratamientos experimentales, cada uno con tres réplicas, manteniendo condiciones ambientales controladas en el laboratorio. Las columnas permanecieron sin cubrir durante toda la experimentación (50 días), sin alteraciones de los parámetros externos. Al final de los ensayos, las columnas fueron desmontadas para realizar pruebas finales y los análisis correspondientes.

6.6.1 Tratamiento 1: Suelo + *bokashi* + biohidrogel rehidratado con lixiviado

Se adicionaron, por capas, 400 g de suelo tamizado y seco a temperatura ambiente; este se humedeció uniformemente con 150 mL de agua destilada. Posteriormente, se incorporó una capa de 200 g de *bokashi* y, después, se colocó una capa de 100 g de BHG previamente rehidratado con una dilución al 50% de lixiviado (correspondiente a 3.5 g de BHG seco). Finalmente, se cubrió con una capa superior de 400 g de suelo humedecido con 150 mL de agua destilada (Fig. 4).

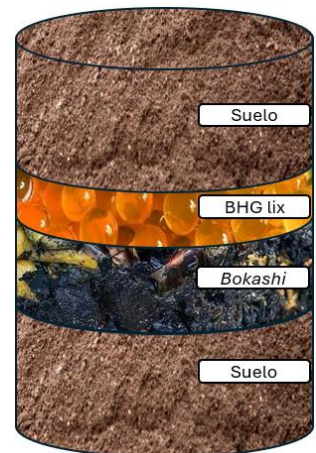


Figura 4. Tratamiento con *bokashi* y biohidrogel hidratado con lixiviado

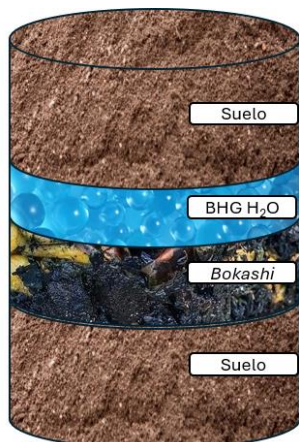


Figura 5. Tratamiento con *bokashi* y biohidrogel hidratado con agua.

6.6.2 Tratamiento 2: Suelo + *bokashi* + biohidrogel rehidratado con agua destilada

Para este ensayo se replicaron las condiciones del ensayo 1, variando la rehidratación del BHG con agua destilada en lugar del lixiviado, con un peso final de 200 g. Se mantuvieron las mismas proporciones y condiciones ambientales (Fig. 5).

6.6.3 Tratamiento 3: suelo + biohidrogel rehidratado con lixiviado

Se adicionó una primera capa de 400 g de suelo tamizado, humedecido con 150 mL de agua destilada, y luego se incorporó una capa intermedia de 100 g de BHG rehidratado con lixiviado al 50%, para finalmente colocar una capa superior de 400 g de suelo en las mismas condiciones que la primera capa (Fig. 6).

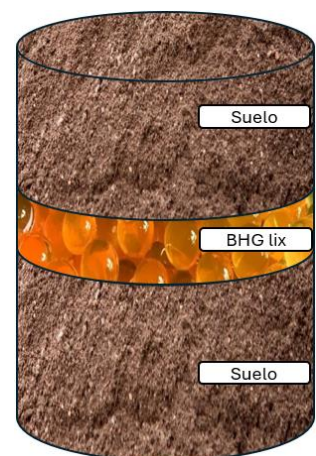


Figura 6. Tratamiento con biohidrogel hidratado con lixiviado

6.6.4 Tratamiento 4: suelo + *bokashi*

Para este ensayo se colocó una capa inicial de 400 g de suelo humedecido con 150 mL de agua destilada, se incorporaron 200 g de *bokashi* como capa intermedia y se cubrió con una capa de suelo humedecido con las mismas proporciones que la primera capa, como se aprecia en la Figura 7.

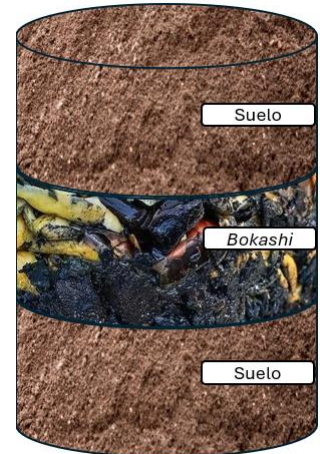


Figura 7. Tratamiento con *bokashi*.

6.7 Análisis estadístico multivariado

Para desarrollar una evaluación integral de los efectos de los tratamientos sobre la recuperación de la salud del suelo e identificar las relaciones entre sus parámetros físicos, químicos y biológicos, se utilizaron herramientas estadísticas multivariadas complementarias: Análisis de Componentes Principales (PCA) y Clusterización Aglomerativa Jerárquica (CAJ). Estos métodos permiten sintetizar grandes volúmenes de datos edáficos y detectar patrones de respuesta ante distintos tratamientos o condiciones de manejo del suelo, aportando una visión integradora del sistema.

6.7.1 Análisis de componentes principales (PCA)

El análisis de componentes principales (PCA) se utilizó con el fin de reducir la dimensionalidad del total de variables que se consideraron en los tratamientos, así como identificar gradientes funcionales del suelo, que permita identificar cuál de los tratamientos tuvo mejor respuesta considerando la mayor proporción de variabilidad original de los parámetros físicos, químicos y biológicos (Jolliffe & Cadima, 2016).

El análisis se aplicó a una matriz que integró las 29 variables consideradas en los análisis físicos (punto de saturación, capacidad de campo, punto de marchitez permanente, densidad aparente, etc.); químicos (materia orgánica, pH, capacidad de intercambio catiónico, K, S, P, etc.); y biológicos (arilsulfatasa, ureasa, etc.).

Los datos fueron estandarizados mediante el método de z-score (media = 0, desviación estándar = 1) para evitar sesgos derivados de las distintas unidades de medida. El PCA se efectuó sobre la matriz de correlaciones utilizando el software XLSTAT-Estudiante (versión 2025.1.1.1429, Addinsoft, Francia). Los componentes principales se seleccionaron según el criterio de Kaiser (autovalores > 1) y considerando la interpretabilidad ecológica de las cargas (Jolliffe, 2002). Las variables con cargas absolutas ≥ 0.5 se consideraron de alta influencia. Los resultados se representaron mediante biplots que mostraron la distribución de los

tratamientos y la relación entre las variables que explican la variabilidad del sistema (Raiesi & Kabiri, 2016; Pouladi et al., 2020).

6.7.2 Clusterización Aglomerativa Jerárquica (CAJ)

Para complementar el estudio, se utilizó el análisis de Clusterización Aglomerativa Jerárquica (CAJ) con el fin de agrupar valores que presentaran similitud en la PCA.

El análisis se realizó sobre la misma matriz estandarizada de variables, utilizando como medida de disimilitud la distancia euclidiana y el método de enlace de Ward, que minimiza la varianza dentro de los grupos y maximiza la separación entre ellos (Ward, 1963). El procedimiento se realizó en XLSTAT-Estudiante (versión 2025.1.1.1429, Addinsoft, Francia), lo que generó un dendrograma que permitió visualizar agrupamientos homogéneos de tratamientos.

Este método nos permitió identificar la coherencia de la PCA y diferenciar tres grandes grupos acorde con el tipo de cambios que tuvieron: el suelo control, la capa inferior de los tratamientos y la capa superior de los tratamientos.

III. Resultados y discusiones

7.1 Evaluación comparativa de las muestras de suelo para su selección

De los dos suelos evaluados, se obtuvieron resultados de parámetros que sirvieron como indicadores del grado de afectación en cada uno. En la Tabla 4 se muestran los resultados de los análisis físicos y químicos de las muestras de suelo previamente seleccionadas, así como la interpretación obtenida al compararlas.

Tabla 4. Comparación de parámetros físicos y químicos entre el suelo A y VP

	Parámetro	Suelo A	Suelo VP	Interpretación
Físicos	Textura	Franco	Franco arcilloso	
	PS (%)	36.4	61	Suelo más compacto: VP
	CC (%)	19.3	32.7	Requiere riego más frecuente: A
	PMP (%)	11.5	19.5	Menor disponibilidad de agua: VP
	CH (cm/h)	4.7	0.7	Baja capacidad de transmitir agua: VP
	ρ_a (g/cm ³)	1.37	1.19	Densidad más baja: VP
	ρ_r (g/cm ³)	3.56	3.24	Densidad más baja: VP
	Porosidad (%)	61.52	63.27	Menor porosidad: A
Químicos	pH	7.97	6.66	Suelo más ácido: VP
	Carbonatos totales (%)	0.29	0.01	Insolubilización de nutrientes: A
	CE (dS/m)	2.62	0.24	Poca presencia de sales: VP
	MO (% p/p)	1.77	1.49	Mayor contenido de materia orgánica: A
	CIC (meq/100g)	13.8	14.1	Mayor capacidad de retener nutrientes VP
	Ca (mg/kg)	1741	2513	
	Fe (mg/kg)	3.82	7.25	Bajo en nutrientes: A
	Cu (mg/kg)	0.22	0.44	
	P (mg/kg)	40.5	0.45	
	K (mg/kg)	353	129	
	Mg (mg/kg)	287	133	
	Na (mg/kg)	421	29.8	
	Zn (mg/kg)	1.68	0.28	Bajo en nutrientes: VP
	Mn (mg/kg)	2.67	<0.75	
	B (mg/kg)	0.12	0.04	
S (mg/kg)	273	11.1		
N-NO ₃ (mg/kg)	3.67	2.74		

VP: Valle de las Palomas; PS: Punto de saturación; CC: Capacidad de campo; PMP: Punto de marchitez permanente; CH: Conductividad hidráulica; ρ_a : densidad aparente; ρ_r : densidad real; CE: Conductividad eléctrica; MO: Materia orgánica; CIC: Capacidad de intercambio catiónico

Según los resultados observados en la Tabla 4, en cuanto a sus propiedades físicas, la CH es cuatro veces menor en VP que el suelo A; debido a su textura arcillosa, presenta una mayor compactación, lo que a su vez indica una baja porosidad y un mal flujo de aire. Autores como Mbaki (2023) y Frene (2024) confirman que la compactación reduce la conductividad y el intercambio gaseoso, afectando el crecimiento de raíces y el ciclo de nutrientes. Por el lado de las aportaciones hídricas, el suelo VP presenta una baja capacidad de drenaje (0.7 cm/h), así como una menor cantidad de agua disponible para las plantas (PMP 19.5%); esta agua queda fuertemente atrapada en sus poros y, por tanto, la fracción disponible es muy limitada (Talat et al., 2025).

En cuanto a sus propiedades químicas, el suelo VP presenta una evidente desnutrición de macronutrientes: muy poco P disponible (0.45 mg/kg vs 40.5); lo mismo ocurre con K, Mg, S y N-NO₃. Estas deficiencias representan la baja calidad del suelo VP, considerando que, además, la MO es baja.

De forma general, el suelo A presenta problemas de sodicidad y salinidad (Na 421 mg/kg; CE 2.62 dS/m), mientras que el suelo VP presenta degradación funcional múltiple, agua poco disponible (PMP alto), cantidad de nutrientes muy baja y el pH (6.66) afecta directamente en la disponibilidad de P (Hinsinger, 2001). Todas estas condiciones de baja fertilidad y estructura muy frágil que presenta el suelo VP frente al A hacen que el suelo VP sea el seleccionado debido a su mayor grado de degradación.

7.2 Obtención y caracterización de las propiedades del *bokashi*

7.2.1 Preparación y maduración del *bokashi*

Como se mencionó previamente (sección 6.2.1), el *bokashi* consta de dos fases: fermentación y maduración durante los primeros 21 días. La Figura 8 muestra los parámetros monitoreados durante los primeros 14 días de preparación del *bokashi*. En la primera semana, llamada etapa de fermentación, se observó un aumento gradual de la temperatura y del pH; alrededor del día 8 se registró la temperatura máxima de 52 °C, mientras que el pH alcanzó un máximo de 8.9 entre el día 6 y el 9. Este comportamiento coincide con lo reportado en la literatura, donde se señala que la fase inicial se caracteriza por un incremento rápido de temperatura asociado a la actividad microbiana intensa y la transición hacia una etapa termófila (Afdhal et al., 2025; Faozi et al., 2018); también se ha reportado que el pH tiende a incrementarse en los primeros días de fermentación debido a la producción de metabolitos alcalinos, alcanzando valores cercanos a 9 antes de descender gradualmente en la etapa de maduración (Yunita, 2024). La etapa de maduración inició con el enfriamiento del *bokashi*, alrededor del día 9, donde se observó cómo la temperatura empieza a descender, así como el pH disminuye gradualmente. Del día 14 al 21, sólo se obtuvieron los parámetros finales de 22 °C y 8.3 en pH, lo cual es consistente con lo descrito en procesos estabilizados de *bokashi*.

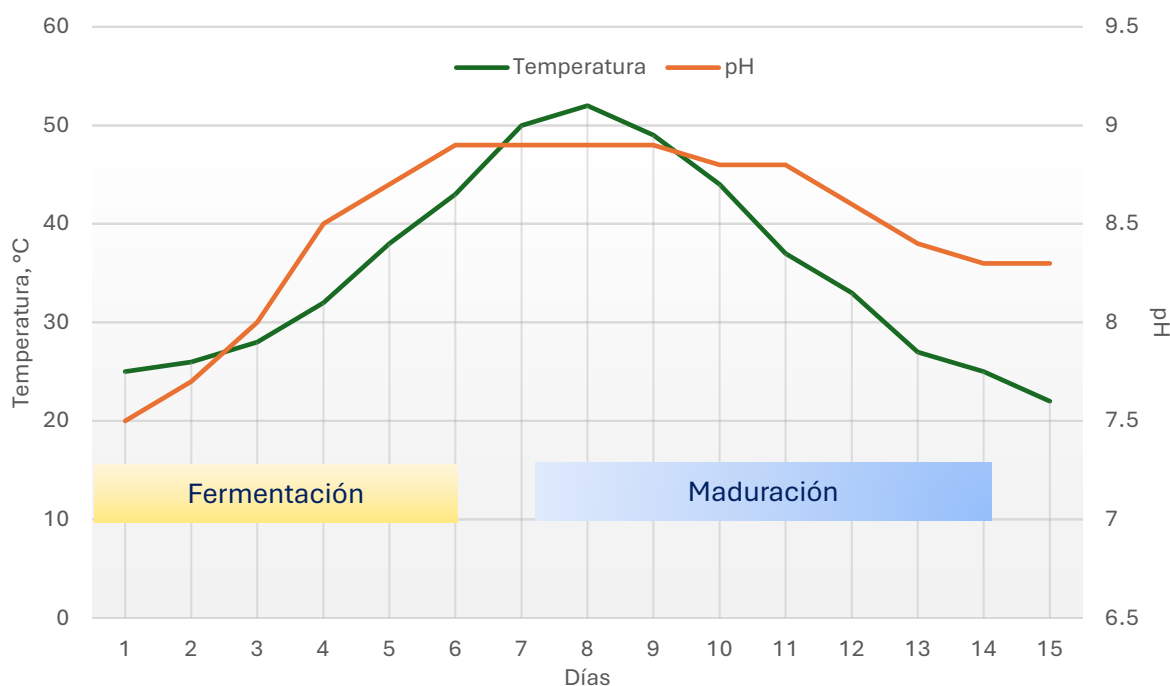


Figura 8. Evolución de T y pH durante la maduración del *bokashi* en los primeros 14 días.

7.2.2 Caracterización

El *bokashi* y su lixiviado fueron analizados de la misma forma que los suelos muestreados, a fin de evaluar los parámetros iniciales. El análisis físico del *bokashi* permitió identificar su capacidad para integrarse al suelo y contribuir a su mejora estructural. De manera paralela, los análisis químicos nos permiten evaluar la capacidad de aportar nutrientes específicos al suelo seleccionado y, de esta forma, mejorar la concentración de algunos nutrientes y fomentar la actividad microbiana benéfica para su mejoría.

La caracterización del lixiviado fue relevante para determinar la concentración de nutrientes liberados de forma gradual a través del biohidrogel y contribuir a la mejoría del suelo seleccionado. Los resultados de estos análisis se muestran en la Tabla 5.

Los resultados obtenidos para el *bokashi* evidencian que sus propiedades idóneas para ser utilizado como tratamiento para mejorar el suelo. Su alta porosidad (71.7%), en conjunto con su baja densidad aparente (0.78 g/cm³), favorece el intercambio de gases y el crecimiento de raíces, condiciones importantes en suelos arcillosos (Agegnehu et al., 2016). Los valores de MO combinados con la CIC pueden mejorar la retención de nutrientes y agua, lo que a su vez mejora la estabilidad estructural (García-Gil et al., 2004). La abundancia de macronutrientes como K, P y N asegura la disponibilidad inmediata para el suelo; además, el pH ligeramente básico es adecuado para contrarrestar entornos de acidez común en

suelos degradados (Pant et al., 2012). Todas estas condiciones hacen que el *bokashi* sea un tratamiento eficaz para iniciar la recuperación de suelos degradados.

Tabla 5. Caracterización del *bokashi* y su lixiviado obtenido durante su fermentación

	Parámetro	Bokashi	Lixiviado
	Textura	Franco	
Físicos	PS (%)	36.6	
	CC (%)	19.4	
	PMP (%)	11.5	
	CH (cm/h)	6.2	-
	ρ_a (g/cm ³)	0.78	
	ρ_r (g/cm ³)	2.76	
	Porosidad (%)	71.74	
	pH	8.19	7.88
	Carbonatos totales (%)	12.7	-
	CE (dS/m)	5.04	3.31
Químicos	MO (% p/p)	6.13	0.22
	CIC (meq/100g)	18.7	-
	P (mg/kg)	63.7	54
	K (mg/kg)	2221	400
	Ca (mg/kg)	1866	200
	Mg (mg/kg)	283	44
	Na (mg/kg)	312	200
	Fe (mg/kg)	14.3	31.2
	Zn (mg/kg)	5.52	0.94
	Mn (mg/kg)	23	1.8
	Cu (mg/kg)	0.79	0.22
	B (mg/kg)	1.58	0.1
	S (mg/kg)	69	44
	<u>N-NO₃ (mg/kg)</u>	<u>14.9</u>	<u>400</u>

PS: Punto de saturación; CC: Capacidad de campo; PMP: Punto de marchitez permanente; CH: Conductividad hidráulica; ρ_a : densidad aparente; ρ_r : densidad real; CE: Conductividad eléctrica; MO: Materia orgánica; CIC: Capacidad de intercambio catiónico

Por su parte, el lixiviado posee pH adecuado para ser utilizado en el biohidrogel sintetizado previamente (7.88), ya que en este pH permite que los nutrientes (S, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ y NO₃⁻) presentes estén disponibles para su absorción por las plantas y el suelo (McCauley, 2017); además, cuenta con alta concentración de nutrientes (P, K y N-NO₃⁻) para ser liberados a través de dicho BHG. En la Tabla 6 se comparan los datos obtenidos con las Tablas de referencia (Anexo A), siendo su principal aportación la del nitrógeno, que

favorecerá la nutrición del suelo de forma soluble y mejorará su absorción. En cuanto a los valores de Ca y Mg, que son bajos, su concentración más alta se encuentra en el *bokashi*.

Tabla 6. Comparación de concentraciones del lixiviado con literatura

Nutriente	Lixiviado	Referencia
P	54	> 30 Alto
K	400	>230 Alto
Ca	200	< 400 Muy baja
Mg	44	< 60 Muy baja
N-NO ₃	400	> 60 Muy alta

Valores expresados en mg/kg

En comparación con el suelo VP, el *bokashi* es más contundente en su potencial para mejorar este suelo. El bajo contenido de MO y la casi nula disponibilidad de P y K frente a los valores presentados en el *bokashi* aseguran una disponibilidad inmediata al suelo VP. La CIC también presenta una mejora significativa, al otorgar la facultad de retener e intercambiar cationes que favorecen el ciclado de nutrientes. Además, el pH del *bokashi* podrá ayudar hacia la neutralidad del pH ácido del suelo, beneficiando la disponibilidad de nutrientes que aporte el *bokashi*. Todos estos beneficios coinciden con la literatura consultada sobre enmiendas orgánicas (Agegnehu et al., 2016; Pant et al., 2012; García-Gil et al., 2004). En cuanto a términos físicos se refiere, el *bokashi* podrá funcionar para incrementar la porosidad contrarrestando la alta compactación que tiene el suelo VP, sin embargo, para que estos beneficios se vean reflejados, se tendría que mezclar ambos y debido al diseño experimental propuesto y los fines de estudio, esta parte física queda comprometida en los resultados.

A partir de los resultados del *bokashi* y de su lixiviado, se confirmó que poseen características nutricionales y estructurales, así como una adecuada capacidad de distribución de agua, que contribuirán de manera integral a la recuperación, al menos parcial, del suelo seleccionado.

7.3 Biohidrogeles

7.3.1 Síntesis y características de biohidrogeles

Se sintetizaron diferentes BHG, variando el reticulante en distintas concentraciones, a fin de identificar el de mejor rendimiento y mayor capacidad de reincorporarse como parte de los nutrientes del suelo ensayado. En las Figuras 9A a C se muestra el proceso de síntesis, mientras que en la Figura 9D se aprecia el resultado final de los BHG usando como reticulante el lactato de calcio, cuyas esferas son más pequeñas, pero mejor definidas. Para los biohidrogeles de CaCl₂, las esferas se perciben de mayor tamaño, pero su estructura es más frágil y se rompen con mucha facilidad Fig. 9E.



Figura 9. Síntesis de biohidrogel.

A) Preparación de reactivos, B) gelificación iónica, C) lavado de BHG con agua, D) esferas de BHG con lactato de calcio, E) esferas con reticulante de CaCl_2

En la Tabla 7 se presentan las condiciones de síntesis de los diferentes BHG para seleccionar el más adecuado para los ensayos posteriores. Por otro lado, en la Tabla 8 se reportan los resultados de la evaluación realizada para determinar la capacidad de hinchamiento de los BHGs obtenidos en un periodo de 24 horas, es decir, el tiempo que tardan en perder su humedad expuestos a condiciones ambientales.

Tabla 7. Condiciones de síntesis y rendimiento de BHG de alginato de Na ($\text{C}_6\text{H}_7\text{NaO}_6$)_n al 2%

Parámetro	BHG 1	BHG 2	BHG 3	BHG 4
Reticulante	CaCl_2 (0.7%)	CaCl_2 (0.7%)	LtCa (0.8%)	LtCa (0.8%)
Reforzador	-	MMT (1.5 %)	-	MMT (2.5 %)
pH de síntesis	8.7	8.9	8.2	8.5
Temperatura (°C)	22	22	22	22
Tiempo de reticulación (min)	10	10	15	15
Rendimiento (%)	96	100	131	150

$\text{C}_6\text{H}_7\text{NaO}_6$: alginato de sodio; LtCa: lactato de Ca; MMT: montmorillonita

Tabla 8. Resultados de absorción y liberación de H₂O_{DI} en 0.5 g de los diferentes BHG

Reticulante	Rehidratante	W _f (g)	Tiempo (h) de liberación de humedad a T constante (40 °C)
CaCl ₂ s/MMT	H ₂ O _{DI}	36.77 ± 1.69	> 72 h
CaCl ₂ c/MMT		35.67 ± 1.81	+ 48 h
LtCa s/MMT		52.46 ± 1.26	48 h
LtCa c/MMT		60.68 ± 1.23	+ 48 h

DI: agua desionizada; BHG: biohidrogel; MMT: montmorillonita; LtCa: lactato de calcio

A partir de los resultados presentados, se seleccionó el BHG reticulado con lactato de calcio y MMT para los ensayos posteriores, debido a que, tras el proceso de síntesis, presentó características deseables, como un mayor hinchamiento y una liberación lenta (Tablas 7 y 8). Así, los BHG sintetizados con lactato de Ca y MMT tuvieron mejor rendimiento (150%), mejor capacidad de absorber agua (120 veces su peso seco) y liberación sostenida de humedad, lo que los hace más eficientes para los fines que se están buscando en este trabajo. Además, el lactato de calcio ofrece ventajas ambientales y agronómicas frente al CaCl₂, ya que se evita la adición directa de cloruros y, por lo tanto, disminuye el riesgo de salinización, además de generar un ambiente no apto para microorganismos no halófilos y fitotoxicidad para plantas sensibles a elevadas concentraciones de sales. Mientras que el CaCl₂ puede promover la formación de complejos cloro-metálicos que incrementen la solubilidad y movilidad de metales pesados como Cd, Pb y Zn (Acosta et al., 2011). La cinética de la síntesis de lactato es más lenta, lo que atenúa el choque osmótico durante la gelificación y favorece redes de alginato más homogéneas (Lee, 2012), como se discutirá más adelante (Figura 10). También el lactato de calcio ha demostrado reducir salinidad y mejorar la agregación del suelo además de su baja persistencia ambiental y aporta carbono orgánico que favorece la microbiota (Fan et al., 2025).

Es por todas estas razones que se eligió el BHG de lactato de Ca con MMT y, en adelante, BHG se referirá al seleccionado.

7.3.2 Morfología

En términos morfológicos, se observaron diferencias claras entre las formulaciones de síntesis: los BHG reticulados con lactato de calcio e hidratados con agua (Figura 10a, a' y 10c) no mostraron una red polimérica bien definida ni partículas. En cambio, los BHG reticulados con lactato de calcio e hidratados con lixiviado presentaron redes más definidas y partículas distribuidas en la matriz (Figura 10b, b', d y d'), presumiblemente provenientes del propio lixiviado (Tabla 5). Lo anterior indica que el medio de hidratación modula la estructura del gel, resultando en una microestructura que sugiere mayor estabilidad debido a la presencia de compuestos iónicos disueltos en el lixiviado, similar a lo que reporta Alsaka

et al. (2025) quienes observan que los lixiviados aportan iones y compuestos orgánicos que interactúan directamente con la matriz de los hidrogeles.

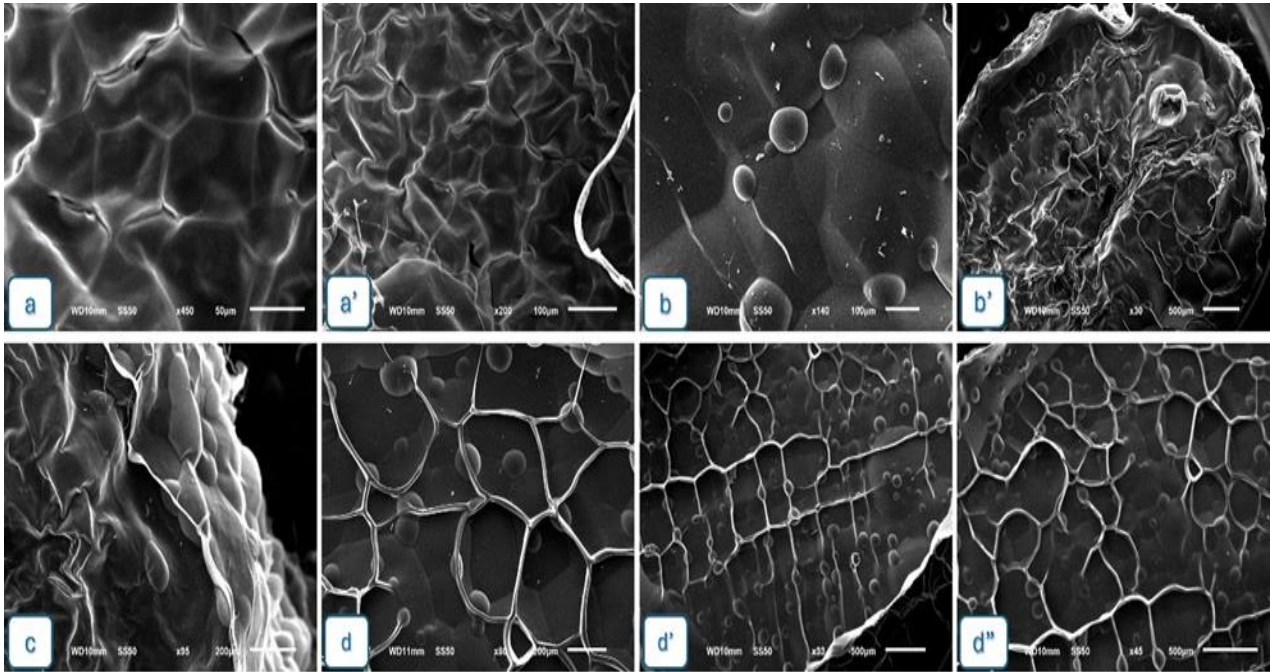


Figura 10. Micrografías de SEM: BHG reticulado con lactato de calcio.

(a y a') Se observa el BHG sin MMT, hidratado con agua; se perciben las cadenas poliméricas, pero no están definidas. b) y b') BHG sin MMT hidratado con 50% de lixiviado; se observan partículas de Ca y K. c) BHG con MMT hidratado con agua. d, d' y d'') BHG hidratado con 50% de lixiviado, se observa la red polimérica mejor reticulada, con andamios bien definidos y partículas de sales entre la red polimérica.

7.3.3 Capacidad de hinchamiento

La capacidad de cada tipo de BHG rehidratado con agua desionizada o con el lixiviado del *bokashi* durante 24 horas mostró diferencias significativas entre las dos soluciones ensayadas (Fig. 11).

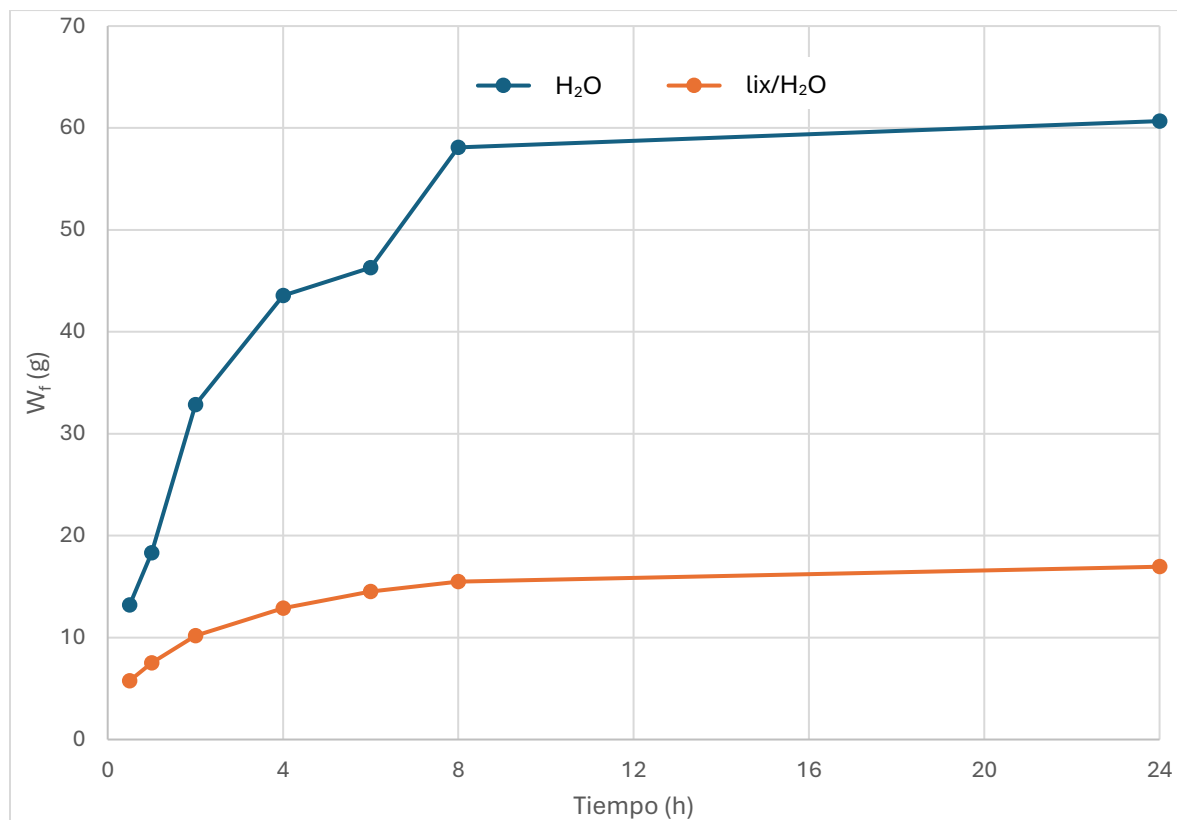


Figura 11. Capacidad de hinchamiento de los BHG durante 24 horas con agua desionizada (H₂O, en azul) y con lixiviado (lix, en naranja)

Al hidratar con agua desionizada, el hinchamiento de los BHG fue mayor, con una absorción máxima de 60.68 g (120 veces su masa inicial), lo que evidencia una alta capacidad para retener agua. En contraste, el BHG hidratado con 50% de lixiviado presenta un hinchamiento menor, alcanzando 16.95 g al cabo de las 24 h (Tabla 9), lo que representa 33 veces su masa inicial; estos resultados coinciden con estudios similares que realizaron Alsaka et al. (2025) y De Piano et al. (2024) quienes observaron que, hidrogeles expuestos a lixiviado evidencian una capacidad de hinchamiento menor que al hidratarse con medios puros. Este comportamiento indica que la presencia de distintos nutrientes y compuestos orgánicos en el lixiviado reduce la eficiencia del BHG para absorber agua (Ali et al., 2024; Ghobashy et al., 2024; Rizwan et al., 2021). En términos de presión osmótica, el hinchamiento del BHG se determina por el diferencial osmótico entre su interior cargado y el medio externo. En agua desionizada, donde la presión osmótica externa es prácticamente nula, ese diferencial ($\Delta\pi$) es máximo y el gel se hidrata hasta 120 veces su masa. En el lixiviado, las sales y solutos elevan la presión osmótica del entorno y apantallan las cargas del polímero, reduciendo $\Delta\pi$ y limitando el hinchamiento a 33 veces su masa inicial (De Piano et al., 2024). Este comportamiento —a mayor fuerza iónica, menor expansión del gel— es característico de los geles polielectrolitos, como los basados en alginato (De Piano et al., 2024; Žuržul et al., 2020). En ambos casos, el BHG hidratado con agua desionizada y el hidratado con lixiviado,

se observó una rápida absorción durante las primeras 8 horas, seguida de una estabilización paulatina, lo que sugiere una saturación progresiva de los espacios porosos del hidrogel (Dhahir et al., 2024).

Tabla 9. Resultados de la prueba de hinchamiento en 0.5 g de BHG

Tiempo (h)	H ₂ O	BHG 50% lix
0.5	13.19 ± 1.05	5.76 ± 0.13
1	18.32 ± 0.77	7.51 ± 0.10
2	32.87 ± 2.32	10.20 ± 0.10
4	43.55 ± 1.96	12.89 ± 0.04
6	46.29 ± 1.45	14.51 ± 0.29
8	59.49 ± 1.05	15.49 ± 0.04
24	60.68 ± 1.23	16.95 ± 0.46

BHG: biohidrogel; lix: lixiviado

Sin embargo, se observó que, después de 48 horas en las soluciones, los BHGs comienzan a perder estructura, de manera más evidente al ser rehidratados con el lixiviado, hasta adoptar una estructura gelatinosa amorfa (Alsaka et al., 2025). En los BHG hidratados con agua desionizada se observa que el proceso de deformación ocurre de manera más lenta; sin embargo, esta condición favorece la aparición de fracturas en la matriz polimérica y una pérdida progresiva de rigidez estructural en las esferas, lo que sugiere una menor resistencia mecánica frente a los ciclos de hidratación (Alsaka et al., 2025).

7.4 Ensayos con columnas: comparación y análisis

Una vez seleccionado, secado y tamizado el suelo, y teniendo el biohidrogel (BHG) previamente sintetizado y caracterizado, así como el *bokashi* y su lixiviado listos y caracterizados, se llevaron a cabo ensayos controlados en columnas de acrílico. Este diseño experimental permitió evaluar el efecto del *bokashi* y del biohidrogel de forma individual y conjunta. El objetivo central fue analizar los cambios en los aspectos físicos, químicos y biológicos del suelo, mediante el monitoreo comparativo en las condiciones inicial y final, identificando los alcances hacia su recuperación promovidos por la acción de estas biotecnologías.

Para alcanzar el objetivo central, se decidió variar la configuración de empaque de las columnas (ver Sección 6.6; Tabla 10). Todas las columnas se montaron por triplicado, empaquetadas y manteniéndolas bajo las mismas condiciones para asegurar la comparabilidad entre los tratamientos (Fig. 12).

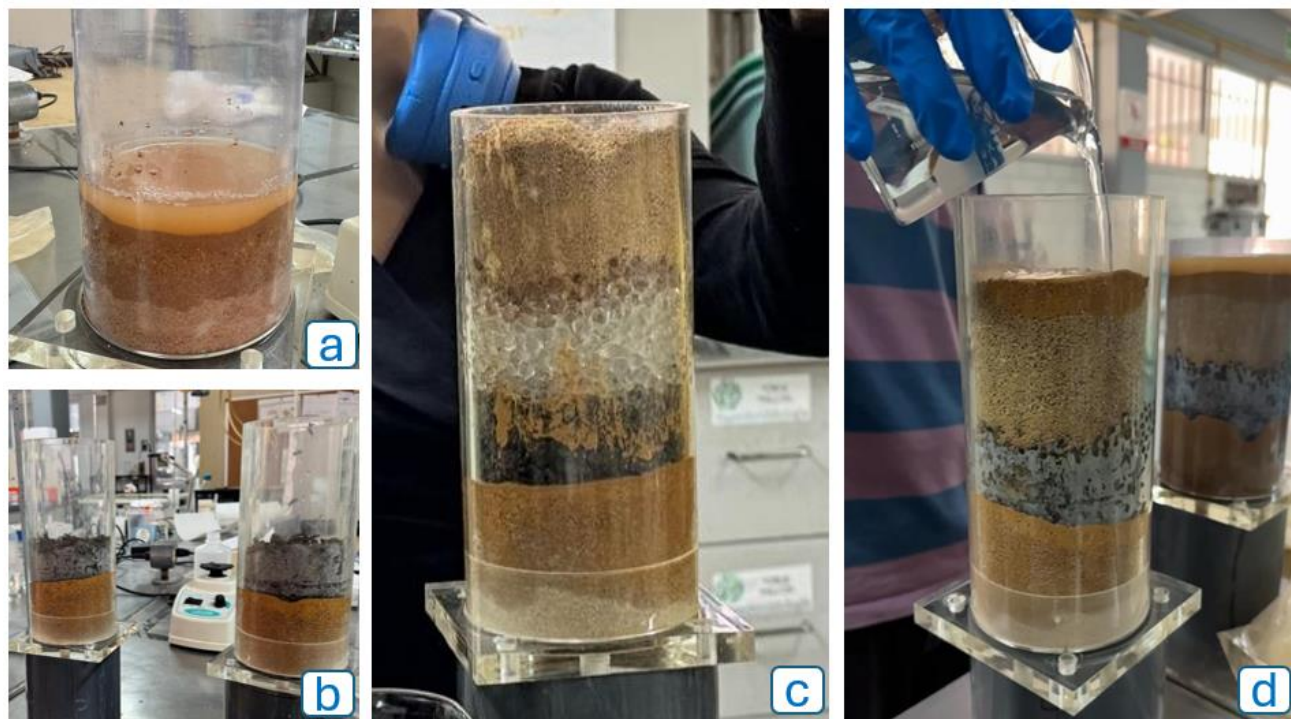


Figura 12. Empaquetamiento de columnas.

a) Capa inferior de suelo humedeciéndose con agua, b) columna con la primera capa de suelo y el *bokashi*, c) columna con todos los componentes, d) humedeciendo la última capa de suelo con toda la columna empaquetada

Tabla 10. Configuración de los cuatro tratamientos en columnas

Componentes	BK + BHG _{lix}	BK + BHG _{H₂O}	BHG _{lix}	BK
Capa superior (S) del suelo	✓	✓	✓	✓
BHG	con lix	con H ₂ O	con lix	✗
<i>Bokashi</i>	✓	✓	✗	✓
Capa inferior (I) del suelo	✓	✓	✓	✓

BK: *bokashi*; BHG: biohidrogel; lix: lixiviado del *bokashi*; DI: desionizada; ✓: presente; ✗: ausente

Para este estudio se optó por 50 días de ensayo porque ese intervalo permite rebasar la fase transitoria inicial y observar respuestas que tienden a estabilizarse en suelos mejorados (enzimas, C soluble, mineralización y biomasa microbiana) (Min et al., 2024; Bednik et al. 2023). Así, en un diseño experimental previo, con muestreos de suelo para su caracterización de 2, 9 y 45 días, se reporta que a las 6-7 semanas (42 y 49 días, respectivamente) aumentan o se reequilibran la actividad enzimática y el contenido de C soluble, mientras que la mineralización desciende respecto de los picos tempranos, señales de ajuste hacia un nuevo estado estable (Saraiva et al., 2022; Bastida et al., 2017). A escala de comunidad microbiana,

se ha documentado la recuperación hacia el estado original del suelo, alrededor del día 36, y el mantenimiento de la estabilidad hasta el día 76, lo que sitúa a los 50 días dentro de una ventana temporal adecuada para captar cambios significativos sin quedarse en la dinámica parcial de los primeros días (Lourenço et al., 2018). En otro trabajo reciente, los investigadores mantienen la incubación en 0-50 y 51-90 días y reportan que la mayor respiración microbiana y carbono orgánico disuelto (DOC) se concentran en los primeros 50 días (Giang et al., 2024); así, un ensayo de 50 días representa un tramo más informativo y el inicio de la estabilización de los procesos químicos y biológicos, principalmente.



Figura 13. Proceso de desmontaje de columnas y separación de componentes

a) Suelo con *bokashi* tras 50 días. b) Recolección de los primeros 2 cm en contacto con BHG. c) Separación de *bokashi* y de fragmentos de BHG. d) Interfaz entre el suelo húmedo y el *bokashi*. e) Residuos de BHG y *bokashi* en el suelo.

Al término de los 50 días, las columnas se desmontaron una por una, separando las diferentes capas, prestando mayor atención en la capa superior e inferior que contenían el suelo ensayado. Los primeros 2 cm de suelo, que estaban en la zona en contacto con el *bokashi* o BHG, se colectaron de forma independiente (Fig. 13) para realizar las pruebas de actividad enzimática en esta región, que se esperaba que fuera de mayor actividad microbiana al estar en contacto con una fuente de mayor de nutrientes. Sin embargo, también se mantuvieron separadas ambas capas para su posterior análisis, ya que, por la naturaleza del ensayo, se sugieren diferencias significativas entre ambas en sus parámetros físicos, químicos y biológicos.

Durante el experimento, se evitó el monitoreo de algún parámetro *in situ*, así como la manipulación de las columnas, a fin de no perturbar la estructura y las condiciones originales de los tratamientos.

En la Tabla 11 se presentan los resultados obtenidos de las columnas con los cuatro tratamientos diferentes (Tabla 10), identificados como BK+BHG_{lix}, BK+BHG_{H₂O}, BHG_{lix} y BK, mientras que las letras S e I indican si el suelo pertenece a la capa superior o inferior, respectivamente. También se incorporaron los resultados de las condiciones iniciales del suelo como referencia del antes, así como una columna con rangos de referencia: uno de ellos con rangos óptimos para el crecimiento vegetal. Cada columna se analizó de manera independiente para determinar el impacto de los tratamientos en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. La evaluación integral de los tratamientos nos permite identificar con claridad las diferencias que presenta la evaluación de las propiedades físicas, químicas y biológicas en cada una de las columnas ensayadas, pudiendo observar cuáles representan mayor impacto tras 50 días de experimentación. A simple vista, los resultados parecen ser muy similares; sin embargo, cada tratamiento y cada capa tienen diferencias que representan fenómenos de interacción diferentes.

Tabla 11. Resultados de los parámetros físicos, químicos, biológicos y rangos de referencia de los tratamientos en las columnas

Parámetro	Suelo VP	BK+BHG _{lix} S	BK+BHG _{lix} I	BK+BHG _{H2O} S	BK+BHG _{H2O} I	BHG _{lix} S	BHG _{lix} I	BK S	BK I	Referencia
Textura	Franco arcilloso	Arcilla	Arcilla	Arcilla	Arcilla	Arcilla	Arcilla	Arcilla	Arcilla	Franco arcilloso
PS (%)	61	62	62.2	61	67.2	64.6	62	60	60.2	50 - 60
CC (%)	32.7	33.2	33.3	32.7	36	34.6	33.2	32.1	32.2	27 - 38
PMP (%)	19.5	19.8	19.8	19.5	21.4	20.6	19.8	19.1	19.2	12 - 22
AWC = CC - PMP	13.2	13.4	13.5	13.2	14.6	14	13.4	13	13	12 - 18
CH (mm/h)	7	6	6	7	4	0.5	0.6	7	7	3.6 - 144
ρ_a (g/cm ³)	1.19	1.22	1.17	1.11	1	1.1	1.1	1.2	1.13	1.10 - 1.40
ρ_r (g/cm ³)	3.24	2.78	2.79	2.43	2.5	2.73	2.49	2.83	2.78	2.60 - 2.70
Porosidad (%)	63.27	56.12	58.06	54.32	60.00	59.71	55.82	57.60	59.35	45 - 60
pH	6.66	6.66	6.82	6.65	6.7	6.52	6.78	6.64	6.59	6.3 - 7.8
Carbonatos totales (%)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0 - 15
CE (dS/m)	0.24	2.6	2.86	1.32	2.98	0.97	2.31	1.35	1.95	< 2.0
MO (% p/p)	1.49	0.84	1.34	0.67	0.84	0.87	1.21	0.61	0.71	1 - 3 %
CIC (meq/100g)	14.1	15.9	17.1	14.7	15.5	15.5	15.7	14.5	15.1	10 - 25
P (mg/kg)	0.45	1.5	3.94	1.05	3.22	1.37	5.25	0.92	3.13	10 - 20
K (mg/kg)	129	238	431	144	352	162	364	149	268	80 - 200
Ca (mg/kg)	2513	2618	2770	2419	2487	2628	2570	2484	2539	1950 - 4000
Mg (mg/kg)	133	134	161	115	144	136	146	124	140	183 - 458
Na (mg/kg)	29.8	235	191	236	224	140	182	93.9	123	0 - 58
Fe (mg/kg)	7.25	16.3	15.5	16.9	14.5	16.8	15.3	16.6	15.9	4 - 20
Zn (mg/kg)	0.28	0.58	1.12	0.4	1	0.47	1.07	0.42	0.87	1.0 - 3.0
Mn (mg/kg)	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	0.84	<0.75	0.9	< 1.0
Cu (mg/kg)	0.44	0.81	0.78	0.79	0.74	0.83	0.83	0.79	0.81	0.2 - 2.0
B (mg/kg)	0.04	0.01	0.14	0.01	0.1	0.01	0.15	0.01	0.1	0.5 - 1.5
S (mg/kg)	11.1	80.1	78.7	34.5	58	67.7	47	51.1	64.9	5 - 20
N-NO ₃ (mg/kg)	2.74	26.3	27.4	6.98	25.1	10.1	19.7	11	18	5 - 25
Arilsulfatasa (μ mol p-NP/gh)	0.01	0.24	0.18	0.12	0.14	0.14	0.15	0.15	0.14	0.07 - 0.72
Fosfatasa (μ mol p-NP/gh)	0.12	0.54	0.65	0.12	0.38	0.58	0.17	0.33	0.39	0.72 - 4.31
β -glucosidasa (μ mol p-NP/gh)	1.15	2.54	3.47	1.71	2.93	1.61	2.27	1.60	2.03	0.36 - 2.16
Ureasa (μ mol N-NH ₄ /gh)	0.25	0.93	1.98	1.34	1.40	1.60	1.60	1.04	1.21	0.07 - 0.71

Claves: **VP:** Valle de Palomas; **S:** capa superior del suelo; **I:** capa inferior del suelo; **PS:** punto de saturación; **CC:** capacidad de campo; **PMP:** punto de marchitez permanente; **CH:** conductividad hidráulica; ρ_a : densidad aparente; ρ_r : densidad real; **CE:** conductividad eléctrica; **MO:** materia orgánica; **CIC:** capacidad de intercambio catiónico

7.4.1 Aspectos físicos

En cuanto a las características físicas, lo primero a notar es que se perdió estructura de manera consistente en todos los casos, al pasar de un suelo franco arcilloso a arcilloso, es probable que la manipulación de la muestra al inicio provocara una redistribución de partículas dejando más finos sueltos y al momento de hidratar la columna existiera un arrastre interno de finos, así como dispersión de sales que propiciara esta pérdida de estructura. Físicamente, representa una desventaja, ya que el suelo disminuye su infiltración de agua, provocando encharcamientos. En suelos arcillosos es común que presenten conductividades hidráulicas saturadas muy bajas (<1 -10 mm/h) en contraste con suelos francos o arenosos (30-150 mm/h), esto limita el drenaje y propicia que se acumule el agua en la superficie (Hillel, 2013; Dexter, 2004); también las arcillas reducen los macroporos y de esta forma la aireación, aumentando la compactación y formación de costras (Bronick y Lal, 2005). Autores como Bateman et al. (2005) y Six et al. (2004) señalan que, bajo estas condiciones, se restringe el intercambio de gases, lo que genera ambientes reductores que favorecen la desnitrificación. La pérdida de estructura en el suelo ensayado condiciona su capacidad de mejorar físicamente mediante biotecnologías aplicadas, ya que, ante eventos que aumenten su contenido de agua y la mineralización, el suelo tenderá a colapsar y compactarse.

En el tratamiento BK+ BHG_{lix}, la capa superior de suelo se presentó visiblemente seca, el BHG se degradó casi en su totalidad dejando pequeñas partículas blanquecinas entre el suelo y el *bokashi*; el suelo carecía de cohesión y se desmoronaba al tacto (Fig. 14a). En contraste, la capa inferior mostró la mayor humedad al tacto entre todos los tratamientos, la cual se mantuvo hasta el fondo de la columna; su consistencia plástica permitió una manipulación sencilla y sin pérdida de muestra, ya que la humedad favoreció la unión entre las partículas. Finalmente, este tratamiento es el único que presentó primordios radiculares en el *bokashi* adyacente a dicha capa inferior (Fig. 14a').

En general, la columna BK+BHG_{lix} mostró un gradiente vertical claro. En la parte superior de este tratamiento, en la conductividad hidráulica (CH) hubo un descenso respecto al suelo original (de 7 a 6 mm/h); aunque los valores de punto de saturación (PS) y la porosidad se mantuvieron dentro del rango de referencia para suelos que pueden soportar vegetación (Tabla 11), el aumento de punto de marchitez permanente (PMP) de 19.8% redujo la fracción de agua "útil" (AWC por sus siglas en inglés *Available Water Capacity*) a 13.4%. Este comportamiento es congruente con la acumulación salina y las costras superficiales en medios estratificados, lo que disminuye la conductividad hidráulica, aun con alta porosidad reportada, según Li y colaboradores (2021) y Rengasamy (2018).

La muestra que destaca es la capa inferior (BK+BHG_{lix} I) que estuvo en contacto con el *bokashi*; la ρ_a disminuyó ligeramente (de 1.19 a 1.17 g/cm³), mientras que la capacidad de campo y la capacidad de agua disponible (CC y AWC, respectivamente) mejoraron ligeramente (33.3% y 13.5%, respectivamente). Estos datos, de forma general, se

mantienen dentro de los valores que reporta la literatura para sostener vegetación respecto a este tipo de suelo. Además, el comportamiento coincide con los efectos reportados en la literatura sobre tratamientos orgánicos y biohidrogeles: agregación, ligera descompactación y mayor retención de agua en la zona de contacto (Zhang et al., 2023; Agegnehu et al., 2016). Estos ligeros cambios en la retención hídrica y la reducción de densidad aparente son indicadores tempranos para la recuperación del suelo (Lehmann et al., 2020).

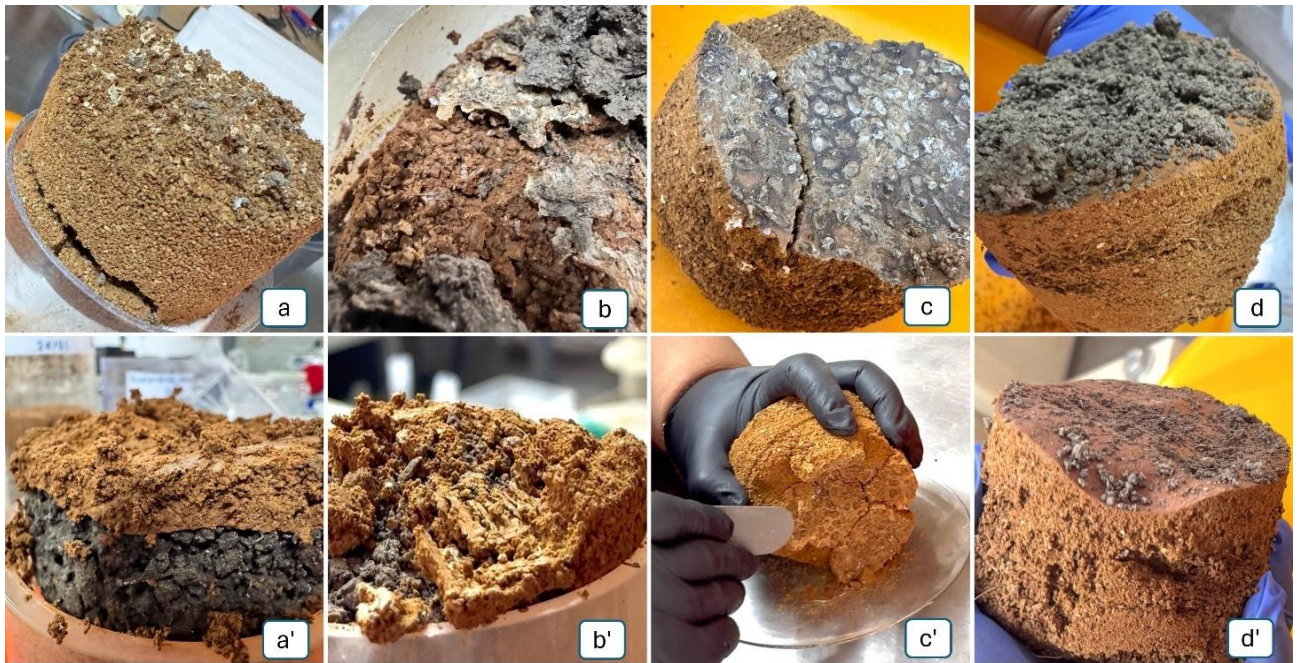


Figura 14. Separación de capas en las columnas

(a, b, c y d) capa superior; (a', b', c' y d'): capa inferior. Tratamientos: (a y a') BK + BHG_{lix}; (b y b') BK + BHG_{H₂O}; (c y c') BHG_{lix}; (d y d') BK

Respecto al tratamiento BK+BHG_{H₂O}, la capa superior del suelo se sintió prácticamente seca, con partículas superficiales disgregadas; hacia la interfase, la baja humedad aportó cierta cohesión. Se desarrolló una costra amorfa y continua en toda la zona de contacto con el *bokashi* y/o con el suelo (Figs. 14b y b'). En la capa inferior, el suelo mostró humedad elevada y fuerte adherencia, lo que dificultó su separación y favoreció la mezcla de ambos materiales durante la manipulación. No obstante, esta humedad no se extendió por toda la capa: solo los primeros 2 centímetros se mantuvieron húmedos, mientras que el suelo cercano al fondo de la columna se desmoronó al tacto. Este comportamiento puede explicarse porque, en medios estratificados, el agua tiende a acumularse en la interfase entre materiales con texturas y porosidades distintas, formando una capa que mantiene únicamente húmedos los primeros centímetros por encima de la interfase (Ross, 1990). Adicionalmente, la presencia de materia orgánica fermentada y exopolímeros microbianos

derivados del *bokashi* aumenta la cohesión y retención localizada de agua, lo que intensifica la adherencia en la zona de contacto (Chenu, 2011).

En cuanto a los parámetros físicos obtenidos, la capa superior que se percibió seca mantuvo sus parámetros físicos similares a los iniciales (ver Tabla 11); los cambios se notaron en la densidad aparente, cuyo valor de 1.11 g/cm^3 permanece dentro del rango de referencia ($1.10 - 1.40 \text{ g/cm}^3$), lo que indica que es adecuado para el crecimiento vegetal. La densidad real presentó una disminución notable (de 3.24 a 2.43 g/cm^3); se interpreta como resultado de la incorporación de la materia orgánica del *bokashi* y del biohidrogel, materiales menos densos que la fracción mineral (Lehmann et al., 2020). La porosidad total que presentó el cambio más drástico (63.27 a 54.32%) sugiere, como se mencionó antes, un reacomodo estructural más que una pérdida funcional, debido a la manipulación del suelo y a la reorganización de agregados por la presencia de humedad aportada por el *bokashi* y el biohidrogel (Edeh et al., 2020; Omondi et al., 2016).

La parte inferior mostró diferencias estructurales discretas, evidenciadas por la reducción de la densidad aparente (de 1.19 a 1 g/cm^3) y mayor capacidad de retención hídrica ($\text{AWC} = 14.6\%$). Estos valores se mantienen dentro del rango de referencia, lo que refleja un cambio en los agregados y una mayor cohesión interna. Los resultados sugieren un inicio en su recuperación física que requiere más atención y mucho más tiempo para establecerse y evidenciar de manera integral en sus aspectos físicos (Lehmann et al., 2020; Omondi et al., 2016).

Para el tratamiento BHG_{lix} , en la capa superficial hubo sequedad generalizada del suelo; así, en la región cercana a la interfase suelo-BHG se formó una capa endurecida y con alta resistencia a la disgregación (Fig. 14c'); los BHG se observaron en forma de hojuelas ya degradadas y con una coloración más oscura, sin humedad (Fig. 14c), posiblemente por la materia orgánica del lixiviado; consistente con estudios donde hidrogeles que, tras liberar su contenido hídrico, exhiben pérdidas de integridad estructural y morfológica (Jiménez-Torres et al., 2023). En la capa inferior inmediata al BHG se formó una región cementada derivada de la humedad previa que hubo a esa sequedad evidente, además como producto de la acumulación de sales desplazadas a través de la humedad, de acuerdo con la literatura (Rengasamy, 2018), muestra que la acumulación de sales transportadas por humedad puede cristalizar tras evaporación o movimiento de solución, generando endurecimiento y adherencia de partículas del suelo, reduciendo su desmoronamiento al tacto. El suelo en este ensayo presentó una sequedad uniforme a lo largo de toda la columna.

De la misma forma, en los resultados de los análisis en el laboratorio, las pruebas físicas demuestran que el comportamiento fue similar en ambas capas, inferior y superior, (ver Tabla 11), mostrando mejoras físicas moderadas a pesar del casi nulo aporte de materia orgánica. La disminución de densidad aparente (1.19 a 1.1 g/cm^3) y densidad real (3.24 a

2.49 y 2.73 g/cm³) en conjunto con la disminución de la porosidad indica la reducción de macroporos, así como disminución en el drenaje, lo que explica la caída drástica de la conductividad hidráulica (7 a 0.5 mm/h). Este comportamiento se ha reportado en la literatura en suelos modificados con hidrogeles y con acondicionamientos orgánicos, donde se prioriza la retención de humedad sobre la permeabilidad. (Lehmann et al., 2020; Omondi et al., 2016).

En el tratamiento BK, la sequedad del suelo fue ligeramente menor que el tratamiento BK+BHG_{H₂O}; en la región cercana a la interfase con el *bokashi* de la capa superior, el suelo mostró crecimiento radicular (es decir, una mayor proliferación y extensión de raíces finas que exploran la matriz edáfica y contribuyen al intercambio agua–nutriente–microbio según Moore et al. (2025), y la sequedad causó cierta cementación, de menor intensidad respecto al tratamiento con BHG_{H₂O}. El *bokashi*, por su parte, también se secó considerablemente, además de un cambio de coloración comparado con los otros tratamientos, similar a lo descrito por Lew et al. (2021): de café oscuro a gris. En la capa inferior (BK), el suelo también se secó; sin embargo, formó una capa ligeramente cementada (Li et al., 2021; Rengasamy, 2018), misma que sirvió para separar fácilmente el suelo del *bokashi*, como se observa en la Figura 14d’.

En este ensayo donde solo constaba de identificar la acción del *bokashi* en el suelo, se observó un descenso general en los parámetros físicos (ver Tabla 11); sin embargo, la densidad aparente y la conductividad hidráulica se mantuvieron estables, esto sugiere un acomodo estructural sin ningún cambio en su compactación, el suelo alcanzó un equilibrio al perder la humedad inicial. (Lehmann et al., 2020; Omondi et al., 2016). Es probable que, al utilizar un diseño estratificado, las aportaciones físicas del *bokashi* en el suelo hayan sido limitadas, pues lo ideal es que las enmiendas se mezclen homogéneamente.

Cabe señalar que en los ensayos donde se aplicó solo una de las biotecnologías —*bokashi* o biohidrogel— los resultados físicos en toda la columna mostraron comportamientos similares, sin variaciones significativas entre capas. Este hallazgo nos permite identificar efectos uniformes, pero limitados, sobre la estructura del suelo. En contraste, los tratamientos con la combinación de biotecnologías evidenciaron una diferencia vertical y mejoras más marcadas en los indicadores físicos, lo que nos permite inferir que dicha combinación sí aumenta la capacidad de recuperación de este suelo degradado.

7.4.2 Química del suelo: nutrientes

Los resultados químicos obtenidos muestran una tendencia hacia una mayor disponibilidad de nutrientes y una mejora en su fertilidad, lo que indica una evolución positiva hacia la recuperación de la salud del suelo ensayado.

En todos los tratamientos, el pH se mantuvo dentro del rango deseable (6.52 a 6.82), en consonancia con el rango de referencia para el sostén de la vegetación en este tipo de suelo (Tabla 11). Esta condición es crucial para la disponibilidad de nutrientes y la fertilidad

del suelo, así como para mantener un equilibrio microbiano y una buena actividad enzimática, sin movilizar metales ni promover su toxicidad.

De forma general, los resultados muestran un incremento notable en la conductividad eléctrica (CE) respecto al suelo inicial (VP) (0.24 dS/m), alcanzando valores de 2.6 a 2.86 dS/m en el tratamiento BK+BHG_{lix}, evidenciando una mayor concentración de sales solubles derivadas del lixiviado y del *bokashi*. Este enriquecimiento transitorio incrementa la fertilidad y la actividad electrolítica del suelo, siempre y cuando se mantenga la humedad adecuada para su flujo (Brady y Weil, 2017).

Otro tratamiento que presentó valores similares en su capa inferior es el BK+BHG_{H₂O}, ambos tratamientos fueron los que evidenciaron también mayor humedad a la hora de su separación de capas; este fenómeno observado en estudios similares (Rengasamy, 2018) es definido como acumulación salina por evaporación/ascenso capilar en columnas estratificadas y promueve costras, reduce la infiltración, pérdida de CH superficial y compromete el intercambio gaseoso, favoreciendo la compactación y degradación estructural, lo que corresponde a lo observado en los aspectos físicos (ver sección 7.4.1). Para los demás tratamientos, la CE se mantuvo dentro del rango deseado para mantener vegetación (< 2 dS/m), lo que favorece una fertilización inicial benéfica.

Los valores de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) aumentaron en todos los tratamientos respecto a las condiciones iniciales (14.1 meq/100g), destacando BK+BHG_{lix} I (17.1) y BK+BHG_{lix} S (15.9), lo que sugiere que la combinación de estas biotecnologías promueve la formación de complejos coloidales estables. Aunque el contenido de materia orgánica (MO) fue moderado (1.22-1.34%) y, contrario a lo esperado, presentó una disminución respecto a su valor inicial, su alta reactividad superficial y el aporte de compuestos húmicos del lixiviado incrementaron la disponibilidad de la mayoría de los nutrientes, lo que promovió una mejora en su fertilidad. Cabe señalar, que la MO y CIC coincide en que los valores mayores están presentes en los tratamientos que tuvieron lixiviado en el BHG, con o sin presencia de *bokashi*, ambos en sus capas inferiores, lo que indica que el lixiviado es un factor importante como aporte de iones (fenoles y grupos carboxilo), además de que el lixiviado y el *bokashi* aportan microorganismos que promueven el proceso de humificación, es probable que, además lo aceleren y por ello se presente una disminución considerable en MO, pero un aumento en los nutrientes (Lehmann, et al., 2020; Bünemann et al., 2018; Tan, 2014). Los tratamientos con agua destilada o sin lixiviado presentaron valores menores de CIC (14.5–15.1 meq/100 g), lo que evidencia un intercambio iónico menos eficiente. Esto respalda que la materia orgánica activa, más que su cantidad total, es la que determina la capacidad de retención de nutrientes y la estabilidad del suelo (Lehmann et al., 2020; Bünemann et al., 2018; Tan, 2014).

En el caso de los cationes K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} , se observó un aumento evidente, aunque de distinta magnitud. El tratamiento BK+BHG_{lix} presentó los valores más altos, lo que reflejó una mejor retención catiónica, como se mencionó anteriormente. Los tratamientos con agua destilada o con una sola biotecnología (BK o BHG) registraron valores menores, lo que indica una adsorción limitada; además, las capas inferiores presentan una mayor concentración de estos nutrientes. En el caso del Na^+ , no sigue el mismo patrón, ya que su concentración se mantuvo más baja y estable, lo que evidencia un efecto de reemplazo por Ca^{2+} y Mg^{2+} en los sitios de intercambio (Lehmann et al., 2020; Brady & Weil, 2017), y son las capas superiores las que presentan un ligero aumento.

El contenido N-NO₃ en las capas inferiores de los suelos evidencian incremento respecto al suelo original VP o control, superando también el rango de referencia (Tabla 11); esto concuerda con estudios en los cuales los tratamientos orgánicos/poliméricos generan “hotspots” de liberación y retención de nutrientes en la zona de contacto de los nutrientes y el suelo, estabilizando agregados en sus poros funcionales (Agegneuh et al., 2016), como sucedió en todos los tratamientos, aunque con mayor evidencia en donde existe la combinación de lixiviado y *bokashi*.

En cuanto al azufre (S), se observó un incremento en todos los tratamientos respecto al suelo control (11.1 mg/kg), con magnitudes que variaron según la configuración aplicada. Los valores más altos correspondieron al tratamiento BK+BHG_{lix} (≈ 80 mg/kg) en ambas capas, seguido de BHG_{lix} (47-68 mg/kg) y BK (51-65 mg/kg), lo que evidencia que el BHG con lixiviado y el *bokashi* tienen una fuerte influencia en la liberación y retención de sulfatos (SO_4^{2-}) al contener matrices de intercambio iónico y fuentes orgánicas. En contraste, el tratamiento BK+BH_{H2O} presentó concentraciones ligeramente inferiores de S, lo que se atribuye a la ausencia o dilución de sales en el agua contenida en el BHG; este exceso de humedad redujo la acción microbiana sobre el S, disminuyendo su fracción disponible, lo que evidencia la acción biogénica sobre este nutriente. En el pH reportado (6.5 a 6.8), el sulfato permanece móvil sin inducir acidificación. El incremento del S en todos los tratamientos, además del aumento de la CIC y la estabilidad del pH demuestra que este elemento actúa como amortiguador redox y bioindicador en suelos degradados donde la recuperación de la fertilidad depende de la dinámica entre la acción microbiana y las reacciones químicas en el suelo (Chaudhary et al., 2023; Lehmann et al., 2020).

En términos generales, la mayoría de los macro y micronutrientes se incrementaron en los tratamientos, con incrementos aún más relevantes en la capa inferior; sin embargo, el fósforo (P) disponible se mantiene en concentraciones bajas en casi todas las muestras respecto al valor de referencia (p. ej., 3.94 mg kg^{-1} en BK+BHG_{lix} I vs. $10\text{--}200 \text{ mg kg}^{-1}$). Considerando las altas concentraciones de Ca^{2+} y las condiciones degradadas del suelo ensayado, y teniendo en cuenta que el pH permanece en rangos adecuados, la baja de P sugiere fijación o competencia iónica en matrices de alta fuerza iónica, lo que reduce su forma asimilable. Diversos autores coinciden en que la limitada disponibilidad del P en

suelos se debe a su alta afinidad con cationes como Al^{3+} , Fe^{3+} y Ca^{2+} , que forman complejos o precipitados poco solubles (Kiflu et al., 2017). Además, Barrow (2022) enfatiza que la relación entre pH y P no es lineal, ya que depende de reacciones superficiales específicas y del tipo de mineral dominante, lo que explica por qué, incluso bajo pH neutro, el P puede permanecer retenido en fases inorgánicas y orgánicas poco accesibles.

7.4.3 Biología en el suelo: actividad enzimática

Al igual que los parámetros físicos y químicos, la actividad enzimática es más evidente en la capa inferior de todos los tratamientos, debido a la persistente falta de fósforo (P). El suelo control presentó muy baja actividad enzimática; en contraste, se observó un incremento en dicha actividad en todos los tratamientos, lo que se evidencia con mayor claridad en la registrada por la β -glucosidasa (1.61 a 3.47 $\mu\text{mol p-NP/gh}$), asociada directamente con las aportaciones del bokashi y del lixiviado (Tabla 5).

La actividad de β -glucosidasa mostró un incremento respecto al suelo control (1.15 $\mu\text{mol p-NP g}^{-1} \text{h}^{-1}$), dejando evidencia de la reactivación biogeoquímica del carbono (C). El tratamiento BK+BHG_{lix} en su capa inferior registró la actividad más alta (3.47 $\mu\text{mol p-NP g}^{-1} \text{h}^{-1}$) asociada a su CIC (17.1 meq 100 g^{-1}) y CE (2.86 dS m^{-1}), indicando un entorno reactivo y con materia orgánica disponible (1.34%), condiciones que benefician los rompimientos de enlaces glucosídicos para liberar la glucosa (Lehmann et al., 2020; Burns et al., 2013). Un comportamiento similar se encontró en la capa superior de este tratamiento (2.54 $\mu\text{mol p-NP g}^{-1} \text{h}^{-1}$), dejando evidencia de que el efecto combinado del *bokashi* con el BHG hidratado con lixiviado, por la presencia de los microorganismos que estos contienen, genera *hotspots* que favorecen la reactivación enzimática. Para el tratamiento BK+BHG_{H₂O}, la actividad reportada es intermedia, dejando claro que la humedad es un factor importante para el desarrollo de microambientes que, al encontrar el agua en abundancia, limita la disponibilidad de compuestos orgánicos solubles (Lehmann et al., 2020; Bünemann et al., 2018; Burns et al., 2013). En consistencia con otros resultados, los tratamientos donde no se combinaron biotecnologías presentaron actividad en la β -glucosidasa menor (1.6-2.27 $\mu\text{mol p-NP g}^{-1} \text{h}^{-1}$) en concordancia con menor contenido de MO (0.61 a 1.21%) y CIC (14.5-15.7 meq 100 g^{-1}) reportado para estos ensayos. La glucosidasa actúa como un indicador de la recuperación de la salud del suelo, al ser altamente sensible a la presencia de MO (*bokashi*) y a la disponibilidad hídrica modulada (BHG) (Lehmann et al., 2020; Bünemann et al., 2018; Burns et al., 2013).

En cuanto a la actividad de la ureasa, nuevamente el tratamiento que acopló las biotecnologías y se hidrató con lixiviado (BK+BHG_{lix}), presentó una mayor actividad enzimática para el nitrógeno (N) en su capa inferior (1.98 $\mu\text{mol N-NH}_4 \text{g}^{-1}\text{h}^{-1}$) en concordancia con la mayor concentración reportada para el N-NO_3^- (27.4 mg kg^{-1}) y la CIC (17.1 meq 100 g^{-1}) que también fueron mayores en este tratamiento, reflejando una intensa mineralización de N orgánico y retención iónica influenciada por el *bokashi* y el lixiviado; sin

embargo, la capa superior presentó el valor más bajo de la actividad enzimática de la ureasa ($0.93 \mu\text{mol N-NH}_4 \text{g}^{-1}\text{h}^{-1}$). Para esta capa concurren tres factores importantes: 1) existe suficiencia de N (26.3 mg kg^{-1}), por lo tanto, la actividad enzimática se autorregula (Burns et al., 2013); 2) elevada CE (2.6 dS m^{-1}) lo que genera estrés osmótico por acumulación salina que, a su vez se combina con la desecación generada en la interfaz aire-suelo y; 3) MO baja (0.84%) con CIC alta ($15.9 \text{ meq } 100 \text{ g}^{-1}$) lo que genera que el sistema retenga NH_4^+ (Krajewska, 2009). Estos factores, en combinación, provocan una baja actividad enzimática al no haber necesidad de ella. Para el tratamiento de BHG_{lix}, los datos indican que tuvo una buena actividad enzimática, además de que en sus dos capas tuvo un comportamiento similar ($1.60 \mu\text{mol N-NH}_4 \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$), lo que sugiere que hay un equilibrio entre la disponibilidad hídrica y la limitación de compuestos nitrogenados. En el tratamiento que solo tuvo BK se presenta una actividad menor ($1.04 - 1.21 \mu\text{mol N-NH}_4 \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) derivada de la ausencia de lixiviado que aporta en su mayoría flujo de urea. Para todos los tratamientos, la actividad enzimática de la ureasa presentó valores por encima de la referencia para sostener vegetación (0.07 a $0.071 \mu\text{mol N-NH}_4 \text{g}^{-1}\text{h}^{-1}$), lo que indica una alta capacidad de mineralización del N (Burns et al., 2013; Nannipieri et al., 2012).

La actividad de la arilsulfatasa se vio reflejada en los todos los tratamientos, siendo el BK+BHG_{lix} con valores más altos de la enzima coincidiendo con la CIC superior ($15.9-17.1 \text{ meq } 100 \text{ g}^{-1}$), con una CE alta respecto al valor de referencia ($< 2.0 \text{ dS m}^{-1}$), estas condiciones favorecen el anclaje de las enzimas y su persistencia en el suelo (Nannipieri et al., 2018; Burns et al., 2013). Por otro lado, los tratamientos con agua destilada mostraron menor actividad ($0.12 - 0.14 \mu\text{mol pNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$), lo cual se atribuye a la MO baja ($<1\%$), la CIC reducida y la menor disponibilidad de compuestos sulfatados, lo que limita la acción microbiana y el flujo de S biodisponible. La combinación de las dos biotecnologías sugiere que la presencia de grupos carboxílicos y fenólicos en el lixiviado y el *bokashi* propicia complejos orgánico-minerales que estabilizan esta enzima, permitiendo la liberación de sulfatos (SO_4^{2-}) sin comprometer el pH del suelo ($6.5-6.8$), condición deseable en suelos degradados (Chaudhary et al., 2023; Nannipieri et al., 2018). La actividad de arilsulfatasa presentó una evidencia importante en su reactivación de los procesos biogeoquímicos, mientras el suelo control tenía una actividad casi nula ($0.01 \mu\text{mol pNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$), fuera del límite inferior de referencia de suelos para sostener vegetación, en todos los tratamientos se observó un incremento en una magnitud de 10, consolidando su activación con gran sensibilidad a los cambios.

La actividad de la fosfatasa mostró una respuesta directamente asociada a la disponibilidad de fósforo (P). Los valores más altos se registraron en BK+BHG_{lix}, donde su CIC elevada ($15.9-17.1 \text{ meq } 100 \text{ g}^{-1}$) y la MO ($\approx 1.3\%$) favorecieron la acción enzimática y la liberación de P orgánico a pH reportado. Los tratamientos en los que se hidrató el BHG con H_2O o con baja CE presentaron menor actividad de fosfatasa. Esta respuesta confirma que la fosfatasa actúa como bioindicador temprano de la regeneración del ciclo del fósforo y que

depende más de la reactividad superficial que del P total (Burns et al., 2013; Nannipieri et al., 2011).

El incremento de la actividad enzimática observado en todos los tratamientos no está necesariamente relacionado con el aumento de la disponibilidad de nutrientes, sino que indica una reactivación microbiana tras haber estado limitada por la degradación. En suelos degradados y pobres, la escasez de carbono y nitrógeno afecta directamente la actividad enzimática, ya que los microorganismos disponen de menos energía y recursos para su síntesis. Así, la actividad enzimática actúa como bioindicador de la recuperación del suelo, ya que inicia el aumento del metabolismo microbiano y el suelo recupera su capacidad para transformar la materia orgánica y los nutrientes (Burns et al., 2013; Bünemann et al., 2018). Este incremento enzimático es una señal temprana de recuperación biológica, ya que ocurre antes de que se observe una mejora en el incremento de nutrientes disponibles (Lehmann et al., 2020). El incremento de la actividad enzimática, como la ureasa y la fosfatasa, sugiere una recuperación de los procesos biogeoquímicos, en la que la restauración microbiana reincorpora el flujo natural de nutrientes y contribuye en gran medida a la recuperación de la salud de los suelos degradados.

7.5 Integración de resultados estadísticos

Mediante herramientas estadísticas se evaluó la calidad y funcionalidad del suelo una vez ensayado; de esta forma se obtuvo evidencia estadística sobre los desempeños de los tratamientos mediante el análisis de componentes principales (PCA) y la clusterización aglomerativa jerárquica (CAJ), con base en el conjunto de parámetros físicos, químicos y biológicos evaluados en este trabajo.

Después de la evaluación, se identificaron tres componentes principales que explican el 70% de la variabilidad total de los datos; para esto, se generaron dos biplots que pudieran representar de forma visual la agrupación de los datos, permitiendo identificar su interpretación ecológica.

En el primer biplot (Figura 15) observamos cómo en dos componentes principales se agrupa el 60 % de la variabilidad de los valores en total, donde F1 (43.68 %) representa el gradiente principal de fertilidad y la biogeoquímica del suelo, ya que está relacionado con variables químicas y biológicas principalmente. En el cuadrante derecho se agrupan: MO, CE, P, S, K, Ca, Mg, así como la actividad enzimática de β -glucosidasa y ureasa. Presentar vectores largos y orientados en la misma dirección nos indica una interdependencia de correlación alta, en este mismo cuadrante se proyectan los tratamientos identificados como BK+BHG_{lix} I, BK+BHG_{lix} S y BK+BHG_{H₂O} I, estableciendo que fueron los que presentaron una mejor respuesta a las biotecnologías aplicadas; mientras que la componente F2 presenta diferencias complementarias asociadas a parámetros físicos y características iniciales del suelo (suelo VP); esto sugiere que los tratamientos BK I y BK S tienen cierta proximidad con variables físicas, indicando que cuentan con una transición estructural pero no con la

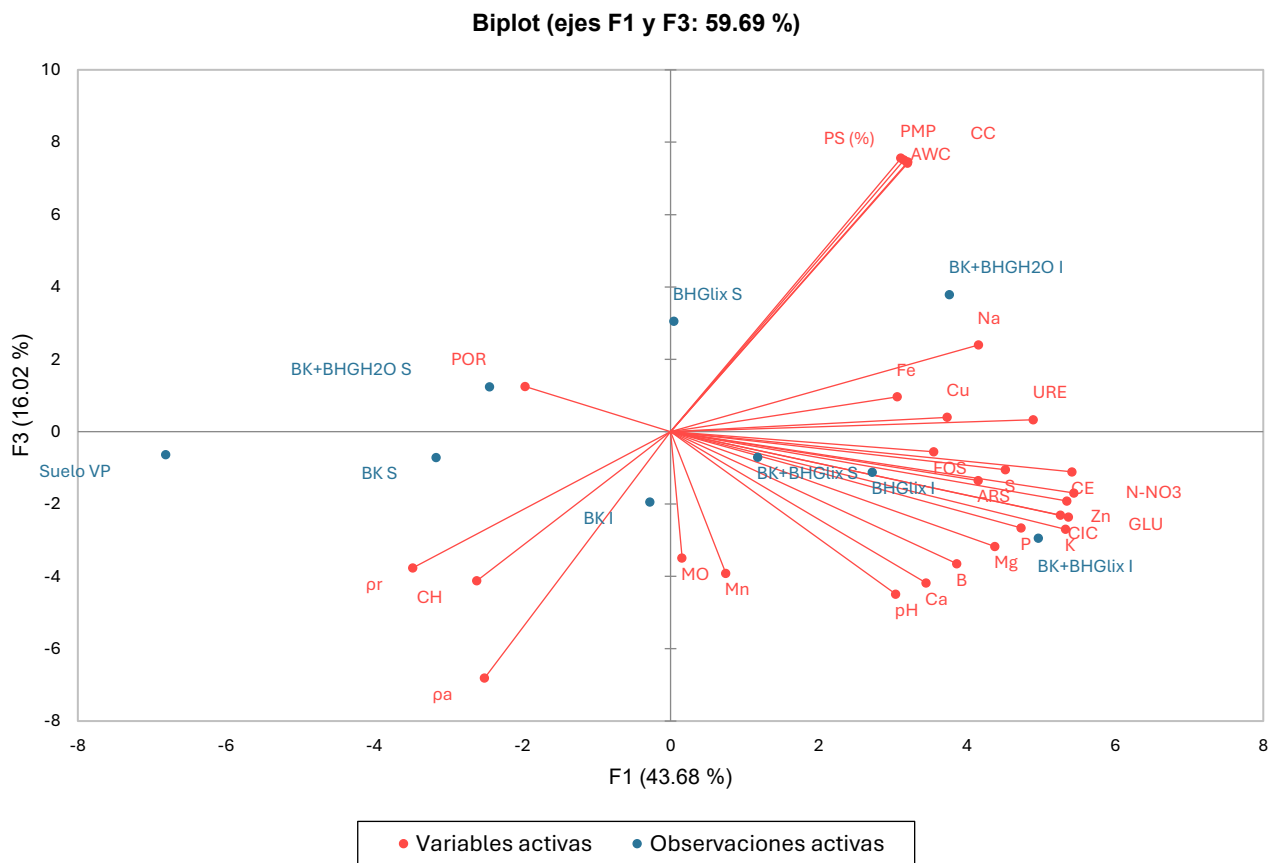


Figura 16. Biplot de dos componentes principales que incluyen el 59.69% de la varianza de los datos

Esta componente F3 (Figura 16) diferencia las propiedades físicas, como la porosidad, la densidad aparente y la capacidad de campo, así como los micronutrientes metálicos, de las propiedades químicas y biológicas dominantes presentes en F1. En el biplot que integra F3 se ubican la conductividad hidráulica, la densidad aparente y real, y Mn en la parte inferior de este eje, lo que indica que varían de manera opuesta a los valores de fertilidad, sugiriendo que la porosidad y la densidad presentan variaciones más lentas, contrarias al gradiente químico y biológico principal. La parte superior de F3, donde destaca la porosidad (POR), representa un gradiente secundario de regeneración física, vinculado a la estabilización orgánica y a la formación de agregados. Aquí el tratamiento BHG_{lix} S presenta una ligera proyección positiva sobre F3, lo que puede indicar un efecto mínimo en la mejora estructural del suelo.

De forma general se pueden distinguir tres respuestas diferentes en los tratamientos mediante el análisis de los biplots:

1. Los tratamientos BK+BHG_{lix} I y S, así como BK+BHG_{H₂O} I, mostraron una alta recuperación en los aspectos químicos y biológicos.

2. El tratamiento BHG_{lix} S y BK I presentaron una recuperación media, con efectos físicos mínimos.
3. Mientras que el tratamiento BK S no mostró alteración significativa, mantuvo una relación muy cercana al suelo VP.

La integración de estas dos herramientas estadísticas, PCA y CAJ, permitió identificar los gradientes que se evidenciaron en la recuperación del suelo en la combinación de las dos biotecnologías. Mostrando valores de fertilidad, CIC, retención hídrica y actividad enzimática, en contraste con el suelo control (suelo VP), que se mantuvo con diferencias notables en ambos análisis. A través de esta combinación se obtuvo una base sólida para respaldar los resultados observados sobre la sinergia entre el *bokashi* y el biohidrogel con lixiviado en la recuperación de la salud del suelo en suelos degradados.

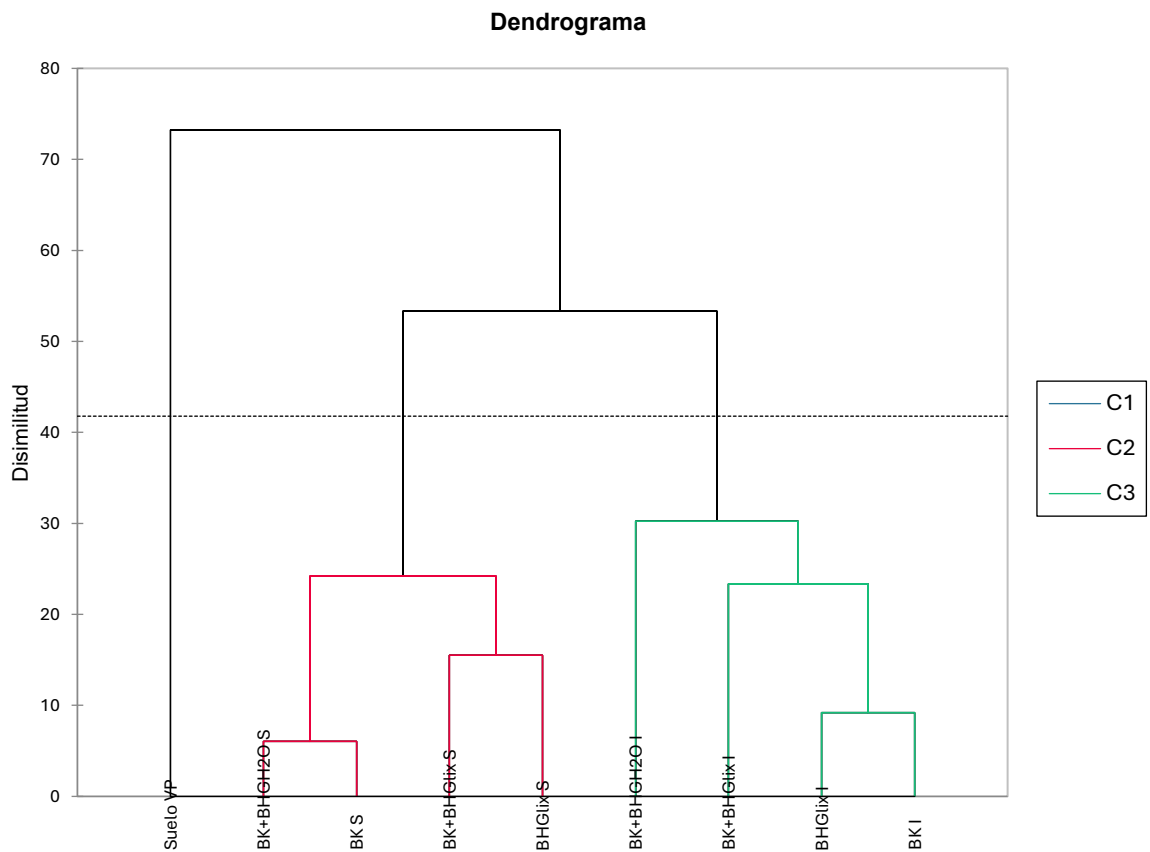


Figura 17. Dendrograma obtenido con CAJ

En el dendrograma (Figura 17) podemos observar cómo, mediante la clusterización (CAJ), se diferenciaron tres clústeres debidamente señalados, donde el eje vertical indica el grado de disimilitud entre ellos.

C1, que corresponde al suelo VP o suelo control, evidencia que este suelo contiene características totalmente diferentes a las de los tratamientos, que corresponden al suelo tal como se colectó con sus evidentes problemas de degradación.

C2 integra los tratamientos de BK S, BK+BHG_{H₂O} S, BK S, BK+BHG_{lix} S y BHG_{lix} S. Este clúster que presenta menor distancia interna con C1, reflejó comportamientos químicos y biológicos similares, con mejoras moderadas, que además representa las capas superiores que, al estar más cerca a la intemperie, sus características cuentan con menos humedad evidenciando una recuperación parcial en la salud del suelo.

C3, este clúster incluye BK+BHG_{H₂O} I, BK+BHG_{lix} I, BHG_{lix} I y BK I. Este agrupamiento es más homogéneo y compacto, lo que refleja una respuesta similar en parámetros químicos y biológicos, debido a la mayor humedad retenida en esta capa. Finalmente, de este clúster, el subgrupo a destacar es el formado por BK+BHG_{lix} I y BK+BHG_{H₂O} lo que evidencia que la combinación de estas dos biotecnologías favorece los procesos para la recuperación integral del suelo.

IV. Conclusiones y perspectivas

La presente investigación permitió establecer bases para la aplicación de la combinación de las biotecnologías *bokashi* y biohidrogel en suelos degradados para la recuperación integral de su salud, proporcionando mejoras simultáneas que, sumadas, representan mejoras importantes en su resiliencia.

El *bokashi* demostró ser un componente que aporta humedad, estructura, nutrientes, una fuente importante de microorganismos, además de materia orgánica con sitios activos que favorecen la retención de nutrientes como Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ , los cuales son asimilados por el suelo, favoreciendo el crecimiento vegetal, sin pérdidas por percolación o lixiviación.

Por su parte, el biohidrogel hidratado con el lixiviado del *bokashi* evidenció ser eficaz en la retención de humedad durante periodos prolongados, con la presencia de solutos y sales, característica que permite que las moléculas de agua estén más fuertemente retenidas en la matriz polimérica, lo que da lugar al restablecimiento de procesos químicos y biológicos que requieren humedad.

La sinergia entre ambas biotecnologías (tratamiento: BK+BHG_{lix}) mostró efectividad en la mayoría de los parámetros que funcionan como indicadores, algunos más sensibles que otros, para la recuperación de suelos degradados, con ventajas importantes como:

- 1) Uso de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, evitando la pérdida de sus nutrientes y la acumulación de residuos que promueven focos de contaminación.
- 2) Bajos costos de elaboración para el *bokashi*, con componentes como estiércol, tierra, aserrín o paja, poca cantidad de miel, yogurt y levadura, principalmente.
- 3) Uso de biohidrogeles que, al degradarse, generan una biodeposición de compuestos que son reincorporados a los ciclos biogeoquímicos.
- 4) Aportación importante de nutrientes al suelo.
- 5) Aumento y reactivación de la microbiota.
- 6) Incremento de la retención de humedad.
- 7) Aumento de porosidad.
- 8) Generación de *hotspots* que permiten dar tiempo para estabilizar los procesos biogeoquímicos.

La actividad enzimática mostró aumentos significativos en todas las enzimas seleccionadas, lo que evidencia la recuperación del metabolismo microbiano tras el estado crítico del suelo inicial (VP). Esto evidencia que son indicadores sensibles de la restauración funcional, incluso antes de ver mejoras en la fertilidad y estructura.

El análisis multivariado de Pearson (PCA y CAJ) demostró fuertes correlaciones entre la materia orgánica, el CE, el fósforo y la actividad enzimática, lo que funcionó como indicador de la recuperación de la salud del suelo. La conductividad eléctrica y la materia orgánica explican la mayor parte de las diferencias entre los tratamientos; reflejan estos dos

indicadores la recuperación del suelo: cuando aumentan, el sistema se vuelve más fértil, activo y equilibrado.

Los cambios físicos mostraron una tendencia a ser mucho más lentos; esto es consistente con los procesos naturales de la estructura edáfica. Para ver mejorías significativas, requiere de periodos prolongados que den lugar a la estabilización y al equilibrio.

De forma general, resulta importante profundizar en las interacciones que sucedieron en el tratamiento de *bokashi* con biohidrogel hidratado con lixiviado, ya que fue consistente en aspectos físicos, químicos y biológicos además de pruebas estadísticas que este ensayo representa una herramienta de mejora para recuperar suelos, no solo degradados si no mitigar la crisis edáfica y promover el cuidado y mantenimiento de este.

La salud del suelo es un concepto multidimensional y dinámico, no solo un atributo cuantificable, sino también un principio que orienta la gestión sostenible de la tierra en las condiciones actuales y futuras. Es posible identificar indicadores clave sensibles a corto plazo para controlar la pérdida acelerada de suelos que tenemos actualmente.

Al ser un ensayo inicial, presenta diversas vertientes de crecimiento. Si bien los resultados arrojados son buenos, es posible que pudieran ser mejores, al sintetizar un biohidrogel con un mayor tiempo de retención de humedad e incluso de ciclos de hidratación y deshidratación, para que sirviera como reservorio hídrico en tiempos de estrés por sequedad en los suelos.

Identificar específicamente la microbiota necesaria para reestablecer los procesos biogeoquímicos y proveer al hidrogel con estos microorganismos, para liberarlos gradualmente y generar una dinámica exponencial, disminuyendo los tiempos de estabilización.

Elaborar un *bokashi* con una mayor concentración de nutrientes específicos que respondan a las necesidades puntuales del suelo.

Llevar a cabo este ensayo en suelos que requieran atención inmediata, evitando pérdidas de microecosistemas y mejorando la fertilidad de los suelos; además, generar conciencia sobre la reutilización de la fracción orgánica de los residuos sólidos y recuperar prácticas sostenibles que funcionaban de forma natural años atrás.

Bibliografía

- Abadía, J., Vázquez, S., Rellán-Álvarez, R., El-Jendoubi, H., Abadía, A., Álvarez-Fernández, A., López-Millán, A. (2011). Towards a knowledge-based correction of iron chlorosis. *Plant physiology and biochemistry*; 49(5), 471-482. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2011.01.026>.
- Acosta, J. A., Jansen, B., Kalbitz, K., Faz, A., Martínez-Martínez, S. (2011). Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85(8), 1318-1324. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.046>.
- Adetunji, A. T., Lewu, F. B., Mulidzi, R., Ncube, B. (2017). The biological activities of β -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: A review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(3), 794–807. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162017000300018>
- Afdhal, M., Afrudal., Sulaiman, M.I., Yunita, D., Sulaima, I. (2025). The production of leaf *bokashi* in pilot zero waste initiative of Universitas Syiah Kuala (USK), Indonesia. *Case studies in chemical and environmental engineering*; 11, 101045.
- Agegnehu, G., Bass, A. M., Nelson, P. N., Bird, M. I. (2016). Benefits of biochar, compost and biochar–compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. *Soil & Tillage Research*, 160, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.02.006>
- Agricultura Orgánica Nacional. (2013). Bases técnicas y situaciones actuales. Ministerio de agricultura servicio agrícola y ganadero, división de protección de recursos naturales renovables, subdepartamento de agricultura orgánica.
- Alameer-Hasan, A.A., Aubied, I.A., Al-Taey, D.K.A. (2023). The effect of organic ammendments and mineral son increasing soil fertility (A review). *Earth and environmental sciences*. 1262, 042012. doi:10.1088/1755-1315/1262/4/042012.
- Ali, K., Asad, Z., Agbna, G.H.D., Saud, a., Khan, A., Zaidi, S.J. (2024). Progress and Innovations in Hydrogels for Sustainable Agriculture. *Agronomy*, 14(12), 2815. <https://doi.org/10.3390/agronomy14122815>.
- Alsaka, L., Alsaka, L., Altaee, A., Zaidi, S. J., Zhou, J., Kazwini, T. (2025). A Review of Hydrogel Application in Wastewater Purification. *Separations*, 12(2), 51. <https://doi.org/10.3390/sepations12020051>
- Álvarez-Solis, J.D., Mendoza-Núñez, J.A., Leon-Martinez, N.S., Castellanos-Albores, J., Gutiérrez-Miceli, F.A. (2016). Effect of *bokashi* and vermicompost leachate on yield and quality of pepper (*capsicum annum*) and onion (*Allium cepa*) under monoculture and

- intercropping cultures. *Ciencia e investigación agraria*; 43(2), 243-252. DOI: 10.4067/0718-16202016000200007
- Alves de Oliveira, R., Mota-Ramos, M., Angelo de Aquino, L. (2015). Chapter 8 - Irrigation Management, Editor(s): Fernando Santos, Aluizio Borém, Celso Caldas, Sugarcane, Academic Press, 161-183, ISBN 9780128022399, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802239-9.00008-6>
- Amelung, W., Bossio, D., Vries, W., Kogel-Knabner, I., Lehmann, J., Amundson, R., Bol, R., Collins, C., Lal, R., Leifeld, J., Minasny, B., Pan, G., Paustian, K., Rumpel, C., Sanderman, J., Grownigen, J.W., Mooney, S., Wesemale, B., Wander, M., Chabbi, A. (2020). Towards a global-scale soil climate mitigation strategy. *Nature Communications* 11:5427. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18887-7>.
- Amundson, R., Berhe, A.A., Hopmans, J.W., Olson, C., Sztein, A.E., Sparks, D.L. (2015). Soil science. Soil and human security in the 21st century. *Science* 8;348(6235):1261071. <https://doi.org/10.1126/science.1261071>.
- An, S., Wang, X., Duan, J., Wang, X., Xia, D. (2018). Advances in biotechnology research on soil remediation and improvement. *Hans Journal of soil science*; 6(4), 100-107. <https://doi.org/10.12677/hjss.2018.64013>.
- Assouline, S., Narkis, K., Gherabli, R., Sposito, G. (2016). Combined effect of sodicity and organic matter on soil properties under long-term irrigation with treated wastewater. *Advances in monitoring soil water content*; 15(4). <https://doi.org/10.2136/vzj2015.12.0158>.
- Bajpai, S.K., Tankhiwale, R. (2006). Investigation of water uptake behavior and stability of calcium alginate/chitosan bi-polymeric beads: Part-1. *Reactive and functional polymers*; 66, 645-658.
- Barahona-Carmona, L., Suárez-Espinoza, K., Salas-Pinel, F. (2024). Aplicación de la biotecnología en la bioeconomía avanzada: oportunidades y desafíos para el desarrollo productivo y sostenible en Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*; 58(2), 20182. DOI: <https://doi.org/10.15359/rca.58-2.8>.
- Barrow, N.J., Hartemink, A.E. (2023). Soil pH- nutrient relationships: the diagram. *Plant and soil*. 487, 209-215.
- Bastida, F., Kandeler, E., Hernández, T., García, C. (2008). Long-term effect of municipal solid waste amendment on microbial activity and functional diversity in a semiarid soil. *Biology and Fertility of Soils*, 44(5), 655–663. doi: 10.1007/s00248-007-9308-0.
- Bastida, F., Torres, I. F., Moreno, J. L., Baldrian, P., Ondoño, S., Ruiz-Navarro, A., Hernández, T., García, C. (2017). The active microbial diversity drives ecosystem

- multifunctionality and is physiologically related to carbon availability in Mediterranean semi-arid soils. *Molecular Ecology*, 25(18), 4660–4673. <https://doi.org/10.1111/mec.13783>
- Bateman, E. J., Baggs, E. M. (2005). Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biology and Fertility of Soils*, 41(6), 379–388. <https://doi.org/10.1007/s00374-005-0858-3>
- Batool, M., Cihacek, L.J., Alghamdi, R.S. (2024). Soil Inorganic Carbon Formation and the Sequestration of Secondary Carbonates in Global Carbon Pools: A Review. *Soil Syst*; 8 (1), 15. <https://doi.org/10.3390/soilsystems8010015>
- Bednik, M., Medyńska-Juraszek, A., Cwiela-Piasecka, I., Dudek, M. (2023). Enzyme Activity and dissolved organic carbon content in soils amended with different types of biochar and exogenous organic matter. *Sustainability* 15, 15396. <https://doi.org/10.3390/su152115396>
- Belnap, J., Welter, J.R., Grimm, N.B., Barger, N., Ludwig, J.A. (2005). Linkages between microbial and hydrologic processes in arid and semiarid watersheds. *Ecology*: 86(2), 298-307. <https://doi.org/10.1890/03-0567>
- Beretta, A. N., Silbermann, A. V., Paladino, L., Torres, D., Bassahun, D., Musselli, R., García-Lamohte, A. (2014). Soil texture analyses using a hydrometer: modification of the Bouyoucos method. *Cien. Inv. Agraria*, 41(2), 263-271. DOI:10.4067/S0718-16202014000200013.
- Berruti, A., Lumini, E., Bianciotto, V., Bonfante, P. (2016). Next-generation sequencing and microscopy to study arbuscular mycorrhizal fungi in soil and roots. *New Phytologist*, 212(2), 265–268. <https://doi.org/10.1111/nph.14070>.
- Bezner-Kerr, R., Madsen, S., Stuber, M., Liebert, J., Enloe, S., Borghino, N., Parros, P., Munyao-Mutyambai, D., Prudho, M. (2021). Can agroecology improve food security and nutrition? A review. *Global food security*; 29, 100540. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2021.100540>.
- Bocean, C.G. (2025). The role of organic farming in reducing greenhouse gas emissions from agriculture in the European Union. *Agronomy*; 15, 198. <https://doi.org/10.3390/agronomy15010198>
- Bolaños González, M. A., Paz Pellat, F., Cruz Gaistardo, C.O., Argumedo Espinoza, J.A., Romero Benítez V.M., y De la Cruz Cabrera J.C. (2016). Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana* 34: 271-288.

- Borrelli, P., Robinson, D.A., Fleischer, L.R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schütt, B., Ferro, V., Bagarello, V., Van Oost, K., Montanarella, L., Panagos, P. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nat. Commun.* 8 (1), 1–13. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>.
- Brady, N. C., Weil, R. R. (2016). *The nature and properties of soils* (15th ed.). Pearson.
- Brtnicky, M.; Dokulilova, T.; Holatko, J.; Pecina, V.; Kintl, A.; Latal, O.; Vyhnanek, T.; Prichystalova, J. y Datta, R. (2019). Long-Term effects of biochar-based organic amendments on soil microbial parameters. *Agronomy*, 9 (747):1-16. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/agronomy9110747>
- Bronick, C. J., Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124(1–2), 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Burbano-Orjuela, H. (2016). La calidad y salud del suelo influye sobre la naturaleza y la sociedad. *Revista de la Facultad de ciencias económicas y administrativas, universidad de Nariño*; 18(1), 118-126.
- Burns, R. G., DeForest, J. L., Marxsen, J., Sinsabaugh, R. L., Stromberger, M. E., Wallenstein, M. D., Weintraub, M. N., Zoppini, A. (2013). Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 216–234. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.009>
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., Groenigen, J. W., Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology & Biochemistry*, 120, 105–125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Cakmak, I., Yazici, A. M. (2010). Magnesium: a forgotten element in crop production. *Better Crops*, 94(2), 23–25.
- Carter, M. R., Gregorich, E. G. (Eds.). (2007). *Soil sampling and methods of analysis* (2nd ed., pp. 6-9). CRC Press.
- Casabella-González, M.J., Astello-García, M.G., Borselli, L., García Meza, J.V. (2021). Glomalin-related soil protein análisis and its role in erodibility in a semiarid zone in San Luis Potosí, México. *Catena* 203:105351.
- Casabella-González, M.J., Borselli, L., García-Meza, J.V. (2023). Improved MPSIAC model for soil erosión rate assessment in semiarid zones. *Journal of arid environments*. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.104946>.

- Casabella-González M.J., Borselli, L., García-Meza, J.V. (2021b). Soil horizon erodibility assessment in an area of Mexico susceptible to gully erosion. *J South Am Earth Sci* 111:103497. Doi: 10.1016/j.jsames.2021.103497. issn: 08959811
- Castelán-Vega, R., López-Teloxa, L.C., Tamariz-Flores, J.V., Linares-Fleites, G., Cruz-Montalvo, A., (2017). Erosión y pérdida de nutrientes en diferentes sistemas agrícolas de una microcuenca en la zona periurbana de la ciudad de Puebla, México. *Terra Latinoamericana* 35: 229-235.
- Cervera-Mata, A., Pastoriza, S., Rufián-Henares, J.A., Párraga, J., Martín-García, J.M. y Delgado, G. (2018). Impact of spent coffee grounds as organic amendment on soil fertility and lettuce growth in two Mediterranean agricultural soils. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 64(6): 780-804. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1387651>
- Cesarano, G., De Filippis, F., La Stora, A., Scala, F. y Bonanomi, G. (2017). Organic amendment type and application frequency affect crop yields, soil fertility microbiome composition. *Applied Soil Ecology*, 120:254-264 <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.08.017>.
- Chang, C., Duan, B., Zhang, L. (2009). Fabrication and characterization of novel macroporous cellulose-alginate hydrogels. *Polymer*, 50(23), 5467–5473. <https://doi.org/10.1016/j.polymer.2009.06.001>.
- Chamizo, S., Adessi, A., Mugnai, G., Simiani, A., De Philippis, R. (2019). Biocrust polysaccharidic matrix. *Microbial Ecology*, 78(2), 482–493. <https://doi.org/10.1007/s00248-019-01320-1>.
- Chamizo, S., Adessi, A., Mugnai, G., Simiani, A., De Philippis, R. (2019). Soil type and cyanobacteria species influence the macromolecular and chemical characteristics of the polysaccharidic matrix in induced biocrusts. *Microbial Ecology*, 78(2), 482–493. <https://doi.org/10.1007/s00248-019-01320-1>.
- Chaudhary, S., Singh, P., Meena, R. S. (2023). Microbes-mediated sulphur cycling in soil: Impact on soil fertility, crop production and environmental sustainability. *Microbiological Research*, 271, 127340. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2023.127340>
- Chávez, M.S., Luna, J.A., Garrote, R.L. (1994). Crosslinking kinetics of thermally preset alginate gels. *Journal of food science*; 59(5).
- Chen, L., Chen, L., Chen, M., Wang, Y., Duan, W. (2024). The Responses of Soil Extracellular Enzyme Activities and Microbial Nutrients to the Interaction between Nitrogen and Phosphorus Additions and Apoplastic Litter in Broad-Leaved Korean Pine Forests in Northeast China. *Forests*, 15(10), 1764. <https://doi.org/10.3390/f15101764>

- Chenu, C., Cosentino, D. (2011). Microbial regulation of soil structural dynamics. In P. M. Huang, Y. Li, M. E. Sumner (Eds.), *Handbook of Soil Sciences: Properties and Processes* (2nd ed., pp. 55-71). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b11262>
- Cherubin, M.R., Pinheiro-Junior, C.R., Nogueira-Souza, L.F., Pecci-Canisares, L., Osorio-Ferreira, T., Pellegrino-Cerri, C.E., Minasny, B., Smith, P. (2025). Global blind spots in soil health research overlap with environmental vulnerability hotspots. *Communications earth and environment*; 6,651. <https://doi.org/10.1038/s43247-025-02663-w>.
- Churio, O., Pizarro, F., Valenzuela, C. (2018). Preparation and characterization of alginate beads with some types of iron used in supplementation and fortification strategies. *Food hydrocolloids*; 74, 1-10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodhyd.2017.07.020>
- Corwin, D. L., Lesch, S. M. (2005). Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46(1-3), 11-43. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2004.10.005>
- Cotler, H., Ortega-Larrocea, M.P. (2006). Effects of land use on soil erosion in a tropical dry forest ecosystem, Chamela watershed, Mexico. *Catena* 65, 107-117. doi:10.1016/j.catena.2005.11.004.
- Cui, P., Chen, Z., Fan, F., Yin, Ch., Song, A., Li, T., Zhang, H., Liang, Y. (2023). Soil texture is an easily overlooked factor affecting the temperature sensitivity of N₂O emission. *Science of the Total Environment*; 862(1), 160648. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160648>
- Das, S., Mohapatra, A., Sahu, K., Panday, D., Ghimire, D., Maharjan, B. (2024). Nitrogen dynamics as a function of soil types, compaction and moisture. *PLoS ONE* 19(4): e0301296. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0301296>
- Daunoras, J., Kačergius, A., Gudiukaitė, R. (2024). Role of Soil Microbiota Enzymes in Soil Health and Activity Changes Depending on Climate Change and the Type of Soil Ecosystem. *Biology*, 13(2), 85. <https://doi.org/10.3390/biology13020085>
- Davis, R.A., Mafune, K.K., Winkler, M.K.H. (2025). Biodegradable hydrogels and microbial consortia as a treatment for soil dysbiosis. *Frontiers in microbiology*; 16:1565940. doi: 10.3389/fmicb.2025.1565940.
- De Piano, R., Caccavo, D., Barba, A.A., Lambert, G. (2024). Swelling Behavior of Anionic Hydrogels: Experiments and Modeling in Presence of Salts and pH Variation. *Gels*, 10(12), 813. <https://doi.org/10.3390/gels10120813>

- Delgado-Londoño, D.M. (2017). Aplicación de enmiendas orgánicas para la recuperación de propiedades físicas del suelo asociadas a la erosión hídrica. *Lampsakos*; 17, 77-83. DOI: <http://dx.doi.org/10.21501/21454086.1907>
- Dexter, A. R. (2004). Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*, 120(3–4), 201–214. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.09.004>
- Dhahir, S. A., Braihi, A.J., Habeeb, S.A. (2024). Comparative Analysis of Hydrogel Adsorption/Desorption Characteristics. *Gels*, 10(4), 251; <https://doi.org/10.3390/gels10040251>
- Dhakal, G., Fujino, T., Magar, S.T., Araki, Y. (2025). Co-application of *bokashi* and biochar alleviates water stress, improves soil fertility and enhances wheat production under water-deficit conditions. *Soil systems*; 9 (33). <https://doi.org/10.3390/soilsystems9020033>
- Díaz-Hernández, J. L., Sánchez-Navas, A., Reyes, E. (2013). Isotopic evidence for dolomite formation in soils. *Chemical Geology*; 347, 20-33. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.03.018>.
- Dickie, G. (2022). Landfills around the world release a lot of methane- study. Reuters. Obtenido de: <https://www.reuters.com/business/environment/landfills-around-world-release-lot-methane-study-2022-08-10/>
- Dionisio, C.P., Andrada, G.N., Mignone, R.A. (2023). Parámetros de calidad de *bokashi* de residuos de poda. *Nexo agropecuario*; 11(1).
- Doni, S., Macci, C., Longo, V., Soud, A., Garcia, C., Masciandaro, G. (2017). Innovative system for biochemical monitoring of degraded soils restoration. *Catena* 152, 173-181. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.016>.
- Dou, Z., Bini-Farias, M.V., Chen, W., He, D., Hu, Y., Xie, X. (2023). Highly degradable chitosan-montmorillonite (MMT) nano-composite hydrogel for controlled fertilizer release. *Frontier of environmental science and engineering*. 17(53).
- Duan, L., Dietrich, D., Ng, C. H., Chan, P. M. Y., Bhalerao, R., Bennett, M. J., Dinneny, J. R. (2022). Endodermal ABA signaling promotes lateral root quiescence during salt stress in *Arabidopsis* seedlings. *Plant Cell*, 25(1), 324-341. <https://doi.org/10.1105/tpc.112.107227>
- Dutta, A., Das, P., Adhikary, S., Roy, D. (2024). Chapter: 11 Biotechnology for soil improvement. <https://www.researchgate.net/publication/379446012>

- Edeh, I. G., Mašek, O., Buss, W. (2020). A meta-analysis on biochar's effects on soil water properties New insights and future research challenges. *Science of the Total Environment*, 714, 136857. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136857>
- Engelhardt, I.C., Welty, A., Blazewicz, S.J., Rourard, N., Breuil, M.C., Gessler, A., Galiano, L., Miranda, J.C., Spor, A., Barnard, R.L. (2018). Depth matters: effects of precipitation regime on soil microbial activity upon rewetting of a plant-soil system. *The ISME Journal*; 12, 1061-1071. <https://doi.org/10.1038/s41396-018-0079-z>
- Erdal, I., Ekinci, K., Kumbul, B.S., Madenli, E.C. (2025). Effect of Dairy Manure Derived *Bokashi* Prepared from Different Organic Materials on Lettuce Growth and Mineral Nutrition. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*; 25:2923–2936. <https://doi.org/10.1007/s42729-025-02309-y>.
- Fan, J., Lv, Q., Zhou, T., et al. (2025). Calcium lactate as a soil amendment: Mechanistic insights into its effect on salinity, alkalinity, and aggregation in saline-alkaline soils. *Soil & Tillage Research*, 248, 106459. <https://doi.org/10.1016/j.still.2025.106459>
- FAO. (2015). Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Faozi, K., Yudono, P., Indradewa, D., Ma'as, A. (2018). Banana Stem *Bokashi* and its Effect to Increase Soybean Yield (*Glycine max* L. Merrill) in Coastal Sands Area. *Agrotechnology* 7:184. doi: 10.4172/2168-9881.1000184
- Farrell, H.L., Leger, A., Breed, M.F., Gornish, E.S. (2020). Restoration, soil organisms, and soil processes: emerging approaches. *Restoration Ecology*; 28(S4), S307-S310. <https://doi.org/10.1111/rec.13237>
- Farhat, N., Elkhouni, A., Zorrig, W., Smaoui, A., Abdelly, Ch., Rabhi, M. (2016). Effects of magnesium deficiency on photosynthesis and carbohydrate partitioning. *Acta Physiologiae Plantarum*; 38:145. DOI 10.1007/s11738-016-2165-z
- Fausak, L.K., Bridson, N., Diaz-Osorio, F., Jassal, R.S., Lavkulich, L.M. (2024). Soil health a perspective. *Frontiers in soil science*; 4:1462428. doi: 10.3389/fsoil.2024.1462428.
- Ferreira, D.A., Dias, N., Ferreira, A.K., Vasconcelos, C., Sousa-Junior, F., Porto, V.C., Fernandes, C. y Vásquez, M.A. (2018). Efecto del compost de residuos orgánicos domiciliarios, vegetales y estiércol en el crecimiento de lechuga. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 12(2): 464.
- Firmanda, A., Fahma, F., Syamsu, K., Mahardika, M., Suryanegara, L., Munif, A., Gozan, M., Wood, K., Hidayat, R., Yulia, D. (2024). Biopolymer-based slow/controlled-release fertilizer (SRF/CRF): Nutrient release mechanism and agricultural sustainability. *Journal*

of Environmental Chemical Engineering, 12(2), 112177.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.112177>

- Footer, A. (2014). *Bokashi* composting Scraps to soil in weeks. New society publishers.
- Forte, A., Fierro, A. (2019). "Denitrification Rate and Its Potential to Predict Biogenic N₂ Emissions in a Mediterranean Maize-Cropped soil in southern Italy. *Land*, 8(6):97.
<https://doi.org/10.3390/land8060097>
- Franzluebbers, A. J. (2022). Soil organic matter, texture, and drying temperature effects on soil water content. *Soil Science Society of America Journal*, 86(1), 1-14.
<https://doi.org/10.1002/saj2.20425>
- Frene, J. P., Pandey, B.K., Castrillo, G. (2024). Under pressure: elucidating soil compaction and its affect on soil functions. *Plant and Soil*; 502, 267-278.
<https://doi.org/10.1007/s11104-024-06573-2>
- Gaiser, T., Graef, F., Cordeiro, J. C. (2000). Water retention characteristics of soils with contrasting clay mineral composition in semi-arid tropical regions. *Soil Research*, 38(3), 523-536. DOI:10.1071/SR99001
- García-Gil, J. C., Plaza, C., Senesi, N., Brunetti, G., Polo, A. (2004). Effects of sewage sludge amendment on humic acids and microbiological properties of a semiarid Mediterranean soil. *Bioresource Technology*, 87(2), 149–157.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2002.11.001>
- Garg, A., Bordoloi, S., Ganesan, S. P. Sekharan, S., Sahoo, L. (2020). "A relook into plant wilting: observational evidence based on unsaturated soil–plant–photosynthesis interaction." *Scientific Reports*, 10, 22064. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78893-z>
- Geilfus, C.-M. (2019). Chloride: From nutrient to toxicant. *Plant and Cell Physiology*, 60(5), 876-885. <https://doi.org/10.1093/pcp/pcz023>.
- Geng, Y., Zhang, Q., Li, Q., Zhu, Y. (2022). Phosphorus biogeochemistry regulated by carbonates in soil. *Geoderma*, 423, 116541.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116541>
- Geng, X., Zhao, N., Song, X., Wu, J., Zhu, Q., Wu, T., Chen, H., Zhang, M. (2022). Fabrication and characterization of Konjac Glucomannan/Oat b-Glucan composite hidrogel: microstructure, physicochemical properties and gelation mechanism studies. *Molecules*; 27, 8494. <https://doi.org/10.3390/molecules27238494>
- George, M. (2025). Global Waste Trade and its Effects on Landfills in Developing Countries - Global Waste Cleaning Network. Glogal waste cleaning network. Obtenido de: <https://gwcnweb.org/2021/11/14/global-waste-trade-and-its-effects-on-landfills-in-developing-countries/>.

- Ghobashy, M. M., Amin, M.A., Mustafa, A.E., El-Diehy, M.A., El-Damhougy, B.K., Nady, N. (2024). Synthesis and application of a multifunctional poly (vinyl pyrrolidone)-based superabsorbent hydrogel for controlled fertilizer release and enhanced water retention in drought-stressed *pisum sativum* plants. *Sci Rep*; 12;14(1):27734. doi: 10.1038/s41598-024-76255-7.
- Giang, P. H., Dung, T.V., Dong, N.M., Phuong, N.M., Long, V.V. (2024). Effects of organic substrate amendments on selected organic fractions and biochemical parameters under different soils. Wiley Scientifica. <https://doi.org/10.1155/2024/9997751>
- Ginting, S. (2019). Promoting *bokashi* as an organic fertilizer in indonesia: A mini review. *International journal of environmental sciences and natural resources*; 21(4). DOI: 10.19080/IJESNR.2019.21.556070
- Giri, T.K., Thakur, D., Alexander, A., Ajazuddin., Badwaik, H., Tripathi, D.K. (2012). Alginate based hidrogel as a potential biopolymeric Carrier for drug delivery and cell delivery systems: present status and applications. *Current drug delivery*, 9, 539-555.
- Granados Sánchez, D., Hernández García, M.A., Vázquez Alarcón, A., Ruíz Puga, P. (2012). Los procesos de desertificación y las regiones áridas. *Revista Chapingo serie Ciencias forestales del ambiente*. doi: 10.5154/r.rchscfa. 2011.10.077
- Granse, A., Führs, H. (2013). Magnesium mobility in soils as a challenge for soil and plant analysis, magnesium fertilization and root uptake under adverse growth conditions. *Plant and Soil*, 368(1–2), 5–21. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1567-y>
- Guilherme, M.R., Aouada, F.A., Fajardo, A.R., Martins, A.F., Paulino, A.T., Davi, M.F., Rubira, A.F., Muniz, E.C. (2015). Superabsorbent hydrogels based on polysaccharides for application in agriculture as soil conditioner and nutrient carrier: A review. *European Polymer Journal*, 72, 365-385. DOI:10.1016/J.EURPOLYMJ.2015.04.017
- Hachiya, T., Sakakibara, H. (2017). Interactions between nitrate and ammonium in their uptake, allocation, assimilation, and signaling in plants. *Journal of Experimental Botany*, 68(10), 2501-2512. <https://doi.org/10.1093/jxb/erw449>
- Han, T., Li, D., Liu, K., Huang, Jing., Zhang, L., Liu, S., Shah, A., Liu, L., Feng, G., Zhang, H. (2023). Soil potassium regulation by initial K level and acidification: a meta-analysis. *Soil Use and Management*. doi:10.1016/S034181622300499X
- Harman, G. E., Doni, F., Khadka, R. B., Uphoff, N. (2021). Endophytic strains of *Trichoderma* increase plants' photosynthetic capability. *Journal of Applied Microbiology*, 130(2), 529–546. <https://doi.org/10.1111/jam.14863>.
- Harms, H., Schlosser, D., Wick, L. Y. (2011). Untapped potential of fungi in bioremediation. *Nature Reviews Microbiology*, 9(3), 177–192. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2519>.

- Hauer-Jákli, M., Tränkner, M. (2019). Critical leaf magnesium thresholds and impact of magnesium on plant growth and photo-oxidative defense: A systematic review and meta-analysis from 70 years of research. *Frontiers in Plant Science*, 10, 734. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00766>
- Hernández-Becerra, N., Tapia-Torres, Y., Beltrán-Paz, O., Blaz, J., Souza, V., García-Oliva, F. (2016). Agricultural land-use change in a Mexico oligotrophic desert depletes ecosystem stability. *PeerJ*. DOI 10.7717/peerj.2365.
- Hewitt, A.D. (1997). Chemical preservation of volatile organic compounds in soil. *Environ. Sci. Technol*; 31,67-70.
- Hillel, D. (2013). *Introduction to Environmental Soil Physics*. Academic Press.
- Hinsinger, P. (2001). Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant and Soil*, 237, 173–195.
- Holback, H., Yeo, Y., Park, K. (2011). *Hydrogel swelling behavior and its biomedical applications*. Woodhead publishing limited.
- Holmes, M. (2022). What Is *Bokashi* Composting? Treehugger sustainability for all. Obtenido de: <https://www.treehugger.com/what-is-bokashi-composting-5088917>
- Jaramillo-López, P. F., Ramírez, M. I., Pérez-Salicrup, D. R. (2015). Impacts of *Bokashi* on survival and growth rates of *Pinus pseudostrabus* in community reforestation projects. *Journal of Environmental Management*, 150, 48-56. DOI:10.1016/j.jenvman.2014.11.003
- Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., van der Velde, M., Bastos, A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), 175–187. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015>.
- Jensen, J. L., Schjøning, P., Watts, C. W., Christensen, B. T., Munkholm, L. J. (2017). Soil texture analysis revisited: Removal of organic matter matters more than ever. *PLOS ONE*, 12(5), e0178039. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178039>
- Jijao, Y., Su, T., Chen, Y., Long, M., Luo, X., Xie, X., Qin, Z. (2023). Enhanced water absorbency and water retention rate for superabsorbent polymer via porous calcium carbonate crosslinking. *Nanomaterials*; 13, 2575. <https://doi.org/10.3390/nano13182575>.
- Jiménez-Torres, H. D., Hernández-Olmos, S. L., Reynaga-Delgado, E., Orozco-Guareño, E., et al. (2023). Study on the Degradation of a Semi-Synthetic Lignin–Acrylic Acid Hydrogel with Common Bacteria Found in Natural Attenuation Processes. *Polymers*, 15(12), 2588. <https://doi.org/10.3390/polym15122588>

- Johan, P. D., Ahmed, O.H., Omar, L., Hasbullah, N.A. (2021). Phosphorus Transformation in Soils Following Co-application of charcoal and wood ash. *Agronomy* 2021, 11(10), 2010; <https://doi.org/10.3390/agronomy11102010>
- Jolliffe, I. T. (2002). *Principal Component Analysis* (2nd ed.). Springer.
- Jolliffe, I. T., & Cadima, J. (2016). Principal component analysis: A review and recent developments. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 374(2065), 20150202. <https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202>
- Jyoti-Sen, D. (2017). Cross linking of calcium ion in alginate produce spherification in molecular gastronomy by pseudoplastic flow. *World journal of pharmaceutical sciences*; 5(1), 1-10.
- Kabato, W., Getnet, G.T., Sirone, T., Nemeth, A., Molnar, Z. (2025). Towards climate-smart agricultura: strategies for sustainable agricultural production, food security, and greengouse gas reduction. *Agronomy*; 15, 565. <https://doi.org/10.3390/agronomy15030565>.
- Kamran, M., et al. (2019). An Overview of Hazardous Impacts of Soil Salinity in Crops, Tolerance Mechanisms and Amelioration through Selenium Supplementation. *International Journal of Molecular Sciences*, 21(1), 148.
- Kapembwa, Ch., Shitumbanuma, V., Yengwe, J., Shoustra, S., Deyn, G.B. (2024). Concepts and practices for managing soil health. *Sustainable Soil Systems in Global South*. https://doi.org/10.1007/978-981-97-5276-8_12
- Khan, F., Siddique, A.B., Shabala, S., Zhou, M., Zhao, Ch. (2023). “Phosphorus Plays Key Roles in Regulating Plants physiological responses to abiotic stresses. *Plants* 2023, 12(15), 2861; <https://doi.org/10.3390/plants12152861>
- Kiflu, A., Cornelis, W. M., Mees, F., Van Ranst, E. (2017). Fractionation and distribution of phosphorus in acid soils of north-western Ethiopia. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 4(1), 10. <https://doi.org/10.1186/s40538-017-0105-9>
- Kimmell, L.B., Fagan, J.M., Havrilla, C.A. (2022). Soil restoration increases soil health across global drylands: A meta-analysis. *Journal of applied ecology*; 60:1939–1951. DOI: 10.1111/1365-2664.14459.
- Kögel-Knabner, I. (2002). The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(2), 139–162. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00158-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00158-4)
- Kraamwinkel, C.T., Beaulieu, A., Dias, T., Howison, R.A. (2021). Planetary limits to soil degradation. *Communications earth and environment*, 2:249. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00323-3>.

- Kremer, R.J. (2017). Biotechnology impacts on soil and environmental services. Soil health and intensification of agroecosystems; Chapter 16. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-805317-1.00016-6>.
- Kruke, G., Guidi, E.S., Da Silvia-Dos Santos, J.M., Luiz-Mafra, A., De Almeida, J.A. (2023). Quality of *bokashi*-type biofertilizer formulations and its application in the production of vegetables in an ecological system. *Horticulturae*; 9,1314. <https://doi.org/10.3390/horticulturae9121314>.
- Kuo, C. K., Ma, P. X. (2001). Ionically crosslinked alginate hydrogels as scaffolds for tissue engineering: Part I — Structure, gelation rate and mechanical properties. *Biomaterials*, 22(6), 511-521
- Kuzyakov, Y., Blagodatskaya, E. (2015). Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. *Soil Biology and Biochemistry*, 83, 184–199. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.01.025>
- Kwiatkowska-Malina, J. (2018). Qualitative and quantitative soil organic matter estimation for sustainable soil management. *Journal of Soils and Sediments*, 18(8), 2801–2811. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1891-1>
- Lal, R. 2004a. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623-1627.
- Lal, R. 2004b. Offsetting China's CO₂ emissions by soil carbon sequestration. *Clim. Change* 65: 263-275.
- Lal, R., M. Griff in, J. Apt, L. Lave, and M. G. Morgan. 2004. Managing soil carbon. *Science* 304: 393. doi: 10.1126/science.1093079.
- Larney, F.J., Angers, D.A. (2012). The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Canadian Journal of soil science*. 92, 19-38. doi:10.4141/CJSS2010-064.
- Lee, J.H.; Luyima, D.; Lee, J.Y.; Kim, S.J.; Son, M.K.; Yoon, C.W.; Choi, Y.J.; Choi, H.Y.; Shinogi, Y.; Park, K.W. y Oh, T-K. (2019). Effects of two biochar– based organic amendments on soil chemical properties and productivity of selected vegetables. *Journal-Faculty of Agriculture Kyushu University*, 64(1):39-46. <http://hdl.handle.net/2324/2231632>
- Lee, K. Y., Mooney, D. J. (2012). Alginate: Properties and biomedical applications. *Progress in Polymer Science*, 37(1), 106–126. <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2011.06.003>
- Lee, W. F., Fu, Y. T. (2003). Effect of montmorillonite on the swelling behavior and drug-release behavior of nanocomposite hydrogels. *Journal of Applied Polymer Science*, 89(13), 3652–3660. <https://doi.org/10.1002/app.12624>

- Lehmann, J., Bossio, D.A., Kogel-Knabner, I., Rillig, M.C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature reviews earth and environment*; 1, 544-553. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>
- Lehmann, J., Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528, 60–68. doi:10.1038/nature16069.
- Lepsch, H.C.; Brown, P.H.; Peterson, C.A.; Gaudin, A.C.M. y Khalsa, S.D.S. (2019). Impact of organic matter amendments on soil and tree water status in a california orchard. *Agricultural Water Management*, 222:204-212. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.06.002>.
- Lew, P. S., Nik-Ibrahim, N.N.L., Kamarudin, S., Thamrin, N.M., Misnan, M.F. (2021). Optimization of *Bokashi*-Composting Process Using Effective Microorganisms in a Smart Composting Bin. *Sensors* **2021**, 21(8), 2847; <https://doi.org/10.3390/s21082847>.
- Li, G., Kim, S., Hyun-Han, S., Chang, H., Du, D., Son, Y. (2018). Precipitation affects soil microbial and extracellular enzymatic responses to warming. *Soil biology and biochemistry*; 120,212-221.
- Li, P., Kim, N.H., Hui, D., Rhee, K.Y., Lee, J.H. (2009). Improved mechanical and swelling behavior of the composite hydrogels prepared by ionic monomer and acid-activated laponite. *Applied clay science*. 46, 414-417. doi:10.1016/j.clay.2009.10.007.
- Li, S., Hou, X., Fucha, J., Schofield, N. (2021). Characteristics of soil salt crust formed by mixing calcium chloride with sodium sulfate and the possibility of inhibiting wind-sand flow. *Scientific Reports*, 11, 9746. doi: [10.1038/s41598-021-89151-1](https://doi.org/10.1038/s41598-021-89151-1)
- Li, S. X., Wang, Z.H., Stewart, B.A (2013). Chapter five-Responses of Crop Plants to Ammonium and Nitrate N. *Advances in agronomy*; 118, 205-397. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-405942-9.00005-0>
- Logsdon, S.D., Karlen, D.L. (2004). Bulk density as a soil quality indicator during conversion to no-tillage. *Soil and tillage research*, 78, 143-149. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.02.003>
- Lourenço, K. S., Suleiman, A. K. A., Pijl, A., van Veen, J. A., Cantarella, H., Kuramae, E. E. (2018). Resilience of the resident soil microbiome to organic and inorganic amendment disturbances and to temporary bacterial invasion. *Microbiome*, 6, 142. <https://doi.org/10.1186/s40168-018-0525-1>
- Lu, T., Xiang, T., Huang, X.H., Li, Ch., Zhao, W.F., Zhang, Q., Zhao, Ch.S. (2015). Post-crosslinking towards stimuli-responsive sodium alginate beads for the removal of dye and heavy metals. *Carbohydrate polymers*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.carbpol.2015.07.0487>

- Lugtenberg, B., Kamilova, F. (2009). Plant-growth-promoting rhizobacteria. *Annual Review of Microbiology*, 63, 541–556. <https://doi.org/10.1146/annurev.micro.62.081307.162918>.
- Lyons, G., Kilpatrick, M., Shekhar-Sharma, H.S., Noble, R., Dobrovin-Pennington, A., Hobbs, P., Andrews, F., Carmichel, E. (2008). Characterization of recycled mushroom compost leachate by chemical analysis and thermogravimetry-mass spectrometry. *Journal of agricultural and food chemistry*; 56, 6488-6497.
- Maas, E. V., Grattan, S. R. (1999). Crop yields as affected by salinity. In R. W. Skaggs, J. van Schilfgaarde (Eds.), *Agricultural drainage*, 38, 55–108. ASA, CSSA, SSSA. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr38.c3>
- Macedo, O.F.L., Bezerra, R.L.N., Oliviera, R.V.M., Cunha, G.C., Romao, L.P.C. (2022). Feasibility of applying pAAm/CA/MMT hydrogels AS slow-release fertilizers. *JSFA reports*. <https://doi.org/10.1002/jsf2.69>
- Malektaj, H.; Drozdov, A.D.; de Claville Christiansen, J. Mechanical Properties of Alginate Hydrogels Cross-Linked with Multivalent Cations. *Polymers* **2023**,15, 3012. <https://doi.org/10.3390/polym15143012>.
- Manev, Z., Denev, P., Zsivanovits, G., Ludneva, D. (2013). Structural mechanical and gelling properties of alginate beads. *Bulgarian journal of agricultural science*; 19(4), 770-774.
- Margesin, R., Schinner, F. (2004). *Manual of soil analysis, monitoring and assessing soil bioremediation*. Soil biology, Springer.
- Martínez-Ríos, O., Bravo-Vinaja, A., San-Martín-Hernández, C., Hidalgo-Moreno, C.I., Sánchez-de-Jesús, M.A., Llampallas-DÍAZ, J.D., Santillan-Balderas, M.A., García-Preciado, J.C. (2024). Zinc deficiency in calcareous soils: A bibliometric analysis (1989–2024). *Agriculture*, 14(12), 2285. <https://doi.org/10.3390/agriculture14122285>
- Martínez-Toledo, Á., Montes-Rocha, A., González-Mille, D. J., Espinosa-Reyes, G., Torres-Dosal, A., Mejía-Saavedra, J. J., Ilizaliturri-Hernández, C. A. (2017). Evaluation of enzyme activities in long-term polluted soils with mine tailing deposits of San Luis Potosí, México. *Journal of Soils and Sediments*, 17(5), 1474–1484. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1529-8>
- Martínez-Toledo, A., González-Mile, D.J., García-Arreola, M.E., Cruz-Santiago, O., Trejo-Acevedo, A., Ilizaliturri-Hernández, C.A. (2021). Patterns in utilization of carbon sources in soil microbial communities contaminated with mine soil wastes from San Luis Potosí, México. *Ecotoxicology and environmental safety*. 206, 111493. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111493>.

- Mbarki, Y., Gumiere, S.J., Celicourt, P., Bredy, J. (2023). Study of the effect of the compaction level on the hydrodynamic properties of loamy sand soil in an agricultural context. *Frontiers in Water*, 5, 1255495. DOI 10.3389/frwa.2023.1255495
- McCauley, A., Jones, C., Olson-Rutz, K. (2017). Soil pH and organic matter. *Nutrient Management Module 8*. Montana State University Extension. Recuerdo <https://store.msuextension.org/publications/AgandNaturalResources/4449-8.pdf>.
- Megharaj, M., Ramakrishnan, B., Venkateswarlu, K., Sethunathan, N., Naidu, R. (2011). Bioremediation approaches for organic pollutants. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(4), 521–569. <https://doi.org/10.1080/10643380903392879>.
- Mesic, A., Juric, M., Donsi, F., Bandic, L.M., Juric, S. (2024). Advancing climate resilience: technological innovations in plant-based, alternative and sustainable food production. *Discover sustainability*; 5,423. <https://doi.org/10.1007/s43621-024-00581-z>.
- Min, X., Xiao, L., Li, Z., Li, P., Wang, F., Liu, X., Chen, S., Wang, Z., & Pan, L. (2024). Effects of incubation temperature and sludge addition on soil organic carbon and nitrogen mineralization characteristics in degraded grassland soil. *Agronomy*, 14(7), 1590. <https://doi.org/10.3390/agronomy14071590>
- Mishra, J., Singh, R., Arora, N. K. (2021). Plant growth-promoting microbes: Diverse roles in agriculture and environmental sustainability. *Frontiers in Microbiology*, 12, 634796.
- Mohapatra, S., Rout, K.K., Khanda, C., Mishra, A., Yadav, S., Padbhushan, R., Mishra, A.K., Sharma, S. (2025). Impact of potassium management on soil dynamics and crop uptake in rice systems. *Front. Sustain. Food Syst.* 9:1453311. doi: [10.3389/fsufs.2025.1453311](https://doi.org/10.3389/fsufs.2025.1453311)
- Moore, E.B., De, M., Nunes, M.R., Saha, D., Jin, V., Li, L., Johnson, J. F. F., Karlen, D. L., McDaniel, M. D. (2025). Connections between roots and soil health across agriculture management practices. *Plant Soil* 514, 131–151. <https://doi.org/10.1007/s11104-025-07367-w>
- Muhammad, S., Shakat, M., Yasin, M., Mahmood, A., Javaid, M.M., Al-Sadoom, M.K., Glowacka, A., Ahmed, M.A.A. (2023). Compost and humic amendments are a practicable solution to rehabilitate weak arid soil for higher Winter field pea production. *Scientific reports*; 13:17519. doi: [10.1038/s41598-023-44921-x](https://doi.org/10.1038/s41598-023-44921-x).
- Murillo-Montoya, S.A., Mendoza-Mora, A., Fadul-Vazquez, C.J. (2019). La importancia de las enmiendas orgánicas en la conservación del suelo y- la producción agrícola. *Revista Colombiana de investigación agroindustriales*. 7(1), 58-68. <https://doi.org/10.23850/24220582.2503>

- Nannipieri, P., Trasar-Cepeda, C., Dick, R. P. (2018). Soil enzyme activities and microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 121, 105–107. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.12.022>
- Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M. T., Landi, L., Pietramellara, G., Regela, G. (2012). Microbial diversity and soil functions. *European Journal of Soil Science*, 68(1), 12–26. https://doi.org/10.1111/ejss.4_12398
- Naorem, A., Jayaraman, S., Dang, Y.P., Dalal, R., Sinha, N., Rao, Ch. S., Patra, A.K. (2023). Soil constraints in arid environment-challenges, prospects and implications. *Agronomy*; 13, 220. <https://doi.org/10.3390/agronomy13010220>
- Nature Editorial. Swathes of Earth are turning into desert — but the degradation can be stopped. (2023). *Nature*, 623;666. <https://doi.org/10.1038/d41586-023-03621-2>.
- Neuenkamp, L., García de León, D., Hamer, U., Holzel, N., McGale, E., Hannula, S.E. (2024). Comprehensive tolos for ecological restoration of soils Foster sustainable use and resilience of agricultural land. *Communications biology*; 7,1577. <https://doi.org/10.1038/s42003-024-07275-2>.
- Nielsen, U.N., Ball, B.A. (2015). Impacts of altered precipitation regimes on soil communities and biogeochemistry in arid and semi-arid ecosystems. *Global change biology*; 21, 1407-1421. doi: 10.1111/gcb.12789.
- Ogwu, M. C., Patterson, M.E., Senchak, P.A. (2025). Phosphorus mining and bioavailability for plant acquisition: environmental sustainability perspectives. *Environ Monit Assess* 197:572. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-14012-7>
- Olle, M. (2021). Reevew: *Bokashi* technology as a promising technology for crop production in Europe. *The journal of horticultural science and biotechnology*; 96(2). <https://doi.org/10.1080/14620316.2020.1810140>
- Omondi, M. O., Xia, X., Nahayo, A., Liu, X., Korai, P. K., Pan, G. (2016). Quantification of biochar effects on soil hydrological properties using meta-analysis of literature data. *Geoderma*, 274, 28–34. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.03.029>
- ONU México, 2025. Restaurar la tierra, generar oportunidades: México impulsa la salud del suelo para enfrentar la sequía y la desertificación. Obtenido de <https://mexico.un.org/es/296495-restaurar-la-tierra-generar-oportunidades-m%C3%A9xico-impulsa-la-salud-del-suelo-para-enfrentar>.
- Oren, A. (2022). Halophilic microorganisms: Biology and applications. *Environmental Microbiology*, 24(3), 1061–1076. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15890>.
- Organko B. (2023). How towns and cities can slash food waste in landfill by 30%. Obtenido de:<https://bokashiorganko.com/bokashi-library/food-waste-in-landfill>

- Ortigosa, F., Valderrama-Martín, J.M., Urbano-Gámez, J.A., García-Martín, M.L., Ávila, C., Cánoa, F.M., Cañas, R.A. (2020). Inorganic Nitrogen Form Determines Nutrient Allocation and metabolic responses in maritime pine seedlings. *Plants* 2020, 9(4), 481; <https://doi.org/10.3390/plants9040481>
- Ortiz-García, S., Saynes-Santillan, V., Bunge-Vivier, V., Anglés-Hernández, M., Pérez, M, E., Prado, B. (2022). Soil governance and sustainable agricultura in Mexico. *Soil security*; 7, 100059. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2022.100059>
- Pant, A. P., Radovich, T. J. K., Hue, N. V., Talcott, S. T. (2012). Compost extracts influence growth, total phenols, polyphenol oxidase and antioxidant activity in pak choi (*Brassica rapa* cv. Bonsai, Chinensis group) grown under two fertility regimes. *Journal of Plant Nutrition*, 35(2), 199–216. <https://doi.org/10.1080/01904167.2012.636125>
- Pasquier-Merino, A.G., Bertran-Vilá, M. (2020). Alimentación, salud y sustentabilidad: hacia una agenda de investigación. Secretaría de Desarrollo Institucional, Universidad Nacional Autónoma de México. Primera edición.
- Pereira, R., Carvalho, A., Vaz, D.C., Gil, M.H., Mendes, A., Bartolo, P. (2013). Development of novel alginate based hydrogel films for wound healing applications. *International journal of biological macromolecules*. 52, 221-230. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2012.09.031>.
- Phooi, C, L., Azman, E.A., Ismail, R. (2022). Role of organic manure *bokashi* improving plant growth and nutrition: A review. *Sarhad journal of agricultura*; 38(4), 1478-1487. <https://dx.doi.org/10.17582/journal.sja/2022/38.4.1478.1484>
- Piccolo, A., Drosos, M. (2025). The essential role of humified organic matter in preserving soil health. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 12:21. <https://doi.org/10.1186/s40538-025-00730-0>
- Pilipenko, N., Goncalves, O.H., Bona, E., Fernandes, I.P., Pinto, J.A., Sorita, G.D., Leimann, F.V., Barreiro, M.F. (2019). Tailoring swelling of alginate-gelatin hidrogel microspheres by crosslinking with calcium chloride combined with transglutaminase. *Carbohydrate polymers*; 223, 115035. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2019.115035>
- Pinto, B. D. S., Ronsin, O., Baumberger, T. (2023). Syneresis of self-crowded calcium–alginate hydrogels as a self-driven athermal aging process. *Soft Matter*, **19**(3), 1720-1731. <https://doi.org/10.1039/D2SM01496C>
- Poppiel, R.R., Cherubin, M.R., Novais, J.J.M., Dematte, J.A.M. (2025). Soil health in Latin America and the Caribbean. *Communications Earth and Environment* 6:141. <https://doi.org/10.1038/s43247-025-02021-w>

- Pouladi, N., Jafarzadeh, A. A., Shahbazi, F., Ghorbani, M. A., & Greve, M. H. (2020). Assessing the soil quality index as affected by two land use scenarios in Miandoab region. *SN Applied Sciences*, 2, 1875. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-03651-9>
- Qadir, M., Quill rou, E., Nangia, V., Murtaza, G., Singh, M., Thomas, R. J., Drechsel, P., Noble, A. D. (2014). Economics of salt-induced land degradation and restoration. *Natural Resources Forum*, 38(4), 282–295. <https://doi.org/10.1111/1477-8947.12054>
- Quiroz, M., C spedes, C. (2018). *Bokashi* as an amendment and source of nitrogen in sustainable agricultural systems: a review. *Journal of soil science and plant nutrition*. <https://doi.org/10.1007/s42729-019-0009-9>.
- Raiesi, F., & Kabiri, V. (2016). Identification of soil quality indicators for assessing the effect of different tillage practices through a PCA-based method. *Ecological Indicators*, 71, 198–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.061>
- Ramírez, A., Benítez, J.L., Rojas de Astudillo, L., Rojas de Gascue, B. (2016). Materiales polímeros de tipo hidrogeles: revisión sobre su caracterización mediante FTIR, DSC, MEB y MET. *Rev Latinoamericana Metal Mat*, 36(2), 108-130.
- Ramos-Agüero, D., Terry-Alfonso, E., Soto-Carreño, F., Cabrera-Rodríguez, J.A. (2014). Bocashi: abono orgánico elaborado a partir de residuos de la producción de plátano en bocas del toro, Panamá. *Cultivos tropicales*; 35(2). 90-97.
- Rao, D.L.N., Balachandar, D., Thakuria, D. (2015). Soil biotechnology and sustainable agricultural intensification. *Indian J. Fert*; 11(10), 87-105.
- Rastogi, P., Kandasubramanian, B. (2019). Review on alginate-based hidrogel bio-printing for application in tissue engineering. *International Society for biofabrication*. <https://doi.org/10.1088/1758-5090/ab331e>
- Rathi, A., Kumar, P., Nangla, S., Sharma, S., Sharma, S. (2024). Sustaining soil productivity: A review. *Asian research journal of agricultura*; 17(1), 33-48. DOI: 10.9734/ARJA/2024/v17i1408.
- Raveendra, K.R., Vijay, P. S., Alka, U. (2017). Chapter 17 - Soil Analysis. *Planning and Evaluation of Irrigation Projects*, Academic Press, 505-523, ISBN 9780128117484. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811748-4.00017-0>
- Restrepo, J.M., G mez, J., Escobar, R. (2014). Utilizaci n de los residuos orgánicos en la agricultura. *Fundación para la investigación y el desarrollo agrícola FIDAR*.
- Rezapour, S., Nouri, A., Asadzadeh, F., Barin, M., Erpul, G., Jagadamma, S., Qin, R. (2023). Combining chemical and organic treatments enhances remediation performance and

- soil health in saline-sodic soils. *Communications earth and environment*; 4,285. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00948-6>.
- Rengasamy, P. (2010). Soil processes affecting crop production in salt-affected soils. *Functional Plant Biology*, 37(7), 613–620. <https://doi.org/10.1071/FP09249>
- Rengasamy, P. (2018). Irrigation water quality and soil structural stability. A perspective with some new insights. *Agronomy*, 8(5), 72. <https://doi.org/10.3390/agronomy8050072>
- Rhoades, J. D., Kandiah, A., Mashali, A. M. (1999). The use of saline waters for crop production. *FAO Irrigation and Drainage Paper 48*. FAO. Obtenido de: <https://www.fao.org/4/t0667e/t0667e00.htm>
- Richards, L. A. (Ed.). (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. USDA Agriculture Handbook No. 60. U.S. Government Printing Office. Obtenido de: https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/20360500/hb60_pdf/hb60complete.pdf
- Rivas-Tiznado, B.I. (2021). Síntesis de un hidrogel biocompatible con potencial aplicación en la ingeniería de tejidos. Tesis para obtener el grado de maestría en bioquímica y bioinformática, Universidad de Concepción.
- Rizwan, M., Gilani, S.R., Durani, A.I., Naseem, S. (2021). Materials diversity of hydrogel: Synthesis, polymerization process and soil conditioning properties in agricultural field. *Journal of advanced research*, 33, 15-40. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2021.03.007>
- Rojas-Suarez, K.L. (2021). Encapsulación de puntos de carbón en un hidrogel basado en alginato: prueba de concepto de liberación controlada de fármacos. Tesis para obtener el grado de ingeniería. Universidad del Rosario, Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito, Bogotá.
- Rodrigo, M. A., Cañizares, P., García, H., Sáez, C. (2014). Electrochemical remediation of soils. *Journal of Hazardous Materials*, 279, 325–340. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.06.061>.
- Ross, B. (1990). The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resources Research*, 26(10), 2625–2629. <https://doi.org/10.1029/WR026i010p02625>
- Roy, D., Benkaraache, S., Azaiis, A., Drogui, P., Tyagi, R.D. (2019). Leachate treatment: assessment of the systemic changes in the composition and biodegradability of leachates originating in an open co-composting facility in Canada. *Environmental chemical engineering*, 103056. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103056>
- Ruiz, T., Febles, G. (2004). La desertificación y la sequía en el mundo. *Avance en Investigación Agropecuaria*. 8(2).

- SADER, Secretaria de Agricultura y Desarrollo Rural. (2022). Manuales prácticos para la elaboración de bioinsumos, elaboración de bocashi. Estrategia de acompañamiento técnico. INIFAP.
- Samchenko, Y., Terpilowski, K., Samchenko, K., Golovkova, L., Oranska, O., Goncharuk, O. (2024). Calcium Alginate/Laponite Nanocomposite Hydrogels: Synthesis, Swelling, and Sorption Properties. *Coatings*, 14(12), 1519. <https://doi.org/10.3390/coatings14121519>.
- Saraiva, T. C. D. S., Ventura, S. H., Brito Junior, E. S., Rocha, S. M. B., Costa, R. M., Pereira, A. P. d. A., De Sousa, R. S., Verma, J. P., Van den Brink, P. J., Araujo, A. S. F. (2022). Temporal Stability of Soil Microbial Properties in Responses to Long-Term Application of Compost Obtained from Tannery Sludge. *Sustainability*, 14(24), 16736. <https://doi.org/10.3390/su142416736>
- Savic-Gajic, I.M., Savic, I.M., Svircev, Z. (2023). Preparation and characterization of alginate hydrogels with high water-retaining capacity. *Polymers*; 15, 2592. <https://doi.org/10.3390/polym15122592>.
- Schoijet, M. (2005). Desertificación y tormentas de arena. *Región y sociedad*. 17(32).
- Shrivastava, P., Kumar, R. (2015). Soil salinity: A serious environmental issue and plant growth promoting bacteria as one of the tools for its alleviation. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 22(2), 123-131. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2014.12.001>.
- Singh, S., Ashoka, P., Ahlawat, U., Changdeo, W.B., Rehsawla, R., Naruka, A., Sharma, D. (2024). Mechanisms and applications of microbial biotechnology in soil health and agricultural productivity: A review. *Journal of advances in biology and biotechnology*; 27 (7), 1420-1438. DOI: <https://doi.org/10.9734/jabb/2024/v27i71104>.
- Singh, P., Baisthakur, P., Yemul, O.S. (2020). Synthesis, characterization and application of crosslinked alginate as green packaging material. *Heliyon*. 6, e03026. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e03026>.
- Sirousazar, M., Kokabi, M., Hassan, Z.M. (2011). Swelling behavior and structural characteristics of polyvinyl alcohol/Montmorillonite nanocomposite hydrogels. *Journal of applied polymers science*; 123, 50-58.
- Six, J., Elliott, E. T., Paustian, K. (2004). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*, 36(6), 925–935. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.02.007>
- Sinsabaugh, R. L., Hill, B. H., Follstad Shah, J. J. (2009). Coenzymatic stoichiometry of microbial organic nutrient acquisition in soil and sediment. *Nature*, 462, 795–798. <https://doi.org/10.1038/nature08632>

- SINADES. 2015. Programa Nacional manejo sustentable de tierras para combatir degradación de tierras y desertificación en México. Obtenido de <https://www.gob.mx/semarnat/documentos/programa-nacional-manejo-sustentable-de-tierras>.
- South Dakota Soil Health coalition. (2025). Bulk density. Obtenido de: <https://www.sdsoilhealthcoalition.org/technical-resources/physical-properties/bulk-density/>.
- Stavi, I. (2021). Salinity and sodicity in drylands: A review of causes, effects, monitoring, and restoration. *Soil Systems*, 5(1), 13. <https://doi.org/10.3390/soilsystems5010013>
- Subbarao, G.V., Wheeler, R.M., Stutte, G.W., Levine, L.H. (1999), How far can sodium substitute for potassium in red beet? *Journal of Plant Nutrition*, 22:11, 1745-1761, DOI: [10.1080/01904169909365751](https://doi.org/10.1080/01904169909365751)
- Subedi, K. (2025). Transforming waste: a review on *bokashi*'s impact on soil health, crop growth, and pest and disease management. *Journal of wastes and biomass management*; 7(1), 13-15. <http://doi.org/10.26480/jwbm.01.2025.13.15>.
- Smith, P., Poch R.M., Lobb, D.A., Bhattacharyya, R., Alloush, G., Eudoxie, G.D., Anjos L.H.C., Castellano, M., Ndzana, G.M., Chenu, C., Naidu, R., Vijayanathan, J., Muscolo, A.M., Studdert, A.G., Rodriguez-Eugenio, N., Calzolari, M.C., Amauri, N., Hallet, P. (2024). Status of the World's Soils. *Annual review of environment and resources*; 49:73-104. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030323-075629>
- Talat, A. E., Wang, J., El-Sorogy, A. S. (2025). Impact of Soil Compaction on Pore Characteristics and Hydraulic Properties by Using X-Ray CT and Soil Water Retention Curve in China's Loess Plateau. *Water*, 17(8), 1144. <https://doi.org/10.3390/w17081144>
- Tan, K.H. (2014). *Humic Matter in Soil and the Environment: Principles and Controversies, Second Edition (2nd ed.)*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b17037>
- Tang, Q., Wu, J., Lin, J. (2019). Syneresis of hydrogels and its implications for food and biomaterials. *Food Hydrocolloids*, 90, 152–162. <https://doi.org/10.1016/j.foodhyd.2018.11.021>
- Tariq, Z., Iqbal, D. N., Rizwan, M., Ahmad, M., Faheem, M., Ahmed, M. (2023). Significance of biopolymer-based hydrogels and their applications in agriculture: A review in perspective of synthesis and their degree of swelling for water holding. *RSC Advances*, 13(35), 24731-24754. <https://doi.org/10.1039/d3ra03472k>.

- Thai, N.L.B., Beaman, H.T., Perlman, M., Obeng, E.E., Du, Ch., Monroe, M.B.B. (2024). Chitosan poly (vinyl alcohol) methacrylate hydrogels for tissue engineering scaffolds. *ACS, applied biomaterials*; 7, 7818-7827. <https://doi.org/10.1021/acsabm.3c01209>
- Thor, K., Jiang, S., Michard, E., George, J., Scherzer, S., Huang, S., Dindas, J., Derbyshire, P., Leitao, N., DeFalco, T.A., Koster, P., Hunter, K., Kimura, S., Gronnier, J., Stransfeld, L., Kadota, Y., Bucherl, C.A., Charpentier, M., Wrzaczek, M., MacLean, D., Oldroyd, G.E.D., Menke, F.L.H., Roelfsema, M.R., Hedrich, R., Zipfel, C. (2019). The calcium-permeable channel OSCA1.3 regulates plant stomatal immunity. *Nature*, 572(7767), 341–346. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2702-1>
- Thomas, G.W. (1970). Soil and climatic factors which affect nutrient mobility. *Soil and climatic factors*. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub4.c1>
- Toader, E.V., Toader, G., Trifan, D., Lungu, E., Ghiorghe, A.I. (2021). Innovative ecological technologies for soil restoration: bacterial biopreparations. DOI: 10.24818/CAFEE/2021/10/09.
- Topa, D.C., Capsuma, S., Calistru, A.E., Ailincai, C. (2025). Sustainable practices for enhancing soil health and crop quality in modern agricultura: A review. *Agriculture*; 15,998. <https://doi.org/10.3390/agriculture15090998>
- Tomadoni, B., Casalongué, C., Alvarez, V. A. (2019). Biopolymer-Based Hydrogels for Agriculture Applications: Swelling Behavior and Slow Release of Agrochemicals. In *Polymers for Agri-Food Applications* (pp. 99–126). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-19416-1_7.
- Tsai, R., Chen, W., Hsu, C. (2020). Calcium lactate as an alternative crosslinker for alginate hydrogels: Effects on gel structure and release behavior. *Carbohydrate Polymers*, 248, 116794. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2020.116794>
- UNCCD. (24 de octubre de 2023). At least 100 million hectares of healthy land now lost each year. UN Convention to Combat Desertification obtenido de: <https://www.unccd.int/news-stories/press-releases/least-100-million-hectares-healthy-land-now-lost-each-year>.
- UNEP. (2024). Five reasons why soil health is declining worldwide. Obtenido de: <https://www.unep.org/news-and-stories/story/five-reasons-why-soil-health-declining-worldwide>.
- Van der Merwe R.D.T., Goosen, N.J., Pott, R.W.M. (2022). Macroalgal-Derived Alginate Soil Amendments for Water Retention, Nutrient Release Rate Reduction, and Soil pH Control. *Gels*, 29;8(9), 548. doi: 10.3390/gels8090548.

- Vanderlinden, K., Giráldez, J.V. (2011). Field Water Capacity. In: Gliński, J., Horabik, J., Lipiec, J. (eds) Encyclopedia of Agrophysics. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3585-1_58
- Vicente, N.F.P, Marafeli, E.A.M, Oliveira, J.A.C, Tomita, J.L.C, Piccoli, R..H. (2020). A bibliographic review on *bokashi* from the last 20 years. Research, Society and Development; 9(10). DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i10.8339>
- Vitro, I., Antón, R., Apestaguía, M., Plante, A. (2018). Role of Carbonates in the Physical Stabilization of Soil Organic Matter in Agricultural Mediterranean Soils. Soil management and climate change, 121-136. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812128-3.00009-4>
- Wang, T., Sun, S., Xu, Y., et al. (2022). Nitrogen Regulates the Distribution of Antibiotic Resistance Genes in the Soil–Vegetable System. Frontiers in Microbiology, 13, 848750. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.848750>
- Wang, Y.; Shen, Z.; Wang, H.; Song, Z.; Yu, D.; Li, G.;Liu, X.; Liu,W. (2025). Progress in Research on Metal Ion Crosslinking Alginate-Based Gels, 11, 16. <https://doi.org/10.3390/gels11010016>
- Wibisono, M. G., Veneklaas, E., Mendham, D.S., Hardiyanto, E.B. (2025). “The effect of applied phosphorus and seed source on the growth of an Acacia mangium Willd. Plantation on a low productivity site in South Sumatra. Australian forestry. <https://doi.org/10.1080/00049158.2025.2548118>
- Xu, H. L., Wang, R., Mridha, M. A. U. (2001). Effects of organic fertilizers and microbial inoculant on leaf photosynthesis and fruit yield and quality of tomato plants. Journal of Crop Production, 3(1), 173-182. DOI: 10.1300/J144v03n01_15
- Xu, L., Cheng, S., Fanf, H., Xin, X., Xu, X., Tang, H. (2019). Soil inorganic nitrogen composition and plant functional type determine forage crops nitrogen uptake preference in the temperate cultivated grassland, inner mongolia. Soil Science and plant nutrition; 65(5). <https://doi.org/10.1080/00380768.2019.1671777>
- Yao, B., Wang, X., Li, Y., Lian, J., Li, Y., Luo, Y., Li, Y. (2023). Soil extracellular enzyme activity reflects the change of nitrogen to phosphorus limitation of microorganisms during vegetation restoration in semi-arid sandy land of northern China. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1298027. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1298027>
- Yunita, D., Fadhil, M., Fauzan., Irfan. (2024). Effect of raw materials C/N ratio on the quality of *Bokashi*. International journal of recycling organic waste in agriculture, 13(1). 132407, 1-8. <https://dx.doi.org/10.57647/j.ijrowa.2024.1301.07>

- Zanin, L., Tomasi, N., Cesco, S., Varanini, Z., Pinton, R. (2019). Humic Substances Contribute to Plant Iron Nutrition Acting as Chelators and Biostimulants. *Front. Plant Sci.* 10:675. doi: 10.3389/fpls.2019.00675
- Zhang C, García-Meza JV, Zhou, K, Ling X. (2023). Superabsorbent polymer used for saline-alkali soil water retention. *J Taiwan Inst Chem Eng* 145:104830. Doi:10.1016/j.jtice.2023
- Zhu, L., Liang, A., Wang, R., Shi, Y., Li, J., Wang, R., Wang, M., Guo, S. (2023). Harnessing nitrate over ammonium to sustain soil health during monocropping. *Frontiers in Plant Science*, 14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1190929>
- Zdruli, P., Cherlet, M., Zucca, C. (2017). Desertification: mapping constraints and challenges. *Encyclopedia of soil science*. DOI:10.1081/E-ESS3-120052917.
- Zurzul, N., Ilseng, A., Prot, V.E., Sveinsson, H.M., Skallerud, B.H., Stokke, B.T. (2020), Donnan contribution and specific ion effects in swelling of cationic hydrogels are additive: combined high-resolution experiments and finite element modeling. *Gels*; 6, 31. doi:10.3390/gels6030031.

Anexo A

Métodos y técnicas de determinaciones físicas y químicas

Textura

Se pesan 60 g de suelo fino o 120 g de suelo grueso, se colocan en un vaso de precipitado y se mezclan con 40 mL de agua oxigenada. La mezcla se evapora hasta secar, repitiendo el proceso hasta que termine la efervescencia, lo que asegura la eliminación de la materia orgánica. Luego, se pesan 50 g del suelo tratado y se mezclan con agua desionizada, oxalato de sodio y metasilicato de sodio, dejando reposar entre 15 y 30 minutos según el contenido de arcilla. Posteriormente, la suspensión se agita mecánicamente durante 5 minutos para dispersar las partículas y se vierte en un cilindro de Bouyoucos, añadiendo agua destilada hasta alcanzar 1113 mL. Se introduce el hidrómetro y se agita manualmente la mezcla durante un minuto. Las lecturas del hidrómetro se toman a los 40 s y a las 2 h, corrigiéndolas según la temperatura: se suma 0.36 por cada grado sobre 19.5 °C o se resta por cada grado por debajo. La lectura a los 40 segundos, multiplicada por 2, proporciona el porcentaje de arcilla más limo, y al restarlo de 100 se obtiene el porcentaje de arena. La lectura a las 2 h, también multiplicada por 2, indica el porcentaje de arcilla, mientras que el limo se calcula por diferencia. Con estos porcentajes, se determina la textura del suelo utilizando el triángulo de texturas de la USDA (Departamento de Agricultura de Estados Unidos de América), un método esencial para la caracterización y manejo adecuado del suelo en estudios agronómicos y ambientales (Fertilab NFT19-014, 2022; NOM-021-RECNAT-2000).

Punto de saturación (%)

El punto de saturación del suelo representa la cantidad máxima de agua que este puede retener, un valor que depende de factores como la materia orgánica y el contenido de arcilla, expresándose en porcentaje.

Para su determinación, se siguen varios pasos. Primero, se calcula el contenido inicial de humedad (PW) de una muestra de suelo seco al aire. Esto se realiza pesando un contenedor vacío (A), luego con 25 g de suelo seco y tamizado (B), y finalmente después de secar la muestra a 105 °C por 24 h hasta peso constante (C). El porcentaje de humedad se obtiene con la fórmula:

$$PW = ((B - C) / (C - A)) * 100.$$

Además, se determina el factor de humedad (FH) pesando un bote de aluminio vacío (A), añadiendo 5 g de suelo seco (B), y secándolo a 105 °C por 24 h hasta peso constante (C). El FH se calcula como:

$$FH = (C - A) / (B - A)$$

Para cuantificar el porcentaje de saturación, se prepara una pasta saturada mezclando 200-400 g de suelo seco con agua destilada hasta lograr una consistencia brillante y fluida. Tras reposar varias horas, se verifica la saturación y, si es necesario, se añade más agua. Finalmente, se pesa la mezcla y se calcula el punto de saturación (PS) con la fórmula:

$$PS = ((J + H) / G) * 100$$

donde J es el peso del agua agregada, H es el contenido inicial de agua (PW), y G es el peso del suelo seco a estufa (FH).

Este valor varía según el tipo de suelo: en suelos arenosos, el PS suele ser menor al 10 %, mientras que en suelos arcillosos o con alta materia orgánica puede alcanzar hasta el 150 % (NOM-021-RECNAT-2000).

Capacidad de campo (%)

La capacidad de campo se refiere a la cantidad máxima de agua que el suelo es capaz de retener después de ser saturado y de permitir que el exceso se drene por efecto de la gravedad. Este parámetro se determinó utilizando la siguiente fórmula:

$$CC = (PS / 1.84) - 0.48$$

Donde; CC: Humedad a capacidad de campo en %; y PS: Punto de saturación del suelo, en % (NOM-021-RECNAT-2000).

Los porcentajes promedios de humedad y capacidad de campo de diferentes tipos de suelo, según lo establecido por la NOM-021-RECNAT-2000(Tabla A1).

Tabla A1. Capacidad de campo de suelos

Tipo de suelo	CC (%)
Arenoso	5 - 16
Franco	15 -30
Franco arcilloso	25 - 35
Arcilloso	30 - 70

Punto de marchitez permanente (%)

Este parámetro se calcula mediante la fórmula:

$$PMP = CC \times 0.595$$

donde PMP representa la humedad en el punto de marchitamiento permanente (%) y CC es la humedad a capacidad de campo (%) (NOM-021-RECNAT-2000).

Conductividad hidráulica (cm/h)

Para medir la CH, se usan muestras alteradas tamizadas (0.5 a 2 mm) en permeámetros de 3.8 cm de diámetro y 18 cm de largo, con una columna de suelo de 10 cm. Se aplica agua a carga constante, y la CH se calcula con la fórmula:

$$CH = QL / TAH,$$

donde CH es la conductividad hidráulica (cm/h), Q es el volumen de agua percolada (cm³), L es la longitud de la columna de suelo (cm), A es el área de la columna (cm²), y H es la carga hidráulica (cm).

Suelos con CH menor a 2.5 cm/h suelen presentar problemas físicos. Los valores de CH varían según la textura, permitiendo evaluar la calidad física del suelo como se muestra en la Tabla A2 NOM-021-RECNAT-2000.

Tabla A2. Conductividad hidráulica para suelos de textura fina

Rango de conductividad hidráulica (cm/h)* en muestras de suelos alteradas de textura fina y su interpretación						
Muy baja	Baja	Mod. baja	Media	Mod. alto	Alto	Muy alto
<1	1-2	2.1 – 3.0	3.1 – 5.0	5.1 – 10.0	10.1 – 20.0	>20.1

*Prueba realizada en agregados de 0.5 a 2.0 mm

Densidad aparente (g/cm³)

Para determinar la densidad aparente, se utiliza la técnica del terrón parafinado. Este método implica secar 2 o 3 terrones de aproximadamente 2 cm a 150°C hasta alcanzar un peso constante. A uno de los terrones se le ata un hilo y se pesa en el aire (Pt)_a. Luego, se sumerge en parafina derretida a 60 °C, asegurando que quede cubierto por una capa delgada y uniforme, y se pesa nuevamente (Pt)_p. Finalmente, se sumerge el terrón parafinado en agua para medir el volumen de agua desplazada (Pt)_w NOM-021-RECNAT-2000

. La densidad aparente se calcula con la fórmula:

$$\text{Densidad aparente} = (Pt)_a / \text{Volumen del terrón.}$$

En la Tabla A3 se muestra la densidad aparente de algunos tipos de suelo.

Tabla A3. Densidad de suelos

Tipos de suelos	g/cm ³
Orgánicos y volcánicos	< 1.00
Minerales	
Arcillosos	1.0 - 1.19
Francos	1.20 - 1.32

pH

El pH se mide comúnmente mediante métodos electrométricos, que determinan la actividad de los iones H^+ usando un electrodo sensible. Para suelos, se prepara una suspensión en una relación suelo-agua de 1:2. El procedimiento consiste en mezclar 10 g de suelo con 20 mL de agua destilada, agitar en intervalos de 5 minutos durante 30 minutos, dejar reposar 15 minutos, agitar nuevamente y medir el pH con un potenciómetro calibrado una vez que la lectura se estabilice.

De acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2000, el pH del suelo se clasifica en los siguientes rangos (Tabla A4):

A4. Clasificación de suelo según su pH

Clasificación	pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1 - 6.5
Neutro	6.6 - 7.3
Medianamente alcalino	7.4 - 8.5
Fuertemente alcalino	> 8.5

Conductividad eléctrica (CE) o salinidad

La conductividad eléctrica (CE) es la capacidad de la solución del suelo para transportar corriente eléctrica en función del contenido de sales disueltas o ionizadas en la solución (USDA, 1999).

La conductividad eléctrica se mide con un conductímetro o con una sonda de actividad iónica, esta se determina en extractos 1:2, se pesan 10 g de suelo en un frasco de vidrio de boca ancha, se adicionan 20 mL de agua destilada y se pone en agitación en intervalos de 5 minutos, se deja reposar y posteriormente se mide la conductividad eléctrica con la sonda de actividad iónica, el valor de la conductividad eléctrica debe estar referido a una temperatura de 25 °C. Cuando se conoce este valor se puede calcular el Contenido Total de Sales (CTS) de la muestra, mediante la siguiente forma: $CTS (g/l) = 0.64 \times CE (m\Omega/cm)$.

En la **Tabla A5** se presentan los calores de conductividad eléctrica referidos en la NOM-021-RECNAT-2000.

Tabla A5. Conductividad eléctrica en suelo

CE dS m ⁻¹ a 25 °C	Efectos
< 1.0	Efectos despreciables de la salinidad
1.1 - 2.0	Muy ligeramente salino
2.1 - 4.0	Moderadamente salino
4.1 - 8.0	Suelo salino
8.1 - 16.0	Fuertemente salino
> 16.0	Muy fuertemente salino

Carbonatos totales (%)

La cantidad de carbonatos totales en el suelo es importante porque afecta la estructura del suelo, la actividad biológica, la nutrición de las plantas y el pH del suelo (NOM-021-RECNAT-2000).

Los carbonatos de calcio que se encuentran en cantidades notables en el suelo provienen principalmente de la calcita (CaCO₃) y la dolomita (CaCO₃·MgCO₃) principalmente. Debido a la baja precipitación en regiones áridas y semiáridas casi siempre se encuentran formando parte de la fase sólida del suelo. Es importante conocer la cantidad de carbonatos, ya que un alto contenido puede producir deficiencias de fósforo, zinc, hierro y magnesio (NOM-021-RECNAT-2000).

La determinación de carbonatos de calcio por el procedimiento de Horton y Newson se basa en el principio, en que los carbonatos al ser tratados con un ácido en un sistema cerrado a temperatura y volumen constante, este produce un aumento en la presión del sistema, lo cual está relacionado linealmente con el contenido de CO₂, producto de la reacción entre los carbonatos y el ácido. La técnica consiste en pesar 0.5 g de CaCO₃ puro y se coloca en un matraz Erlenmeyer de 125 mL, llenar un matraz de 500 mL con agua destilada y conectar el sistema, evitando las fugas de aire, al sistema se inyecta 10 mL de HCl 1:1 con FeSO₄ al 5 %, una vez terminada la reacción y se detenga el flujo de agua, medir el volumen desplazado, este procedimiento se repite para 2.0 g de suelo, el % de carbonatos de calcio por el método de Horton y Newson se calcula con la siguiente fórmula:

$$\%CCE = (V_m / V_{ca}) \cdot 100$$

Donde CCE=Carbonato de calcio, V_m= Volumen desplazado de agua (mL) por un g de suelo y V_{ca}= volumen desplazado de agua (mL) por un g de CaCO₃ puro.

Los valores establecidos se presentan en la **Tabla A6**:

Tabla A6. Contenido de CaCO₃

Clase	% CaCO ₃
Muy bajo	< 0.5
Bajo	0.6 - 2.0
Mediano	2.1 - 15
Alto	16 - 40
Muy alto	> 40

Materia orgánica (%)

Los organismos del suelo descomponen las sustancias orgánicas dejando residuos difícilmente degradables, como aceites, grasas, ceras y ligninas procedentes de las plantas. El resto de los residuos orgánicos son transformados por los microorganismos, en una mezcla compleja de sustancias coloidales y amorfas de color negro o marrón oscuro denominado humus. La materia orgánica (MO) está asociada con la liberación de nitrógeno, fósforo y azufre, así como con la disponibilidad de micronutrientes (Fe, Mn, Cu y Zn) por su acción quelante, también aporta ácidos húmicos y fúlvicos que participan en la fisicoquímica del suelo (NOM-021-RECNAT-2000).

La materia orgánica se determina a través del contenido de carbono orgánico por el método de Walkley y Black, este método se basa en la oxidación del carbono orgánico del suelo por el dicromato de potasio y calor de reacción generada al mezclarlo con H₂SO₄ concentrado, adicionando ácido fosfórico para evitar interferencias con el Fe³⁺ y el dicromato de potasio residual es valorado con sulfato ferroso. El procedimiento a seguir es el siguiente: se pesa 0.5 g de suelo seco y pasado por un tamiz de 0.5 mm, se coloca en un matraz Erlenmeyer de 500 mL, se adiciona 10 mL de dicromato de potasio 1N, girando cuidadosamente para que entre en contacto con todo el suelo, posteriormente se agrega 20 mL de H₂SO₄ concentrado a la suspensión, se agita suavemente durante 1 minuto, se deja reposar por 30 minutos, una vez pasado el tiempo se agregan 200 mL de agua destilada, 5 mL de H₃PO₄ y 5 a 10 gotas de difenilamina como indicador, se titula con disolución de sulfato ferroso hasta visualizar el punto final (verde claro), posteriormente se calcula el % de materia orgánica con la siguiente formula:

$$\%C \text{ Orgánica} = ((B-T)/g) \cdot (N) \cdot (0.39) \text{ mcf}$$

Donde B=Volumen de sulfato ferroso gastado para valorar el blanco de reactivo en mL (este se realiza por triplicado), T= Volumen de sulfato ferroso gastado para valorar la muestra mL, N=Normalidad exacta del sulfato ferroso, g = peso de la muestra empleada, mcf = factor de corrección de humedad.

$$\% \text{ de materia orgánica} = \%C \text{ Orgánico} \cdot 1.298^*$$

*(factor de corrección para suelos de México)

Un promedio normal para suelos de clima templado va de 1.5 a 2.5 %, pero hay suelos como los andosoles con contenidos de materia orgánica que superan fácilmente un 5 %. En otras regiones como las desérticas y semidesérticas, y sobre todo en suelos arenosos, los contenidos de materia orgánica difícilmente superan el 1 % (NOM-021-RECNAT-2000).

Macronutrientes: N-NO₃, K, Ca, Mg, S, P-Bray (mg/kg)

Nitrógeno inorgánico N-NO₃

La cantidad de nitrógeno inorgánico en el suelo es importante porque es un nutriente esencial para el crecimiento de las plantas, este es absorbido principalmente en forma de iones nitrato NO₃⁻ y en menor cantidad de amonio NH₄⁺, el nitrógeno que absorbe las plantas se encuentra en forma de nitrato, este es móvil en el suelo y se desplaza en el agua hacia las raíces donde es absorbido (NOM-021-RECNAT-2000).

El nitrógeno inorgánico se determina por el procedimiento de micro-Kjeldahl, el cual se basa en la extracción del amonio intercambiable por equilibrio de la muestra de suelo con KCl y su determinación por destilación mediante arrastre de vapor en presencia de MgO. El procedimiento para seguir es la siguiente: Pesar 5 g de suelo y colocarlo en un matraz Erlenmeyer de 125 mL, agregar 50 mL de solución KCl 2N y agitar por 1 h, posteriormente centrifugar 5 minutos a 180 rpm y decantar la muestra, pipetear una alícuota de 10 a 20 mL del extracto de suelo y colocarlo en un matraz de destilación, agregar 0.2 g de MgO calcinado y 0.2 g de aleación de Devarda. Colocar un matraz Erlenmeyer de 125 mL en el tubo de salida del refrigerante, colocar en este 10 mL de solución H₃BO₃ con indicador, de manera que esté en contacto con el líquido destilado. Empezar la destilación hasta completar 30 mL, titular la muestra y los blancos con ácido sulfúrico 0.005N, el punto final cambia de verde a rosa tenue (NOM-021-RECNAT-2000).

La cantidad de nitrógeno inorgánico se calcula con la siguiente formula:

$$N \text{ (ppm)} = (M-B) \cdot N \cdot 14 \cdot (Vi/a) \cdot 1/p \cdot 1000$$

Donde M y B= son los mL de H₂SO₄ usados en la titulación de muestra y blanco, N= normalidad del ácido, Vi= Volumen del extractante, a= alícuota destilada, p= peso de la muestra en g.

Los valores de nitrógeno inorgánico establecidos por la NOM-021-RECNAT-2000 se presentan en la **Tabla A7**:

Tabla A7. Clasificación de suelo según su cantidad de N inorgánico

Clase	N inorgánico en el suelo mg kg ⁻¹
Muy bajo	0 - 10
Bajo	10 - 20
Mediano	20 - 40

Alto	40 - 60
Muy alto	> 60

Fósforo

El fósforo es absorbido por las plantas principalmente en forma de H_2PO_4 y HPO_4 , la concentración de fósforo estimula el crecimiento de las plántulas y la formación de raíces, acelera la maduración y promueve la producción de semillas.

La concentración de fósforo en suelo, se determina por el método de Bray y Kurtz, el fósforo determinado con este procedimiento ha mostrado una estrecha relación con la respuesta de los cultivos. La solución extractora de P consiste en una combinación de HCl y NH_4F la cual remueve formas de P ácido soluble como los fosfatos de calcio y una porción de fosfatos de aluminio y hierro. El NH_4F disuelve los fosfatos de aluminio y de hierro al formar un ion complejo con estos iones metálicos en solución ácida.

El procedimiento a seguir para su cuantificación es la siguiente: pesar 2.5 g de suelo previamente tamizado en malla de 2 mm y colocarlo en un tubo de polietileno de 50 mL, adicionar 25 mL de la solución extractora Bray-Kurtz (30 mL de NH_4F 1N/50 mL de HCl 0.5N/ H_2O 1 l), agitar la suspensión a 180 oscilaciones por minuto por 5 minutos, el extracto se filtra con papel Whatman No. 42, del filtrado se toma una alícuota de 5 a 10 mL, se coloca en un matraz de aforo de 50 mL, se adiciona 5 mL de la solución reductora con ácido ascórbico (solución de molibdato de amonio $[(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O]$ con tartrato de antimonio y potasio $K(SbO)(C_4H_4O_6 \cdot \frac{1}{2}H_2O)$ y se afora hasta el volumen indicado, se deja reposar por 30 minutos y se prosigue a leer la absorbancia a 882 nm de longitud de onda. La concentración se determina por medio de una curva de calibración de P en solución, el blanco se prepara igual que las muestras (NOM-021-RECNAT-2000).

La clasificación de P en suelo según la NOM-021-RECNAT-2000 es la siguiente (**Tabla A8**):

Tabla A8. Clasificación de suelo según concentración de P

Clase	mg kg ⁻¹ de P
Bajo	< 15
Medio	15 - 30
Alto	> 30

K, Ca, Mg, S

Macronutrientes	Límite de detección	Límite de cuantificación
Calcio	21.8 mg/kg	500 mg/kg

Magnesio	8.6 mg/kg	50 mg/kg
Potasio	4.5 mg/kg	50 mg/kg

Micronutrientes B, Cu, Fe, Zn, Mn, Na (mg/kg)

Los micronutrientes son utilizados por las plantas en mínimas cantidades, aunque son esenciales para el crecimiento y desarrollo de las mismas como son los nutrientes primarios, algunos de ellos participan en numerosos sistemas enzimáticos, activador de procesos bioquímicos, regulación importante del crecimiento de las plantas, síntesis de diferentes ácidos como el indolacético, síntesis de clorofila y vitaminas entre otros (NOM-021-RECNAT-2000).

La cuantificación de los micronutrientes inicia con la extracción de los micronutrientes del suelo, entre las sustancias utilizadas para recuperar los metales del suelo, destacan aquellas que emplean compuestos orgánicos con la capacidad para formar complejos estables, tal es el caso del DTPA (ácido dietilen-triamino-pentaacético) y del EDTA (ácido del etilen-diamino-tetraacético). Las soluciones complejantes como el DTPA y el EDTA tiene como finalidad recuperar elementos metálicos que se encuentran en forma intercambiable, ligados a la materia orgánica, así como disolver formas precipitadas.

Para estas determinaciones se utilizó el método de extracción DTPA y sorbitol, el cual consiste en colocar 10 g de suelo seco previamente tamizado con malla de 2 mm en un matraz Erlenmeyer, adicionar 20 mL de solución DTPA, tapar y agitar horizontalmente a 120 oscilaciones por minuto durante 2 h, filtrar la muestra con papel Whatman No 42. El extracto fue analizado por ICP-Plasmas implementando el método interno MET-SU-46 (Fertilab, 2023).

Los límites de detección y cuantificación reportadas por el laboratorio, para cada micronutriente son los siguientes (Tabla A9):

Micronutriente	Límite de detección mg/kg	Límite de cuantificación mg/kg
Na	4.5	25
Cu	0.02	0.10
Fe	0.23	0.75
Mn	0.19	0.75
Zn	0.06	0.25

Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

El método de acetato de amonio 1N pH 7, para la determinación de la capacidad de intercambio catiónico consiste en la saturación de la superficie de intercambio con un catión índice, el ion amonio y, determinación del amonio mediante destilación. El amonio se

emplea como catión índice debido a su fácil determinación y poca presencia en los suelos, el procedimiento a seguir es el siguiente: pesar 5 g de suelo seco y previamente tamizado con malla de 2 mm, realizar la extracción agregando 33 mL de acetato de amonio, agitar por 10 minutos y centrifugar a 2500 rpm, decantar el líquido en un matraz de 100 mL y repetir la extracción, aforar con acetato de amonio. La muestra de suelo se somete a una serie de lavados con cloruro de amonio 1N, 0.25N y alcohol, este lavado termina hasta que la prueba de cloruros en el decantado sea mínima, una vez que ocurre esto se prosigue a reemplazar el amonio adsorbido en la muestra de suelo con 3 porciones de cloruro de sodio al 10 %, se determina el amonio a partir de una alícuota de 10ml, transfiriéndola a un matras Kjeldahl y se le agrega 8 mL de NaOH al 40 %, se conecta al aparato de destilación, se recoge el producto y se le agrega 10 mL de ácido bórico e indicador, se prosigue a titular con HCl 0.01N (Fertilab 2022, NOM-021-RECNAT-2000). La capacidad de intercambio catiónico expresada en $\text{Cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$ de suelo se calcula:

$$\text{CIC} = 200 (V) (N)$$

Donde V= volumen de HCl empleado al titular lo destilado de la solución borada, N = normalidad del HCl.

Para la determinación de Ca, Mg, Na y K, del extracto obtenido por el acetato de amonio, estas se cuantificaron por ICP-plasma siguiendo el método interno de Fertilab MET-SU-45.

Según la norma NOM-021-RECNAT-2000 los resultados de los análisis de las bases intercambiables se representan en la **Tabla A10**.

Clase	Ca	Mg	K
Muy baja	< 400	< 60	< 80
Baja	400 - 1000	60 - 160	80 - 120
	1000 - 2000	160 - 360	120 - 230
Alta	> 2000	> 360	> 230

Los rangos están dados en mg/kg