CIENCIA DEL SUELO

Hacia un conocimiento global y multidisciplinario del recurso suelo

División III: **U**so y manejo del suelo

Coordinadores: Dr. David J. Palma López y Dr. Rufo Sánchez Hernández

Ciudad Universitaria UNAM, octubre del 2023

Hacia un conocimiento global y multidisciplinario del recurso suelo: uso y manejo del suelo

Sociedad Mexicana de la ciencia del suelo

Presidente
Dr. Otilio Arturo Acevedo Sandoval

Vicepresidente
Dr. Fabián Fernández Luqueño

Secretario técnico
Dr. Miguel Ángel Valera Pérez

Secretario general
Dr. Alfredo Madariaga Navarrete

Secretario de eventos nacionales e internacionales
Dr. José Víctor Tamaríz Flores

Tesorero
Mtro. David Hernández Sánchez

Secretaría de educación y enseñanza
Dra. Rosalía del Carmen Castelán Vega

Secretaría de relaciones públicas
Dr. Gilberto Vela Correa

Secretaría de acción juvenil
Mtra. Martha Daniela Bobadilla Ballesteros

Comité editorial del libro de resúmenes

Editores
Dr. Fernando Ayala Niño
Dr. Francisco Bautista

Coordinadores de los fascículos del libro

División I: suelos en espacio y tiempo.
Dr. Joel Zavala Cruz y Dr. Antonio López Castañeda

División II: propiedades del suelo y procesos.
Dr. Francisco Bautista y Dra. Anahí Aguilera

División III: uso y manejo del suelo.
Dr. David J Palma López y Dr. Rufo Sánchez Hernández

División IV: el papel de los suelos en la sostenibilidad del medio.
Dra. Ángeles Gallegos, M en C. Juan David Mahecha y Dra. Silvia Ramos

Cita sugerida:

Palma-López D.J., Sánchez-Hernández R. (Compiladores). 2023. Uso y manejo del suelo, Vol 3. En: Hacia un conocimiento global y multidisciplinario del recurso suelo. Bautista F y Ayala F. (Eds). Sociedad mexicana de las ciencias del suelo. Texcoco, Estado de México. 311 pp.

Por este medio declaramos que los capítulos de libro fueron arbitrados a doble, triple y cuádruple ciego con la finalidad de contar con un libro de calidad. En total se contó con 150 arbitrajes de 65 capítulos.

ISBN OBRA COMPLETA: 978-607-95106-5-7 ISBN DEL VOLUMEN 3: 978-607-95106-8-8

DR @ 2023. Sociedad Mexicana de la ciencia del suelo.

Derechos reservados conforme a la ley. Ninguna parte de esta obra puede ser reproducida por cualquier medio, sin el consentimiento por escrito de la sociedad mexicana de la ciencia del suelo o de los titulares correspondientes.

Las opiniones, datos y citas presentados en esta obra son responsabilidad exclusiva de los autores y no refleja, necesariamente, los puntos de vista de la institución que edita esta publicación.

Prohibida su reproducción parcial o total, por cualquier medio, mecánico, electrónico, de fotocopias, térmico u otros, sin permiso de los editores.

Hecho en México

Prólogo

El suelo, irrefutablemente, es un elemento vital para asegurar la permanencia y sobrevivencia de los seres humanos. Desde el punto de vista estructural, el suelo es un componente fundamental del paisaje; y desde el punto de vista funcional es el elemento que articula las relaciones entre los elementos vivos u orgánicos con los mínimos de elementos minerales de los ecosistemas. El suelo tiene funciones irremplazables y bien identificadas. La primera, es el principal elemento de soporte y anclaje para la sobrevivencia de la biodiversidad, en especial de las plantas. También contiene la función inherente de servir como un filtro y amortiguamiento para poder transformar toda una serie de diversos elementos orgánicos en elementos minerales. El suelo y su biota conforman un verdadero banco genético de interacciones vivas y minerales constantes. Otra de las funciones fundamentales del suelo es el papel regulador de los ciclos hidrológicos y captura y almacenamiento de carbón.

En general, los suelos tienen una relación con cuatro componentes del paisaje. El material parental o la roca de la cual derivan; el acomodo que se da en el contexto de las formas del relieve; y las interacciones con la biótica en la que se circunscribe; y el vínculo socio-cultural. Por esto el suelo se alude como la interfaz que sin su papel el ambiente no se entiende ni opera sustentablemente. El estudio del suelo incluye el soporte mecánico de elementos de su estructura, las características de los agregados que lo constituyen, rasgos de penetrabilidad, profundidad, nutrientes, material mineral que lo compone, así como la combinación de la textura, ya sea de limos, arcillas o de arenas. El pedón es la unidad mínima para estudiar y describir un suelo donde se observan, miden y estudia la cantidad de materia orgánica, humus que contiene y tipo de PH ya sea ácido, neutro o básico que caracteriza a cada horizonte. Todo esto en conjunto define las funciones y capacidades de almacenamiento de agua y aire y fertilidad. Por todo esto, la edafología como la ciencia avocada al estudio del suelo, es a menudo insuficiente para entender todas las interacciones.

Los procesos formadores de suelo tales como la calcificación, la mineralización, la salinización, entre otros, dan como resultado un mosaico muy complejo de tipos de suelo. Por lo tanto, la geografía de los suelos es un tema de crucial importancia y base para la definición de políticas ambientales.

El suelo no es ajeno a los disturbios que pueden darse, ya sean de origen natural o antropogénicos. La deforestación es uno de los temas más inmediatos en los que uno puede pensar que tiene un impacto directo sobre el suelo. Ésta, es generalmente acompañada de aspectos agropecuarios que afectan tanto la función como la estructura pues se introduce un componente de pisoteo y uso exacerbado. El cambio de uso de suelo de rural a urbano es mucho más impactante dado que conlleva al sellamiento lo que inhibe las funciones. Asociado al cambio de suelo, los contaminantes tienen un segundo impacto en ocasiones irreversible. En este contexto, el estudio del suelo debe estar al centro de los estudios de estructura, función y salud ambiental.

Una de las líneas más interesantes desde mi punto de vista es el estudio del suelo desde la perspectiva sociocultural, o lo que se alude como edafología antropológica. El suelo tiene significados místicos, ideológicos, religiosos y por supuesto hasta productivos, por lo que su relación suelo-hombre es longeva como la existencia del Homo sapiens.

En el contexto de México, se sabe que existe más de 25 tipos de suelos que son muy distintos entre las diversas regiones, tanto por su diversidad geológica, climática y biogeográfica. México, no obstante, alberga solo un 10% de su superficie con suelos de vocación agrícola y el resto es preferentemente de vocación forestal. Adicionalmente, casi el 45% de los suelos nacionales presenta algún tipo de disturbio. Por lo anterior, la sustentabilidad no puede abordarse de manera congruente sin un buen levantamiento de suelos.

El estudio de los suelos, como se presenta en este libro, resulta relevante. El poder presentar los resultados de este trabajo que aquí se ilustra para dar a conocer la importancia que tiene el suelo, que en mi naturaleza de biólogo no puede ser distinta, o menos importante que lo que es el valor de la biodiversidad como elementos fundamentales para asegurar la sobrevivencia en el largo plazo de la vida en el planeta, incluyendo la de los humanos.

Sin suelo no hay maíz y sin maíz no hay país….

Dr. Alejandro Velázquez

Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental

Universidad Nacional Autónoma de México

Prefacio

A partir de que el ser humano se volvió sedentario, basó su subsistencia en los productos que emanaban de la tierra, comprendió entonces que esta capa fértil podía ofrecer más y mejores productos, si se manejaba de una manera apropiada. Con el tiempo de uso y el advenimiento de la tecnología, tanto para la producción de alimentos, como para obtener productos e insumos industriales, en el suelo se empezaron a desarrollar procesos de degradación, que han ido provocando la pérdida de calidad y de su productividad.

Arriesgar la integridad del suelo, es arriesgar la perpetuidad de la vida en el planeta, por ello, quienes aprovechan el suelo de manera directa y consciente, como los agricultores, técnicos, investigadores y, de quienes lo hacen de manera indirecta o inconsciente, que son todos los seres humanos, deberán plantear en el futuro inmediato, alternativas sostenibles para contrarrestar los problemas de degradación de los suelos y aprovechar al máximo sus potencialidades.

En la división III se presentan las ideas de mejora del uso y manejo del suelo que nos proporcionan un buen número de investigadores y técnicos en diferentes zonas climáticas y para diferentes cultivos. Entre los temas que se presentan se pueden mencionar: calidad del suelo en sitios bajo aprovechamiento forestal; manejo nutricional para mejorar el rendimiento de cultivos; determinaciones de aptitud edáfica; biorremediación de suelos agrícolas; enmienda de suelos salinos; uso de biofertilizante con microorganismos autóctonos; el uso de biofertilizantes en cultivos y biorremediación de suelos contaminados; efecto del glifosato en los microorganismos del suelo; microbiota en suelos rojos; estudios comparativos de fertilizantes químicos, orgánicos y microbiológicos; trabajos sobre la concentración mineral en flores para su uso comestible; microorganismos en suelos volcánicos; efectos del uso sobre las propiedades del suelo y rendimientos de cultivos, entre otros trabajos.

También se presentan trabajos concernientes a la elaboración y uso de bioenmiendas con diferentes productos, como: biocarbón, algas, lombricompost, compostas, bacterias promotoras del crecimiento vegetal, bacterias hidrocarbonoclastas, micorrizas, residuos sólidos urbanos y residuos vegetales.

Dentro de los resúmenes de la división III se encuentran los relacionados con las características químicas de diferentes suelos y su interpretación desde el punto de vista de calidad de los suelos y su potencialidad para la producción de cultivos. También los relacionados con los efectos de los incendios y quemas agrícolas sobre las propiedades químicas y microbiológicas de suelos.

En suma, resulta difícil sintetizar los más de sesenta trabajos que se presentaron en la división III, pero consideramos que un ávido lector encontrará aquí una serie de problemáticas y soluciones para entender mejor al suelo, con la idea de manejarlo de una forma más sostenible y eficiente.

Se agradece la generosidad de los autores y coautores que participaron en la división III de uso y manejo del suelo, que gustosamente comparten su sapiencia y hallazgos con la

sociedad en general. Reiteramos nuestro agradecimiento por atender las observaciones que se hicieron a sus trabajos, siempre con miras a mejorarlos.

Suelos sanos para una vida sana….

Rufo Sánchez Hernández, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

David Jesús Palma López, Colegio de Postgraduados Campus Tabasco

Contenido

EVALUACIÓN DE CALIDAD DE SUELO EN SITIOS BAJO APROVECHAMIENTO FORESTAL EN SAN JUAN EVANGELISTA ANALCO, OAXACA 12

POBLACIONES DE MICROORGANISMOS EN LOS SISTEMAS DE CULTIVO DE CAFÉ EN CUETZALAN, PUEBLA 17

ALTERNATIVAS DE MANEJO NUTRICIONAL PARA MEJORAR EL RENDIMIENTO DEL MARACUYÁ (*Passiflora edulis*) BAJO EL SISTEMA DE SEMITECHO -COLOMBIA 22

ANALISIS DE LA APTITUD EDAFICA PARA AGUACATE HASS EN EL DEPARTAMENTO DEL CAUCA (COLOMBIA) 27

APLICACIÓN DE *Trichoderma asperellum* EN LA HUERTA DE MANZANA LA ESCONDIDA PARA CONTROLAR *Fusarium* spp. Y *Rhizoctonia* spp. 32

APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS AGROINDUSTRIALES, DE HUMEDALES Y COSTEROS, PARA BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS CON HIDROCARBUROS FRACCIÓN MEDIA 37

BIOCARBÓN PARA INCREMENTAR EL ÉXITO GERMINATIVO DEL TRIGO EN SUELOS SALINOS DE MICHOACÁN 43

BIOFERTILIZANTE CON MICROORGANISMOS AUTÓCTONOS DEL SURESTE DE COAHUILA PARA EL CULTIVO DE TRIGO (*Triticum durum* Desf.) 48

BIOFERTILIZANTES EN LA PRODUCCIÓN DE CHILE (*Capsicum annuum* L.) "MIRASOL" BAJO CONDICIONES DE INVERNADERO 53

BIOREMEDIACIÓN DE COBALTO (II) POR HONGOS RESISTENTES A COBALTO (II) AISLADOS DEL SUELO DEL TANQUE TENORIO, SAN LUIS POTOSÍ 58

BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON ACEITE RESIDUAL AUTOMOTRIZ MEDIANTE UN EXTRACTO ENZIMÁTICO, LOMBRICOMPOSTA Y UN SURFACTANTE NO IÓNICO 63

CARACTERIZACIÓN DE UNA UNIDAD PRODUCTIVA REPRESENTATIVA DEL NORESTE DE MÉXICO 68

COMPARACION DE LA DIVERSIDAD DE LA MICROBIOTA EN SUELOS ROJOS BAJO DIFERENTES DOSIS DE GLIFOSATO 73

CONCENTRACIÓN MINERAL EN FLORES COMESTIBLES DE DURAZNO Y MANZANO 77

CONTROL BIOLÓGICO DE HONGOS PATÓGENOS EN SEMILLAS DE *Triticum aestivum* L. CON PGPR Y BIOCARBÓN 81

CUANTIFICACIÓN DE MICROORGANISMOS EN SUELOS VOLCÁNICOS DE LA CDMX CON DIFERENTE FERTILIZACIÓN BAJO CONDICIONES CONTROLADAS 86

CULTIVO ORGÁNICO DE LENTEJILLA (*Lepidium virginicum* L.) 91

EFECTIVIDAD DE BIOFERTILIZANTES MICORRÍZICOS ARBUSCULARES NATIVOS DE UN ECOSISTEMA SEMIÁRIDO, EN EL CRECIMIENTO DE LECHUGA (*Lactuca sativa* L.) 96

EFECTO DE BACTERIAS QUITINOLÍTICAS CONTRA HONGOS PATÓGENOS DE *Juglans regia* L. EN SAN NICOLÁS DE LOS RANCHOS, PUEBLA 102

EFECTO DE FERTILIZACIONES CON DIFERENTES COCIENTES C:P SOBRE LOS PROCESOS BIOGEOQUIMICOS Y ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO 108

EFECTO DE *Funneliformis mosseae* EN EL CRECIMIENTO Y FLORACIÓN DE CEMPOAXOCHITL 113

EFECTO DE LA QUEMA AGRÍCOLA SOBRE EL SUELO EN UNA PARCELA DE 20-25 AÑOS DE BARBECHO EN YUCATÁN 119

EFECTO DE LAS QUEMAS PRESCRITAS DE LA RESERVA DE MADERAS DEL CARMEN EN EL ALMACENAMIENTO DE C 125

EFECTO DEL BIOFERTILIZANTE MICROORGANISMOS DE MONTAÑA SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DEL SUELO Y DE UN CULTIVO DE MAÍZ 130

EFECTO DEL MANEJO ORGÁNICO Y CONVENCIONAL SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN ANDOSOL 135

EFECTO DEL USO DE SUELO EN EL CARBONO ORGÁNICO EDÁFICO DE UN BOSQUE DE PINO-ENCINO EN TLALPUJAHUA, MICHOACÁN 140

EFECTO POR USO DE GLIFOSATO EN COMUNIDADES MICROBIANAS DE UN LEPTOSOL NEGRO DE YUCATÁN, MÉXICO 146

EFECTOS SOBRE EL SUELO DEL CULTIVO DE MALANGA *(Colocasia esculenta L. Shott)* EN EL MUNICIPIO DE ACTOPAN, VERACRUZ 150

EFFECT OF VARIABILITIES OF TEMPERATURE IN MAIZE CROP CULTIVATED IN SOIL FROM SALAMANCA CITY 155

EFICIENCIA DE BIOESTIMULANTE ALGAE PLUS® EN LA PRODUCCIÓN Y CALIDAD DE NOPAL VERDURA 160

ELABORACIÓN DE COMPOSTAJE PARA CULTIVOS BIOFORTIFICADOS COMO ESTRATEGIA DE PRODUCCIÓN MÁS LIMPIA EN EL MUNICIPIO DE CHOCONTÁ, COLOMBIA 165

ESTRATEGIA DE MANEJO DEL AGUA DE RIEGO EN DIFERENTES TIPOS DE SUELO PARA MEJORAR EL RENDIMIENTO EN EL CULTIVO DE MARACUYÁ EN COLOMBIA 170

EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL ARSÉNICO EN PLANTAS DE JITOMATE (*Lycopersicum esculentum L.*) CULTIVADAS EN SUELOS CONTAMINADOS CON RESIDUOS MINEROS 175

FLUJOS CUMULATIVOS DE DIÓXIDO DE CARBONO EN TECNOSUELOS PRODUCIDOS A PARTIR DE JALES DE MINA 185

IMPACTO DE LA ADICIÓN DE CARBÓN DE BAJO RANGO EN LA CAPACIDAD DE CONDUCCIÓN TÉRMICA DE UN SUELO SÓDICO. 189

IMPLEMENTACIÓN DE UN SISTEMA NUTRICIONAL PARA EL EQUILIBRIO DEL SUELO Y SU IMPACTO EN *Pinus cembroides,* ZUCC. D. 195

INCORPORACIÓN DE ABONOS VERDES DE *Canavalia ensiformis* L. PARA MEJORAR LA FERTILIDAD EDÁFICA EN EL CULTIVO DE CAÑA DE AZÚCAR 200

INDICADORES DE CALIDAD ECOLÓGICA 206

INFLUENCIA DE LA ALTITUD EN LA CONCENTRACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO EN ANDOSOLES DEL IZTACCÍHUATL, MÉXICO 211

INFLUENCIA DE METABOLITOS DE LA RIZÓSFERA DEL SISTEMA MILPA SOBRE BACTERIAS PROMOTORAS DE CRECIMIENTO VEGETAL 215

COMPACTACIÓN DE SUELOS Y PÉRDIDA DE SU MULTIFUNCIONALIDAD 221

LAND USE/COVER CHANGE EFFECTS ON DIVERSITY, STRUCTURE AND FUNCTION OF BACTERIA COMMUNITIES 226

LOS INCENDIOS FORESTALES Y EL SUELO 232

MANEJO DE RESIDUOS DE COSECHA EN CAMAS ANCHAS EN UN VERTISOL PARA PRODUCCIÓN DE CEREALES 237

MONITOREO DE LA CALIDAD DEL COMPOST PRODUCIDO EN CIUDAD UNIVERSITARIA PARA LA CONSTRUCCIÓN DE TECNOSUELOS 242

EVALUACIÓN DE LA FERTILIZACIÓN TIPO "DRENCH" PARA INCREMENTAR LA PRODUCTIVIDAD DE LIMÓN MEXICANO 247

PROPUESTA DEL USO DE DOS ALGAS MARINAS EN UN SUELO ALCALINO CON UN CULTIVO DE ACELGA 252

RELACIÓN ENTRE LA COLONIZACION MICORRIZICA Y LAS PROPIEDADES DEL SUELO EN UN CULTIVO DE CALABAZA 258

RESPUESTA HIDROLÓGICA DE MICROCUENCAS FORESTALES EN LA CUENCA DEL LAGO DE PÁTZCUARO, MICHOACÁN 263

RESTAURACIÓN HIDROLÓGICA, AGROFORESTAL Y BIOLÓGICA DE LOS EJIDOS DE SAN MIGUEL TOPILEJO Y PARRES EL GUARDA 271

SELECCIÓN DE BACTERIAS PROMOTORAS DE CRECIMIENTO VEGETAL EN LA RIZÓSFERA DE *Agave lechuguilla* Torr. DEL DESIERTO CHIHUAHUENSE 276

USO DE BACTERIAS HIDROCARBONOCLASTAS PARA LA BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS 282

USO DE MICROORGANISMOS AUTÓCTONOS PARA LA RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON DERIVADOS DE PETRÓLEO 287

VALORACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DE TECNOSOLES EN LA REPRODUCCIÓN DE PLANTAS EN VIVERO, UNA EXPERIENCIA DE COLABORACIÓN UNAM – CORENARD. 292

VULNERABILIDAD DE CAMBIO DE USO DE SUELO EN UNA MICROCUENCA DEL RÍO PANTEPEC, HIDALGO, MÉXICO. 299

ZONIFICACIÓN DE LA MADUREZ DE MAÍZ EN TEMPORAL CON DISPONIBILIDAD DE GDD EN LA EC DE JALISCO 305

EVALUACIÓN DE CALIDAD DE SUELO EN SITIOS BAJO APROVECHAMIENTO FORESTAL EN SAN JUAN EVANGELISTA ANALCO, OAXACA

Marcelino Ariel Manzano-Morales[1]; Arturo Félix Hernández-Díaz[1]; Pablo Martínez-Antúnez[1]; Martha Angélica Bautista-Cruz[2]; Elizabeth González-Terreros[1]; César Valenzuela-Encinas[1]; *

[1]Instituto de Estudios Ambientales, Universidad de la Sierra Juárez, Avenida Universidad S/N, Ixtlán de Juárez, CP 68725, Oaxaca de Juárez, Oax., México. * E- mail: cesarvzlae@unsij.edu.mx; [2] Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca. Calle Hornos 1003. CP 71230, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca de Juárez, Oax., México.

RESUMEN

El aprovechamiento forestal mediante la técnica de regeneración por árboles padre busca conservar árboles grandes y maduros que son fundamentales para la regeneración natural y la obtención de madera de calidad. Sin embargo, es importante tomar en cuenta que cualquier actividad forestal tiene un impacto en el suelo, el cual es un recurso esencial para el crecimiento de las plantas y la salud de los bosques. Este estudio evaluó las características físicas y químicas de cuatro sitios forestales (tres bajo aprovechamiento forestal y uno sin perturbación) para determinar posibles efectos del aprovechamiento forestal en la calidad del suelo. Se recolectaron un total de 44 muestras los sitios para determinar sus propiedades físicas (textura, densidad aparente, densidad real, porosidad, contenido de humedad y capacidad de retención de agua) y propiedades químicas (pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico, materia orgánica, fósforo asimilable). Los resultados mostraron diferencias significativas ($P \leq 0.05$) entre los cuatro sitios para todas las propiedades físicas y químicas, con excepción del contenido de humedad, que no mostró diferencias significativas. Aunque la mayoría de las propiedades estudiadas demostraron que no había cambios considerables en el suelo, es crucial considerar que cada sitio tiene características únicas, y la intensidad del aprovechamiento forestal varía en cada zona intervenida. Por lo tanto, es fundamental tomar en cuenta estas diferencias al evaluar la calidad del suelo.

PALABRAS CLAVE: *Aprovechamiento forestal; Cambios; Impacto; Propiedades; Recurso esencial.*

INTRODUCCIÓN

La comunidad de San Juan Evangelista Analco lleva a cabo prácticas de manejo forestal. No obstante, Contreras *et al*. (2001) menciona que cualquier acción de aprovechamiento forestal provoca ciertos efectos, ya sea en la vegetación restante o al suelo. Por lo anterior, resulta importante evaluar los efectos que causan estas acciones en este recurso. Es así como los suelos forestales presentan características y propiedades intrínsecas, como una alta biodiversidad, capacidad de retención de agua y nutrientes, y una elevada actividad biológica (Fisher y Binkley, 2000). Este recurso es fundamental para

el mantenimiento de la salud y la productividad de los bosques, así como para la regulación del clima y la conservación de la biodiversidad (FAO, 2021).

La evaluación de la calidad del suelo exige la inclusión de distintas variables que permitan analizar la condición edáfica. Estas variables, llamadas indicadores de calidad del suelo (ICS), muestran el estado específico del suelo y proporcionan información sobre las modificaciones de dicha situación (Dumanski *et al*., 1998). En este contexto, se han empleado los ICS con el propósito de evaluar la calidad del suelo en sitios bajo aprovechamiento forestal mediante árboles padre en diferentes anualidades para determinar posibles efectos a causa de estas actividades en propiedades físicas y químicas del suelo. Esta evaluación permite comprender los efectos que estas prácticas tienen en el suelo a largo plazo. La utilización de los ICS es esencial para tomar decisiones informadas en cuanto al manejo sostenible de los recursos naturales y asegurar la preservación de la salud del suelo en el ecosistema forestal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó durante el periodo mayo 2022 - junio 2023, en la comunidad de San Juan Evangelista Analco, perteneciente al distrito de Ixtlán, situado en la región de la Sierra Juárez de Oaxaca (Figura 1). En cuanto a las unidades de suelo predominantes en la zona, se encuentran Leptosol lítico, Alisol férrico y Cambisol crómico (INEGI, 2010). En dicha área se seleccionaron cuatro sitios para el estudio: tres con cortas en diferentes años (2013, 2018 y 2022, respectivamente) y uno sin alteración. Cada sitio proporcionó 11 muestras, con distintos tipos de vegetación debido a las intervenciones silvícolas. El primer sitio mostraba un bosque joven de pino-encino (2013), mientras que el segundo tenía regeneración (2018) con predominio de pinos y algunas herbáceas. En el tercer sitio, tras la última intervención (2022), no había vegetación visible. Por último, el cuarto sitio, sin intervenciones, contenía un bosque de pino-encino con herbáceas y arbustos en el sotobosque.

Diseño de muestreo

El muestreo se realizó en áreas de aprovechamiento forestal con tratamiento de árboles padre y un área sin intervención. En cada uno de las zonas de muestreo, se tomaron 11 muestras a una profundidad de 0 a 20 cm, ubicadas a 20 m del centro, usando una modificación del método de rejilla circular.

Análisis de las muestras

Para el análisis de las muestras, se siguió los procedimientos establecidos en la NOM-021-RECNAT-2000 para hacer las determinaciones correspondientes. Por consiguiente, para el análisis estadístico se utilizó el software el software R versión 4.0.4. (2020), en el cual se empleó la prueba de Kruskal-Wallis, una prueba no paramétrica que ajusta mejor a la naturaleza de los datos obtenidos (Berlanga y Rubio, 2012), para el contraste se usó un nivel de significancia de 0.05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En términos de propiedades físicas (Cuadro 1), se hizo notable la ausencia de mantillo en los sitios S2 y S3, Fernández *et al*., (2020), menciona que la cantidad de mantillo varía en suelos intervenidos debido a factores como tipo de intervención, manejo y condiciones. En cuanto a la textura, los sitios S1 y S3 mostraron "Franco arenosa", mientras que S2 y S4 tuvieron "Franco arcillosa arenosa" que según Cerdà (1998), señala limitaciones en retención de nutrientes y agua en el primer tipo; el segundo tipo, rico en arcilla y limo, retiene agua y nutrientes, favoreciendo el crecimiento de raíces Luna *et al*., (2010). Para los valores de densidad aparente (Da) se situaron ligeramente por encima de uno, cercanos a los sugeridos para suelos arcillosos por Pritchett (1990), quien indica una densidad aparente de 1.0 a 1.2 g/cm³. De manera similar, Cairo (1995) establece una densidad real de 1.2 a 2.6 g/cm³ para suelos arcillosos, eso similar a los valores obtenidos que variaron entre 1.73 g/cm³ y 2.09 g/cm³.

La humedad no mostró diferencias significativas en el suelo debido a que un suelo con abundante materia orgánica y buena porosidad suele tener mayor estabilidad en sus agregados al entrar en contacto con el agua, permitiendo una mayor percolación (Pape y Lager, 1995; citados por Hernández-Ordoñez, 2014). Sin embargo, para la propiedad de capacidad de retención de agua (CRA) si existieron diferencias significativas que de acuerdo con Daza *et al*. (2014), los cambios en la cobertura generan cambios de humedad sobre el suelo.

En cuanto a las propiedades químicas (Cuadro 2), se obtuvo un pH ácido y dichos valores fueron de 4.5 a 6.4, estos resultados son consistentes con lo que menciona Pritchett (1990), quien señala que los suelos forestales se encuentran en intervalo de 3.5 a 6.5 de pH. Mientras que para la conductividad eléctrica (CE) se exhibieron valores por debajo de la unidad (0.008 dS/m 0.026 dS/m) que de acuerdo a Soriano (2018) estos valores de conductividad eléctrica indican que es un suelo no salino.

Cuadro 1. Resultados de las propiedades físicas de los sitios bajo estudio

Sitio	Mto (cm)	Are (%)	Arc (%)	Lim (%)	Da (g/cm³)	Dr (g/cm³)	Pr (%)	Hm (%)	CRA (%)
S1	4.7	63	19	18	1.023	1.73	40.5	16	66
S2	0.0	52	24	24	1.024	2.08	50.1	16	89
S3	0.0	67	11	21	1.015	2.02	49.4	16	91
S4	9.7	46	27	28	1.023	2.09	50.9	18	89
P valor	0.00000001	0.00031	0.000195	0.0159	0.03249	0.00034	0.00047	0.271	0.00023

Mantillo (Mto), Arenas (Are), Arcillas (Arc), Limos (Lim), Densidad aparente (Da), Densidad real (Dr), Porosidad, (Pr), Humedad (Hm) y Capacidad de retención de agua (CRA), Valor de P obtenido tras realizarse la prueba de Kruskal Wallis (*P valor*).

Cuadro 2. Resultados de las propiedades químicas de los sitios bajo estudio

Sitio	pH	CE (dS/m)	CO (%)	MO (%)	P (mg/kg)
S1	4.9	0.011	8.6	14.8	9.5
S2	6.4	0.008	6.3	10.9	22.1
S3	5.8	0.026	6.2	10.8	11.3
S4	4.5	0.018	7.6	13.1	14.7
P valor	0.0000000283	0.001655	0.000000125	0.000000126	0.001444

Conductividad eléctrica (CE), Carbono orgánico (CO), Materia Orgánica (MO), Fósforo extraíble (P) Valor de P obtenido tras realizarse la prueba de Kruskal Wallis (P valor).

Para las propiedades de CO y MO se encontró que, tras el aprovechamiento forestal, el suelo acumula materia orgánica que a su vez se transforma en carbono orgánico debido al restablecimiento de la vegetación y la caída de restos vegetales, incrementando su contenido con el paso del tiempo (Lal, 2004). Respecto al P se encontraron valores que variaron de 9.5 mg/kg a 22.1 mg/kg dichos valores fueron de "bajo a medio" de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000, Esto se debe posiblemente a que una parte puede estar menos disponible, adsorbida en coloides inorgánicos o como parte de fósforo orgánico (Frossard *et al*., 2011).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este trabajo, permiten concluir que la mayoría de propiedades tanto físicas como químicas no muestran cambios considerables en estos sitios bajo aprovechamiento forestal, puesto que cada uno de ellos presenta diferentes condiciones particulares, que si bien favorecen al recuperamiento de los suelos sometidos a actividades de producción forestal. Por tanto, es esencial subrayar la relevancia de este tipo de investigaciones a nivel regional y local, lo que ampliaría la comprensión sobre la calidad del suelo y fomentaría a mejorar las prácticas de producción forestal.

BIBLIOGRAFÍA

Berlanga, V., y H. M. J. Rubio. 2012. Clasificación de pruebas no paramétricas. Cómo aplicarlas en SPSS. REIRE. Revista d'Innovació i Recerca en Educació 5(2): 101-113.

Cairo, P. (1995). La Fertilidad Física de suelo y la Agricultura Orgánica en el Trópico. UNA - Managua, Nicaragua. 228p.

Cerdà, A. (1998. Soil surface properties and runoff in two olive groves in Southern Spain. Soil and Tillage Research, 47(3-4), 181-189.

Contreras, F., W. Cordero y T. S. Fredericksen. (2001). Evaluación del aprovechamiento forestal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR) USAID. Santa Cruz, Bolivia. 43 p.

Daza T., M. C., F. Hernández F. y F. A. Triana. (2014). Efecto del uso del suelo en la capacidad de almacenamiento hídrico en el páramo de Sumapaz-Colombia. Revista Facultad Nacional de Agronomía-Medellín 67(1): 7189-7200.

Diario Oficial de la Federación (DOF). (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT, 2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaria de Media Ambiente, Recurso Naturales y Pesca. México, 85 p.

Dumanski, J., Gameda, S. y Pieri, C. (1998). Indicators of land quality and sustainable land management. The World Bank, Washington DC, USA.

FAO. (2021). Estado del conocimiento sobre la biodiversidad del suelo. Situación, desafíos y potencialidades. Resumen para los formuladores de políticas. Roma, FAO.

Fernández, C., Arenas, F., Gracia, M., & Albarrán, M. M. (2020). Mantillo forestal: usos y propiedades de un recurso en la provincia de Soria (España). Cuadernos de la Asociación Española de Ciencia Forestal, 50, 473-486.

Fisher, R. F., & Binkley, D. (2000). Soil organic matter. Pp. 139-160 in: Ecology and management of forest soils. 3rd ed. John Wiley and Sons, Inc., New York, N.Y.

Frossard, E., Stewart, J. & St. Arnaud R. (2011). Distribution and Mobility of Phosphorus in Grassland and Forest Soils of Saskatchewan. Canadian Journal. Soil Science. 69(2): 401-416.

Hernández-Ordoñez, J. (2014). Diagnóstico y Habilitación de Suelos Forestales con Presencia De Manganeso-Hierro, Caso Villa Del Carbón, Estado De México. [Tesis de grado]. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

INEGI. 2010. Compendio de información geográfica municipal 2010, San Juan Evangelista Analco, Oaxaca.

Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science, 304(5677), 1623-1627.

Pritchett, W. (1990). Suelos forestales: propiedades, conservación y mejoramiento. Editorial Limusa S.A. México. D. F. p 132-213.

R Core Team (2020). R: A language and environment for statical computing. R Foundation for statical computing, Vienna, Austria.

Singer, M.J. y Ewing, S. (2000). Soil Quality. En Handbook of Soil Science. Chapter 11 (ed. Sumner, M. E.), 271-298, CRC Press, Boca Raton, Florida.

Soriano, M. (2018). Conductividad eléctrica del suelo. Universidad Politécnica de Valencia.

POBLACIONES DE MICROORGANISMOS EN LOS SISTEMAS DE CULTIVO DE CAFÉ EN CUETZALAN, PUEBLA

Carol Meritxell Molina Monteleón[1*]; Rosalía del Carmen Castelán Vega[2]; Amparo Mauricio Gutiérrez[3]; José Víctor Tamariz-Flores[4]

[1]Posgrado en Ciencias Ambientales - Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, 14 Sur 6301. Col. Jardines de San Manuel. Puebla, México. C.P. 72570, Puebla, Puebla, México. E-mail: carol_sp@outlook.es; [2] Centro de Investigación en Ciencias Agrícolas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, 14 Sur 6301, Col. San Manuel, 72570, Puebla, Puebla, México; [3] Centro de Agroecología. Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Edificio VAL 1, Km 1.7 Carretera a San Baltazar Tetela, C.P. 72960, San Pedro Zacachimalpa, Puebla, México; [4] Centro de Investigación en Ciencias Agrícolas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, 14 Sur 6301, Col. San Manuel, 72570, Puebla, Puebla, México.

RESUMEN

El cultivo de café, desde su introducción a México, ha estado influenciado por factores sociales, económicos, culturales y ambientales; lo que ha generado sistemas de producción diversos: monocultivo bajo sol, monocultivo bajo sombra, policultivo comercial, policultivo tradicional y rusticano. Las diferencias en el manejo tienen un impacto en el medio ambiente y el estado del suelo. El presente trabajo tuvo como objetivo cuantificar las poblaciones microbianas (bacterias mesofílicas totales, hongos y actinomicetos) en el suelo de los diferentes sistemas de cultivo de café de la cooperativa Taposontok en Cuetzalan del Progreso, Puebla. Para la determinación de las poblaciones de microorganismos se utilizó el método del número más probable (NMP) con el medio caldo nutritivo para las bacterias totales (bacterias heterotróficas-mesofílicas) y el medio mineral enriquecido con malta para los actinomicetos y hongos. Los resultados (α=0.01) revelaron que el sistema Rusticano tiene una población mayor de bacterias (30.16 ± 3.2 x10^6 Cel/g), hongos (0.559 ± 0.06 x10^6 UFC/g) y actinomicetos (0.825 ± 0.07 x10^6 UFC/g), el sistema de monocultivo bajo sol presenta menor población de bacterias (9.82 ± 2.5x10^6 Cel/g) y actinomicetos (0.197 ± 0.02x10^6 UFC/g), mientras que el sistema de policultivo comercial posee la menor población de hongos (0.044 ± 0.00 x10^6 UFC/g). Como conclusión, se observa que los sistemas que poseen cobertura vegetal presentan mayor población de microorganismos, al contrario del sistema bajo sol, esto sugiere que los sistemas cuyo manejo presenta mayor cobertura vegetal proporciona un ambiente más propicio para el crecimiento y la actividad microbiana.

PALABRAS CLAVE: *Cobertura vegetal; Población microbiana; Salud del suelo; Sistema agroforestal.*

INTRODUCCIÓN

El cultivo de café en México se presenta mediante sistemas agroforestales, los cuales han ido evolucionando a través de los años como resultado de la influencia de factores culturales, ambientales y sociales, lo que ha generado que su producción juegue un papel fundamental en la preservación de saberes, las economías locales y en la preservación de la diversidad biológica de plantas y animales (Toledo y Moguel, 1999). Los sistemas

agroforestales en México se manejan mediante técnicas tradicionales, con poca o nula tecnología agrícola y con un sistema avanzado de modificación del estrato arbóreo utilizado como sombra para el café (Calderón *et al.,* 2018). En el país, se pueden diferenciar cinco grandes sistemas de cultivo (Toledo y Moguel, 1996):

- Rusticano: Se sustituyen las plantas del piso de las selvas o bosques por matas de café y se mantiene la cubierta original de árboles.
- Policultivo tradicional: Se introduce el café debajo de los bosques o selvas originales y se acompaña al café con numerosas especies de plantas útiles y existe un sofisticado manejo de especies nativas e introducidas.
- Policultivo comercial: Se presenta total remoción de los bosques y selvas originales con la introducción de un conjunto de árboles de sombra apropiados para el cultivo de café, los cuales pueden ser aprovechados económicamente.
- Monocultivo bajo sombra: Se utilizan en forma casi única y dominante los árboles de una leguminosa, de esta forma se crea una plantación monoespecífica bajo un dosel igualmente especializado.
- Café bajo sol: El café se cultiva sin ninguna cobertura de árboles y expuesto de manera directa al sol, se pierde el carácter agroforestal.

Los cafeticultores en México han sembrado el café utilizando de manera predominante el policultivo, y hasta muy recientemente se han implementado los sistemas cafetaleros más modernos y sin cubierta forestal (Toledo y Moguel, 1996). Este cambio causa pérdida en la biodiversidad de los bosques, selvas y sistemas agroforestales, aumento en la erosión edáfica, deforestación y uso de agroquímicos (Fernández-Cortés *et al.,* 2020).

Además de los factores fisicoquímicos, los factores biológicos son de gran importancia para valorar el estado del suelo, debido a que los microorganismos juegan un papel muy importante para el funcionamiento del ecosistema: transformación de materia orgánica, ciclado de nutrientes y otros procesos relacionados con la productividad y sostenibilidad del suelo (Acuña *et al,* 2006). La población de los microorganismos en el suelo se puede ver beneficiada por los cultivos que presentan cobertura vegetal, debido a que esta puede ser fuente constante de materia orgánica y nutrientes al suelo, lo que promueve el crecimiento y actividad de los microorganismos (Ferrera y Alarcón, 2001). Esta información permitió establecer como hipótesis que el sistema de cultivo rusticano tiene mayor población de hongos, bacterias y actinomicetos en el suelo, debido a que posee mayor diversidad y cobertura vegetal (Escamilla y Díaz, 2002), además de presentar una modificación mínima del sistema agroforestal, mientras que el sistema de monocultivo bajo sol posee menor población de microorganismos. En el presente trabajo se tuvo como objetivo cuantificar las poblaciones microbianas (bacterias mesofílicas totales, hongos y actinomicetos) en el suelo de los diferentes sistemas de cultivo de café de la cooperativa Taposontok del municipio de Cuetzalan del Progreso, Puebla.

MATERIALES Y MÉTODOS

La cooperativa Taposontok está integrada por 45 productores, con cafetales ubicados en las juntas auxiliares de San Andrés Tzicuilan, San Miguel Tzinacapan, Santiago Yancuictlalpan y Xiloxochico de Rafael Ávila Camacho pertenecientes al municipio de Cuetzalan del Progreso, Puebla. El municipio se ubica entre los paralelos 19° 57' y 20° 06' de latitud norte; los meridianos 97° 23' y 97° 35' de longitud oeste; altitud entre 180 y 1 600 msnm (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2010).

Se realizó la toma de muestras de suelo rizosférico de las plantas en recipientes de plástico estériles, de 27 cafetales de los productores de la cooperativa Taposontok durante el mes de febrero del 2023. Estas muestras fueron almacenadas bajo refrigeración (4 ˚C) hasta su análisis. Para la cuantificación de actinomicetos y hongos totales se realizó la determinación de las Unidades Formadoras de Colonias (UFC) por diluciones seriadas y sembrado en placas Petri con medio mineral enriquecido con malta. Para la cuantificación de bacterias heterotróficas-mesofílicas se utilizó el método del número más probable (NMP) en caldo nutritivo.

Para comparar las poblaciones microbianas de los diferentes manejos se realizó un análisis de varianza y una prueba de comparación múltiple de medias de Tukey ($p < 0.01$) utilizando el software estadístico RStudio utilizando los paquetes "stats" y "multcomp".

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para las poblaciones de bacterias totales se puede observar que el sistema rusticano presenta una población mayor con $30.16x10^6 \pm 3.2$ cel/g de suelo, seguido de los sistemas monocultivo bajo sombra, policultivo tradicional, policultivo comercial y, por último, el sistema de monocultivo bajo sol con $9.82\ x10^6 \pm 2.5$ cel/g de suelo (Cuadro 1). Los resultados de la prueba de Tukey ($p= 5.35x10^6$) revelaron que existe diferencia significativa entre las poblaciones bacterianas de todos los sistemas, a excepción de los sistemas de monocultivo bajo sombra y policultivo tradicional, los cuales son similares entre sí.

Los datos obtenidos de UFC de actinomicetos indican que el sistema rusticano posee una población de actinomicetos mayor que los demás sistemas, con $0.825\ x10^6 \pm 0.07$ UFC/g de suelo, seguido de los sistemas de policultivo tradicional, monocultivo bajo sombra y policultivo comercial, teniendo el sistema de monocultivo bajo sol con menor población de actinomicetos ($0.197x10^6 \pm 0.02$) UFC/g de suelo (Cuadro 1). El análisis estadístico revela que existe diferencia entre las poblaciones de todos los sistemas ($p= 9.47\ x10^9$) a excepción de los sistemas de policultivo tradicional y monocultivo bajo sombra, los cuales son similares entre sí.

Los resultados de las UFC de hongos indican que el sistema rusticano posee una población mayor que el resto de los sistemas, con $0.559\ x10^6 \pm 0.06$ UFC/g suelo, seguido del policultivo tradicional, monocultivo bajo sombra y monocultivo bajo sol (Cuadro 1). El sistema con menor población de hongos es el policultivo comercial con $0.044x10^6 \pm 0.00$ UFC/g de suelo. Se observa que existen diferencias estadísticamente significativas entre

todos los sistemas de cultivo (p= 8.27 x10^8), a excepción del monocultivo bajo sol y el monocultivo bajo sombra, los cuales son similares entre sí.

Cuadro 1. Población de bacterias, hongos y actinomicetos por sistema.

Sistema de cultivo	Bacterias totales	Actinomicetos	Hongos
	x10^6 Cel/g	x10^6 UFC/g	
Monocultivo bajo sol	9.82 ± 2.5 c	0.197 ± 0.02 c	0.256 ± 0.04 c
Policultivo tradicional	22.80 ± 2.5 ab	0.396 ± 0.01 b	0.396 ± 0.01 b
Policultivo comercial	19.91 ± 1.6 b	0.229 ± 0.03 c	0.044 ± 0.00 d
Monocultivo bajo sombra	27.60 ± 0.3 ab	0.377 ± 0.02 b	0.264 ± 0.03 c
Rusticano	30.16 ± 3.2 a	0.825 ± 0.07 a	0.559 ± 0.06 a

Letras diferentes en la columna indican diferencias estadísticas significativas de acuerdo con la prueba Tukey (p< 0.01); ± hace referencia a la desviación estándar.

El sistema rusticano presenta mayor población de bacterias, actinomicetos y hongos, debido a que presenta una cobertura vegetal más diversa y abundante que el resto de los sistemas, esto favorece la disponibilidad de nutrientes, materia orgánica y retención de humedad, permitiendo el crecimiento y la actividad de los microorganismos (Ferrera y Alarcón, 2001), además se debe considerar que este sistema presenta mínima transformación del ecosistema original (Escamilla y Díaz, 2002). Sucede lo contrario con el monocultivo bajo sol, donde los productores eliminan la cobertura vegetal con los objetivos de incrementar la producción y abatir los costos de producción (Escamilla y Díaz, 2002), en este sistema la población de bacterias y actinomicetos disminuye, pues se favorece la pérdida de nutrientes y la materia orgánica es menor (Ferrera y Alarcón, 2001). El sistema de policultivo comercial, a pesar de contar con cobertura vegetal presenta una población de hongos menor que el resto de los sistemas, lo cual puede ser ocasionado por la aplicación de plaguicidas no sólo en el cultivo del café, si no para eliminar las plagas de las especies vegetales que se encuentran en el cafetal y que se aprovechan económicamente por los productores (Escamilla y Díaz, 2002).

CONCLUSIONES

Los cafetales de la cooperativa Taposontok que utilizan el sistema de cultivo rusticano, con cobertura vegetal abundante y diversa, poseen una población mayor de bacterias totales, hongos totales y actinomicetos, debido a la presencia de cobertura vegetal y que han sufrido una alteración mínima del ecosistema original. Por otro lado, el sistema de monocultivo bajo sol tiene una menor población de bacterias y actinomicetos, al contrario de los sistemas que poseen cobertura vegetal. Es importante impulsar los sistemas que poseen cobertura vegetal y mantienen su carácter de sistema agroforestal, pues favorecen la presencia de microorganismos, los cuales ayudan a la conservación a largo plazo de la no sólo del suelo, sino de todo el agrosistema.

BIBLIOGRAFÍA

Acuña, O., Peña, W., Serrano, E., Pocasangre, L., Rosales, F., Delgado, E. & Segura, A. (2006). La Importancia de Los Microorganismos en la Calidad y Salud de Suelos. Laboratorio de Bioquímica, Centro de Investigaciones Agronómicas, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica. https://www.uv.mx/personal/tcarmona/files/2010/08/Acu%C3%83%C2%B1a-et-al-2006.pdf

Calderon, E. a. B., Chaparro, V. M. O., Del Carmen Gutiérrez Castorena, M., Castorena, E. V. G., & Bontemps, L. C. (2018). Sistemas agroforestales de café en Veracruz, México: identificación y cuantificación espacial usando SIG, percepción remota y conocimiento local. Terra Latinoamericana, 36(3). https://doi.org/10.28940/terra.v36i3.350

Escamilla, E., & Díaz, S. (2002). Sistemas de cultivo de café en México. Universidad Autónoma de Chapingo. https://es.scribd.com/document/270035183/2-1-Sistemas-de-Cultivo-de-Cafe-en-Mexico

Fernández-Cortés, Y., Sotto-Rodríguez, K. D., & Vargas-Marín, L. A. (2020). Impactos ambientales de la producción del café, y el aprovechamiento sustentable de los residuos generados. Producción + Limpia, 15(1), 93–110. https://doi.org/10.22507/pml.v15n1a7

Ferrera, R., & Alarcón, A. (2001). La microbiología del suelo en la agricultura sostenible. CIENCIA ergo-sum, Revista Científica Multidisciplinaria de Prospectiva, 8(2). https://cienciaergosum.uaemex.mx/article/view/7583

Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). Compendio de información geográfica municipal 2010 Cuetzalan del Progreso Puebla. https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/21/21043.pdf

Toledo, V. M., & Moguel, P. (1996). El café en México, ecología, cultura indígena y sustentabilidad. Ciencias, 043. https://www.revistas.unam.mx/index.php/cns/article/view/11519

Toledo, V., & Moguel, P. (1999). Café, luchas indígenas y sostenibilidad; el caso de México. Ecología Política, 18, 23–36. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=153396

ALTERNATIVAS DE MANEJO NUTRICIONAL PARA MEJORAR EL RENDIMIENTO DEL MARACUYÁ (*Passiflora edulis*) BAJO EL SISTEMA DE SEMITECHO -COLOMBIA

Kemis Lisset Sierra Martinez[1]*, Nesrine Chaali[2], Liliana Ríos Rojas[3]; Sofiane Ouazaa[4], Camilo Ignacio Jaramillo Barrios[5], Jose Isidro Beltrán Medina[6], Marlon José Yacomelo[7], Andres Diaz García[8]

[1, 2, 4, 5, 6] Corporación Colombiana de Investigación agropecuaria- AGROSAVIA. CI Nataima. Código postal: 733520. Espinal-Tolima, Colombia. E-mail: ksierra@agrosavia.co; [3] Corporación Colombiana de Investigación agropecuaria- AGROSAVIA. CI Palmira. Código postal: 763531. Palmira-Valle del Cauca, Colombia. [7] Corporación Colombiana de Investigación agropecuaria- AGROSAVIA. CI Nataima. Código postal: 478020. Zona Bananera-Magdalena, Colombia. [8] Corporación Colombiana de Investigación agropecuaria- AGROSAVIA. Sede Central. Código postal: 250040. Mosquera-Cundinamarca, Colombia.

RESUMEN

El departamento del Huila es uno de los principales productores de maracuyá en Colombia, el maracuyá constituye la principal apuesta exportadora del país. Este estudio se llevó a cabo en la finca San Rafael, Vereda el Avispero (Suaza-Huila). El objetivo fue evaluar el efecto de tres tratamientos de fertilización para generar recomendaciones de manejo nutricional y mejorar el rendimiento del cultivo de maracuyá de los productores. El diseño experimental utilizado fue bloques completos al azar, con factor de bloqueo la retención de humedad del suelo para evaluar tres tratamientos de nutrición TN1: 100% Químico, TN2: 100% Orgánico y TN3: TN1 más la aplicación de un bioproducto. Se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos mes a mes, donde el mes de junio fue el mes de mayor producción con con 7,76±0,46 ton/ha y el mes de enero el mes de menor producción con 0,28±0,09 ton/ha. En cuanto, al rendimiento acumulado no se encontraron diferencias significativas estadísticamente entre los tratamientos, sin embargo, la diferencia de 1,82±0,91ton/ha del tratamiento TN2 con respecto al tratamiento Testigo para el productor en términos económicos representa en un mayor beneficio.

PALABRAS CLAVE*: Bioproducto; Lamina de riego, Lombricompost; Nutrición; Rendimiento*

INTRODUCCIÓN

El cultivo de maracuyá es sumamente apetecido en el mercado internacional por su balance entre lo dulce y lo ácido y su elevada concentración de pigmentos que pueden ser aprovechados por la agroindustria para un posterior consumo (SIRHUILA, 2018). El cultivo del maracuyá en Colombia durante los últimos años se ha venido incrementando de forma sustancial gracias a la creciente demanda por el mercado nacional e internacional para el consumo en fresco y para la agroindustria. Este fuerte proceso de expansión se ha visto favorecido por el potencial del cultivo y constituye una apuesta exportadora del país (ICA, 2011).

En Colombia los departamentos con mayor participación en la producción de maracuyá para el año 2021 fueron Meta (32,9 %), Antioquia (24,42 %) Huila (8,51 %), y

Valle del Cauca (6,39 %). El maracuyá es un importante sistema productivo de la región del Huila, para el 2021 fue considerado el tercer departamento con mayor producción con 15.388t, con un área sembrada de 1.174ha y un rendimiento de 13.1t/ha (AGRONET, 2021).

El maracuyá se ha adaptado exitosamente a regiones de clima seco tropical en el país, sin embargo, el manejo ineficiente de la fertilización edáfica, la deficiente calidad de los suelos, escasa disponibilidad del agua y baja tecnificación ha afectado los niveles de productividad en predios de pequeños productores (FAO, 2014). Por lo anterior, una de las prácticas más importantes del cultivo es un adecuado plan de fertilización, debido a que, a través de la nutrición se define la productividad y calidad del maracuyá; si tenemos en cuenta su crecimiento continuo y vigoroso (Mora, 2011).

Para disminuir la problemática mencionada anteriormente, se espera generar conocimiento y recomendaciones tecnológicas sobre la nutrición que permitan mejorar el rendimiento del cultivo de maracuyá. El objetivo es evaluar el efecto de tres tratamientos de fertilización para generar recomendaciones de manejo nutricional y mejorar el rendimiento del cultivo de maracuyá de los productores del municipio de Suaza, Huila.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación y área de estudio. El experimento se ubicó en la finca San Rafael, Vereda el Avispero, a 962 msnm, TMax 32,75±0.31°C y TMin 15,22±0.55°C. Entre agosto del 2022 y julio de 2023, se estableció maracuyá (*Passiflora edulis)* con una densidad de siembra de 5 metros entre plantas x 2 metros entre surcos, para un total de 1000 plantas ha^{-1}. Este se instaló con el sistema de semitecho y tutorado sencillo.

Diseño experimental y tratamientos

Se utilizó un diseño de bloques completos al azar, donde el factor de bloqueo fue la retención de humedad del suelo, y los tres tratamientos de nutrición fueron: TN1: 100% Químico, TN2: 100% Orgánico, TN3: incluyó la fórmula TN1 más la aplicación de un bioproducto fortalecedor vegetal/biofungicida a base de *Bacillus subtilis* cepa Bs006 (Natibac®) desarrollado por AGROSAVIA, y un testigo del productor; con tres repeticiones y 20 plantas por unidad experimental.

La lámina de riego utilizada en el ensayo fue localizado, mediante dos cintas con goteo autocompensado de 4L/hora, la humedad del suelo debe mantenerse en cada bloque con un consumo permisible del 10% cualquier déficit es compensado con riego.

La nutrición química TN1 se realizó mediante fertilización por drench con una bomba estacionaria, para esta se estableció como requerimiento nutricional del cultivo 0.071 g de nitrógeno, 20 g de fosforo (P) y 1.92g de Potasio (K), por planta por año. Para la programación del plan de nutrición fue necesario realizar el análisis químico de suelos y de tejido foliar, donde se tomaron muestras de suelo a una profundidad de 20 a 40 cm, en cada tratamiento de nutrición para la determinación de textura, pH, conductividad eléctrica y fertilidad (MO, N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cu, Mn, B, Zn, Na, Cl y Mo). También se tomaron muestras de tejido foliar representadas por 100 hojas en cada repetición

perteneciente a cada tratamiento de nutrición y se enviaron a laboratorio para determinación de las concentraciones de N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cu, Mn, B, Zn, Na, Cl y Mo en el tejido. La fertilización se calculó en dosis por planta y se aplicó cada 15 días. La nutrición orgánica TN2 se realizó con materia orgánica compostada: lombricomposta (1kg/planta), se realizaron cuatro orificios alrededor de la planta con una barrena y se incorporó al suelo la lombricomposta, esta aplicación se realizó cada 6 meses. La nutrición orgánica TN3: incluyó la fórmula TN1 más la aplicación de Natibac®, se diluyo 1L del producto en 40 L de agua, luego con la ayuda de con una bomba estacionaria se aplicó una dosis por planta de 100 mL de la solución, esta aplicación se realiza una vez al mes intercalada cada 15 días con aplicación del TN1.

Análisis Estadístico

Para el análisis de los datos se llevó a cabo un análisis de varianza mediante modelos lineales mixtos para medidas repetidas en el tiempo (mes). Se sumó el rendimiento total por cada repetición y se homogeneizaron los resultados a una proyección de toneladas por hectárea. El análisis se realizó para un diseño en bloques completos al azar, donde la nutrición y los meses correspondieron a los efectos fijos del modelo, mientras que la humedad (bloque) al efecto aleatorio. En estos modelos se aplicaron estructuras de heterocedasticidad en caso de que fuera necesario y se identificara visualmente incumplimiento de este supuesto. Como prueba de comparación, se utilizó la LSD de Fisher al 5% de significancia. Adicionalmente, se realizó un análisis de varianza para el rendimiento acumulado en el período de cosecha y se comparó con la prueba Tukey al 5% de significancia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Comparación de rendimiento

Se compararon los datos de rendimiento del ciclo productivo de enero a julio de 2023. En el efecto simple de mes se registraron diferencias estadísticas significativas (F=88.29, $p<0.0001$), siendo junio el pico de cosecha con 7.76±0.46 t/ha, seguido de julio con 4.06±0.28 ton/ha. El mes con el rendimiento más bajo fue enero con 0.28±0.09 ton/ha. En nutrición no se registraron diferencias estadísticas significativas (F=1.96, $p=0.1220$); sin embargo, se observa que N2 fue el mayor con 2.36±0.19 t/ha, seguido de N1 con 2.34±0.17, el productor con 2.13±0.22 t/ha y el N3 con 2.00±0.10 t/ha. Adicionalmente, se presentó interacción entre el mes y el tratamiento de nutrición (F=7.91, $p<0.001$). La Fig. 1 evidencia la interacción entre el factor mes y nutrición. Durante enero y febrero, no se presentaron diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos de AGROSAVIA y del productor ($p>0.05$). En marzo, el tratamiento orgánico (0.3±0.07 ton/ha) presentó diferencias respecto a los tres tratamientos restantes, siendo más alto el del testigo con 1.85±0.63 ton/ha. En abril, el testigo tomó ventaja en rendimiento con 0.57±0.11 t/ha y presentó diferencias estadísticas comparado a los demás tratamientos. En mayo y junio, el tratamiento orgánico mostró los valores más altos con 2.52±0.47 y con 9.48±1.13 t/ha.

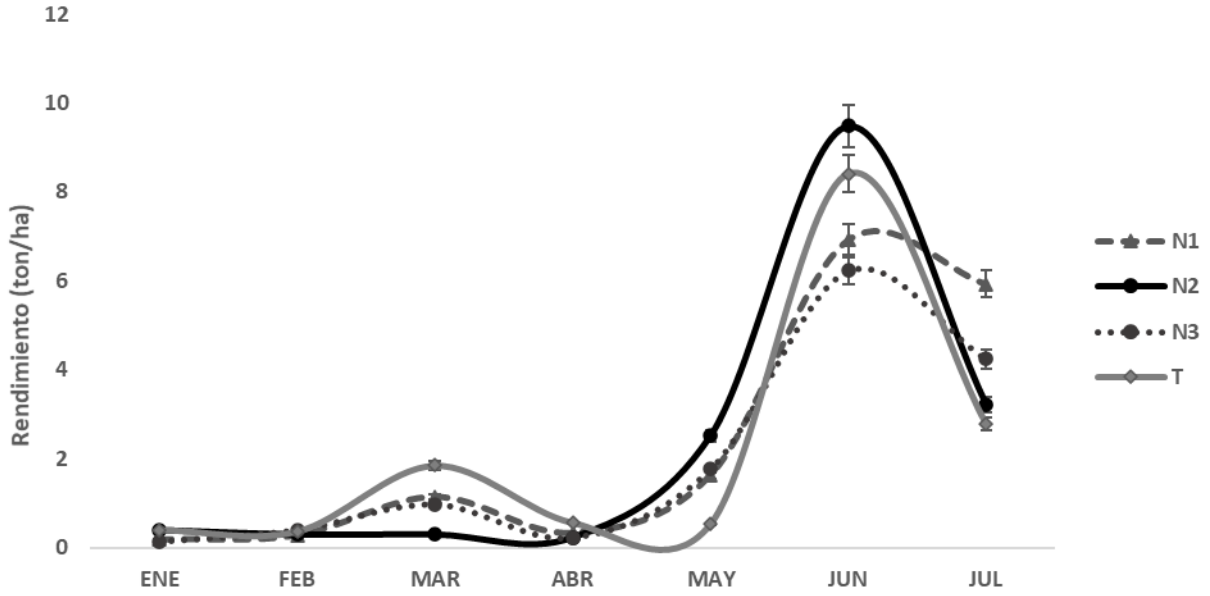


Figura 1. Comparación de rendimiento de maracuyá del ciclo productivo de enero a julio de 2023 en tres tratamientos de nutrición más un testigo del productor (p□ 0.05).

Finalmente, en Julio el tratamiento químico (N1) y químico más Natibac® (N3) presentaron diferencias estadísticas significativas respecto al orgánico y el productor. Como se puede apreciar según lo descrito anteriormente, no existe un tratamiento en el momento que se diferencie de manera constante en rendimiento, es por ello, que se continuarán aplicando dichos tratamientos con el fin de identificar posibles diferencias en el segundo ciclo productivo.

En el Cuadro 1 se presenta el rendimiento acumulado del ciclo productivo de ene-jul de 2023, donde se observa que no se presentaron diferencias estadísticas significativas (F=0.1694, $p<0.0001$) (entre los tratamientos de AGROSAVIA y del productor, sin embargo, podemos considerar el Tratamiento N2, puesto que, este presentó un mayor rendimiento con respecto al testigo con una diferencia de 1.82±0.91t/ha, la cual, desde el punto de vista económico representa un mayor beneficio para el productor.

Cuadro 1**.** Rendimiento acumulado del ciclo productivo ene-jul de 2023

Tratamiento	Rendimiento acumulado t/ha	Error estándar
N2	16.66 a*	0.66
N1	16.54 a	1.33
Testigo	14.84 a	2.66
N3	14.01 a	0.20

*Letras iguales indican medias sin diferencias estadísticas significativas.

CONCLUSIÓN

La aplicación de lombricomposta es una alternativa nutricional viable y eficiente para mantener óptimos rendimientos en el cultivo de maracuyá bajo sistema de semitecho; lo anterior, se explica en los valores similares de rendimiento acumulado de N2 (16.66 ton/ha) comparado al uso de insumos de síntesis química (N1) (16.54 ton/ha). Un buen plan de fertilización debe partir de los requerimientos nutricionales del cultivo, la etapa fenológica del cultivo y de los resultados de un análisis químico de nutrientes del suelo, para permitir hacer un uso eficiente de los fertilizantes. El siguiente paso es realizar el análisis económico, el cual, juega un papel importante en la selección de la alternativa de manejo nutricional a usar en el cultivo, debido a que, está directamente relacionado con las necesidades del cultivo y los recursos con los que disponga el productor.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su gratitud al Sistema general de regalías (SGR) y a la gobernación del departamento del Huila por la financiación del proyecto *"Generación de recomendaciones de manejo específico por ambiente para el riego y la nutrición del maracuyá en el departamento del Huila"*.

BIBLIOGRAFÍA

AGRONET. (2021). Red de Información y comunicación estratégica del sector agropecuario. Colombia. Ministerio.

FAO. (2014). Agricultura Familiar en América Latina y el Caribe: Recomendaciones de Política. p.5. Consultado el 10 de agosto de 2023, de https://www.fao.org/3/i3788s/i3788s.pdf

ICA, Instituto Colombiano Agropecuario. (2011). El cultivo de maracuyá en temporada invernal. P 5.

Mora. (2011). Cartilla el cultivo de maracuyá (Passiflora edulis) en temporada invernal. Instituto colombiano agropecuario. p. 5 y 9

SIRHUILA. (2018). Huila, sigue explorando potencial en frutas exóticas. Diario del Huila.

Neiva, Colombia. Consultado el 12 de mayo. (2020). de http://www.sirhuila.gov.co/index.php/162-medicare/blog/1369-huila-sigue-explorando-potencial-en-frutas-exoticas

ANALISIS DE LA APTITUD EDAFICA PARA AGUACATE HASS EN EL DEPARTAMENTO DEL CAUCA (COLOMBIA)

Correa-Moreno, D. L.[1] *; Rodriguez Vasquez Andrés Felipe [2]; Polo Carrera, Sebastián. [1]

[1]Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria-Agrosavia. Centro de investigación Palmira. Diagonal a la intersección de la Cra. 36ª con Calle 23. Palmira (Valle del Cauca). E-mail: dlcorrea@agrosavia.co; [2]Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá.

RESUMEN

El objetivo fue analizar características asociadas a la aptitud edáfica para producción de aguacate (*Persea americana* cv. Hass), en el proyecto "Desarrollo y validación de tecnologías para incrementar la productividad del cultivo de aguacate Hass en el Departamento del Cauca" ejecutado por Agrosavia. La evaluación se llevó a cabo en once municipios, entre 1700 – 2200 m.s.n.m, con un total de 282210 ha. Se realizó analisis geomorfológico mediante fotointerpretación a nivel de forma del terreno a escala 1:25.000, según sistema de Zink, y se analizaron perfiles caracteristicos de suelos identificados a partir del estudio general (IGAC, 2006), que fueron corregidos para conocer el patrón de distribución y sus características. Se realizó validación en campo de geoformas, descripción y verificación de 27 perfiles, y muestreo para analisis quimicos. Se utilizó modelo metodológico de evaluación de tierras 1:25,000 (UPRA, 2014), para el análisis de variables asociadas a 7 criterios que relacionan condiciones físicas y químicas adecuadas para el cultivo, los cuales fueron discriminados en categorías de aptitud. De acuerdo con información y analisis espacial, se logró establecer que la baja disponibilidad de humedad y nutrientes del suelo, relacionados con el tipo de textura (Franco y Franco arenosa), fracción arena predominante (45.6 – 71.8%), y pH característico (extremadamente a muy fuertemente ácido), son determinantes para el desarrollo del cultivo en esta región, lo que puede presentar en el corto plazo restricción moderada para la productividad del cultivo y calidad de la fruta, obligando a tomar decisiones oportunas para su manejo.

PALABRAS CLAVE: *Analisis espacial; Evaluación de tierras; Persea americana.*

INTRODUCCIÓN

La evaluación de la tierra es entendida como el proceso que permite identificar y valorar los usos específicos que se adaptan a las características propias de las tierras evaluadas, y constituye una herramienta importante para la planificación dado que su objetivo principal es la gestión del uso sostenible de la tierra para beneficio de la sociedad (FAO, 2007). El objetivo de este trabajo fue analizar las características asociadas a la aptitud edáfica para producción de aguacate (*Persea americana* cv. Hass), en el en el departamento del Cauca (Colombia), zona en la cual se avanza en un proceso creciente de establecimiento de nuevas áreas de cultivo bajo el enfoque comercial, buscando dar respuesta a nuevos mercados de exportación que han tenido apertura para la producción de Colombia, posicionándola entre los cinco primeros productores de la fruta a nivel mundial. En contribución a esta dinámica, esta evaluación se realizó en el marco del proyecto "Desarrollo y validación de tecnologías para incrementar la productividad del

cultivo de aguacate Hass en el Departamento del Cauca" ejecutado por Agrosavia, y sus centros de investigación CI Palmira, La Libertad y La Selva, con recursos del Sistema General de regalías, y el apoyo del Ministerio de Agricultura y desarrollo rural y la Gobernación del Cauca.

MATERIALES Y MÉTODOS

La evaluación se llevó a cabo en el area ubicada entre 1400 – 2200 m.s.n.m, de los municipios de Cajibío, Caldono, Caloto, Corinto, El Tambo, Morales, Popayán, Sotará, Timbío, y Toribio que pertenecen al departamento del Cauca (Colombia), alcanzando una cobertura total de 283,515 ha.

Se realizó análisis geomorfológico mediante fotointerpretación a nivel de forma del terreno a escala 1:25,000, según sistema de Zink (2012), para lo cual se utilizó información básica secundaria correspondiente a materiales litológicos, sistemas morfogénicos colombianos, geomorfología del departamento del Cauca, y sensores remotos (DEM Alos Palsar 12.5 m, imágenes ESRI, 0.3 m *Digital Globe*). Se analizaron perfiles característicos de suelos identificados a partir del estudio general (IGAC, 2009), que fueron corregidos para conocer el patrón de distribución y sus características asociados a unidades geomorfológicas.

Mediante recorridos en campo se realizó validación de geoformas, descripción y verificación de 27 perfiles, y muestreo para análisis químicos. Se utilizó modelo metodológico de evaluación de tierras 1:25,000 (UPRA, 2014), para el análisis de variables asociadas a 7 criterios que relacionan condiciones físicas y químicas adecuadas para el cultivo, los cuales fueron discriminados en categorías de aptitud: alta, media, baja y no apta, según requerimientos del cultivo en el área de estudio (Cuadro 1). Para el análisis espacial de datos se utilizaron herramientas del software ArGIS para la generación de salidas cartográficas temáticas de acuerdo con criterios evaluados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis realizado permitió establecer que los criterios: condiciones de enraizamiento, disponibilidad de oxígeno, capacidad de laboreo y susceptibilidad a la pérdida de suelos (Fig. 1), constituyen aspectos de marcada influencia sobre la aptitud edáfica para el cultivo en la zona evaluada, lo que confiere características adecuadas para su desarrollo y productividad, que pueden estar en un rango de aptitud alta a media.

En este sentido, las variables profundidad efectiva (cm), pedregosidad (%) y textura (FAAr), no constituyen limitantes de importancia económica para el cultivo en gran parte de la zona evaluada correspondientes a altiplanicie y lomerío. No obstante, esta condición puede variar en términos negativos en zonas próximas a montañas, en donde se observa aptitud media a baja dependiendo del grado de restricción que se presentan en suelos característicos de esta unidad de paisaje principalmente del orden Inceptisol y bajo condiciones de pendiente > 25%, que presentan alta vulnerabilidad a procesos erosivos y remoción masal en consecuencia con el tipo de geología, relieve, y a la inestabilidad estructural de suelos predominantes.

Cuadro 1. Rangos de aptitud y exclusiones para aptitud edáfica para aguacate hass en el departamento del Cauca (Colombia).

Criterio	Variable	Unidad dimensional de la variable	Rangos de Aptitud			Exclusión técnica
			A1	A2	A3	N1
Capacidad de Laboreo	Pendiente**	%	≤ 25	> 25 - ≤ 50	> 50 - ≤ 75	> 75
	Textura**	Cualitativo	F, FL, FA, FArA, FArL	FAr, ArA, ArL, L	A, AF, Ar	NA
	Pedregosidad	Cualitativo	Sin fase de pedregosidad	NA	Con fase de pedregosidad	NA
Condiciones de enraizamiento	Profundidad efectiva**	cm	> 100	≥ 50 - ≤ 100	< 50	< 40
	Textura**	Cualitativo	F, FL, FA, L, FArA, FArL, FAr	ArA, ArL, AF	Ar, A	NA
	Pedregosidad	Cualitativo	Sin fase de pedregosidad	NA	Con fase de pedregosidad	NA
Disponibilidad de humedad	Régimen de humedad	Cualitativo	Údico	Ústico	NA	Arídico, ácuico y perácuico
	Textura**	Cualitativo	Ar, ArA, ArL, Far, FArA, FArL, F	FA, L, FL	A, AF	NA
	Temperatura del suelo***	°C . Anual $^{-1}$	≥ 14 - ≤ 18	18 - 22	> 22	> 30
Disponibilidad de oxigeno	Susceptibilidad a inundaciones	Cualitativo	No hay	Ocasionales	NA	Frecuentes y muy frecuentes
	Drenaje natural**	Cualitativo	Bien drenado y excesivo	Moderado	Imperfecto	Pobre, muy pobre y pantanoso
Disponibilidad de nutrientes	Acidez (pH)**	pH	5,5 - 6,5	5,0 - 5,4 y 6,6 - 7,3	< 5,0 y > 8,0	< 4,0 y > 8,4
	Saturación de bases	%	> 35	≥ 10 - ≤ 35	< 10	NA
	Carbono orgánico	%	> 1.70 - ≤ 10; Andisoles > 1.70 - ≤ 15	> 0.50 - ≤ 1.70; > 10; Andisoles > 15	< 0.50; histosoles	
	Capacidad de intercambio catiónico	cmol. Kg suelo $^{-1}$	> 20	≥ 10 - ≤20	< 10	NA
Toxicidad por sales, sodio y aluminio	Salinidad **	dS. m $^{-1}$	≤ 2	> 2 - ≤ 4	> 4 - ≤ 8	> 8
	Sodicidad**	PSI (% sodio intercarr	≤ 10	> 10 - ≤ 15	NA	> 15
	Saturación de aluminio**	%	≤ 15	15 - 30	> 30	NA
Susceptibilidad a la pérdidad de suelos	Pendiente**	%	≤ 25	> 25 - ≤ 50	> 50 - ≤ 75	> 75
	Erosión actual	Cualitativo	No hay; Ligera	Moderada	NA	Severa; muy severa
	Susceptibilidad a movimientos en masa	Cualitativo	Muy baja; baja	Media	Alta; muy alta	NA

** Información validada mediante consulta a productores de aguacate Hass en el departamento del Cauca y expertos en el cultivo.

Por el contrario, los criterios disponibilidad de humedad (Fig. 1) en el suelo y disponibilidad de nutrientes (Fig. 1), en gran parte del territorio presentan aptitud baja. Esto puede estar asociado para el caso de la humedad del suelo, al tipo de textura, siendo predominante grupos texturales Franco y Franco arenosa (fracción arena predominante 45.6 – 71.8%), y a la pendiente la cual presentan un rango de aptitud entre media a baja distribuidos en áreas con inclinaciones entre 25 – 50%, condiciones que no favorecen la retención de humedad en las zonas evaluadas.

En el caso de la disponibilidad de nutrientes, influye en este criterio la variable capacidad de intercambio catiónico, la cual presenta una aptitud baja para todo el territorio, direccionada principalmente por variables como pH (< 5.5; extremadamente a muy fuertemente ácido) y la saturación de bases (< 10%) las cuales se ubican en un rango

de aptitud de medio a bajo, indicando que el desarrollo de este cultivo en la zona debe procurar por la aplicación de enmiendas y fertilización complementaria para mejoramiento de la fertilidad del suelo y en consecuencia de la productividad.

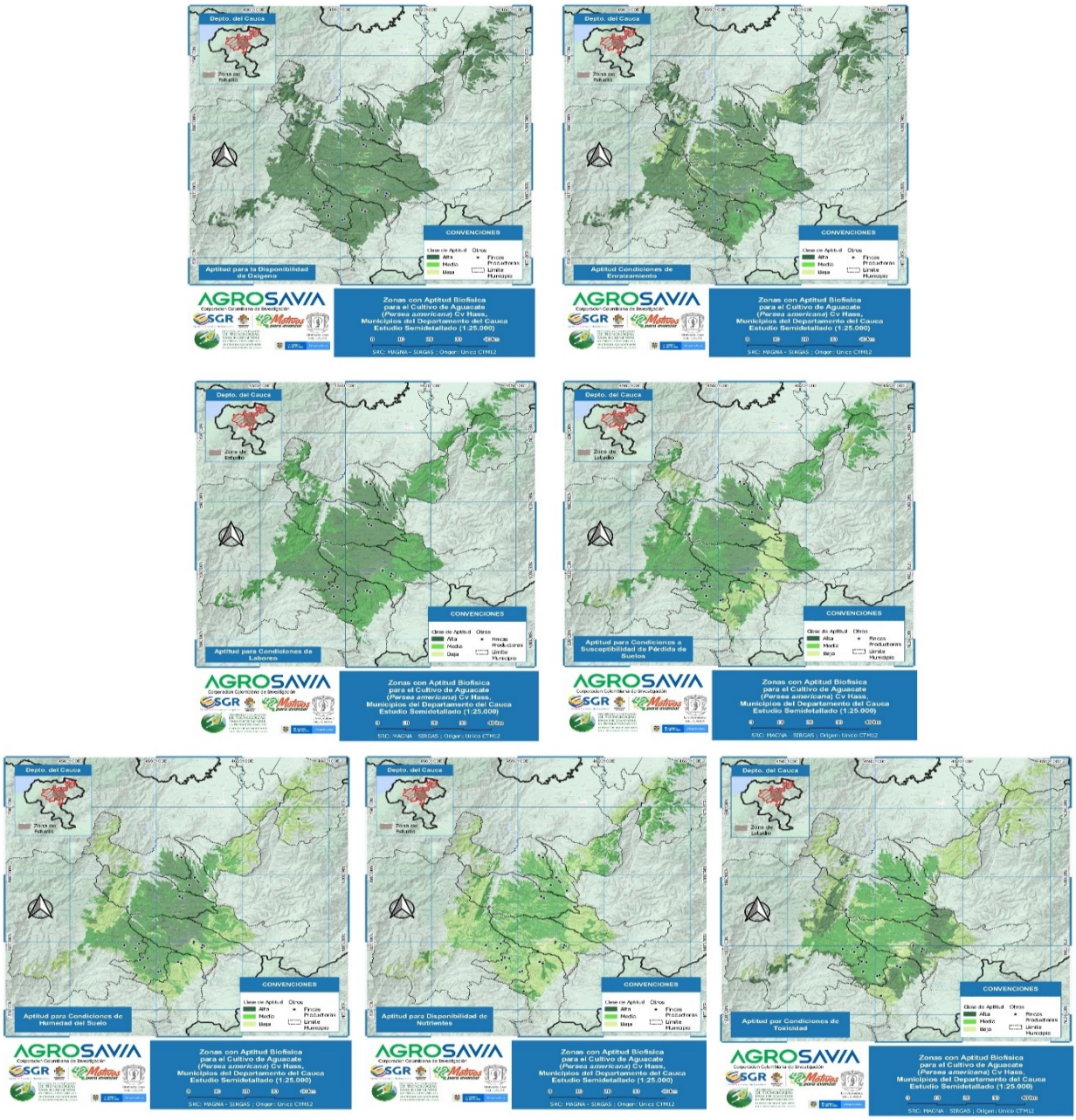


Figura 1. Aptitud de criterios edáficos para aguacate *Hass* en el departamento del Cauca (Colombia).

En relación a la presencia de suelos del orden Andisol en gran parte de la zona de evaluación, la disponibilidad de carbono orgánico se asocia a procesos de acumulación de materia orgánica, dadas las condiciones climáticas y altitud; sin embargo, esta condición no se ve reflejada en la fertilidad del suelo, considerando los posibles complejos

de fracciones orgánicas con cenizas volcánicas que dificultan la retención de bases, y contribuye a la baja capacidad de intercambio catiónico registrada en el área de estudio.

CONCLUSIONES

De acuerdo con información y análisis espacial, se logró establecer que gran parte del territorio presenta condiciones edáficas propicias para el desarrollo de aguacate Hass, sin embargo la baja disponibilidad de humedad y nutrientes del suelo, relacionados con el tipo de textura, pendiente y pH característico, pueden ser determinantes para el la sostenibilidad del cultivo en la región, lo que puede presentar en el corto plazo restricción moderada para la productividad del cultivo y calidad de la fruta, obligando a tomar decisiones oportunas para su manejo.

AGRADECIMIENTOS

Al equipo técnico y de investigación del proyecto y al Sistema General de regalías, el Ministerio de Agricultura y desarrollo rural, y la Gobernación del Cauca, por el financiamiento para la ejecución de actividades y evaluación presentada.

BIBLIOGRAFÍA

Instituto Geográfico Agustin Codazzi (IGAC). (2009). Estudio general de suelos y zonificación de tierras. Departamento del Cauca. Escala 1:100.000. Instituto Geográfico Agustín Codazzi.

Unidad de planificación agropecuaria – UPRA. (2014). Consolidación de la metodología de evaluación de tierras para zonificación con fines agropecuarios a escala semidetallada (1: 25.000). Bogotá. 190 p.

APLICACIÓN DE *Trichoderma asperellum* EN LA HUERTA DE MANZANA LA ESCONDIDA PARA CONTROLAR *Fusarium* spp. Y *Rhizoctonia* spp.

Melissa Madrid Molina[1]; Sandra Pérez Álvarez[2*]; Marco Antonio Magallanes Tapia[3]; Marina Imelda Terrazas Gómez[2]; Iván Grijalva Martínez[2]

[1] Facultad de Ciencias Agrotecnológicas, Universidad Autónoma de Chihuahua, Av. Pascual Orozco s/n, Campus 1, Santo Niño, Chihuahua, Chih., México, CP: 31000. [2]Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales, Universidad Autónoma de Chihuahua, Km 2.5, carretera Delicias-Rosales, Campus Delicias, CD. Delicias, Chihuahua, México, CP: 33000; E-mail: spalvarez@uach.mx; [3] Instituto Politécnico Nacional-CIIDIR Unidad Sinaloa, Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, CP 81101 Guasave, Sinaloa, México

RESUMEN

El estado de Chihuahua es el principal productor de manzanas en México, sin embargo, las plagas y enfermedades pueden disminuir el rendimiento de los cultivos siendo *Fusarium* spp. y *Rhizoctonia* spp. patógenos que habitan en el suelo cerca de las raíces del árbol y producen pudrición de cuello y raíz. El objetivo de esta investigación fue evaluar la efectividad de *Trichoderma asperellum* como antagonista contra *Fusarium* spp. y *Rhizoctonia* spp. en árboles de manzana. Se utilizaron tres tratamientos: T1 = testigo, T2 = 200 mL de *T. asperellum* por árbol; T3 = 100 mL de *T. asperellum* por árbol y se realizaron tres aplicaciones según el desarrollo fenológico del cultivo. Antes de cada aplicación se recolectaron muestras de suelo para análisis fitopatológicos. Los resultados mostraron que *T. asperellum* fue un antagonista eficaz de *Fusarium* spp. y *Rhizoctonia* spp. debido a que después de las aplicaciones ambos patógenos disminuyeron, en el caso de *Fusarium* spp. se redujo más en el T3 y la concentración de *Rhizoctonia* spp. en el último análisis fue igual para ambas concentraciones de *T. asperellum* utilizadas. La utilización de organismos antagonista permite disminuir la aplicación de químicos para el control de hongos patógenos protegiendo de esta manera el medio ambiente.

PALABRAS CLAVE: *Antagonista; Malus domestica; Patógenos del suelo*

INTRODUCCIÓN

La manzana (*Malus* x *domestica* Borkh.) representa un importante cultivo en México (Ramírez-Legarreta *et al*., 2011), siendo el estado de Chihuahua es el primer productor Nacional con un total de 688,788.72 t producidas en 2022 (SIAP, 2023). Los patógenos de plantas pueden inducir pérdidas de cultivos en todo el mundo y pueden afectar la calidad de la cosecha (*Thambugala et al*., 2020). Los manzanos se ven afectados por varios hongos patógenos como *Alternaria* spp., *Rhizoctonia* spp., *Fusarium* spp., entre otros (Lin y Hand, 2019). En el suelo *Fusarium* spp. y *Rhizoctonia* spp. provocan marchites (Pérez-Acevedo *et al*., 2017) así mismo enfermedades que causan pudrición tanto del cuello como de la raíz (Vojvodić *et al*., 2018).

El control químico y las prácticas culturales son los métodos más utilizados para controlar los hongos patógenos (Cooley y Autio, 2011) pero el uso de métodos biológicos, específicamente microorganismos antagónicos, son cada vez más comunes porque son un

método eficiente y amigable con el medio ambiente para controlar patógenos de plantas (Zhang *et al*., 2018).

Según Duarte-Leal *et al*. (2017) las especies del género *Trichoderma* han sido ampliamente estudiadas como antagonistas debido a su fácil manejo, su adaptabilidad a diversos ambientes y su versatilidad. En este sentido, Tamandegani et al. (2020) informaron que *T. asperellum* aumentó la producción de peptaibol (tricotoxina) durante la confrontación *in vitro* con hongos patógenos de plantas como *Alternaria solani*, *Rhizoctonia solani*, *Fusarium oxysporum*, entre otros. Wang *et al*. (2022) aplicaron *T. asperellum* en el suelo de un huerto comercial de manzanos (*Malus hupehensis* Rehd) disminuyendo la presencia de *Fusarium* spp. Así mismo en el cultivo de soya *Pimentel et al*. (2020) aplicaron *Trichoderma* resultando en la inhibición del crecimiento de *F. virguliforme* y reduciendo la pudrición de la raíz,

Teniendo en cuenta lo anterior, el objetivo de este trabajo fue evaluar la efectividad de *Trichoderma asperellum* como antagonista contra *Fusarium* spp. y *Rhizoctonia* spp. en árboles de manzana en Chihuahua, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en la Universidad Autónoma de Chihuahua, en la Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales (FCAyF), Ciudad Delicias y en la huerta de manzana "La Escondida" ubicada en la mesa de Miñaca, Municipio de Guerrero, Chihuahua con las coordenadas 107º 27´0 02.6" Oeste y 28º 28´ 0 11.7" Norte, a una altitud de 2150 msnm. Los árboles de manzana donde se realizaron las aplicaciones tenían 7 años y pertenecían a la variedad *Granny Smith*. La huerta se encuentra en un tipo de suelo, franco arcillo arenoso, con pH moderadamente alcalino, con textura media libre de carbonatos y sales. Antes de cada aplicación se recolectaron muestras de suelo para análisis fitopatológicos. Para esto se recolectó 1000-1200 gramos de suelo cercano a la rizosfera (20-30 cm de profundidad) de 10 árboles en cada uno de los 3 tratamientos así mismo se tomaron muestras de tejido (raíz). Las muestras se almacenaron a 18 ºC hasta su análisis (Sadeghian, 2018).

Para el análisis se utilizó agua destilada estéril (1 g 100 mL^{-1}) por muestra y se obtuvo una dilución de 1 mL a 10^{-3}, utilizándose 100 µL para colocarlos en cajas Petri con medio Papa Dextrosa Agar (PDA) e incubarlas a 26 ºC por 7 días tiempo necesario para poder observar la presencia de microorganismos macroscópicamente e identificarlos usando las claves taxonómicas de Barnett y Hunter (1972).

Después de analizar las primeras muestras de suelo se realizaron tres aplicaciones de *T. asperellum* según la fenología del cultivo (botón rosa, etapa de caída de pétalo y desarrollo y llenado del fruto). El primer tratamiento fue el testigo, en el cual no se hizo ninguna aplicación de biofungicida, en el segundo tratamiento la dosis de biofungicida fueron 200 ml $árbol^{-1}$ en el cual se aplicaron 50 mL en cada perforación, y el tercer tratamiento fue de 100 ml $árbol^{-1}$, 25 mL por cada orificio. Para llevar a cabo la investigación se seleccionaron 10 árboles por tratamiento dejando dos árboles bordo y

haciendo la aplicación cada dos, de mismo modo se dejó una hilera entre cada tratamiento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados mostraron que *T. asperellum* fue un antagonista eficaz de *Fusarium* spp. y *Rhizoctonia* spp. cuando se aplicó a los manzanos Granny Smith (Cuadro 1 y 2).

En el primer análisis (antes de aplicar *T. asperellum*) se observó un predomino de los dos hongos patógenos analizados, ya después de la primera aplicación (segundo análisis) se pudo apreciar en los tratamientos dos y tres un aumento en la población del antagonista, una disminución de *Rhizoctonia* spp. (T3) y no hubo presencia de *Fusarium* spp. (T2). Para el último análisis, después de la última aplicación hubo presencia de *Fusarium* spp. nuevamente, pero en menor concentración que en el testigo y en el T3 se observó la más baja concentración, mientras que para *Rhizoctonia* spp. la concentración fue igual en ambos tratamientos con *T. asperellum*, pero mucho menor que en el testigo.

Un incremento de la presencia de *T. asperellum* en el suelo se registró en todos los análisis lo que además de provocar la reducción de los patógenos en estudio debido a una competencia por el hábitat (Sivan y Chet, 1989), indica una colonización del antagonista en la rizosfera de los árboles de manzana (Pimentel *et al*., 2020).

Resultados similares fueron informados por Wang *et al*. (2022) en árboles de manzana donde al aplicar *T. asperellum* disminuyó significativamente la abundancia relativa de *Fusarium* spp. y *Cryptococcus* spp. Así mismo, Saravanakumar *et al*. (2017) utilizaron *T. harzianum* en el cultivo del maíz obteniendo una reducción de *F. graminearum*.

Sehim *et al*. (2023) utilizaron *T. asperellum in vitro* en el control de *Rhizoctonia solani* obteniendo resultados positivos. Otros estudios han demostrado el micoparasitismo de especies del género *Trichoderma* contra *R. solani* (Dubey *et al*., 2021; Yu *et al*., 2022).

Las especies de Trichoderma se usan ampliamente en todo el mundo como control biológico y representan alrededor del 50 - 60 % del mercado mundial para controlar hongos patógenos y oomicetos, como *Alternaria* spp., *Rhizoctonia solani*, *Fusarium* spp., *Pythium* spp., *Sclerotium* spp., entre otros (Ketta y Hewedy, 2021). Por tanto *T. asperellum* cambia significativamente el microbiota del suelo ya que reduce la incidencia de patógenos y aumenta la presencia de microorganismos benéficos.

Cuadro 1. Análisis fitopatológicos antes de la primera aplicación de *T. asperellum* en el mes de abril 2022 y después de dicha aplicación en el mes de mayo 2022 antes de realizar la segunda aplicación de *T. asperellum*.

	Abril	Mayo
Tratamientos	1er análisis	2ndo análisis
T1	Predominio de *Fusarium* spp.	Presencia de *Rhizoctonia* spp. en mayor concentración que *Fusarium* spp.
T2	Predominio de *Fusarium* spp.	Sin presencia de *Fusarium* spp. y más *T. asperellum*.
T3	Predominio de *Rhizoctonia* spp.	Presencia de *T. asperellum* y de *Rhizoctonia* spp. esta última en una mayor concentración.

T1, control; T2, 200 mL of *T. asperellum*; T3, 100 mL of *T. asperellum*

Cuadro 2. Análisis fitopatológico al final de temporada en postcosecha en el mes de octubre.

	T1	T2	T3
Nombre	(UFC/g Suelo)	(UFC/g Suelo)	(UFC/g Suelo)
Fusarium spp.	$1.3x10^{5}$	$1.1x10^{3}$	$8x10^{2}$
Trichoderma spp.	$1x10^{2}$	$4x10^{2}$	$3x10^{3}$
Rhizoctonia spp.	$3x10^{3}$	$2x10^{2}$	$2x10^{2}$

T1, control; T2, 200 mL of *T. asperellum*; T3, 100 mL of *T. asperellum.*

CONCLUSIONES

La aplicación de *T. asperellum* mostró un efecto antagónico frente la incidencia de *Fusarium* spp. y *Rhizoctonia* spp. en los suelos de la huerta de manzana "La Escondida" en el municipio Guerrero, Chihuahua, México.

BIBLIOGRAFÍA

Barnett, H., Hunter, B. (1972). Ilustrated genera of imperfect fungi. 3rd Edition, Burgess Publishing Co., Minneapolis, 241 p.

Cooley, DR., Autio, WR. (2011). Summer pruning of apple: impacts on disease management. Advances in Horticultural Science, 25, 199-204.

Duarte-Leal, Y., Lamz-Piedra, A., Martínez-Coca, B. (2017). Antagonismo in vitro de aislamientos de Trichoderma asperellum Samuels, Lieckfeldt y Nirenberg frente a Sclerotium rolfsii Sacc. Revista de Protección Vegetal, 32(3), 1–11.

Dubey, M., Jensen, DF., Karlsson, M. (2021). Functional characterization of the AGL1 aegerolysin in the mycoparasitic fungus Trichoderma atroviride reveals a role in conidiation and antagonism. Molecular Genetics and Genomics, 296, 131–140. https://doi.org/10.1007/s00438-020-01732-3

Ketta, HA., Hewedy, OAER. (2021). Biological control of Phaseolus vulgaris and Pisum sativum root rot disease using Trichoderma species. Egyptian Journal of Biological Pest Control, 31, 1-9. https://doi.org/10.1186/s41938-021- 00441-2

Lin, S., Peduto, FH. (2019). Determining the sources of primary and secondary inoculum and seasonal inoculum dynamics of fungal pathogens causing fruit rot of deciduous holly. Plant Diseases, 103, 951–958. https://doi.org/10.1094/PDIS-09-18-1694-RE

Pérez-Acevedo, CE., Carillo-Rodríguez, JC., Chávez-Servia, JL., Perales-Segovia, C., Villegas-Aparicio, Y. (2017). Diagnóstico de síntomas y patógenos asociados con marchitez del chile en Valles Centrales de Oaxaca. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, 8(2), 281-293. https://doi.org/10.29312/remexca.v8i2.50

Pimentel, MF., Arnão, E., Warner, AJ., Subedi, A., Rocha, LF., Srour, A., Bond, JP., Fakhoury, AM. (2020). Trichoderma isolates inhibit Fusarium virguliforme growth, reduce root rot, and induce defense-related genes on soybean seedlings. Plant Disease, 104, 1949–1959. https://doi.org/10.1094/PDIS-08-19-1676-RE

Ramírez-Legarreta, MR., Ruiz-Corral, JA., Medina-García, G., Jacobo-Cuéllar, JL., Parra-Quezada, RA., Ávila-Marioni, MR., Armando-Álvarez, JP. (2011). Perspectivas del sistema de producción de manzano en Chihuahua, ante el cambio climático. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, 2, 265-279.

Sadeghian, SK. (2018). Interpretación de los resultados de análisis de suelo: Soporte para una adecuada nutrición de cafetales. Avances Técnicos Cenicafé, 497, 1-8. https://doi.org/10.38141/10779/0497

Saravanakumar, K., Li, YQ., Yu, CJ., Wang, QQ., Wang, M., Sun, JN., Gao, JX. Chen, J. (2017). Effect of Trichoderma harzianum on maize rhizosphere microbiome and biocontrol of Fusarium stalk rot. Scientific Reports, 7, 1771. https://doi.org/10.1038/s41598-017-01680-w

Sehim, AE., Hewedy, OA., Altammar, KA., Alhumaidi, MS., Abd Elghaffar, RY. (2023). Trichoderma asperellum empowers tomato plants and suppresses Fusarium oxysporum through priming responses. Frontiers of Microbiology, 14, 1140378. https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1140378

SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera) (2023). Anuario Estadístico de la Producción Agrícola [Statistical Yearbook of Agricultural Production]. Consultado 12 de junio de 2023 en https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/732608/Jitomate_Mayo.pdf

Sivan, A., Chet, I. (1989). The possible role of competition between Trichoderma harzianum and Fusarium oxysporum on rhizosphere colonization. Phytopathology, 79, 198-203. https://doi.org/10.1094/Phyto-79-198

Tamandegani, PR., Marik, T., Zafari, D., Balázs, D., Vágvölgyi, C., Szekeres, A., Kredics, L. (2020). Changes in peptaibol production of Trichoderma species during in vitro antagonistic interactions with fungal plant pathogens. Biomolecules, 10, 730. https://doi.org/10.3390/biom10050730

Thambugala, KM., Daranagama, DA., Phillips, AJL., Kannangara. SD., Promputtha, I. (2020). Fungi vs. Fungi in biocontrol: An overview of fungal antagonists applied against fungal plant pathogens. Frontiers in Cellular and Infection Microbiology, 10, 604923. https://doi.org/1 0.3389/fcimb.2020.604923

Vojvodić, M., Tanović, B., Mihajlović, M., Mitrović, P., Vico, I., Bulajić, A. (2018). Molecular identification and characterization of binucleate Rhizoctonia spp. associated with black root rot of strawberry in Serbia. Pesticidi i fitomedicina, 33(2), 97-107. https://doi.org/10.2298/PIF1802097V

Wang, H., Zhang, R., Mao, Y., Jiang, W., Chen, X., Shen, X., Yin, C., Mao, Z. (2022). Effects of *Trichoderma asperellum* 6S-2 on apple tree growth and replanted soil microbial environment. Journal of Fungi, 8, 63. https://doi.org/10.3390/jof8010063

Yu, Y., Gui, Y., Li, Z., Jiang, C., Guo, J., and Niu, D. (2022). Induced systemic resistance for improving plant immunity by beneficial microbes. Annual Review of Phytopathology, 11, 1–19. https://doi.org/10.3390/plants11030386

Zhang, S., Xu, B., Zhang, J., Gan, Y. (2018). Identification of the antifungal activity of *Trichoderma longibrachiatum* T6 and assessment of bioactive substances in controlling phytopathgens. Pesticide Biochemistry and Physiology, 147, 59-–66. https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2018.02.006

APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS AGROINDUSTRIALES, DE HUMEDALES Y COSTEROS, PARA BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS CON HIDROCARBUROS FRACCIÓN MEDIA

Santiago Javier de Urioste Castellanos[1]*; Anabelle Cerón Nava[1]; Alicia Rivera Noriega[1]; Alejandro Islas García[1]

[1]Universidad La Salle México, Av. Benjamín Franklin 45, Colonia Condesa, Cuauhtémoc, 06140 Ciudad de México, CDMX. *sj.duc@lasallistas.org.mx

RESUMEN

Las emergencias y pasivos ambientales derivadas de la contaminación del suelo por hidrocarburos están en aumento. Los métodos de biorremediación, específicamente la bioestimulación, a menudo requieren grandes cantidades de insumos inorgánicos, lo que puede aumentar los costos de implementación. En este estudio, se evaluó la eficacia de la biorremediación utilizando residuos orgánicos en la técnica de bioestimulación para reducir la concentración de hidrocarburos fracción media (HFM) en suelos contaminados. Se emplearon residuos de *Opuntia ficus-indica, Pisum sativum, Typha latifolia, Cyperus alternifolius* y *Sargassum sp.* en concentraciones de 0.5% y 1% del peso del suelo. Se realizó el ensayo a nivel de laboratorio en microcosmos, empleando una adaptación del método EPA 3536 para la extracción de hidrocarburos y el método EPA 8015C para la determinación de su concentración por cromatografía de gases con detector de ionización de flama. Los resultados demostraron la eficacia de este enfoque al lograr una disminución significativa en los niveles de HFM, en especial en comparación con la atenuación natural. Entre los residuos, *Cyperus alternifolius* (proveniente de humedales) logró la mayor remoción con un 50%, seguido de *Opuntia ficus-indica* (residuo agroindustrial) con un 46 % y *Sargassum sp.* (residuo costero) con un 42%. Por lo anterior, se concluye que la utilización de estos residuos orgánicos son una alternativa viable para la biorremediación de suelos contaminados con diésel, una opción para el uso sostenible de estos residuos y un área de oportunidad para investigar y optimizar en los procesos de biorremediación.

PALABRAS CLAVE: *Bioestimulación; Diésel; Microcosmo; Remoción*

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo por hidrocarburos ha emergido como una seria preocupación a nivel mundial en los últimos años, contribuyendo a la degradación química del suelo y la consiguiente disminución de su capacidad para proporcionar recursos y servicios vitales. De acuerdo con la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA, 2021), se han registrado 828 emergencias ambientales vinculadas a la liberación de compuestos químicos, de las cuales 266 fueron causadas por derrames de hidrocarburos. Estos incidentes se definen como eventos inmediatos o prolongados que resultan en la liberación no controlada de sustancias peligrosas, tal como establece la NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012.

La Agencia de Seguridad, Energía y Ambiente (ASEA, 2021) informa que entre 2015 y 2021 se han identificado 686 sitios contaminados por sustancias relacionadas con hidrocarburos, incluyendo 220 con diésel. Además, se reporta que hasta 2021 se habían identificado 1,025 sitios contaminados en México, de los cuales 858 habían sido remediados. En ese mismo período, se registraron más de 14 millones de metros cúbicos de suelo contaminado por hidrocarburos a través de pasivos y emergencias ambientales, mientras que se logró remediar alrededor de 1 millón de metros cúbicos; de estos, 38.31% de los pasivos ambientales fueron restaurados por biorremediación o procesos de remediación biológica combinados, mientras que de las emergencias ambientales fue un 83.81%.

La biorremediación, una técnica que emplea organismos vivos como bacterias y hongos para restaurar suelos contaminados, se ha vuelto una alternativa atractiva debido a su menor impacto durante el proceso y uso de los propios microorganismos que habitan en el suelo. En particular, la bioestimulación implica añadir nutrientes para fomentar el crecimiento de microorganismos presentes en el suelo, que luego degradarán las sustancias contaminantes (Molina-Barahona *et al.,* 2004). Aunque efectiva, la bioestimulación puede resultar costosa debido al gasto de nutrientes inorgánicos requeridos para el éxito del proceso.

El estudio propuesto busca evaluar el potencial de enmiendas orgánicas como alternativas en la bioestimulación de suelos contaminados con hidrocarburos de fracción media (HFM). La comparación entre la bioestimulación utilizando estas enmiendas y la bioestimulación basada únicamente en nutrientes inorgánicos será esencial para determinar la diferencia en rendimiento en términos de remoción de HFM.

MATERIALES Y MÉTODOS

En el presente estudio, se empleó suelo proveniente de Juchitepec, Edo. de México, una zona con actividad agrícola centrada en cultivos como maíz, trigo, avena y cebada (SIAP, 2022). Dado que la región alberga ductos de hidrocarburos, existe un riesgo ambiental relacionado con el sector de hidrocarburos. La caracterización fisicoquímica del suelo se realizó previamente por el grupo de investigación de Ciencia y Tecnología Ambiental Aplicada, de la Universidad La Salle obteniendo un suelo con 4.8 % de materia orgánica, 0.04 % de nitrógeno total, 2.66 ppm de fósforo total y una textura franco-arenosa (Espinosa, 2021).

El enfoque del estudio se llevó a cabo en un entorno de laboratorio. Para el análisis de degradación, se contaminaron 500 g de suelo con diésel PEMEX, a una concentración de 5,238.50 ppm. Antes de la contaminación, el diésel se purificó filtrándolo y posteriormente se diluyó en hexano para su aplicación al suelo. En el laboratorio, se crearon microcosmos que contenían 30 g de suelo contaminado y se añadieron diferentes porcentajes (0.5% y 1% del peso del suelo) de distintos residuos seleccionados, como *Opuntia ficus-indica* (Tu), *Pisum sativum* (Ch), *Typha latifolia* (Ti), *Cyperus alternifolius* (Ma) y *Sargassum sp.* (Sa). A cada microcosmo se agregó una cantidad igual de fosfato de potasio monobásico, sulfato

de amonio y agua para proporcionar condiciones ideales para el crecimiento de microorganismos nativos.

Se establecieron grupos de control: uno sin nutrientes agregados para observar la atenuación natural (C) y otro con nutrientes inorgánicos y agua para la bioestimulación sin residuos orgánicos (CB). El proceso de biorremediación se llevó a cabo durante 60 días, con aireación y humedad óptima para favorecer los procesos aerobios del suelo. La extracción de HFM se realizó con una solución diclorometano-acetona, utilizando una adaptación del método EPA 3546. La fase líquida resultante fue recuperada mediante rotoevaporación y posteriormente reconstituida con diclorometano. Por último, mediante cromatografía de gases con detector de ionización de flama y columna HP-5, se determinó la concentración de hidrocarburos utilizando el método EPA 8015C.

Los datos recopilados sobre la remoción de hidrocarburos se sometieron a un análisis estadístico de varianza (ANOVA) para identificar posibles diferencias significativas entre las muestras. Para complementar este análisis, se realizó una prueba de Tukey.

DISCUSIÓN Y RESULTADOS

En los resultados obtenidos se observó que los tratamientos con residuos orgánicos fueron efectivos, como se detalla en el cuadro 1, debido a que se logró disminuir la concentración de hidrocarburos en todos los casos. Se infiere que la concentración óptima del residuo dependerá del aporte nutricional que estos proporcionen a los microorganismos y las características de estos, pero que en todos los casos ayuda al desarrollo de los organismos que lo van a degradar. Es importante destacar que, a pesar de que el tratamiento a los 60 días haya sido efectivo, la concentración final de HFM no cumple con el límite máximo permisible establecido en la NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012 para suelos agrícolas, pero que podría alcanzarse con un poco más de tiempo de remediación. En la figura 1 se puede observar que los tratamientos con mayor remoción fueron los que utilizaron residuos de humedales, específicamente el que incluyó residuos de Ma, que demostró tener un mejor resultado que el control (atenuación natural) y el control bioestimulado (únicamente con nutrientes inorgánicos); asimismo, es importante mencionar que los tratamientos en los que se implementó Tu y Sa al 0.5% y 1%, respectivamente, tuvieron mayores remociones con respecto a sus otros tratamientos. Sin embargo, el análisis de varianza y la prueba Tukey demostraron que no había una diferencia significativa entre los tratamientos con residuos orgánicos y el control bioestimulado, no obstante, se comprobó diferencia significativa para todos los tratamientos con respecto al control.

Cuadro 1. Concentración de HFM en los tratamientos de biorremediación

Tratamiento		Concentración Inicial (ppm)	Concentración Final (ppm)	LMP en suelos agrícolas (ppm)
Controles	C	5,238.50	4,812.28	1,200
	CB		2,846.77	
Residuos agroindustriales	Tu 0.5		2,609.76	
	Tu 1		3,262.18	
	Ch 0.5		3,000.03	
	Ch 1		3,372.78	
Residuos de humedales	Ma 0.5		2,440.02	
	Ma 1		2,539.26	
	Ti 0.5		2,854.99	
	Ti 1		3,183.92	
Residuos costeros	Sa 0.5		3,090.39	
	Sa 1		2,796.51	

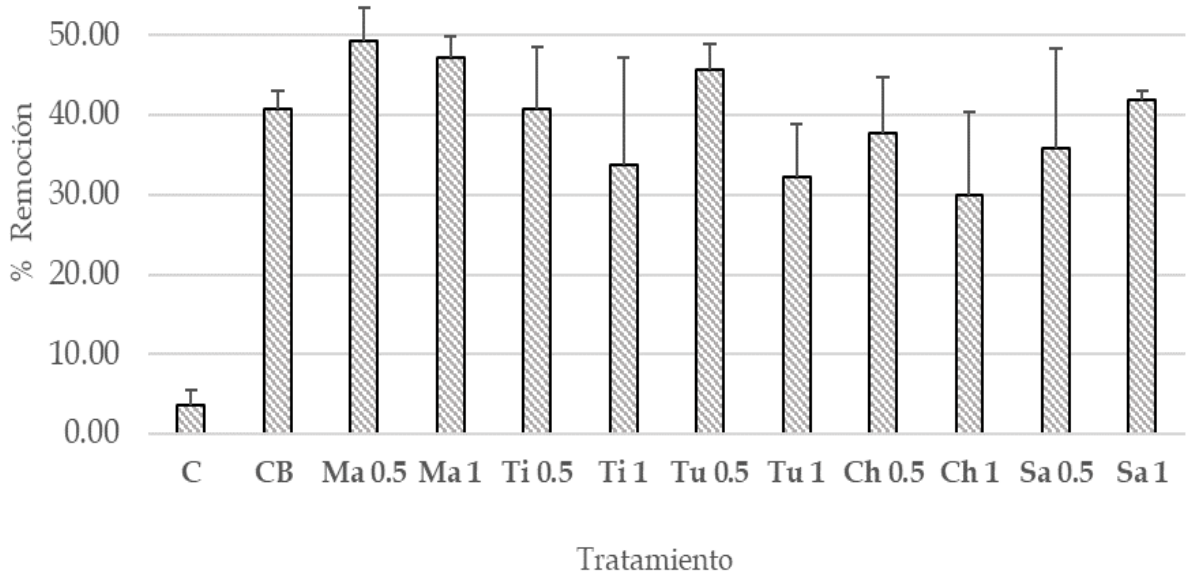


Figura 1. Remoción de los tratamientos después de 60 días.

En el presente estudio se determinó que los máximos porcentaje de remoción para residuos de humedales fue *Cyperus alternifolius* (Ma) con 50 %, para residuos agroindustriales *Opuntia ficus-indica* (Tu) con 46 % y el *Sargassum sp.* (Sa) con 42 % como residuo costero. Al comparar los máximos de remoción con otros trabajos se encontró que

Dadrasnia (2011) obtuvo un porcentaje máximo de remoción de 88 % utilizando bagazo de soya, piel de papa y hoja de té. Nwankwegu *et al.,* (2016) un 93 % de remoción de diésel añadiendo composta de paja de pasto y Molina-Barahona *et al.,* (2004) un 67 % de remoción con bagazo de maíz y caña de azúcar. Aunque las concentraciones iniciales del contaminante y los tiempos de tratamiento varían en cada trabajo, se comprueba la efectividad al utilizar residuos orgánicos en la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos rango diésel.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos demuestran que la biorremediación utilizando residuos orgánicos en la técnica de bioestimulación ha sido efectiva en la reducción de la concentración de hidrocarburos en el suelo contaminado. Aunque se observó una variación en el rendimiento entre los diferentes tipos de residuos orgánicos utilizados, la aplicación de enmiendas orgánicas ha presentado una mejora significativa en comparación con los controles sin adición de nutrientes. Por lo anterior, se concluye que la utilización de estos residuos orgánicos son una alternativa viable para la biorremediación de suelos contaminados con diésel, una opción para el uso sostenible de estos residuos y un área de oportunidad para investigar y optimizar en los procesos de biorremediación.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Maestra Betsabé Morales y a los integrantes del almacén de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad La Salle, Condesa por su apoyo en la provisión de equipos e instrumentos necesarios para la investigación.

BIBLIOGRAFÍA

Agencia de Seguridad, Energía y Ambiente (ASEA). (2021). SNIARN. México. http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/approot/dgeia_mce/html/01_ambiental/sitiosContaminados.html#panel-01

Dadrasnia y Agamuthu. (2013). Dynamics of diesel fuel degradation in contaminated soil using organic wastes. International Journal of Environmental Science and Technology, 10(4), 769–778. doi:10.1007/s13762-013-0224-1

Espinosa. (2021). Bacterias fijadoras de nitrógeno, solubilizadoras de fósforo e hidrocarburoclastas en consorcio para la remediación de suelos con diésel. (Tesis) Universidad La Salle, Facultad de Ciencias Químicas, México

Molina-Barahona et al. (2004). Diesel removal from contaminated soils by biostimulation and supplementation with crop residues. Applied Soil Ecology, 27(2), 165–175. doi:10.1016/j.apsoil.2004.04.002

Nwankwegu et al. (2016). Studies on organic and in-organic biostimulants in bioremediation of diesel-contaminated arable soil. Chemosphere, 162, 148–156. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.07.074

Procuraduría Federal de Protección al Medio Ambiente (PROFEPA). (2021). Informe de Actividades. México;
https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/758051/Informe_de_Actividades_Profepa_2021_.pdf

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2012). Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y remediación (NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012). México. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5313544

Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). (2022). Estadística de Producción Agrícola. México. http://infosiap.siap.gob.mx/gobmx/datosAbiertos.php

BIOCARBÓN PARA INCREMENTAR EL ÉXITO GERMINATIVO DEL TRIGO EN SUELOS SALINOS DE MICHOACÁN

Lenin Ejecatl Medina Orozco[1] *

[1]Tecnológico Nacional de México/I.T del Valle de Morelia. Carretera Morelia Salamanca km 6.5. Morelia, Michoacán México. C.P. 58100. leninmed@gmail.com

RESUMEN

En el año de 2020, en nuestro país se reportó una superficie cosechada de trigo de aproximadamente 554 mil hectáreas. Alrededor del 84% se siembra bajo riego y el 16% restante en temporal. Del total de la superficie agrícola de México, se estima que aproximadamente el 60% presenta problemas de sales; lo que sugiere que una superficie importante de trigo, se realiza en suelos con problemas de salinidad. El estado de Michoacán contempla planicies importantes de cultivo de trigo de temporal y de riego. En estas regiones se presentan suelos que son afectados por sales, asociado a problemas cada vez más recurrentes de sequías. Se realizó un ensayo en condiciones de laboratorio utilizando macetas con suelo fuertemente salino (pH = 8.8 y C.E. = 10.59 dSm^{-1}) sembrado con trigo Urbina S2007. Se prepararon tres bloques completos al azar con 20 macetas cada uno; 10 de ellas con adición de 1% de biocarbón (w/w) (T1) y otras 10 sin enmienda (T0). Se evaluaron porcentaje de germinación y las variables; pH, conductividad eléctrica y temperatura del suelo. Los resultados indican que en T1 la germinación fue de 62.5% en contraste con el 25.0% de T0. Los valores del pH fueron de 8.5 en T1 y 8.0 en T0. La CE fue de 8.7 y 10.59 dSm^{-1} en T1 y T0, respectivamente. Las temperaturas del suelo fueron de entre 20 y 34 ^{o}C, sin diferencias entre los tratamientos. Se concluye que el biocarbón es una alternativa en cultivos con problemas de fuerte salinidad.

PALABRAS CLAVE: *Recsoil; Sodicidad; Suelos afectados por sales.*

INTRODUCCIÓN

El trigo es uno de los cultivos más importantes a nivel global. El decrecimiento en la producción del trigo se asocia a factores que incluyen; reducción de áreas de cultivo, cambio climático y factores abióticos que generan estrés en la planta. Se estima una reducción de 5.5 % en la producción del trigo mundial para el año de 2050, debido a la escasez y disminución de disponibilidad de agua (Malhi *et al*., 2021). Para el año 2020, México reportó una superficie sembrada con trigo de 554,000 ha de las cuales, 73,911 ha son de temporal y el restante de riego, y reportan un rendimiento de 1.92 t ha^{-1}.

La salinidad y sequía del suelo, se reflejan en la reducción de la tasa de germinación y por ende en el rendimiento. Es ampliamente conocido que la humedad del suelo y el estrés por calor y salinidad, son factores fundamentales en el éxito germinativo de las semillas de trigo (Porter y Gawith, 1999). México reporta una superficie afectada por salinidad o sodicidad de los suelos agrícolas de aproximadamente un 60% (SADER, 2021). Los datos anteriores sugieren, que gran parte del cultivo de trigo se realiza en suelos con problemas de salinidad.

Las tecnologías utilizadas ampliamente para incrementar la tasa de germinación, se basan en la biotecnología, organismos del suelo y prehidratación de semillas; sin embargo, técnicas como el uso de biocarbón han sido escasamente estudiadas en este sentido (Miransari y Smith, 2019; Semida *et al*., 2019). La literatura reporta que el biocarbón puede ser una alternativa para acondicionar el suelo cuando presenta problemas de degradación por salinidad y promueve la germinación del trigo Wang y Shu (2013).

Los resultados del presente estudio se limitan a la región central de México y son aplicables en Vertisoles o suelos con características vérticas con fuerte salinidad. El objetivo principal del estudio, consistió en evaluar el efecto del biocarbón en la tasa de germinación y la retención de agua del suelo en la etapa temprana del cultivo de trigo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se cultivaron trigos de la variedad Urbina S2007 en macetas de 1.9 L. La semilla fue obtenida con el organismo certificador en México en la oficina regional del SNICS (Servicio Nacional de Inspección y Certificación de Semillas). En cada maceta se colocaron 600 g de suelo salino. Las características del suelo presentan un pH de 8.0 y C.E de 10.59 dS m^{-1}. Textura al tacto arcillosa. El clima regional es del tipo templado subhúmedo con lluvias en verano, temperatura promedio de 19 °C y precipitación de 796 mm anuales. El ensayo consistió de 60 macetas con dos semillas cada una, y un diseño experimental de tres bloques completos, con un tratamiento (T1) y un control (T0). T1 consistió en la adición de 1% (w/w) de biocarbón finamente triturado y cernido por tamiz de 0.5 cm. El biocarbón se obtuvo a partir del pirólisis de biomasa de olotes de maíz a una temperatura aproximada de 600 ^{o}C. Los análisis estadísticos fueron mediante un ANOVA con comparación de Tukey y un alfa de 0.05 utilizando el programa estadístico Minitab versión 14®.

La germinación en el ensayo, se evaluó hasta la primera hoja verde sobre el coleoptilo y antes del crecimiento de la plántula de acuerdo con la escala de Zadoks (Z0, 09/99). Previo a la siembra, se realizaron ensayos de germinación en condiciones controladas; para ello se colocaron 100 semillas distribuidas en 10 latas con una cama de algodón y temperatura controlada de 25 ^{o}C. Se obtuvo una tasa de germinación de 96% y este valor se consideró como base para el cálculo en el éxito de la germinación.

Se determinó la capacidad de retención de agua en el suelo (CRA), para intervalos de 24 horas, utilizando la técnica del lisímetro de pesada. El pH del suelo se midió antes y al finalizar el experimento (relación 2:1), así como la Conductividad Eléctrica en extracto de pasta de saturación (NOM-021-RECNAT-2000). Las temperaturas del suelo se registraron a una profundidad de 5 cm con termómetros de aguja, entre las 3 y 5 pm, además de la temperatura de la atmósfera para obtener el estrés por calor.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tasa de germinación de las semillas fue de 62.5% en T1 y de 25.0% en T0, con diferencia estadística (p = 0.01200). Comparados, con el valor máximo posible de

referencia de 96 %, se aprecia el efecto negativo de la salinidad del suelo sobre la germinación; sin embargo, es significativo cuando no se aplica una enmienda en el suelo. Wang y Shu (2013), reportan que el biocarbón promovió la germinación y la velocidad de germinación del trigo en suelos fuertemente salinos, salinos y ligeramente alcalinos. Semida *et al*., 2019, reportaron un incremento significativo en germinación de semillas de girasol cuando se aplicó 1 % (w/w) de biocarbón, debido posiblemente a los cambios físicos y químicos del suelo posteriores a la aplicación de la enmienda.

La CRA presentó valores para T1 de 525.5 ± 27.2 mL en contraste con (T0), en donde el valor promedio fue de 420 ± 41.9 mL; es decir que incrementó en un 21% la CRA cuando se aplicó biocarbón. Los valores fueron significativos estadísticamente (p = 0.00001). Debido a que la semilla de trigo requiere de acumular agua entre 30 y 40% de su peso seco (Iglesias, 1996), es de suma importancia mantener la humedad adecuada en el suelo, lo que se ve limitado por las variaciones erráticas de la atmósfera atribuibles al cambio climático. Es bien conocido, que la reducción de la humedad del suelo, reduce la tasa de germinación del trigo significativamente (Ashraf y Abu-Shakra, 1978).

Los valores de pH del suelo posteriores al experimento, fueron de 8.5 y 8.0 para T1 y T0, respectivamente. Lo que coincide con lo reportado por Wang y Shu (2013), quienes encontraron que la aplicación de biocarbón, el pH incrementó, pero en contraste, se redujo el valor de la CE.

Respecto a la CE los valores del suelo fueron de 10.59 dS m^{-1}, clasificándose como fuertemente salino de acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2000. Posterior al ensayo, el suelo sin enmienda (T0) conservó el mismo valor de la CE, en contraste, el suelo con enmienda (T1) la CE fue de 8.7 dS m^{-1}. Estos resultados son consistentes a los reportados por Wang y Shu (2013), quienes informan que el biocarbón redujo la CE al aplicar biocarbón en suelos salinos. Se conoce que, en suelos afectados por salinidad, las semillas de trigo realizan ajustes osmóticos, lo que genera que se tengan niveles relativamente altos de germinación. Al reducir el valor de la CE se reduce el estrés osmótico de la planta. En México se han realizado estudios en donde el estrés osmótico no parece relevante, con valores de 99.5 y 86.8 % de germinación en suelos salinos (CE = 7.25 dS m^{-1}) (Argentel *et al*., 2016). Sin embargo, son distintos a los hallazgos del presente ensayo, debido posiblemente a las condiciones de suelos fuertemente salinos (CE = 10.59 dS m^{-1}) de este ensayo, en contraste con el estudio citado. Se sabe que la demanda hídrica, se incrementa con la salinidad del suelo, asociado al ajuste osmótico generando un estrés salino (Argentel *et al*., 2013) y es probable, que el biocarbón, al absorber las sales solubles, incremente la capacidad de absorción de agua y nutrientes en el trigo (Ali *et al*., 2017), lo que explicaría el aumento en la tasa de germinación.

Las temperaturas del suelo presentaron valores entre 20 ^{o}C y hasta 34 ^{o}C, sin encontrarse diferencias estadísticas (p = 0.848508) en T1 y T0. Lo que sugiere que el estrés por calor en el suelo no fue un factor que explique las diferencias en la germinación. Respecto a la temperatura ambiental, la literatura reporta que el estrés por calor atmosférico reduce la germinación cuando es superior a los 40 ^{o}C y a los 47.5 ^{o}C,

considerándose letal (Porter y Gawith, 1999); sin embargo, en el ensayo solo se alcanzaron 29 ºC durante la etapa de germinación. El estrés por calor se presenta cuando incrementa la temperatura de la atmósfera y se reduce la humedad del suelo, incrementando la temperatura del suelo, afectando la germinación y el desarrollo radicular (Porter y Gawith, 1999). En este ensayo, el riego constante puede explicar un bajo estrés por calor; sin embargo, se requieren de mayores estudios respecto al calor del suelo.

Figura 1. Medición de la humedad y temperatura del suelo con biocarbón de los trigos evaluados en el estudio (izquieda). Biocarbón finamente triturado utilizado como enmienda (derecha).

CONCLUSIONES

La CRA y el cambio en la CE, fueron las variables que mejor explicaron el incremento en la tasa de germinación; lo anterior, debido al aumento en la cantidad de agua disponible para la planta, y probablemente por la reducción del estrés osmótico al reducir la CE. El biocarbón presenta un potencial para asegurar el éxito germinativo del trigo en suelos salinos y es una estrategia alternativa ante escenarios de sequía y salinización de suelos, en contraste con otras opciones complejas, como la biotecnología y la prehidratación de semillas.

AGRADECIMIENTOS

Tecnológico Nacional de México por el soporte financiero. Convocatoria de proyectos de Investigación Científica 2021. A Carlo Giuseppe Medina Gómez por el apoyo brindado para llevar a cabo el trabajo durante la pandemia de la Covid-19.

BIBLIOGRAFÍA

Ali, S., Rizwan, M., Qayyum, M. F., Ok, Y. S., Ibrahim, M., Riaz, M., & Shahzad, A. N. (2017). Biochar soil amendment on alleviation of drought and salt stress in plants: a critical review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 12700-12712.

Argentel, L., Fonseca, I., González, L. M., & López Aguilar, R. (2013). Efectos de la salinidad en las variables hídricas potenciales hídrico y osmótico y ajuste osmótico en cultivares cubanos de trigo (Triticum aestivum L. y T. durum L.). Cultivos Tropicales, 34(4), 43-48.

Argentel Martínez, L., Garatuza Payán, J., Yépez González, E. A., & de los Santos, S. (2016). Evaluación de la tolerancia de variedades mexicanas de trigo a la salinidad, a través de indicadores fisiológicos, bioquímicos y agronómicos, cultivadas en Cuba en condiciones de campo. Cultivos Tropicales, 37(1), 91-101.

Ashraf, C. M., & Abu-Shakra, S. (1978). Wheat seed germination under low temperature and moisture Stress. Agronomy Journal, 70(1), 135-139.

Iglesias, L. A. (1996). Dinámica de la germinación de la semilla de trigo (Triticum aestivum L.) con diferentes manejos del agua. Cultivos Tropicales, 17(1), 13-15.

Malhi, G. S., Kaur, M., & Kaushik, P. (2021). Impact of climate change on agriculture and its mitigation strategies: A review. Sustainability, 13 (3), 1318.

Miransari, M., & Smith, D. (2019). Sustainable wheat (Triticum aestivum L.) production in saline fields: a review. Critical reviews in biotechnology, 39(8), 999-1014.

Norma Oficial Mexicana (NOM) NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

Porter, J. R., & Gawith, M. (1999). Temperatures and the growth and development of wheat: a review. European journal of agronomy, 10(1), 23-36.

SADER (Secretaria de Agricultura y Desarrollo Rural). (2021). Mapa Agrícola de afectación por salinidad en México. https://www.gob.mx/agricultura/acciones-y-programas/mapa-agricola-de-afectacion-por-salinidad-en-mexico

Semida, W. M., Beheiry, H. R., Sétamou, M., Simpson, C. R., Abd El-Mageed, T. A., Rady, M. M., & Nelson, S. D. (2019). Biochar implications for sustainable agriculture and environment: A review. South African Journal of Botany, 127, 333-347.

Wang, G., & Xu, Z. (2013). The effects of biochar on germination and growth of wheat in different saline-alkali soil. Asian Agricultural Research, 5(1812-2016-144033), 116-119.

BIOFERTILIZANTE CON MICROORGANISMOS AUTÓCTONOS DEL SURESTE DE COAHUILA PARA EL CULTIVO DE TRIGO (*Triticum durum* Desf.)

Andrés Patricio Torres-Gómez[1]*, Kathia Guadalupe Pacheco-Hernández[2], Fabián Fernández-Luqueño[1]

[1]Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (Cinvestav Saltillo); Doctorado en Ciencias en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía, Ramos Arizpe, Coahuila de Zaragoza, México. [2]Universidad Tecnológica de Coahuila; Técnico Superior Química. Ramos Arizpe, Coahuila de Zaragoza, México. *Email: andres.torres@cinvestav.edu.mx

RESUMEN

Debido al crecimiento de la población mundial y a la gran demanda de alimentos, la agricultura necesita proporcionar alimentos mediante tecnologías sustentables como el uso de biofertilizantes. El objetivo de este estudio fue evaluar un biofertilizante hecho con microorganismos autóctonos del sureste de Coahuila sobre un cultivo de trigo (*Triticum durum* Desf.), en condiciones de laboratorio en una cámara de crecimiento. Se aislaron cepas del género *Bacillus, Pseudomonas* y *Azotobacter*, correspondientes a bacterias que solubilizan fosfatos, promotoras de crecimiento y fijadoras de nitrógeno de vida libre, respectivamente. Estas cepas se aislaron con medios selectivos y posteriormente se resembraron en lixiviado de humus de lombriz roja californiana (*Eisenia fétida* Savigny). Se montaron tres experimentos completos, en tres tiempos distintos, en un diseño completamente aleatorizado. Los resultados se analizaron estadísticamente con ANOVA de una vía y una prueba *post hoc* HSD Tukey ($p \leq 0.05$) en el software Minitab 18, el análisis de los efectos del biofertilizante en las variables respuesta evidenció una disminución en la conductividad eléctrica del suelo y un aumento en la biomasa microbiana del mismo. En cuanto al desarrollo del cultivo, las variables de longitud y el peso fresco y seco de las plántulas y raíces respondieron positivamente a la aplicación de biofertilizante con cepas nativas, por lo tanto, el uso de este biofertilizante es una alternativa efectiva y sustentable.

PALABRAS CLAVE: *agricultura sostenible; bacterias del suelo; calidad del suelo; fertilizante biológico; nutrición de cultivos.*

INTRODUCCIÓN

Una de las alternativas para disminuir el uso de fertilizantes químicos o sintéticos en la agricultura es la utilización de biofertilizantes provenientes de cepas nativas de microorganismos del suelo, de los géneros *Rhizobium, Azobacter, Azospirillum, Pseudomonas y Bacillus.* Estos organismos fijan N atmosférico en el suelo, mineralizan la materia orgánica, incrementan la fertilidad del suelo y mejoran el rendimiento de los cultivos. La utilización de los biofertilizantes contribuye a mitigar el desgaste del suelo por el uso sin medida de los fertilizantes químicos o sintéticos (Lucio *et al.*, 2014). Entre las bacterias empleadas en la producción de biofertilizantes se encuentran aquellas de los géneros *Bacillus, Pseudomonas* y *Azotobacter.* El género *Azotobacter* tiene el potencial de colonizar las raíces y es de vida libre, incrementa el rendimiento fijando N atmosférico y

también se emplea como biocontrol (Fasusi *et al.*, 2021). La utilización de *Bacillus subtilis* en cultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.) se ha realizado con el doble propósito, de control biológico de enfermedades en plantas y facilitador de la absorción de P y otros nutrientes. Las bacterias promotoras del crecimiento del género *Pseudomonas,* colonizan las raíces o la rizosfera del suelo, suprimen las enfermedades de las plantas, promueven la absorción de nutrientes, la producción de fitohormonas y son reguladoras de crecimiento (Kumar *et al.*, 2017). La hipótesis es que la formulación y aplicación de un biofertilizante con cepas bacterianas nativas del sureste de Coahuila favorecerán la producción de biomasa y la biomasa microbiana del cultivo de trigo (*Triticum durum* Desf.), cultivado en cámara de crecimiento vegetal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo y caracterización de suelo: Con base en el método normalizado se obtuvieron doce muestras de suelo (Leptosol), de las cuales se hicieron tres subgrupos de cuatro muestras. Las muestras de cada subgrupo se mezclaron para obtener tres muestras compuestas. Las muestras se colectaron a una profundidad de 0 a 20 cm, debido a que en esa zona se encuentra la mayor actividad microbiana y esa es la profundidad en la que crecen las raíces de trigo. Se determinó pH, conductividad eléctrica (CE), densidad aparente (ρa), contenido de materia orgánica del suelo (MO), humedad gravimétrica (HG) y textura del suelo (TS) con base en lo reportado por Pérez-Moreno *et al.* (2019). La determinación de la biomasa microbiana (BM) se hizo mediante el método de fumigación-extracción (Albiach *et al.*, 2006).

Producción de biofertilizante: Se utilizó el lixiviado de humus de lombrices rojas californianas (*Eisenia fétida* Savigny) elaborado con residuos vegetales (300 g por semana). Del suelo agrícola muestreado se aislaron microorganismos autóctonos fijadores de nitrógeno, solubilizadores de fosfatos y reguladores del crecimiento vegetal, utilizando la metodología propuesta por Mau *et al*. (Mau *et al.*, 2011).

Diseño de tratamientos y diseño experimental: Se montaron tres experimentos en tres tiempos distintos con tres replicas cada uno de los tratamientos, en condiciones de cámara de crecimiento *Intelligent light incubator* PGX-1500A. Riego óptimo de 47 mL por día, densidad de siembra de 5 semillas por maceta y se hizo un raleo a tres plántulas, humedad del 50%, temperatura de 25 °C, PAR 200 (16 h luz). Se cultivaron las plantas de trigo hasta el final de la etapa de macollaje y comienzo de la erección del pseudotallo y la hoja bandera apenas visible, en esta etapa se determina el rendimiento del grano ya que esto depende de las plantas por área es decir los granos por macollo, esto sucede en de 35 a 40 días después de la siembra.

Variables respuesta y análisis estadístico: las variables de respuesta que se analizaron en las tres réplicas de experimentos completos fueron longitud, peso fresco y seco, tanto en plántula como en raíz. En suelo se analizaron pH, CE, ρa y BM Se llevó acabó un análisis de varianza de una vía con una prueba *post hoc* HSD Tukey ($p \leq 0.05$) para obtener la varianza significativa de las medias y determinar los efectos de los tratamientos en las variables de respuesta a través del software Minitab 18.

RESULTADOS Y DISCUSION

Las propiedades iniciales del suelo fueron: pH 7.1, CE de 0.34 dS m^{-1}, MO de 4.2% y ρa de 1.2 g cm^{-3}. La TS fue franco-arcillosa (arena, 43%; limo, 29% y arcilla, 28%). La HG fue de 3.99 %. Los resultados finales se muestran en el Cuadro 1. Los efectos significativos del biofertilizante se dieron sobre las variables de conductividad eléctrica del suelo al ser los menores valores reportados en comparación con sus controles y la biomasa microbiana donde se vio una diferencia significativa mayor en comparación con el tratamiento control en cada uno de los tres experimentos. El pH no se modificó significativamente entre tratamientos; sin embargo, aumentó en comparación con los valores iniciales atribuidos principalmente al riego administrado a lo largo del experimento. Las variables de pesos fresco y seco de plántula y raíz en los tratamientos con biofertilizantes son iguales estadísticamente a los tratamientos con fertilizante sintético. Adicionalmente, no hubo diferencias significativas en la densidad aparente del suelo.

Khanghahi *et al.* (2022) reportaron que el uso de bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPB, por sus siglas en inglés) en el cultivo de trigo (*Triticum durum* Desf.) favoreció el rendimiento del cultivo cuando solo se agregó la mitad de la dosis de fertilizante químico, comparado con las plantas sin fertilizar. Además, la adición de las cepas de PGPB incrementó el contenido de azúcares solubles, proteínas, almidón y lípidos, en comparación con el tratamiento control. Sin embargo, estos autores reportaron que lo más llamativo de su estudio fue la ausencia de diferencias significativas en muchos de los parámetros evaluados, cuando se compararon los efectos entre plantas tratadas con fertilizante químico y cepas de PGPB, pero destacan el valor de las PGPB como un fertilizante sostenible. En este sentido, los resultados de Khanghahi *et al.* (2022) son muy similares a lo que aquí se reporta con el empleo de cepas nativas del estado de Coahuila.

Se ha reportado que la inoculación de trigo (*Triticum aestivum* L.) con PGPB mejoró algunas propiedades fisicoquímicas del suelo y la productividad del cultivo, cuando estas fueron adicionadas solo como biofertilizante o en combinación con vermicomposta (Aechra *et al.*, 2022). Lo anterior coincide con lo reportado en este estudio.

CONCLUSIONES

La utilización del biofertilizante tuvo un efecto positivo en diversas propiedades del suelo y en el desarrollo de las plantas de trigo. Además, se observó un aumento significativo en la biomasa microbiana del suelo, que incide en el aumento de la disponibilidad de nutrientes para el desarrollo las plantas. Longitud y peso fresco y seco de las plántulas y raíces respondieron positivamente a la aplicación de biofertilizante, siendo comparables a los obtenidos con el fertilizante sintético, por lo tanto, este estudio concluye que el uso de este biofertilizante es una alternativa efectiva y sustentable para mejorar la calidad del suelo y promover un mejor desarrollo del cultivo; así mismo, el uso de biofertilizantes permite reducir el uso de fertilizantes químicos y sintéticos, con implicaciones en la salud del suelo.

Cuadro 1. Características en planta y suelo del cultivo de trigo (*Triticum durum* Desf.) inoculado o no con biofertilizante.

Variable	Réplicas de experimentos completos		
	Exp. 1	**Exp. 2**	**Exp. 3**
Tratamiento control			
L. Plántula (cm)	50.53±0.00 a[€]	55.55±4.11 a	51.57±3.21 a
L. Raíz (cm)	23.40±0.02 a	24.27±3.67 a	21.47±3.04 a
P.F. Plántula (g)	2.93±0.09 a	2.33±0.27 a	1.82±0.19 b
P.F. Raíz (g)	2.96±0.13 a	0.86±0.22 a	0.66±0.27 a
P.S. Plántula (g)	1.30±0.02 a	0.54±0.03 a	0.39±0.03 b
P.S. Raíz (g)	1.46±0.03 a	0.22±0.02 a	0.14±0.02 a
pH	8.23±0.01 a	7.79±0.19 a	8.11±0.05 a
CE (dS m^{-1})	1.14±0.00 a	1.44±0.05 b	1.75±0.16 b
ρa (g cm^{-3})	1.21±0.00 a	0.93±0.00 a	0.99±0.01 b
B. M. (mg C kg^{-1})	160.79±8.27 c	76.03±0.29 b	89.32±0.12 b
Tratamiento con biofertilizante			
L. Plántula (cm)	49.02±0.02 ab	48.88±3.73 ab	48.83±1.79 ab
L. Raíz (cm)	20.40±0.02 ab	20.11± 3.43 a	18.23±2.11 ab
P.F. Plántula (g)	2.96±0.03 a	2.07±0.27 a	2.08±0.01 ab
P.F. Raíz (g)	2.96±0.05 a	0.62±0.18 a	0.74±0.11 a
P.S. Plántula (g)	1.16±0.06 ab	0.42±0.04 a	0.47±0.01 ab
P.S. Raíz (g)	1.43±0.02 a	0.17±0.01 ab	0.16±0.01 a
pH	8.04±0.06 a	8.03±0.07 a	7.96±0.05 a
CE (dS m^{-1})	1.11±0.03 a	1.52±0.05 b	1.58±0.08 b
ρa (g cm^{-3})	1.20±0.00 a	0.92±0.01 a	1.07±0.01 a
B. M. (mg C kg^{-1})	321.70±2.22 a	236.18±023 a	238.19±0.22 a
Tratamiento sintético			
L. Plántula (cm)	47.23±0.01 b	43.16±2.00 b	43.73±2.41 b
L. Raíz (cm)	15.20±0.00 b	13.38±1.52 b	13.88±2.20 b
P.F. Plántula (g)	2.45±0.01 b	1.66±0.49 a	2.76±0.23 a
P.F. Raíz (g)	2.48±0.03 b	1.13±0.70 a	0.61±0.14 a
P.S. Plántula (g)	0.51±0.02 b	0.49±0.03 a	0.63±0.05 a
P.S. Raíz (g)	0.83±0.02 b	0.13±0.01 b	0.16±0.01 a
pH	8.19±0.03 a	7.84±0.02 a	7.79±0.11 b
CE (dS m^{-1})	1.08±0.00 a	2.39±0.20 a	3.32±0.08 a
ρa (g cm^{-3})	1.20±0.00 a	0.92±0.03 a	1.00±0.01 b
B. M. (mg C kg^{-1})	250.29±0.16 b	120.81±0.13 b	113.55±0.39 b

L=Longitud; P.F.=peso fresco; P.S.=peso seco; CE=conductividad eléctrica; ρa=densidad aparente; B.M.=biomasa microbiana. [€] Letras diferentes entre los tratamientos indican una diferencia significativa basada en la prueba HSD Tukey ($p < 0.05$).

BIBLIOGRAFÍA

Aechra, S., Meena, R.H., Meena, S.C., Jat, H., Doodhwal, K., Shekhawat, A.S., Verma, A.K., Jat, L. (2022). Effect of biofertilizers and vermicompost on physico-chemical properties of soil under wheat (*Triticum aestivum*) crop. Indian *Journal of Agricultural Scie*nces. 92(8): 991-995.

Albiach, R., Bonmatí, M., Canet, R., García, C., García, A., Gíl, F., González, S., Hernández, M., De Ridder, P. J., & LeirósS, M. C. (2006). Sobre las enzimas del suelo y sus técnicas de medida. *Edafología*, *13*(3), 117-125.

Fasusi, O. A., Cruz, C., & Babalola, O. O. (2021). Agricultural Sustainability: Microbial Biofertilizers in Rhizosphere Management. *Agriculture*, *11*(2), 163 -182. https://doi.org/10.3390/agriculture11020163

Kumar, R., Kumawat, N., & Sahu, Y. K. (2017). Role of biofertilizers in agriculture. *Popular Kheti*, *5*(4), 63-66. https://www.researchgate.net/publication/323185331

Lucio, J. A. R., Gama, R. M. R., Ortíz, F. C., Elos, M. M., Moya, E. G., & Reyes, J. G. R. (2014). Biofertilización de Azospirillum spp. y rendimiento de grano de maíz, sorgo y trigo. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo*, *46*(2), 231-238. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1853-86652014000200017&lng=es&nrm=iso

Mau, S., Vega, K., & Araya, M. (2011). Aislamiento de bacterias del suelo y su potencial utilización en sistemas de tratamiento de aguas residuales. *Revista de Ciencias Ambientales*, *42*(2), 45-52. https://doi.org/10.15359/rca.42-2.4

BIOFERTILIZANTES EN LA PRODUCCIÓN DE CHILE (*Capsicum annuum* L.) "MIRASOL" BAJO CONDICIONES DE INVERNADERO

Miguel Ángel Martínez Lara[1]; Sandra Yesenia Juanes Castro[1]; Rodolfo de la Rosa Rodríguez[2]; Julio Lozano Gutiérrez[1]; Martha Patricia España Luna[1]; Alfredo Lara Herrera[1]

[1]Universidad Autónoma de Zacatecas, Unidad Académica de Agronomía, Km. 15.5 Carretera Zacatecas-Jerez, Cieneguillas, Zacatecas, México, C.P. 98187. alara204@hotmail.com. [2]Universidad Autónoma de Zacatecas, Unidad Académica de Ingeniería Eléctrica, Av. Ramón López Velarde 801, Zacatecas, Zac., México, C.P. 98000.

RESUMEN

Con el fin de determinar si con el uso de microorganismos es posible reducir la dosis de fertilizantes químicos empleados para la producción de chile, se llevó a cabo el presente trabajo, se empleó un chile (*Capsicum annuum* L.) "Mirasol" híbrido bajo condiciones de invernadero. Se evaluaron ocho tratamientos donde se ensayaron los microorganismos *Azospirillum brasilense*, *Bacillus subtilis* y *Serendipita* sp., cada uno por separado y con las combinaciones entre ellos, además de un tratamiento testigo; los ocho tratamientos se probaron en dos condiciones de fertilización (al 100 y al 70% de su requerimiento). Las plantas se desarrollaron en macetas con suelo, el riego y la fertilización se llevó a cabo mediante un sistema de fertirriego. A las ocho semanas después del trasplante (SDT) se realizó un análisis químico en las hojas, durante el desarrollo del cultivo se efectuaron 11 cortes de frutos, éstos fueron clasificados en cuatro categorías, se evaluó el peso de frutos de cada calidad; el ciclo del cultivo tuvo una duración de 29 semanas. Se presentaron diferencias en la concentración de B, Cu, Ca, Fe, K, N, Mg y P por efecto de los tratamientos ensayados. Pero no se presentó efecto en la producción de frutos en ninguna de las categorías, tampoco por efecto de la dosis de fertilización química. Tampoco se presentó correlación entre la concentración nutrimentos con el peso de frutos.

PALABRAS CLAVE: *Azospirillum brasilense*; *Bacillus subtilis; Serendpita* sp.

INTRODUCCIÓN

En el año 2021, México ocupó el cuarto lugar en producción de chile a nivel mundial con una producción de 2,584,143.6 t (FAOSTAT, 2023). Los estados de la república mexicana que obtuvieron la mayor producción de esta hortaliza fueron Sinaloa, Chihuahua y Zacatecas con una producción de 659,683.91, 578,521.77 y 426,085.94 t, respectivamente (SIAP, 2023). Para nutrir el cultivo de chile se ha empleado fundamentalmente la alternativa química, pero ésta es costosa y ambientalmente riesgosa, ante estos problemas, es necesario evaluar el uso de microorganismos que aportan o favorecen la disponibilidad de nutrimentos (Gamboa-Angulo *et al*., 2020).

El objetivo de este trabajo fue conocer el efecto de la inoculación de los microorganismos: *Azospirillum brasilense*, *Bacillus subtilis* y *Serendipita* sp. por separado y combinados, sobre el crecimiento y la producción de las plantas de chile "Mirasol" en dos condiciones de fertilización (70 y 100%) en invernadero.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del experimento. El trabajo se realizó en la *Unidad Académica de Agronomía, Km. 15.5 Carretera Zacatecas-Jerez, Cieneguillas, Zacatecas.* El experimento se estableció en un invernadero tipo túnel de 240 m^2. con control activo de la temperatura y humedad relativa diurnas, mediante la extracción del aire caliente y la entrada de aire fresco y húmedo a través de un muro húmedo. La temperatura dentro del invernadero durante el periodo del cultivo osciló entre 16 y 32 ^oC, la media diurna fue de 24 °C, y la humedad relativa mínima y máxima fue entre 40 y 100%, respectivamente, la media diurna fue de 60%.

Tratamientos ensayados. Los tratamientos ensayados fueron: (1) Testigo (fertilización química), (2) *Azospirillum brasilense, Bacillus subtilis,* y *Serendipita* sp, (3) *Serendipita* sp, (4) *Azospirillum brasilense*, (5) *Bacillus subtilis*, (6) *Serendipita* sp - *Azospirillum brasilense*, (7) *Serendipita* sp - *Bacillus subtilis*, y (8) *Bacillus subtilis - Azospirillum brasilense.*

Se empleó un arreglo de los tratamientos completamente al azar en parcelas divididas, donde la parcela grande consistió en la fertilización: al 100% VS al 70%, y la parcela chica consistió en la combinación entre los diversos microorganismos (ocho tratamientos). La unidad experimental consistió en una maceta de 20 L, en la que se desarrollaron tres plantas hasta las 8 semanas después del trasplante y dos plantas hasta el fin del ciclo. El experimento se constituyó de 80 macetas, resultantes de ocho tratamientos, en dos condiciones de fertilización (100% y 70% de la dosis requerida por el cultivo), y cinco repeticiones.

Manejo del cultivo**.** Se uso semilla de chile (*Capsicum annuum* L.) "Mirasol" híbrido de la empresa AHERN® "PEP0002532". El trasplante se llevó a cabo en suelo el día 2 de mayo de 2022, en cada maceta se trasplantaron tres plantas. Al momento del trasplante se realizó una inoculación con los microorganismos de acuerdo al tratamiento correspondiente y a las dos semanas después del trasplante se realizó otra inoculación al cultivo. Para la preparación de las suspensiones con las cuales fueron inoculadas las plantas se contó con las tres cepas de microorganismos anteriormente mencionados, para preparar la suspensión en cada inoculación se tomaron 10 mL de la suspensión que contenía el microorganismo respectivo, luego se diluyeron con agua destilada a 1 L. Una vez que se obtuvieron las diluciones se aplicaron 20 mL de la suspensión por planta.

La fertilización se aplicó mediante el sistema de riego (fertirrigación). La dosis de fertilizante en el tratamiento al 100%, con base en el análisis de suelo y de agua, y del requerimiento de las plantas consistió en: 180-100-150 – 60 (CaO) – 30 (MgO) – 40 (S); y al 70%: 126-70-105 – 42 (CaO) – 21 (MgO) – 28 (S), con el fin de proporcionar los micronutrientes en ambas formulaciones se aplicó una mezcla que contenía: Fe-EDTA 7.5%, Mn-EDTA 3.5%, Zn-EDTA 0.7%, B 0.65%, Cu-EDTA 0.28% y Mo 0.26%, de la marca Tradecorp®.

Variables evaluadas**.** A las 8 semanas después del trasplante se realizó un muestreo destructivo de una planta en la cual se midió el contenido de nutrimentos (N, P, K, Ca,

Mg, Fe, Mn, Zn, B y Cu) en las hojas y en la etapa reproductiva se midió el número y peso seco (12% de humedad) de frutos en cada corte separando por calidad.

Diseño experimental y análisis estadístico. Se empleó un arreglo de los tratamientos completamente al azar en parcelas divididas, donde la parcela grande consistió en fertilización: al 100% VS fertilización al 70%, y la parcela chica consistió en la combinación entre los diversos microorganismos (los ocho tratamientos) con cinco repeticiones. Los datos se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA) y a una prueba de comparación de medias (Tukey, α=0.05). Los análisis se llevaron a cabo con el programa estadístico INFOSTAT versión 2020 (Di Rienzo *et al*., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las concentraciones de B, Fe, Ca y Mg fueron mayores en el Tratamiento 7 (*B. subtilis* + *A. brasilense*). El P fue mayor con la co-inoculación de los tres microorganismos. El Cu fue mayor en el tratamiento testigo. El K también fue mayor en los tratamientos testigo y en el que tuvo los tres microorganismos. El tratamiento que tuvo los valores más bajos en la mayoría de las variables fue el tratamiento 5 (*Bacillus subtilis*) (Cuadro 1).

No se presentaron diferencias en ninguna de las variables de la producción de frutos por efecto de las inoculaciones con las diversas combinaciones de microorganismos, en ninguna de las dosis de fertilización, sin embargo, se notó una tendencia a que en el tratamiento con *Bacillus suntilis* y *Azospirillum brasilense* se favoreció la producción de frutos de calidad extra con 24% mayor respecto al tratamiento testigo.

Cuadro 1. Concentración de Boro (B), Cobre (Cu), Hierro (Fe), Nitrógeno (N), Fósforo (P), Potasio (K), Calcio (Ca) y Magnesio (Mg) en hojas de chile a las 8 semanas después del trasplante por efecto de la inoculación con Azospirillum brasilense, Bacillus subtilis y Serendipita sp. de manera individual o combinada.

Tratamiento	B (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)
T	26.1ab†	24.3 a	72.7 bc	3.16 a	0.27 b	2.13 a	0.68 bc	0.29 bc
A+B+S	25.7 ab	12.2 b	78.1 abc	3.58 a	0.31 a	1.96 a	0.71 ab	0.30 ab
S	25.2 ab	10.9 b	74.5 bc	3.39 a	0.28 ab	1.70 ab	0.73 ab	0.31 ab
A	26.9 a	11.3 b	76.5 abc	3.24 a	0.28 ab	1.38 bc	0.71 ab	0.30 ab
B	24.2 b	9.2 b	74.6 bc	2.93 ab	0.28 ab	1.13 c	0.61 c	0.26 c
A+S	24.8 ab	9.9 b	79.2 ab	2.91 ab	0.26 b	1.14 c	0.74 ab	0.30 ab
B+A	26.6 a	12.0 b	83.1 a	3.02 ab	0.29 ab	1.14 c	0.80 a	0.33 a
B+S	24.13 b	9.2 b	70.4 c	2.32 b	0.28 ab	0.97 c	0.66 bc	0.28 bc
DMS	2.17	10.63	7.85	0.774	0.034	0.542	0.095	0.039

† Cifras seguidas con la misma letra en cada columna son iguales ($p<0.05$). T = Testigo (Fertilización química); A+B+S = *Azospirillum brasilense, Bacillus subtilis* y *Serendipita* sp.; S = *Serendipita* sp.; A = *Azospirillum brasilense*; B = *Bacillus subtilis;* A+S = *Azospirillum brasilense* + *Serendipita* sp.; B+A = *Bacillus subtilis* + *Azospirillum brasilense* y B+S = *Bacillus subtilis* + *Serendipita* sp.

La mayor proporción de frutos se presentó en los frutos de primera, los tratamientos que destacaron en estos frutos fueron en los que se encontró involucrada principalmente *Azospirillum brasilense*. El peso total de frutos secos, en los tratamientos donde se involucró *Serendipita* sp. se presentó la tendencia a mayor peso seco total (Cuadro 2). Gamboa-Angulo *et al*. (2020) tampoco encontraron diferencias en la producción de frutos, aunque encontraron que con *Bacillus subtilis* y *T. harzianum* se incrementó la absorción de P, ese resultado sólo se presentó con la co-inoculación de los tres microorganismos; la concentración de Fe fue mayor en el tratamiento con *B. subtilis* + *A. brasilense*, le siguió en importancia los tratamientos que contuvieron *A. brasilense*.

En el presente trabajo, aunque los tratamientos ensayados presentaron efecto en la concentración de algunos nutrimentos (N, P, K, Ca, Mg, Fe y B) (Cuadro 1), algunos de ellos tuvieron alta correlación positiva entre sí, por ejemplo: Mg – Ca, Ca – Mn, Mn – Mg, N – K y Mn – B, con coeficientes de correlación de 0.86, 0.71, 0.68, 0.60 y 0.55, respectivamente: Sin embargo, ninguno de los nutrimentos se correlacionó con el peso de frutos producidos, en ninguna de las categorías.

Cuadro 2. Peso seco de frutos calidad: extra (PSFE), primera (PSFPR), segunda (PSFS), pintos (PSFPI) y peso seco total de frutos (PSTF), por efecto de los microorganismos Azospirillum brasilense, Bacillus subtilis y Serendipita sp., de manera individual y combinados entre ellos.

Tratamiento	PSFE (g maceta^{-1})	PSFPR (g maceta^{-1})	PSFS (g maceta^{-1})	PSFPI (g maceta^{-1})	PSTF (g maceta^{-1})
T	38.61 a	164.72 a	83.04 a	6.58 a	292.95 a
A+B+S	42.71 a	173.01 a	79.44 a	4.23 a	299.39 a
S	33.93 a	163.14 a	89.52 a	7.29 a	293.87 a
A	29.84 a	178.15 a	77.76 a	5.17 a	290.91 a
B	26.33 a	156.82 a	96.96 a	1.65 a	281.75 a
A+S	31.59 a	175.38 a	83.52 a	4.00 a	294.49 a
B+A	47.97 a	165.90 a	64.08 a	4.00 a	281.95 a
B+S	23.40 a	172.62 a	96.24 a	5.88 a	298.13 a
DMS	29.77	42.12	50.03	7.18	41.73

† Cifras seguidas con la misma letra en cada columna son iguales ($p<0.05$). T = Testigo (Fertilización química); A+B+S = *Azospirillum brasilense, Bacillus subtilis* y *Serendipita* sp.; S = *Serendipita* sp.; A = *Azospirillum brasilense*; B = *Bacillus subtilis;* A+S = *Azospirillum brasilense* + *Serendipita* sp.; B+A = *Bacillus subtilis* + *Azospirillum brasilense* y B+S = *Bacillus subtilis* + *Serendipita* sp.

CONCLUSIONES

La inoculación de *Azospirillum brasilense, Bacillus subtilis,* y *Serendipita* sp., ya sean solos o combinados, no tuvieron efecto en el crecimiento, la calidad ni la producción de frutos

de chile, en ninguna de las dosis de fertilización química. Tampoco se presentaron diferencias en la producción de chile por efecto de reducir la fertilización del 100 al 70%.

BIBLIOGRAFÍA

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. (2020). InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar

FAOSTAT. (2023). https://www.fao.org/faostat/es/#data/QCL/visualize Fecha de acceso 11/03/2023.

Gamboa-Angulo, J., Ruíz-Sánchez, E., Alvarado-López, C., Gutiérrez-Miceli, F., Ruíz-Valdiviezo, V.M. y Medina-Dzul, K. (2020). Efecto de biofertilizantes microbianos en las características agronómicas de la planta y calidad del fruto del chile xcat´ik (Capsicum annuum L.). Terra Latinoamericana 38: 817-826. DOI: https://doi.org/10.28940/terra.v38i4.716

Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). (2023). https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/ Fecha de acceso 11/03/2023.

BIOREMEDIACIÓN DE COBALTO (II) POR HONGOS RESISTENTES A COBALTO (II) AISLADOS DEL SUELO DEL TANQUE TENORIO, SAN LUIS POTOSÍ

Nancy Pacheco-Castillo[1*]; Erika Enríquez-Domínguez[1]; Juan F. Cárdenas-González[2]; Adriana Rodríguez-Pérez[2]; Víctor M. Martínez Juárez[3]; Ismael Acosta-Rodríguez[1]

Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ciencias Químicas. Laboratorio de Micología Experimental. nancycecilia.pc@gmail.com[1], Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Unidad Académica Multidisciplinaria Zona media[2], Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Instituto de Ciencias Agrícolas. Área Académica de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Instituto de Ciencias Agropecuarias.[3]

RESUMEN

El cobalto es un elemento esencial necesario para la formación de vitamina B12, sin embargo, la exposición excesiva a este metal puede resultar en una variedad de síntomas en los seres humanos, incluido el bocio y la reducción de la actividad tiroidea. Una de las principales vías de exposición de los seres humanos y las plantas es la actividad minera y los desechos asociados. Hay reportes que indican que los hongos pueden adsorber metales pesados. El objetivo fue analizar la capacidad de remoción de 100 mg/L de cobalto (II) en solución por 14 biomasas fúngicas aisladas a partir de suelos de una laguna de desechos industriales en San Luis Potosí, encontrando que las biomasas de *Paecelomyces* sp., *Penicillium* sp-1 y *Penicillium* sp-2, fueron las más eficientes para eliminar el metal (determinado espectrofométricamente a 622 nm usando metilisobutilcetona como agente acomplejante, con los siguientes porcentajes de remoción: 61%, 56% y 53%, respectivamente a un pH de 5.0, a 28°C y 24 horas de incubación, 100 rpm y 1 g/L de biomasa fúngica.

PALABRAS CLAVE: *Contaminación; Biosorción; Biomasas fúngicas; Cobalto.*

INTRODUCCIÓN

El cobalto (Co) es un metal de transición que se encuentra en el cuarto período de la tabla periódica. Es un elemento natural ampliamente distribuido en rocas, suelos, sedimentos, agua, plantas y animales, y desde 2011, ha sido reconocido por la Comisión Europea como una "Materia Prima Crítica", y está considerado estratégicamente importante debido a su creciente demanda por su utilidad en múltiples industrias, desde el cuidado de la salud, aleación de alta temperatura, en motores de combustión a energías renovables como la solar y la energía, y el almacenamiento de datos, debido asus muchas características únicas, incluidas las propiedades magnéticas y su resistencia a altas temperaturas, desgaste, corrosión y su uso en baterías recargables (Ziwa *et al*., 2021).

El cobalto es un elemento esencial necesario para la formación de vitamina B12 (hidroxocobalamina), sin embargo, una exposición excesiva puede resultar en una variedad de síntomas en los seres humanos, como el bocio y la reducción de la actividad tiroidea. Una de las principales vías de exposición de los seres humanos y las plantas al

metal es la actividad minera y las actividades asociadas a la eliminación y manejo de desechos contaminados con el mismo (Banza *et al.,* 2009).

Por otra parte, se ha incrementado la búsqueda de microorganismos con capacidad para bioadsorber contaminantes, entre los que se encuentran ciertos iones metálicos y/o mezclas, así como el uso de biomasas microbianas para la remoción de cobalto (II) de aguas residuales industriales y/o contaminadas con resultados altamente satisfactorios (Sánchez Silva *et al.,* 2020). Al respecto, existen reportes con bacterias, algas, hongos y plantas, donde se remueven eficientemente este metal, entre los que se encuentran: la remoción de cobalto de aguas contaminadas por la biomasa de *Eichhornia crassipes* (Acosta Rodríguez *et al*., 2021), por diferentes biomasas fúngicas (Cárdenas González *et al*., 2019; Dusengemungu *et al*., 2020; Li *et al*., 2013), por *Cocos nucifera* L. (Hymavathi y Prabhakar, 2017), por el alga *Hypnea Valentiae* (Vafajoo *et al*., 2018), y paja de arroz (Swelam et al., 2017). Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue analizar la capacidad de remoción de cobalto (II) en solución por diferentes biomasas fúngicas aisladas a partir de suelos de una laguna de desechos industriales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras (5 g) se recolectaron a partir del suelo de una laguna de desechos industriales (Tanque Tenorio), ubicada en la zona poniente de San Luís Potosí, tomadas con ayuda de una pala pequeña y estéril, y se guardaron en bolsas de plástico, se trasladaron al laboratorio y se procesaron, sembrando 1 g de tierra en medio mínimo de Lee sólido y modificado (Lee *et al*., 1975), adicionado con 200 mg/L de cloruro de cadmio ($CdCl_2$), ajustado a un pH de 6.0, y se incubaron a 28^{o}C, durante 7 días. Posteriormente las colonias resultantes se sembraron en resiembras sucesivas en Agar Extracto de Malta para su purificación e identificación en base a sus características macro y microscópicas (Kirk *et al*., 2001).

La biomasa celular se obtuvo sembrando 1 x 10^6 esporas/600 mL en medio de caldo tioglicolato, incubando 7 días a 28^{o}C, en un baño metabólico a 100 rpm. La biomasa obtenida se separó del medio por filtración, después se lavó con agua tridesionizada estéril, se secó 24 h a 80^{o}C, y finalmente se molió y se guardó en un frasco ámbar hasta su uso. Para los estudios de biosorción, se prepararon una serie de soluciones de 100 mg/L de cobalto ($CdCl_2$), se ajustó el pH con ácido nítrico y la cantidad de biomasa añadida a cada matraz fue de 1,0 g/100 mL de solución de cobalto. Se tomaron muestras a diferentes tiempos, la biomasa se remueve por centrifugación (3000 rpm/5 minutos) y al sobrenadante se le analizó la concentración del ion metálico por el método colorimétrico de la Metilisobutilcetona, con la que se forma un complejo azul, el cual se lee a una absorbancia de 622 nm (Charlot, 1964).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A partir de las muestras analizadas, se aislaron14 especies diferentes de hongos, siendo las más frecuentes *Penicillium* sp., (50%) y Aspergillus sp., (35.7%), además, todas las cepas identificadas, presentaron diferentes características macroscópicas, entre las que se encuentran: diferentes colores, aspectos y textura (Cuadro 1). También, las cepas aisladas

crecen a diferentes concentraciones del metal, lo cual indica que pueden ser resistentes al mismo, indicando la presencia de cobalto (II) en las zonas muestreadas. Los resultados obtenidos son similares a algunos reportes de la literatura, donde se aíslan microorganismos resistentes a metales pesados, lo cual indica contaminación por los mismos, por ejemplo: el aislamiento de hongos resistentes a cobalto (II) (Cárdenas González *et al*., 2019), para *Candida albicans*, la cual crece a 300 mg/L del metal (Acosta Rodríguez *et al*., 2018) y para *Pichia guilliermondii* aislada de aguas de minas en Perú, la cual presenta una resistencia entre 400-600 mM de cobalto (Orbegozo *et al*., 2008).

Cuadro 1.- Hongos identificados a partir de las muestras analizadas

Hongo identificado	Total	Porcentaje (%)	Crecimiento en Cobalto (II) (mg/L)
Penicillium sp	7	50	400-600
Aspergillus sp*	5	35.7	300-500
Paecelomyces sp	1	7.14	300-400
Candida albicans	1	7.14	200-300

* *A. niger* (2), *A. flavus* (2) *A. fumigatus* (1)

Posteriormente, se analizó la capacidad de remoción de cobalto (II) de las cepas aisladas, encontrándose que estas biomasas biosorben el metal en diferentes proporciones a un pH de 5.0 y 24 horas de incubación, siendo los más eficientes: *Paecelomyces* sp., (61%), *Penicillium* sp-1 (56%) y *Penicillium* sp-2 (53%), además de otras biomasas en porcentajes más bajos (Cuadro 2). Los hongos analizados bioadsorben diferentes porcentajes, y esto se debe, tal vez, a la diferente constitución de la pared celular de las biomasas estudiadas, y estos resultados son similares a algunos reportes de la literatura como: la remoción de cobalto (II) por hongos resistentes a éste (Cárdenas González *et al*., 2019), por la levadura *C. albicans* (Acosta-Rodríguez *et al*., 2018), con *P. guilliermondii* aislada de aguas de minas en Perú. (Orbegozo *et al*., 2008) y la remoción de cobalto de aguas contaminadas por *E. crassipes* (Acosta-Rodríguez *et al*., 2021).

CONCLUSIONES

Se aislaron 14 especies de hongos, los cuales presentan diferentes resistencias a cobalto (II). Las biomasas fúngicas remueven de manera eficiente el metal en solución, y pueden ser una excelente alternativa para la eliminación del metal de sitios contaminados por el mismo.

Cuadro 2.- Remoción de 100 mg/L de cobalto (II) por las biomasas de los hongos aislados*

Biomasa fúngica	**Porcentaje de remoción (%)**
Paecelomyces sp	61
Penicillium sp-1	56
Penicillium sp-2	53
Penicillium sp-3	52
Aspergillus niger-1	49
Aspergillus flavus-1	48
Aspergillus flavus-2	47
Penicillum sp-4	46
Penicillium sp-5	45
Aspergillus niger-2	45
Penicillium sp-6	42
Penicillium sp-7	41
Aspergillus fumigatus	39
Candida albicans	33

28°C, pH 5.0, 1 g de biomasa, 24 h de incubación, 100 rpm.

BIBLIOGRAFIA

Acosta-Rodríguez, I., Cárdenas-González, J.F., Martínez Juárez, V.M., Rodríguez-Pérez, A., Moctezuma-Zarate, M.G. & Pacheco-Castillo, N.C. (2018). Biosorption of heavy metals by Candida albicans. in Advances in Bioremediation and Phytoremediation, N. Shiomi, Ed., Intechopen, Croatia, 1st edition.

Acosta-Rodríguez, I., Rodríguez-Pérez, A., Pacheco-Castillo, N.C., Enríquez-Domínguez, E., Cárdenas-González, J.F., & Martínez-Juárez. V.M. (2021). Removal of Cobalt (II) from Waters Contaminated by the Biomass of Eichhornia crassipes. Waters. 2021, 13, 1725. 1-13.

Banza, C.L.N., Nawrot, T.S., Haufroid, V., Decrée, S., De Putter, T., Smolders, E., & Nemery, B. (2009). High human exposure to cobalt and other metals in Katanga, a mining area of the Democratic Republic of Congo. Environ. Res. 109, 745–752.

Cárdenas González, J.F., Rodríguez Pérez, A.S., Vargas Morales, J.M Martínez Juárez, V.M., Acosta Rodríguez, I., Michel Cuello, M., Gallegos Fonseca, G., Escalera Chávez, M.E. & Muñoz Morales, A. (2019). Biosorption of Cobalt (II) from aqueous solutions by fungal biomasses. Bioinorganic Chemistry and Applications. Volume 2019. Article ID 8757149, 8 pages.

Charlot, G. (1964). Colorimetric Determination of Elements, Elsevier Publishing Company-Amsterdam-London-New York, New York, NY, USA, 12th edition.

Dusengemungu, L., Kasall, G. Gwanama, C. & Ouma, K. O. (2020). Recent advances in biosorption of copper and cobalt by filamentous fungi. Frontiers in Microbiology. 11. Art. 582016. 1-16.

Hymavathi D. & Prabhakar, G. (2017). Optimization, equilibrium, and kinetic studies of adsorptive removal of cobalt (II) from aqueous solutions using Cocos nucifera L. Chemical Engineering Communication. 204 (9): 1094–1104.

Kirk, M.P., Cannon, F.P., Dsavid, C.J. & Stalpers, (2001). Dictionary of the fungi. CABI Publishing, UK.

Lee, K., Buckley, L. & Campbell, C.C. (1975). An aminoacid liquid synthetic médium for the development of mycelial and yeasts forms of Candida albicans. Journal of Medical Veterinary Mycology. 13, 148-153.

Li, F., Gao, Z., Li, X. & Fang, L. (2013). The effect of environmental factors on the uptake of 60Co by *Paecilomyces catenlannulatus*. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 29 (3): 1281–1286.

Orbegozo, J., Abanto, M., García, R. & Ramírez, P. Molecular identification of Pichia guillermondii isolated from mine water acidic of Peru and its resistance to heavy metals. Revista Peruana de Biología.15 (1): 91–96.

Sánchez-Silva, J.M., González-Estrada, R.R., Blancas-Benítez, F.J. & Fonseca-Cantabrana, A. (2020). Utilización de subproductos agroindustriales para la bioadsorción de metales pesados. TIP Rev. Esp. en Ciencias Quim-Biol. 23: 1-18.

Swelam, A.A., Awad, M.B., Salem, A.M.A. & El-Feky, A.S. (2017). Biosorption of cobalt (II) ions from aqueous solution using rice straw and its modification. Journal of Science. Engineering Research. 4 (1):121–129.

Vafajoo, L., Cheraghi, R., Dabbagh, R. & McKay, G. (2018). Removal of cobalt (II) ions from aqueous solutions utilizing the pre-treated 2-Hypnea Valentiae algae: equilibrium, thermodynamic, and dynamic studies. Chemical Engineering Journal. 331, 39–47.

Ziwa, G., Crane, R. & Hudson-Edwards, K.A. (2021). Geochemistry, Mineralogy and Microbiology of Cobalt in Mining-Affected Environments. Minerals. 11, 22: 1-20.

BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON ACEITE RESIDUAL AUTOMOTRIZ MEDIANTE UN EXTRACTO ENZIMÁTICO, LOMBRICOMPOSTA Y UN SURFACTANTE NO IÓNICO

María Guadalupe Reyes Orta[1]; Omar Sánchez-Mata[1*]; Miguel Mauricio Aguilera-Flores[1]; Verónica Ávila-Vázquez[1].

[1]Instituto Politécnico Nacional. Unidad Profesional Interdisciplinaria de Ingeniería Campus Zacatecas. Ingeniería Ambiental. Blvd. del Bote 202 Cerro del Gato Ejido La Escondida, Col. Ciudad Administrativa 98160 Zacatecas, México. *omsanchezm@ipn.mx

RESUMEN

La contaminación del suelo generada por aceite residual automotriz es problema de impacto a nivel global. La biorremediación es una tecnología eficiente en la eliminación de este tipo de contaminantes. Es por ello por lo que, el objetivo de la presente investigación fue evaluar la eficiencia de la biorremediación de aceite residual automotriz mediante la bioestimulación de un extracto enzimático (en una solución al 3 % p/v) de las semillas de la especie invasora *Ricinus communis* L., un surfactante no iónico (Tritón X-100) y lombricomposta comercial (una adición de 5% p/p al suelo contaminado). La efectividad del tratamiento de biorremediación se evaluó mediante un diseño experimental factorial 24 con la finalidad estimar el impacto sobre la respuesta (eliminación de aceite residual automotriz) donde se evaluaron los efectos del tiempo de tratamiento, las condiciones ideales para el extracto enzimático de pH 4 y temperatura de 37 °C, la bioestimulación enzimática, con lombricomposta y un surfactante no iónico (Tritón X-100). Los resultados mostraron que la mayor eficiencia de eliminación de aceite residual automotriz fue de 99.9 % a los 49 días de tratamiento con condiciones de operación ideales para el extracto enzimático y una bioestimulación con el extracto enzimático y lombricomposta. La adición del surfactante no-iónico no mejoró significativamente la eficiencia de eliminación del aceite residual automotriz. Por lo tanto, los resultados obtenidos proporcionan condiciones adecuadas para la biorremediación de suelos contaminados con aceite residual automotriz con la bioestimulación del extracto enzimático de *Ricinus communis* L. en condiciones ideales y lombricomposta.

PALABRAS CLAVE: *Bioestimulacion; Espectroscopia; Lombricomposta*

INTRODUCCIÓN

Los hidrocarburos derivados de la generación de la industria automotriz como el aceite residual automotriz representan uno de los contaminantes más frecuentes y extendidos de manera global (Truskewycz *et al.,* 2019; Funtikova *et al.,* 2023), su manejo inadecuado puede provocar condiciones que generan un impacto negativo a la salud humana como a los ecosistemas ya que estos contienen compuestos altamente tóxicos como alcanos, bencenos, compuestos aromáticos policíclicos y metales pesados los cuales causan efectos carcinogénicos, mutagénicos y pueden llegar a ser recalcitrantes (Gao *et al.,* 2022), la biorremediación ha sido una técnica efectiva para eliminación de derivados de

hidrocarburos como lo es el aceite residual automotriz, dentro de las tecnologías de biorremediación la bioestimulación es aquella que implica una adición de nutrientes o fertilizantes que estimulan el crecimiento de los microrganismos presentes ene le suelo capaces de eliminar los hidrocarburos presentes en el medio, la lombricomposta ha mostrado resultados favorables en la estimulación de microorganismos autóctonos capaces de degradar hidrocarburos como el aceite residual automotriz (Parastesh *et al.,* 2019). Por otro lado los surfactantes no iónicos como el Triton-X100 son capaces de aumentar la solubilidad y movilidad de los hidrocarburos mediante la emulsificación aumentando una mayor área de contacto para su degradación mediante microrganismos (Mohanty *et al,* 2007), mientras que la adición de enzimas permite catalizar la hidrolisis de moléculas de cadena larga de hidrocarburos y facilitar la degradación de estos por los microrganismos, donde el extracto enzimático de *Ricinus communis* L. en condiciones de operación ideales a un pH de 4 y temperatura de 37°C ha mostrados resultados favorables en la eliminación de aceite residual automotriz en suelos contaminados (Aguilera-Flores *et al.,* 2022). Por lo antes mencionado la presente investigación evaluó la biorremediación en conjunto de la bioestimulación de suelos contaminados con aceite residual automotriz, utilizando el extracto enzimático de *Ricinus communis* L., con condiciones ideales (pH 4 y temperatura de 37°C) así como condiciones ambientales (sin modificar pH y a temperatura ambiente), la bioestimulación con lombricomposta y un surfactante no iónico (Tritón-X100).

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo del suelo: Se realizó el muestro del suelo en un terreno con una superficie de 0.055 ha ubicado en el municipio de Zacatecas, con latitud de 22°44’52’’N y longitud de 102°35’13’’O, asegurando previamente que el suelo se encontrara impactado por hidrocarburos. El muestro consistió en uno del tipo compuesto conformado por 15 muestras simples de 1 kg cada una, almacenada en una muestra *ziploc* para su posterior traslado y tamizado en un tamiz de 2 mm para su posterior caracterización de parámetros físicos y químicos.

Caracterización física y química de la lombricomposta y del suelo: Se determinaron las características físicas y químicas del suelo como pH, densidad aparente, humedad, materia orgánica y nitrógeno de acuerdo con los procedimientos establecidos por la NOM-021-SEMARNAT-2000. Para la lombricomposta se determinó la relación de nutrientes carbono-nitrógeno (C/N).

Ensayos de biorremediación y determinación de la concentración de aceite residual automotriz: Se realizó la contaminación inducida mediante aceite residual automotriz con una concentración de 10,000 mg por cada 1 kg de suelo y se procedió a homogenizar el suelo para cada una de las corridas experimental de un diseño factorial 2^4, al inicio y término del tratamiento se cuantificó la concentración de aceite residual automotriz de acuerdo con la metodología establecida por la NMX-AA-134-SCFI-2006 mediante extracción vía *Soxhlet* utilizando diclorometano como solvente de extracción.

Análisis estadístico: Se evaluó mediante un análisis de varianza (ANOVA), utilizando el software D*esing-Expert*® (versión 12 de prueba) los factores que tienen una influencia sobre la respuesta (remoción de aceite residual automotriz), estos factores evaluados fueron: A: tiempo de tratamiento (días), B: Condiciones ideales de pH y temperatura para la enzima (pH 4.5 y temperatura de 37 °C), C: bioestimulación con extracto enzimático y lombricomposta y D: bioestimulación con extracto enzimático y surfactante no iónico (Tritón X-100). La significancia del modelo fue determinada con un valor de $p < 0.05$, así mismo para cada factor se evaluaron los valores de significancia del valor de p.

Análisis de Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier: El análisis FTIR se realizó según la metodología de la EPA 418.1 con modificaciones descritas por Schwartz *et al.,* 2012. Después de la evaluación de los tratamientos de los que resultaron más eficientes de acuerdo con el factor evaluado A, B, C y D respectivamente y una muestra de suelo blanco (sin contaminar con aceite residual automotriz) se diluyeron en 30 mL de diclorometano, donde la muestra se dispuso en un vial de vidrio sellado con una tapa politetrafluoroetileno (PTFE) donde se colocó en un baño sónico por 30 min. con la finalidad de acelerar el proceso de extracción y posteriormente se agregaron perlas de gel de sílice para absorber cualquier hidrocarburo polar contenido en la muestra esta fue recuperada utilizando filtración, por último, la muestra se analizó mediante un espectrofotómetro de FTIR.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Cuadro 1 se muestran los resultados obtenidos del ANOVA para los factores evaluados del diseño experimental.

Como se muestra en el Cuadro 1 el modelo fue significativo donde se obtuvo un p-valor < 0.0001, para cada factor estos resultaron ser significativos a excepción del factor D donde se obtuvo un valor de 0.1061, este factor está asociado a la bioestimulación con el extracto enzimático de *Ricinus communis* L. y al surfactante no iónico (Tritón X-100), esto puede asociarse a que la concentración de Tritón X-100 pudo haber sido mínima para haber presentado una influencia positiva sobre la respuesta, ya que se ha reportado que los surfactantes no iónicos tienen un efecto mixto sobre la remoción del tratamiento enzimático ya que este puede inhibir la actividad catalítica de la enzima y en ocasiones puede favorecer la interfaz enzima-suelo, sin embargo no existe evidencia científica reportada donde se haya estudiado la interacción de la interfaz suelo-extracto enzimático de *Ricinus communis* L.-Tritón X-100, por lo que es posible que esta concentración no haya sido la adecuada para bioestimular el tratamiento de biorremediación (Goswami *et al.,* 2020).

Cuadro 1. Resultados del ANOVA de la remoción de aceite residual automotriz

Fuente	Suma de cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado medio	Valor de F	p-valor Prob > F	Significancia
Modelo	38689.55	4	9672.39	52.62	< 0.0001	Significativo
Factor A	31944.44	1	31944.44	173.80	< 0.0001	Significativo
Factor B	3942.50	1	3942.50	21.45	< 0.0001	Significativo
Factor C	2288.77	1	2288.77	12.45	0.0015	Significativo
Factor D	513.84	1	513.84	2.80	0.1061	No significativo
Residual	4962.59	27	183.80			
Total	43652.13	31				

Mientras que para los factores que tienen una mayor influencia sobre la respuesta A y B, los cuales corresponden a las condiciones ideales para el extracto enzimático con pH de 4 y temperatura de 37 °C, así como la bioestimulación del extracto enzimático y la lombricomposta, respectivamente, se obtuvo una mayor eficiencia en la remoción de aceite residual en el suelo, obteniendo que para la corrida experimental 14 se obtuvo una eficiencia de remoción de 99.90 % y de acuerdo a los resultados de FTIR (no se reportaron en esta versión de resumen) se encontró la presencia de grupos funcionales asociados a hidrocarburos de fase pesada que contienen característicamente los aceites residuales automotrices, como lo son los alcanos, alquenos, alquinos y cicloalcanos, al evaluar los resultados más óptimos para los factores que tienen mayor influencia sobre la respuesta A, B y C se tiene que para las corridas 7, 15, 5 y 14 se observa la ausencia de alquenos y alquinos a excepción de la corrida experimental 7, mientras que para el tratamiento 14 que resultó la respuesta más eficiente de la remoción de aceite residual automotriz la transmitancia es menos notoria para la presencia del grupo funcional de los ciclo alcanos asemejándose más a la muestra de suelo blanco (sin presencia de hidrocarburos) a comparación de los tratamientos 7, 15 y 5.

CONCLUSIONES

Los resultados de esta investigación permitieron comprobar que la biorremediación de la bioestimulación en condiciones ideales del extracto enzimático a un pH de 4 y temperatura de 37 °C, con la adición de lombricomposta mostraron ser eficientes en la remediación de suelos contaminados con aceite residual automotriz, obteniendo una eficiencia de remoción del 99.90 % en 49 días con una concentración inicial de 10,000 mg por cada Kg de suelo contaminado. La concentración de surfactante no iónico de acuerdo con el ANOVA no fue significativa en la respuesta de remoción de aceite residual automotriz en el suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Aguilera-Flores, M.M.; Sánchez-Castro, M.A.; Ávila-Vázquez, V.; Correa-Aguado, H.C.; García-Torres, J. (2022). Evaluation of the lipase from castor bean (Ricinus Communis L.) as a potential agent for the remediation of used lubricating oil contaminated soils. J. Environ. Health Sci. Eng., 20, 657–673.

Funtikova, T.V.; Akhmetov, L.I.; Puntus, I.F.; Mikhailov, P.A.; Appazov, N.O.; Narmanova, R.A.; Filonov, A.E.; Solyanikova, I.P. (2023). Bioremediation of Oil-Contaminated Soil of the Republic of Kazakhstan Using a New Biopreparation. Microorganisms, 11, 522.

Gao, H.; Wu, M.; Liu, H.; Xu, Y.; Liu, Z. (2022). Effect of petroleum hydrocarbon pollution levels on the soil microecosystem and ecological function. Environ. Pollut., 293, 118511.

Goswami, D. (2020). Lipase catalysis in presence of nonionic surfactants. Appl. Biochem. Biotechnol. 2020, 191, 744–762.

Mohanty, G.; Mukherji, S. (2007). Effect of an emulsifying surfactant on diesel degradation by cultures exhibiting inducible cell surface hydrophobicity. J. Chem. Technol. Biotechnol., 82, 1004–1011.

Parastesh, F.; Alikhani, H.A.; Etesami, H. (2019). Vermicompost enriched with phosphate-solubilizing bacteria provides plant with enough phosphorus in a sequential cropping under calcareous soil conditions. J. Clean. Prod. 2019, 221, 27–37.

Schwartz, G.; Ben-Dor, E.; Eshel, G. (2012). Quantitative Analysis of Total Petroleum Hydrocarbons in Soils: Comparison between Reflectance Spectroscopy and Solvent Extraction by 3 Certified Laboratories. Appl. Environ. Soil Sci. 2012, 2012, 751956.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2000). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 Que Establece las Especificaciones de Fertilidad, Salinidad y Clasificación de Suelos, Estudio, Muestreo y Análisis.

Truskewycz, A.; Gundry, T.D.; Khudur, L.S.; Kolobaric, A.; Taha, M.; Aburto-Medina, A.; Ball, A.S.; Shahsavari, E. (2019). Petroleum Hydrocarbon Contamination in Terrestrial Ecosystems-Fate and Microbial Responses. Molecules, 24, 3400.

CARACTERIZACIÓN DE UNA UNIDAD PRODUCTIVA REPRESENTATIVA DEL NORESTE DE MÉXICO

Angela Abigail Cavazos Solís[1*]; Edgar Vladimir Gutiérrez-Castorena[1*]; Vicente Vidal Encinia-Uribe[1]; Gustavo Andrés Ramírez-Gómez[2]; Sergio Eduardo Bernal García[1].

[1]Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Av. Francisco Villa S/N, Col. Ex Hacienda el Canadá, General Escobedo, México. [2]Colegio de Postgraduados, Campus Montecillos. Car. México-Texcoco km 36.5, Montecillos CP 56230, Edo. México, México *edgar.gutierrezcs@uanl.edu.mx

RESUMEN

Las Unidades Productivas (UP) en el noreste de México superan en superficie a la media nacional, pero presentan limitantes para establecer sistemas productivos eficientes, principalmente por las condiciones climáticas y la falta de asesoría técnica para identificar las áreas de oportunidad que puedan eficientizar la producción agropecuaria. El objetivo de la presente investigación fue evaluar una unidad productiva del noreste de Nuevo León, con una caracterización de suelos para determinar un uso sostenible. Se realizó una cartografía digital en la plataforma *Google Earth*® donde se seleccionaron sitios representativos para realizar perfiles pedológicos y colectar muestras alteradas de suelo para realizar análisis físicos y químicos. Los resultados de la cartografía identificaron tres componentes: predios agrícolas, zona forestal y área edificable, con 4, 2 y 2 polígonos respectivamente, con diferente superficie. Los suelos caracterizados presentaron clases texturales arcillo limoso y franco limoso, pH medianamente alcalinos, con contenidos medios de CO y MO, altos en $CaCO_3$, altos contenidos de Nt, pero muy bajos en P y K; por lo que se recomienda incrementar la fertilización de estos dos últimos y aplicar aportaciones de MO, para contribuir a mejorar características físicas y químicas de los suelos muestreados. La caracterización de suelos otorga información para la toma de decisiones en el establecimiento y mejora de sistemas productivos, propuestas de uso de suelo y manejos agronómicos eficientes que contribuyan a evitar la degradación del recurso edáfico.

PALABRAS CLAVE: *Cartografía digital; Perfiles pedológicos; Producción agropecuaria.*

INTRODUCCIÓN

México es un país con una alta y variada producción de alimentos, ocupando el 11° lugar productivo a nivel mundial, contemplando un poco más de 32 millones de hectáreas destinadas a la actividad agrícola y pecuaria. La mayor parte de las unidades agropecuarias productivas (71.8 %) son operadas por pequeños productores propietarios de terrenos menores a 5 hectáreas. No obstante, en el noreste de México, específicamente en el estado de Nuevo León, las unidades de producción son de mayor extensión, ocupando en promedio un área de 23.5 hectáreas cada una (INEGI 2022).

Desde esta perspectiva, se podría inferir que la productividad podría ser homogénea desde el punto de vista rendimiento y calidad, al tener mayor superficie productiva empleando el mismo manejo agronómico. Sin embargo, la producción es limitada en esta región, principalmente por condiciones climáticas, al ubicarse en una región con escasa

precipitación y alta evapotranspiración, generando condiciones vulnerables para los cultivos.

Así mismo, ante las dificultades para la producción agrícola, la ganadería es una actividad frecuente en las unidades productivas de Nuevo León, al ser considerada alternativa para la generación de ingresos en las zonas rurales del estado (Lluch *et al.,* 2022). Los sistemas productivos agropecuarios presentan un alto potencial productivo, no obstante, la mala distribución y asignación de uso de suelo para cada fin lo ha limitado, al igual que la falta de asesoría técnica especializada (Campuzano *et al.,* 2022), por lo que es necesario integrar los conocimientos técnicos y campesinos para mejorar la productividad (Mirafuentes, 2022) sin degradar los recursos naturales.

El objetivo de la presente investigación fue evaluar una unidad productiva típica del noreste de Nuevo León, a partir de una caracterización de suelos para determinar un sistema sostenible y eficiente para la producción agropecuaria.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se ubica en la comunidad Pueblo Nuevo, Cadereyta Jiménez, Nuevo León, la unidad productiva (UP) presenta una superficie de 46 hectáreas, localizada entre los paralelos 25°28′39.79′′ y 25°29′05.9′′ N y los meridianos 99°46′42.34′′ a 99°46′04.25′′ W, con una altitud media de 290 msnm, temperatura media anual de 22.8 °C, precipitación media de 690 mm y evapotranspiración de 1390 mm anuales (SMN, 2010).

Los sitios de muestreo se seleccionaron mediante una cartografía digital generada a partir de la fotointerpretación y vectorización de componentes sobre la plataforma Google Earth Pro®, que posteriormente fue corregida al realizar recorridos de verificación en campo.

Los cuatro perfiles pedológicos representativos seleccionados se describieron conforme al manual de descripción de perfiles de suelo (Cuanalo, 1990). Así mismo, se colectaron muestras de cada horizonte genético para analizar pH (1:2.5, suelo: agua), carbono orgánico (CO) y materia orgánica (MO) (Walkley-Black), carbonatos totales $CaCO_3$ (titulación rápida de Piper), nitrógeno total Nt (micro-Kjeldahl), fósforo soluble P (Olsen), K+ (acetato de amonio) y textura (pipeta americana) (Van Reeuwijk, 2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de la fotointerpretación, reportan en la cartografía digital ocho polígonos, divididos en tres componentes: predios agrícolas, zona forestal y área edificable. El componente de predios agrícolas clasificó cuatro unidades cartográficas identificadas con números secuenciales del 1 al 4 (Figura 1a), la zona forestal agrupó dos unidades (Figura 1 b), al igual que el área edificable (Figura 1 c). En el cuadro 1 se presenta el área de cada unidad cartografiada y el porcentaje que representa de la superficie total del área de estudio.

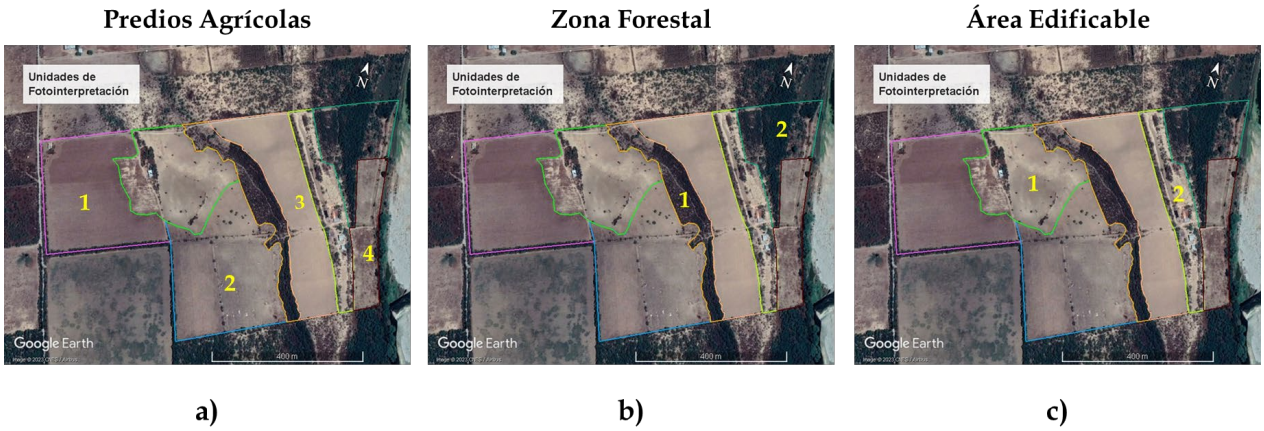


Figura 1. Cartografía digital de los componentes a) Predios Agrícolas, b) Zona Forestal, y c) Área Edificable, en Pueblo Nuevo, Cadereyta, Nuevo León.

El primer perfil pedológico se realizó en el polígono 1 del componente Predios Agrícolas (Figura 1a) (25°28'49.9''N, 99°46'22.7'' W), donde el uso actual es de pastizal natural y es un sitio receptor. La estructura es de bloques subangulares moderadamente desarrollados en los primeros dos horizontes (0-15 y 15-40 cm) y fuertemente desarrollados en el resto del perfil, con una textura arcillo limosa desde el horizonte superficial hasta los 120 cm de profundidad. La presencia de raíces finas y muy finas se encuentra en todo el perfil, distribuidas a través de los poros finos y muy finos formada dentro de los agregados. El pH va de mediana a fuertemente alcalino (7.41-8.54) conforme aumenta la profundidad. El contenido de MO y CO es medio en todo el perfil, en un rango de 3.09 a 2.19 % y 1.79 a 1.27 % respectivamente. El contenido de $CaCO_3$ es alto, con un promedio de 18.75 % en todo el perfil. El Nt se encuentra alto (0.19 %) en el primer horizonte, después disminuye a nivel medio (0.112 %), el K se encuentra en muy bajas cantidades en todo el perfil (0.06-0.01 $cmol^{(+)}kg^{-1}$) al igual que el P (2.6-0.2 mg kg^{-1}).

Cuadro 1. Área de unidades cartográficas por componentes.

Unidad Cartográfica	Área (ha^{-1})	% del área total
Predios Agrícolas		
1	8.50	18.38
2	9.32	20.17
3	6.97	15.08
4	3.02	6.53
Zona Forestal		
1	3.46	7.46
2	4.44	9.60
Área Edificable		
1	6.66	14.41
2	3.83	8.30

El segundo perfil se ubicó en la unidad cartográfica 2 de Predios Agrícolas (Figura 1a) (25°47'05.1''N, 100°17'10.2'' W), el uso actual del suelo, el drenaje superficial, la estructura y la clase textural es igual al perfil de suelo del polígono 1. Presenta raíces finas y muy finas en todo el perfil, así como microporos en los cinco horizontes (0-12 cm, 12-33 cm, 33-65 cm, 65-88 cm y 88-120 cm). El pH es alcalino (8-8.32), el contenido de MO en el horizonte superficial es de 2.96 %, posteriormente decrece hasta 2.83 y 2.45 % conforme aumenta la profundidad, al igual que el contenido de CO que decrece de 1.72 hasta 1.42 %. La concentración de CaCO3 es alto en todo el perfil (21.6-20.8 %) y la concentración de Nt en el primer horizonte es de 0.211 %, posteriormente decrece conforme aumenta la profundidad hasta 0.126 %. El P y K se presentan en contenidos bajos (0.2 mg kg^{-1}) y muy bajos (0.01 cmol $^{(+)}$ kg^{-1}), respectivamente.

El tercer perfil de suelo se localizó en la unidad cartográfica número 3 del componente Predios Agrícolas (Figura 1a) (25°28'49.9''N, 099°46'33.3''W). El uso actual es agrícola en descanso, está bien drenado y es un sitio donador. Tiene una clase textural franco limoso y una estructura de bloques subangulares poco desarrollada en el primer horizonte (0-23 cm) y fuertemente desarrollada en el resto del perfil (horizontes 23-60 cm, 60-98 cm, 98-120 cm). Presenta poros finos y gruesos hasta los 60 cm y de los 60 a 110 cm muy finos; raíces finas, muy finas y gruesas hasta los 23 cm, muy pocas raíces finas hasta los 60 cm y de los 60 cm hasta los 110 no hay presencia de raíces. Es medianamente alcalino (pH 7.8-7.98); concentración media de Nt (0.119-0.098 %); el K es muy bajo en todo el perfil (0.01 cmol $^{(+)}$ kg^{-1}), y el P se encuentra en concentraciones media (6.4 mg kg^{-1}) hasta los 23 cm y de los 23 a 110 cm bajo (0.3-2.6 mg kg^{-1}). Los contenidos de $CaCO_3$ son medios (13.6-15 %) y de igual manera la MO y el CO hasta los 60 cm (1.93 % y 1.12 % respectivamente).

El cuarto perfil de suelo se realizó en la unidad cartográfica 2 de la componente Zona Forestal (Figura 1 b), ubicado en las coordenadas 25°48'42.0'', 099°76'98.7'' W. El uso actual es forestal, es un sitio receptor, bien drenado, con una clase textural franco limoso y una estructura migajosa gruesa hasta los 45 cm, de los 45 a 110 cm es de bloques subangulares, débilmente desarrollado. Presenta poros de tipo tubular de diámetro grueso hasta los 45 cm de profundidad, con abundancia común, de los 45 a 85 cm poros de tamaño medio con poca abundancia y de los 85 a 110 poros finas a muy finas con poca abundancia. Las raíces gruesas se encuentran hasta los 66 cm, posteriormente se presentan medias y finas y muy finas hasta los 120 cm de profundidad. Es medianamente alcalino (pH 7.75-7.98); con altos contenidos de Nt (0.253 %) en el horizonte superficial; bajas concentraciones de P (5-3 mg kg^{-1}) en todo el perfil, y muy bajo en K (0.01 cmol $^{(+)}$ kg^{-1}). Altos contenidos de $CaCO_3$ (23.5 % en promedio en todo el perfil). El contenido de MO y CO en el horizonte superficial es medio (2.96 % y 1.72 % respectivamente).

CONCLUSIONES

El área total de las unidades cartográficas pertenecientes a Predios Agrícolas corresponde a un total de 27.8 ha con potencial agrícola, lo que representa un 60 % de toda la unidad productivas. Implementando un manejo adecuado de programas de fertilización de P y K, así como la aportación de MO y el uso de maquinaria agrícola en el momento adecuado, contribuiría a mejorar la productividad agrícola.

El componente de zona forestal suma un total de 8 ha (17 % del total de la UP), convenientes para utilizarse como zona de descanso o recreación, o como zona de pastoreo de pequeños rumiantes, siempre y cuando se controle la carga animal para evitar la compactación y el sobrepastoreo.

Las 10.5 ha (22.7 % de la UP) del área edificable cuentan con un potencial de uso para infraestructura de producción pecuaria. Es importante continuar con estudios detallados para propuestas más específicas de manejo y diseño de áreas productivas para establecer un sistema de producción agropecuario sostenible.

BIBLIOGRAFÍA

Campuzano, E., Briones, O., Larsen, J., Guillén, G., Fernández, F. & Flores, D. (2022). Procedimiento para evaluar la degradación biológica del suelo en zonas áridas del noreste de México. *Revista Internacional de Estadística y Geografía: Realidad, Datos y Espacio, 13*(1), 30-57.

Cuanalo, H. (1990). Manual para la descripción de perfiles de suelo en el campo. Centro de Edafología. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México. 40 p.

Lluch, S., Velázquez, J., & Nieto, C. (2022). Agricultura, agua y cambio climático en zonas áridas de México. *Recursos Naturales y Sociedad, 2022. Vol. 8* (2): 35-47.

Mirafuentes, C. & Salazar, M. (2022). La Revolución Verde y la soberanía alimentaria como contrapropuesta. *Veredas. Revista del Pensamiento Sociológico*, (42), 105-131.

SMN. (2010). Normales Climatológicas del estado de Nuevo León, Estación Ejido Pueblo Nuevo, Periodo 1951-2010. Sistema Meteorológico Nacional (SMN). Recuperado agosto 2023: https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=nl

Van Reeuwijk L. (2002). Procedures for Soil Analysis, International Soil Reference and Information Centre-Food and Agriculture Organization of the United Nations. 119 p.

COMPARACION DE LA DIVERSIDAD DE LA MICROBIOTA EN SUELOS ROJOS BAJO DIFERENTES DOSIS DE GLIFOSATO

María Alejandra Ocaña Ek[1]*; Miriam Monserrat Ferrer Ortega[1]; Héctor Estrada Medina[1].

[1] Departamento de Manejo y Conservación de Recursos Naturales Tropicales, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida 97313, México.*ale.ocana00@gmail.com

RESUMEN

El glifosato es reconocido por ser el herbicida más usado a nivel mundial en la agricultura. Es un ácido débil que actúa inhibiendo la enzima 5-enolpiruvil shikimato-3-fosfato sintasa, relacionada con la síntesis de aminoácidos esenciales provocando la muerte de bacterias, hongos, protozoos y plantas, por disrupción metabólica. Se realizó un experimento para evaluar el efecto de la aplicación de glifosato y el tiempo de incubación sobre la diversidad de comunidades microbianas de Leptosol rojo. El suelo de la reserva ecológica de Cuxtal se colecto en una superficie de 3 x 3 m, se retiró la hojarasca y se retiró el suelo de 0 a 25 cm y se dividió en muestras de aproximadamente 300 g. Se aplicaron 4 dosis de glifosato: control (0 ml), baja (15 ml), media (30 m) y alta (45 ml), con relación a la dosis comercial, y se colectaron dos muestras 1 mes y 2 meses después de la aplicación. Se realizó un análisis metagenómico con el fin de evaluar si la diversidad alfa disminuye y si la diversidad beta varía con el tiempo de incubación y la dosis de glifosato, en las comunidades de bacterias y hongos. El tiempo de incubación y la dosis de glifosato afectan las comunidades de bacterias y hongos, con una tendencia a una disminución de la diversidad en dosis media y alta. En suelos Leptosols, la aplicación de glifosato afecta de manera negativa el microbiota, inclusive en un lapso de dos meses.

PALABRAS CLAVE: *Bacterias; Hongos; Leptosol rojo; Metagenómica; Microbiota edáfico.*

INTRODUCCIÓN

El suelo cuenta con una gran cantidad de asociaciones microbianas las cuales, son conocidas como microbiota edáfico que se puede ver dañada por prácticas como la aplicación de herbicidas (Andrighetti *et al.*, 2014). El microbiota edáfico puede movilizar, fijar y transformar la materia orgánica presente en el suelo y tener un papel importante en reciclaje de nutrientes y su aportación a la estructura del suelo (Santos-Villalobos, 2018).

El uso prolongado de herbicidas puede tener efectos negativos en el ambiente entre los que se encuentran la perturbación de las comunidades microbianas. (Kepler *et al.*, 2020). El glifosato (N-(fosfonometil)-glicina) es reconocido por ser el herbicida más usado por los agricultores. (Massot, 2018). La aplicación foliar de este ácido débil actúa inhibiendo la enzima 5-enolpiruvil shikimato-3-fosfato sintasa presente en bacterias, hongos, algas, protozoos y plantas; impidiendo la biosíntesis de aminoácidos esenciales y otros componentes metabólicos. Cómo afecta la biosíntesis del shikimato, resulta altamente letal para las plantas y algunos organismos como hongos y bacterias (Kepler *et al.*, 2020).

Para efectos de este trabajo se realizó un análisis del microbioma bacteriano y fúngico del Leptosol, si la diversidad alfa disminuye y si la diversidad beta de las comunidades de bacterias y hongos varían en un suelo Leptosol negro. Esto se logró empleando un enfoque experimental para el tiempo de incubación y dosis de glifosato.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Leptosol rojo se colectó de una superficie de 3m X 3m, donde se retiró la hojarasca y se recolecto la muestra a una profundidad de 0 a 25 cm, en la reserva ecológica de Cuxtal ubicada en el poblado de Xmatkuil ubicado en las coordenadas 88 57.482 O, 20 14.382 N al norte del estado de Yucatán, México. Se limpió el suelo retirando ramas, piedras y raíces de mayor tamaño, para distribuirlo en 24 recipientes (aproximadamente 300 g por cada uno). El primer factor, dosis de glifosato tuvo cuatro niveles diferentes: control (sin glifosato), glifosato bajo (con la mitad de la concentración sugerida por el fabricante), glifosato normal (concentración recomendada) y glifosato alto (un aumento de la mitad en la dosis sugerida por el fabricante). Se tomaron los 24 recipientes y se dividieron en 4 grupos con 6 recipientes cada uno y a cada grupo se le aplicó una dosis diferente teniendo los grupos control (0 ml), bajo (15 ml), medio (30 ml) y alto (45 ml) de glifosato de manera aleatoria. El segundo factor fue la colecta con dos tiempos un mes después de la aplicación (30 días de incubación) y dos meses después de la aplicación (60 días de incubación). Al cumplirse los tiempos de incubación se colectaron 3g de muestra superficial.

La caracterización de la riqueza y abundancia de especies de bacterias y hongos se realizó a través de un análisis metagenómico. Se realizó una extracción de DNA con el kit *Zymo Biomics*, siguiendo las instrucciones del proveedor. Se enviaron las muestras para la secuenciación *Illumina Miseq*. Los análisis metagenómicos de las secuencias se realizaron con el programa qiime versión 2022.8, para obtener para las variantes de secuencias de amplicones (ASVs por sus siglas en inglés). La diversidad alfa estimada con los índices de Chao1 y Shannon se comparó para tiempo de incubación y dosis de glifosato con una prueba Wilcoxon y Kruskal-Wallis respectivamente. La diversidad beta se analizó con un análisis de componentes principales de las distancias de Bray-Curtis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El tiempo de incubación no afectó la riqueza de bacterias -índice Chao1 (P= 1)-, ni la diversidad -índice de Shannon (P= 0.49). Esta falta de efecto puede estar relacionada con la gran variación en las medias de los índices para las diferentes dosis de glifosato (Cuadro 1), por lo que este efecto no fue significativo para el índice Chao1 (P= 0.11) o para el de Shannon (P= 0.19). Sin embargo, se observó una tendencia a que la riqueza y diversidad de bacterias fuera es mayor en la dosis media y el control (Cuadro 1). Esto se podría explicar porque las bacterias usan como fuente de carbono y nitrógeno el glifosato e incrementan su actividad de acuerdo con Andrighetti *et al.* (2014).

El tiempo de incubación no afectó la riqueza de hongos -índice Chao1 (P= 0.34)-, pero si la diversidad -índice de Shannon (P= 0.03)- que fue mayor al primer mes (Cuadro 1). Esta disminución con el tiempo de incubación puede explicarse porque los hongos

pueden ser más susceptibles a la exposición prolongada al glifosato. La dosis de glifosato no tuvo un efecto significativo para el índice Chao1 (P= 0.14) ni para el de Shannon (P= 0.98). Sin embargo, se observó una tendencia a que la riqueza de hongos fuera mayor en la dosis alta y el control (Cuadro 1). Esto se podría explicar porque los hongos que sean susceptibles desaparezcan con la aplicación de dosis altas y otros lleguen a colonizar este hábitat. Los resultados contrastan con lo que reporta Kepler *et al.* (2020), porque no encontraron diferencias en la diversidad de los sistemas de estudio que comparó.

Cuadro 1. Índices de diversidad alfa de comunidades microbianas del Leptosol rojo bajo diferentes dosis (baja, media y alta) de glifosato y tiempo de colecta.

	Bacterias				Hongos			
Nivel	Chao media	Chao D.E.	Shannon media	Shannon D.E.	Chao media	Chao D.E.	Shannon media	Shannon desvest
Primera	2762.18	278.30	6.86	0.14	780.70	95.97	3.57	0.16
Segunda	2785.59	359.91	6.78	0.17	691.21	69.53	2.96	0.23
Control	2827.09	83.23	6.80	0.01	772.75	31.00	3.34	0.08
Baja	2543.48	183.38	6.74	0.13	691.50	23.33	3.16	0.47
Media	3244.16	63.51	7.04	0.04	825.20	121.49	3.27	0.71
Alta	2480.80	83.46	6.70	0.05	654.35	77.28	3.28	0.45

D.E. = Desviación estándar

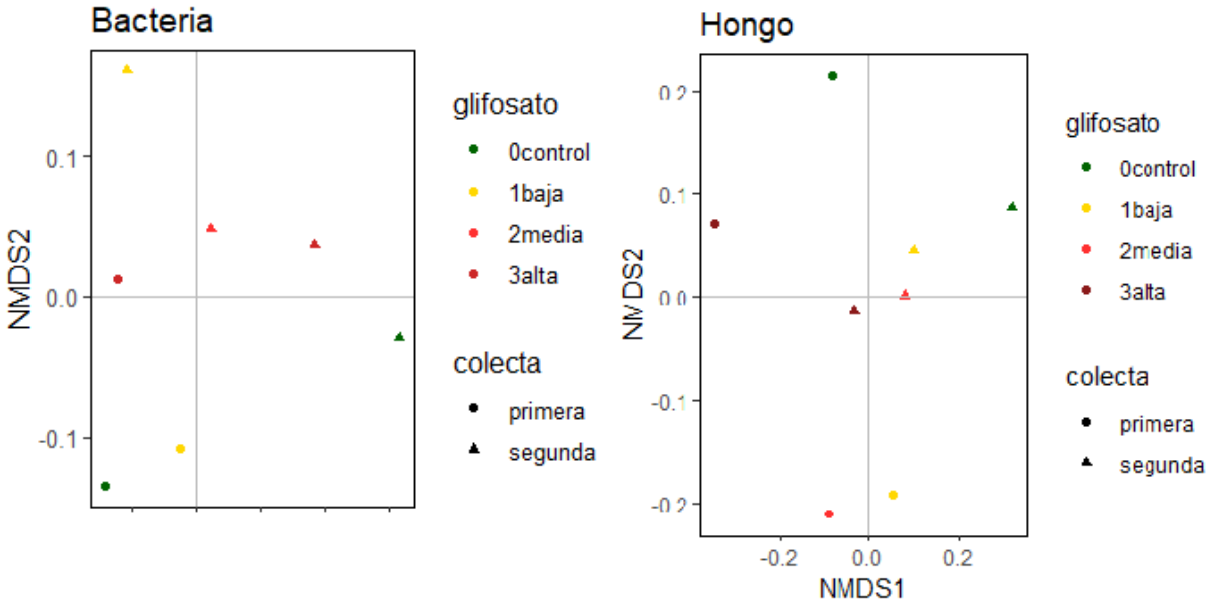


Figura 1. Gráfica de los componentes principales para las comunidades de bacterias y hongos por dosis de glifosato y periodo de colecta en el Leptosol rojo.

En la gráfica del análisis de componentes principales se observaron tres grupos de comunidades de bacterias: a) el primero que incluye al control y dosis alta de la segunda colecta, con una mayor diversidad; b) el segundo que incluye la dosis media y alta de la primera colecta y baja y media de la segunda colecta, con una menor diversidad; y c) el tercero que incluye la dosis baja y el control de la primera colecta con una diversidad intermedia. La composición y diversidad de bacterias, parece estar afectada tanto por la dosis de glifosato, como por el tiempo de incubación con comunidades de bacterias que parecen aprovechar el glifosato.

Se observaron tres grupos de comunidades de hongos: a) el primero que incluye al control, dosis baja y media de la segunda colecta, con una diversidad intermedia; b) el segundo que incluye la dosis baja de la primera colecta con una diversidad muy baja; y c) el tercero que incluye a las demás combinaciones con una diversidad alta. Es posible que las comunidades de hongos no se vean tan afectadas, en su composición y diversidad, por el glifosato si no por el tiempo de incubación. En nuestro experimento no se suplementó materia orgánica que pudiera servirle a los hongos para su crecimiento.

CONCLUSIONES

La exposición de las comunidades de bacterias y hongos al glifosato en diferentes dosis genera un impacto en su riqueza y diversidad, en cuanto a las bacterias estas se ven principalmente afectadas por las dosis a las que se ven expuestas, mientras que en los hongos se ve un impacto mayor en el tiempo de incubación que tienen con glifosato.

BIBLIOGRAFÍA

Andrighetti, M. S., Nachtigall, G. R., Queiroz, S. C. N. d., Ferracini, V. L., & Ayub, M. A. Z. J. R. B. d. C. d. S. (2014). Biodegradação de glifosato pela microbiota de solos cultivados com macieira. *38*, 1643-1653.

Kepler, R. M., Schmidt, D. J. E., Yarwood, S. A., Cavigelli, M. A., Reddy, K. N., Duke, S. O., . . . Drake, H. L. (2020). Soil Microbial Communities in Diverse Agroecosystems Exposed to the Herbicide Glyphosate. *Frontiers, 86*(5), e01744-01719. doi:10.1128/AEM.01744-19

Massot, F. (2018). Estrategias de rizorremediación de glifosato en suelos bajo explotación agrícola intensiva.

Santos Villalobos, S. d. l., Parra Cota, F. I., Herrera Sepúlveda, A., Valenzuela Aragón, B., & Estrada Mora, J. C. J. R. m. d. c. a. (2018). Colección de microorganismos edáficos y endófitos nativos para contribuir a la seguridad alimentaria nacional. *9*(1), 191-202.

Wołejko, E., Wydro, U., Odziejewicz, J. I., Koronkiewicz, A., & Jabłońska-Trypuć, A. (2022). Biomonitoring of Soil Contaminated with Herbicides. *14*(10), 1534.

CONCENTRACIÓN MINERAL EN FLORES COMESTIBLES DE DURAZNO Y MANZANO

Marisela Calderón-Jurado[1]; Oscar Cruz-Álvarez[1]; Porfirio Juárez-Lopéz[2]; Ofelia Adriana Hernandez-Rodriguez[1]; Damaris Leopoldina Ojeda-Barrios[1*]; Irán Alia Tejacal[2].

[1] Facultad de Ciencias Agrotecnológicas, Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua. Avenida Universidad y, Avenida Pascual Orozco s/n, Universidad, 31110 Chihuahua, Chih. [2]Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Posgrado en Ciencias Agropecuarias y Desarrollo Rural, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Av. Universidad 1001, 62209 Cuernavaca, Morelos, México.*dojeda@uach.mx

RESUMEN

El objetivo fue evaluar la concentración mineral en flores comestibles de durazno y manzano, con el propósito de generar información básica y diversificar su consumo, por ello se realizó un muestro aleatorio simple por variedad de durazno (July flame, Cary mac y Fair time) y cinco por variedad de manzano polinizador (Manchurian y Jhon Downy). Se realizaron estadísticas básicas como prueba de homogeneidad, normalidad, Anova, prueba T, etc. La concentración de macro y micronutrientes fueron diferentes entre especies, sin embargo, los valores de Zn^{2+} y Na^{+} fueron similares entre variedades. Finalmente, de acuerdo a los resultados obtenidos se sugiere que las flores analizadas pueden ser consideradas como un alimento funcional para consumo diario.

PALABRAS CLAVE: *Nutracéutico; Florifagia, Alimento funcional; Nutriente; Flores comestibles.*

INTRODUCCIÓN

Las flores son utilizadas por su belleza y fragancia, sus colores, sabores inusuales y atractivos olores que estimulan los sentidos, otorgando fragancias y saborizantes naturales (Mulík y Ozuna, 2020). En la actualidad el llamado "mercado de la salud", crece en el mundo y tiene impacto en los productores y consumidores de alimentos que contienen nutrientes, esto incluye a las flores que forman parte de la dieta diaria aportando nutrientes (Chen *et al*., 2020). Una de las razones que ha permitido el incremento del consumo de flores comestibles, se encuentra asociado con la presencia de compuestos biológicamente activos que poseen efectos benéficos en la salud (Benvenuti et al., 2016), como vitaminas A, C, riboflavina y niacina, así como minerales como calcio, fósforo, hierro y potasio, que tienen efectos positivos en la salud de quienes los consumen (Lara-Cortez *et al*., 2013). Las flores que se pueden emplear de manera culinaria son innumerables, pétalos de rosa, magnolia (*Magnolia grandiflora*), jazmín (J*asminum officinale*), azahar (*Citrus aurantiifolia*), malva (*Malva sylvestris*), mejorana (*Origanum majorana*), violetas (*Viola odorata* L.), capuchina (*Tropaelum majus* L.) entre otras. Estudios realizados en pétalos de flores amarillas como el diente de león (*Taraxacum officinale*) se reporta que son ricos en minerales (calcio, magnesio, fósforo, azufre, zinc, hierro), proteínas, ácido fólico, grasas, goma, inositol, vitaminas (A, B1, B2, B6, B12, C, D y E.) otro ejemplo es la flor de calabaza (*Cucurbita* spp.) ya que es rica en vitamina A, C, riboflavina, niacina y minerales como calcio, fósforo, hierro y potasio (Rop *et al*., 2012; Pires *et al*., 2019). Aunque hay algunos resultados alentadores sobre el contenido nutricional de las flores

comestibles, se sabe poco sobre su apreciación organoléptica por parte de los consumidores (Benvenuti *et al*., 2016). Por ello el objetivo de esta investigación fue evaluar la concentración mineral en flores comestibles de tres variedades de durazno [*Prunus persica* (L.) Batsch] y dos de manzano [*Malus sylvestris* (L) Mill. Var. *Domestica* (Borkh) Mansf.] de la zona frutícola del noroeste de Chihuahua. Estos resultados pueden servir como estandarización para dilucidar la entrega de nutrientes minerales para desarrollar estrategias viables con métodos de uso industrial, farmacéutico, culinario, entre otros, utilizando flores comestibles con buenos retornos económicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Esta investigación fue llevada a cabo durante el ciclo 2022, en árboles de durazno [*Prunus persica* (L.) Batsch] "July flame", "Cary mac", "Fair time" con ocho años de edad, establecidos sobre porta injertos nativos y un marco de plantación de 6x6 m (360 trees ha^{-1}). Esta huerta se encuentra ubicada en Casa Grandes, Chihuahua, Mexico (30°20'03.7"N 108°07'13.5"W) 1569 MSNM. También se trabajó con árboles de manzano [*Malus sylvestris* (L) Mill. Var. Domestica (Borkh) Mansf.] variedad Manchurian ubicada en 28° 38'0"N 106° 59'53"O Campo C7 y Jhon Downy 28° 24'27"N 106° 52'59"O Cuauhtémoc, CHIH. 2050 MSNM de la zona frutícola del noroeste de Chihuahua.

Se seleccionaron tres variedades de durazno July flame, Cary mac, Fair time, las flores fueron cosechadas en la etapa de plena floración con ausencia de daño mecánico, plagas y enfermedades, ubicados en la parte media de la copa del árbol y en los cuatro puntos cardinales. Las flores fueron llevadas al laboratorio donde fueron separadas del receptáculo, anteras y estambres, seleccionando los pétalos, posteriormente fueron congelándolas en un frigorífico (marca) durante 24 h, enseguida se liofilizaron (BIOBASE ®, EE. UU.) a 80 °C durante 24 h. La población objetivo en este estudio fueron los árboles de durazno [*Prunus persica* (L.) Batsch] y manzano [*Malus sylvestris* (L) Mill. Var. Domestica (Borkh) Mansf.] en la zona frutícola noroeste de Chihuahua. Aplicando un muestreo aleatorio simple con tres unidades de muestreo por variedad de durazno (*July flame, Cary mac y Fair time*) y cinco por variedad de manzano (Manchurian y Jhon Downy).

Concentración mineral. Las muestras de pétalos se procesaron en un molino (Wiley®, USA) con tamiz de 1 mm (Balandrán-Valladares et al., 2021). La concentración de N-total se determinó por el método Kjeldahl (Novatech®, USA y Micro *Kjeldahl Labconco*®, USA) (Lanza et al., 2016). La concentración de P se determinó por el método del metavanadato de amonio (NH_4VO_3) y espectrofotometría (*Thermo Scientific*, USA). ESTADOS UNIDOS). Se Tomó 1 g de muestra seca, después se procedió a cuantificar la concentración de K^+, Ca^{2+}, Mn^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{2+}, Cu^{2+} y Zn^{2+} por triácida (HNO_3, $HClO_4$ y H_2SO_4) (25 mL mezcla, relación 10:10:25). La cuantificación de los analitos se realizó utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica *Analyst* 100® (PerkinElmer®, EE. UU.). Los resultados se expresan en g kg^{-1} y mg kg^{-1} para macro y micronutrientes, respectivamente (Fernández & Sánchez, 2017).

Los datos fueron analizados con un modelo anidado con el factor de jerarquía superior el frutal y como factor de jerarquía inferior la variedad. Se obtuvieron estadísticas básicas

por variedad. Para validar el ANOVA se llevaron a cabo pruebas de Levene (Homogeneidad de varianzas), de *Shapiro Wilks* (Normalidad). Cuando fue significativa la prueba de ANOVA se llevó a cabo una separación de medias con la prueba de Tukey. Los datos fueron analizados en el software de análisis estadístico (SAS / STAT) versión 9.3.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la concentración mineral no hay un resultado significativo, en N-total, P, Ca^{2+} y, en K^{+}, Mg^{+} fue diferente en frutales, en variedades dentro del frutal no hubo diferencias pues son muy diferentes entre durazno y manzano en la concentración en macronutriente. En micronutrientes todo fue significativo a excepción del Zn2+ debido a la homogeneidad de las cuantificaciones, sin embargo, la variedad *July Flame* fue sobresaliente para N-total, la concentración de Ca^{2+} y Mg^{+} en *Fair taime.* Por otro lado, Manchurian fue sobresaliente en los micronutrientes $Fe^{2+,}$ $Cu^{2+,}$ Mn^{2+} y Zn^{2+} ver (Cuadro 1). Este estudio aporta datos sobre el contenido mineral en pétalos de flores de durazno y manzano, y concuerda con el reporte de estudio realizado por Góttingerová *et al*., (2020) donde se analizaron flores de chabacano resaltando su alto valor nutricional, capacidad antioxidante y apariencia atractiva haciéndolas un alimento prometedor para un uso más amplio en la nutrición humana. También concuerda con lo reportado por Kaisson et al., (2011), donde se proporcionó información útil para la selección de flores comestibles como fuentes potenciales de componentes bioactivos con altas propiedades antioxidantes que pueden ser de interés para los consumidores y los trabajadores de la salud pública.

CONCLUSIONES

Se encontró variación entre frutales y variedades para Fe^{2+}, Cu^{2+} y Mn^{2+}. En durazno la variedad July Flame fue sobresaliente para N-total. Por su parte, la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} en Fair taime. Por otro lado, Manchurian fue sobresaliente en los micronutrientes Fe^{2+}, Cu^{2+}, Mn^{2+} y Zn^{2+}. Los pétalos de durazno y manzano contienen moleculas nutricionales, lo cual las hace atractivas para seguir estudiando con mayor profundidad.

BIBLIOGRAFÍA

Benvenuti, S., Bortolotti, E., & Maggini, R. (2016). Antioxidant power, anthocyanin content and organoleptic performance of edible flowers. Scientia Horticulturae, 199, 170-177. doi: 10.1016/j.scienta.2015.12.052.

Chen, Q., Xu, B., Huang, W., Amrouche, A. T., Maurizio, B., Simal-Gandara, J., & Lu, B. (2020). Edible flowers as functional raw materials: A review on anti-aging properties. Trends in Food Science & Technology, 106, 30-47. doi:10.1016/j.tifs.2020.09.023.

Göttingerová, M., Kumšta, M., & Nečas, T. (2020). Health-benefitting biologically active substances in edible apricot flowers. HortScience, 55(8), 1372-1377. doi: 10.21273/HORTSCI15038-20.

Kaisoon, O., Siriamornpun, S., Weerapreeyakul, N., & Meeso, N. (2011). Phenolic compounds and antioxidant activities of edible flowers from Thailand. Journal of functional foods, 3(2), 88-99. doi: 10.1016/j.jff.2011.03.002.

Lara-Cortés, E., Osorio-Díaz, P., Jiménez-Aparicio, A., & Bautista-Baños, S. (2013). Contenido nutricional, propiedades funcionales y conservación de flores comestibles: Revisión. Archivos latinoamericanos de nutrición, 63(3), 197-208. Recuperado en 29 de junio de 2023, de: http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0004-06222013000300002&lng=es&tlng=es.

Ojeda-Barrios, D. L., Balandran-Valladares, M. I., Cruz-Alvarez, O., Hernández-Rodríguez, O. A., Jacobo-Cuellar, J. L., Flores-Córdova, M. A., & Sánchez-Chávez, E. (2021). Changes in nutrient concentration and oxidative metabolism in pecan leaflets at different doses of zinc. Plant, Soil and Environment, 67(1), 33-39.

Pires, T. C., Barros, L., Santos-Buelga, C., & Ferreira, I. C. (2019). Edible flowers: Emerging components in the diet. Trends in Food Science & Technology, 93, 244-258. doi: 10.1016/j.tifs.2019.09.020.

Rop, O., Mlcek, J., Jurikova, T., Neugebauerova, J., & Vabkova, J. (2012). Edible flowers—a new promising source of mineral elements in human nutrition. Molecules, 17(6), 6672-6683. doi: 10.3390/molecules17066672

Cuadro 1. Concentración mineral en flores comestibles de durazno y manzano.

Durazno-Variedades	**Macronutrientes (g kg^{-1} p. s)**				
	N-total	**P**	**K^{+}**	**Ca^{2+}**	**Mg^{+}**
July flame	2.37±0.03a	0.27±0.017b	1.12±0.01a	0.54±0.02b	0.29±0.05a
Cary Mac	2.35±0.02a	0.33±0.025a	1.13±0.03a	0.58±0.04ab	0.43±0.02b
Fair time	2.26±0.037b	0.28±0.022ab	1.12±0.15a	0.64±0.01a	0.45±0.05b
CV (%)	1.38	7.52	1.93	5.14	10.85
Desviación	0.03	0.02	0.02	0.02	0.04
Durazno-Variedades	**Micronutrientes (mg kg^{-1})**				
	Fe^{2+}	**Cu $^{2+}$**	**Mn $^{2+}$**	**Zn $^{2+}$**	**Na^{+}**
July flame	182.66±3.05a	11.16±1.04a	42.33±2.08a	24.50±1.00a	0.02±0.0004a
Cary Mac	181.50±1.32a	11.56±1.50a	43.0±2.00a	26.92±2.19a	0.01±0.001ab
Fair time	182.17±1.7a	11.50±1.50a	36.33±2.51b	26.16±2.08a	0.01±0.001b
CV (%)	1.93	11.96	5.45	7.11	8.03
Desviación	2.17	1.36	2.21	1.84	0.0013
Manzano-Variedades	**Macronutrientes (g kg^{-1} p. s)**				
	N-total	**P**	**K^{+}**	**Ca^{2+}**	**Mg $^{2+}$**
Manchurian	2.23±0.14a	0.31±0.03a	2.15±0.06a	0.54±0.04a	0.66±0.02a
Jhon Downy	2.32±0.86a	0.29±0.03a	2.20±0.12a	0.58±0.05a	0.65±0.02a
CV (%)	5.28	10.82	4.42	8.95	5.73
Desviación	0.12	0.03	0.09	0.05	0.03
Manzano-Variedades	**Micronutrientes (mg kg^{-1})**				
	Fe^{2+}	**Cu^{2+}**	**Mn^{2+}**	**Zn^{2+}**	**Na**
Manchurian	92.10±2.65a	14.50±0.61a	93.40±1.85a	45.40±0.54a	0.03a
Jhon Downy	83.70±2.33b	11.80±0.83b	83.70±2.33b	43.00±0.70b	0.03a
CV (%)	2.84	5.57	2.37	1.43	40.08
Desviación	2.50	0.73	2.10	0.63	0.01
Macronutriente	**N-total**	**P**	**K^{+}**	**Ca^{2+}**	**Mg^{+}**
F	ns	ns	**	ns	**
V(F)	ns	*	ns	ns	*
Micronutriente	**Fe $^{2+}$**	**Cu^{2+}**	**Mn^{2+}**	**Zn^{2+}**	**Na**
F	**	*	**	**	ns
V(F)	*	*	**	*	ns

CONTROL BIOLÓGICO DE HONGOS PATÓGENOS EN SEMILLAS DE *Triticum aestivum* L. CON PGPR Y BIOCARBÓN

Leticia Gómez Velázquez[1,2]; Moisés Graciano Carcaño Montiel[1,2]; Guadalupe Medina de la Rosa[2,4]; Fabiola Avelino Flores[1,2]; Laura Morales Lara[1,3]; Armando Tapia Hernández[2]; Lucia López Reyes[1,2*]

[1]Posgrado en Ciencias Ambientales, [2] Centro de Investigaciones en Ciencias Microbiológicas, [3]Facultad de Ciencias Químicas. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, Pue. [4]CONAHCyT, *lucia.lopez@correo.buap.mx

RESUMEN

El trigo, por su uso en la alimentación es el tercer cereal más importante en el mundo. Sin embargo, la presencia de hongos patógenos provoca pérdidas en el rendimiento y calidad del cultivo. El uso de microorganismos benéficos como las bacterias promotoras del crecimiento vegetal conocidas por sus siglas en inglés como PGPR (Plant Growth Promoting Rhizobacteria) y el biocarbón son una alternativa para el control de enfermedades en los cultivos. Por lo que, en el presente trabajo, se evaluó su efecto sobre el control biológico de hongos en semillas de trigo (*Triticum aestivum* L.). Se obtuvo una colección de hongos fitopatógenos a partir de muestras de semillas, tallos y hojas de trigo incubadas en cámara húmeda. Se identificaron cuatro géneros de hongos: *Geotrichum*, *Alternaria*, *Fusarium* y *Chaetomium* los cuales se ensayaron frente a tres cepas de *Bacillus* y tres cepas de *Serratia* en medio de cultivo infusión de papa, con y sin suplemento de biocarbón al 0.5%. Las cepas bacterianas de los géneros *Bacillus* y *Serratia* disminuyeron el crecimiento de todos los hongos ensayados en condiciones *in vitro*, pero las tres cepas de *Serratia,* en combinación con el biocarbón, redujo significativamente la presencia de hongos fitopatógenos en pruebas de sanidad de semillas de trigo. Por lo que se concluye que, la combinación de *B. simplex*, *B. mycoides, P. simplex*, *S. proteamaculans* y *S. grimesii,* con biocarbón resultó ser efectivo en el control de hongos patógenos en semillas de trigo.

PALABRAS CLAVE: *Antagonismo; Biocontrol; Carbón vegetal; Fitopatógenos; Trigo.*

INTRODUCCIÓN

Los problemas ambientales como el cambio climático, la pérdida de biodiversidad, la contaminación del aire, el suelo y el agua, entre otros, afectan la calidad y el rendimiento de los cultivos debido a que generan condiciones climáticas extremas (sequias, inundaciones, altas temperaturas, etc.) y favorecen la presencia de patógenos (Márquez *et al*., 2021).

El manejo de plagas y enfermedades en los cultivos se ha basado en la aplicación de pesticidas. Sin embargo, son dañinos para el ambiente, la biota y la salud de los seres humanos. Los hongos son los agentes contaminantes más comunes en los cultivos, sin embargo, los métodos para su control (culturales, con agroquímicos y el mejoramiento genético de las semillas), resultan ineficientes, aun cuando se aplican de forma integral (Taj *et al*., 2022). El uso de microorganismos benéficos son una alternativa para el control de enfermedades en los cultivos, como las bacterias promotoras del crecimiento vegetal o

PGPR, que limitan el desarrollo de patógenos por medio de diferentes mecanismos que incluyen la competencia por nutrientes, la inducción de la resistencia de las plantas y la capacidad anti-fitopatógena (De Tender *et al.*, 2021). Por otro lado, el biocarbón influye positivamente sobre la estructura del suelo por la liberación lenta de nutrientes y minerales, ayuda a contrarrestar los efectos del cambio climático, provee nichos para las comunidades microbianas, retiene la humedad, enmienda los suelos y estimula la síntesis de compuestos orgánicos volátiles (COV) y recientemente se estudia su acción en el control de enfermedades fúngicas asociadas a los cultivos (De Tender *et al.*, 2021; Gebremedhin, 2022). Uno de los cereales más importante a nivel mundial y en México es el trigo (SADER, 2022), pero la infección por fitopatógenos provoca perdidas en la calidad y el rendimiento del cultivo, por lo tanto, el objetivo de la investigación fue evaluar el control biológico de los hongos asociados a las semillas de trigo (*Triticum aestivum* L.) con bacterias del género *Serratia* y *Bacillus*, en combinación con biocarbón.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se obtuvo una colección de hongos fitopatógenos de trigo los cuales fueron aislados en medio Agar Dextrosa Papa (PDA) a partir de semillas, tallos y hojas de trigo incubados en cámara húmeda. Los hongos se identificaron por el método del microcultivo con la técnica de Ridell, para favorecer el desarrollo de estructuras reproductivas y esporas que se observaron al microscopio para asociarlos a un género taxonómico especifico con ayuda de claves (Carrillo, 2003; Warham *et al.*, 1997).

A partir de la colección bacteriana que pertenece al laboratorio de Microbiología del Suelo del Instituto de Ciencias (ICUAP) de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, se seleccionaron seis cepas bacterianas: *Peribacillus simplex* (M2CC2), *Bacillus mycoides* (M4PN3), *Bacillus simplex* (M5EL3) y tres especies que pertenecen al género *Serratia* de las cuales dos son de la especie *S. proteamaculans* (BUAP-P3S y BUAP-P1R) y otra a *S. grimesii* (BUAP-P5S). Cada una de estas sepas con actividad antifúngica, ya sea por su actividad de la enzima quitinasa, síntesis de COV y producción de auxinas como el ácido índol-3-acético (AIA) y/o ácido fenil-acético (Medina *et al.*, 2017: Gutiérrez *et al.*, 2023). Se evaluó el efecto antagónico de las bacterias seleccionadas contra los hongos patógenos aislados de plantas de trigo en placas Petri con medio infusión de papa, donde se inoculo 10 µL de cada cepa en seis radios de 2.5 cm y después de 48 h se sembraron los hongos patógenos por una picadura en el centro del agar. Se midió el diámetro del desarrollo fúngico a los 8 días y se comparó con los hongos en ausencia de bacterias.

El carbón vegetal fue obtenido a partir de restos de poda de *Quercus* sp., se sometió a molienda y se tamizó a malla 500 µm. La acción antagónica también se evaluó *in vitro* en placas Petri con medio infusión de papa enriquecido con biocarbón al 0.5% (Araujo *et al.*, 2019). Cada hongo patógeno se sembró por una picadura en el centro. Se determinó el porcentaje de inhibición a través del diámetro de los hongos en presencia y ausencia de biocarbón.

Además, se midió el efecto de las cepas bacterianas y el biocarbón sobre la sanidad de semillas de trigo (Warham *et al.*, 1997) de la variedad Valles F2015. De las 6 especies

bacterianas se formaron 3 tratamientos: *Bacillus*, *Serratia* y la mezcla de ellas. Se inoculó por triplicado a 100 semillas por inmersión en los consorcios bacterianos, con y sin el biocarbón, después se repartieron homogéneamente en papel filtro estéril, previamente humedecido, para incubar durante 10 días y se cuantificó la presencia de los patógenos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontraron doce hongos asociados a plantas y semillas de trigo: *Alternaria alternata* (2), *Alternaria arborescens*, *Alternaria* sp., *Fusarium equiseti*, *Fusarium* sp., *Geotrichum candidum, Chaetomium mareoticum,* y cuatro hongos en proceso de identificación (STCT-P, STH-BL, STVV-BL y TTVTBL). Entre ellos, *Fusarium* y *Alternaria* son reportados frecuentemente como responsables de daños severos a cereales (Minati y Mohammed, 2020; Różewicz *et al*., 2021). Por otro lado, las seis cepas bacterianas ensayadas, limitaron el crecimiento de los doce hongos procedentes de trigo. Lo anterior es similar a otros reportes, donde especies de *Bacillus* son efectivas contra *Fusarium oxysporum* y *Rhizocotonia solani*, mientras que *Serratia* puede inhibir a *F. sambucinum* y a *F. proliferatum* (Guo *et al.,* 2020; Elnahal *et al*., 2022). Además, el crecimiento de *G. candidum* y TTVTBL se ve comprometido en presencia de *P. simplex*, no así *Alternaria* sp. La cepa de *B. mycoides* disminuye el crecimiento fúngico de *G. candidum* de manera significativa. Las especies de *S. proteamaculans* afectaron el desarrollo del hongo STCT-P, mientras que *S. grimesii* limita a *Alternaria*, aunque se sabe que algunas especies de *Serratia* disminuyen el desarrollo de *Fusarium*, en esta investigación la inhibición no fue significativa (Guo *et al*., 2020).

El biocarbón tuvo efectos poco significativos sobre los hongos en comparación con las PGPR, ya que el crecimiento de los hongos fue similar a los del tratamiento control. Incluso, algunos los hongos se vieron favorecidos en su desarrollo en presencia de biocarbón (*G. candidum* y *Fusarium*), en contraste con la reducción del diámetro de crecimiento que presentaron *Alternaria* y TTVTBL (Figura 1). Los tratamientos más efectivos en el biocontrol de hongos fitopatógenos *in vitro* fueron aquellos con PGPR, seguido del tratamiento con *Serratia*+*Bacillus*+biocarbón, ya que redujo el diámetro de crecimiento de *Alternaria* sp., STCT-P, TTVTBL y STHBL. Mientras que, en el caso de *Fusarium* sp. los tratamientos que limitaron su crecimiento fueron *S. proteamaculans* (P3S-B) y *S. grimesii*+biocarbón. Otros estudios también han reportado que el biocarbón a bajas concentraciones puede disminuir la presencia de *F. oxysporum* (De Tender *et al*., 2021).

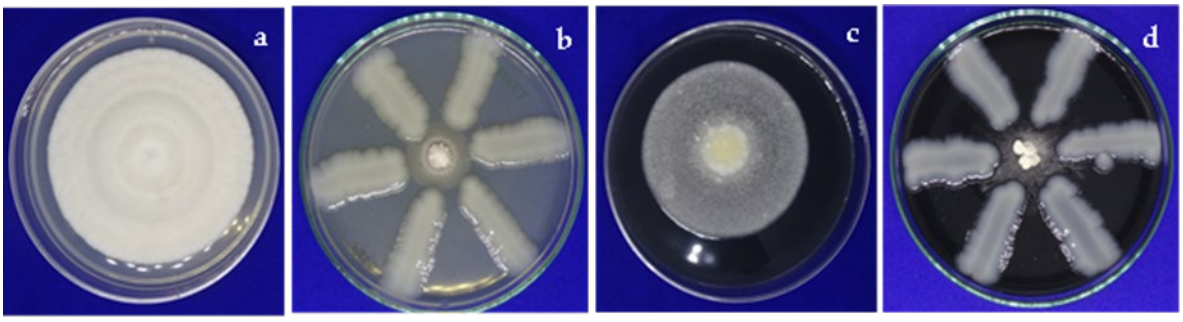


Figura 1. Crecimiento fúngico de TTVTBL en medio de cultivo PDA: a) hongo solo, b) en presencia de *Serratia*, c) PDA+biocarbón y d) PDA+biocarbón+ *Serratia*.

Cuadro 1. Porcentaje de sanidad de semillas de trigo var. Valles F2015 con PGPR y, biocarbón.

Tratamiento	Con infección				Sin infección
	Colonia en semilla				
	Rosa	Blanco	Café	Amarillo	
	% Infección				
Control	8.0±0.6 ab	32.3±2.1 ab	50.0±1.5 c	7.0±0.7 a	2.6±0.5 a
Serratia	1.7±0.4 a	43.0±6.0 ab	31.3±6.2 ac	5.3±1.7 a	18.7±1.6 b
Bacillus	6.7±1.3 ab	46.3±4.1 ab	30.7±2.1 ac	10.7±5.8 a	5.7±0.8 a
Bacillus + *Serratia*	1.7±0.7 a	46.7±4.2 ab	19.7±4.4 ab	19.7±1.6 a	12.3±1.5 ab
Biocarbón	12.3±2.0 b	23.7±1.6 a	44.3±3.0 bc	3.7±0.5 a	16.0±1.5 b
Biocarbón +*Serratia*	5.5±1.8 ab	41.5±3.9 ab	23.0±3.5 ac	0.5±0.4 a	29.5±1.8 c
Biocarbón + *Bacillus*	6.3±1.6 ab	59.3±1.0 b	24.3±2.3 ac	6.0±1.2 a	4.0±0.7 a
Biocarbón +*Serratia* + *Bacillus*	3.0±0.6 ab	59.3±3.3 b	8.3±2.0 a	0.3±0.2 a	29.0±1.4 c

Letras diferentes en la misma columna, representan diferencias significativas a p=0.05. Los valores representan la media de 3 repeticiones y la desviación estándar.

Las infecciones fúngicas en las semillas incubadas por 10 días en cámara húmeda, se manifestaron como diferentes coloraciones en la semilla (amarillo, rosa, blanco y café). Las coloraciones en semilla más abundantes fueron blanca y café, siendo esta ultima la que fue inhibida por todos los tratamientos con *Bacillus*, *Serratia* y biocarbón. Se encontró que la sanidad de semillas de trigo incremento en todos los tratamientos con PGPR y biocarbón con respecto al control, siendo los más efectivos: biocarbón+*Serratia* y biocarbón+*Bacillus*+*Serratia* (Cuadro 1). El género bacteriano *Serratia*, aumento significativamente la sanidad de las semillas de trigo, sola y en presencia de biocarbón.

CONCLUSIONES

Los hongos asociados a semilla y planta de trigo pertenecen a los géneros de *Geotrichum*, *Alternaria*, *Fusarium* y *Chaetomium*, entre otros, estos pueden ser biocontrolados con PGPR de las especies *B. simplex*, *B. mycoides, P. simplex*, *S. proteamaculans* y *S. grimesii*. Además, la mezcla de *S. proteamaculans*+*S. grimesii*+biocarbón incrementó considerablemente la sanidad de semillas de trigo.

AGRADECIMIENTOS

Por el apoyo recibido al grupo BUAP-CA-99, proyecto VIEP (1001558-VIEP2023) y programa BiofertiBUAP, ambos de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

BIBLIOGRAFÍA

Araujo, A. S. D., Blum, L. E. B., & Figueiredo, C. C. D. (2019). Biochar and *Trichoderma harzianum* for the Control of *Macrophomina phaseolina*. *Brazilian Archives of Biology* and Technology, 62. https://doi.org/10.1590/1678-4324-2019180259

Carrillo, L. (2003). Los hongos de los alimentos y forrajes. *Universidad Nacional de Salta, Argentina*,*118*, 20.

De Tender, C., Vandecasteele, B., Verstraeten, B., Ommeslag, S., Kyndt, T., & Debode, J. (2021). Biochar-enhanced resistance to *Botrytis cinerea* in strawberry fruits (but not leaves) is associated with changes in the rhizosphere microbiome. *Frontiers in Plant Science*, *12*, 700479.

Elnahal, S., El-Saadony, T., Saad, M., Desoky, S., El-Tahan, M., Rady, M. & El-Tarabily, A. (2022). The use of microbial inoculants for biological control, plant growth promotion, and sustainable agriculture: A review. *European Journal of Plant Pathology*, 162(4), 759-792.

Gebremedhin, W. (2022). The role of biochar for agricultural and environmental purposes with best quality considerable characteristics. *Magna Scientia Advanced Research and Reviews*, 05(01), 48–53. https://doi.org/10.30574/msarr.2022.5.1.0044

Guo, Z., Zhang, X., Wu, J., Yu, J., Xu, M., Chen, D. y Wan, S. (2020). In vitro inhibitory effect of the bacterium *Serratia marcescens* on *Fusarium proliferatum* growth and fumonisins production. *Biological Control*, 143, 104188.

Gutiérrez-Flores, L. M., López-Reyes, L., Mauricio-Gutiérrez, A., Carcaño-Montiel, M., Portillo-Manzano, E., & Gómez-Velázquez, L. (2023). Potential use of bacterial strain in the genus *Serratia* to biocontrol fungal pathogens associated with defoliation on *Pinus patula*. *Biocontrol Science and Technology*, 1-14.

Márquez, D. L., Hernández, A., Márquez, L. H., & Casas, M. (2021). La educación ambiental: evolución conceptual y metodológica hacia los objetivos del desarrollo sostenible. *Universidad y Sociedad*, 13(2), 301-310.

Medina-de la Rosa, G., López-Reyes, L., Carcaño-Montiel, M. G., López-Olguín, J. F., Hernández-Espinosa, M. A., & Rivera-Tapia, J. A. (2016). Rhizosphere bacteria of maize with chitinolytic activity and its potential in the control of phytopathogenic fungi. *Archives of Phytopathology and Plant Protection*, 49(11-12), 310-321.

Minati, M. H., & Mohammed-Ameen, M. K. (2020). Fungal diversity of winter wheat parts, seed and field soil in Iraq, Basra Province. In IOP Conference Series: *Materials Science and Engineering*. Vol. 928, No. 6, p. 062004.

Różewicz, M., Wyzińska, M., & Grabiński, J. (2021). The most important fungal diseases of cereals—Problems and possible solutions. Agronomy, 11(4), 714.

Taj, M., Sajjad, M., Li, M., Yasmeen, A., Mubarik, M. S., Kaniganti, S., & He, C. (2022). Potential Targets for CRISPR/Cas Knockdowns to Enhance Genetic Resistance Against Some Diseases in Wheat (*Triticum aestivum* L.). *Frontiers in Genetics*, 13. https://doi.org/10.3389%2Ffgene.2022.926955

SADER, Secretaria de Agricultura y Desarrollo Rural. (2016) ¿Por qué el grano de trigo es tan valioso? https://www.gob.mx/agricultura/es/articulos/por-que-el-trigo-en-grano-es-tan-valioso

SADER, Secretaria de Agricultura y Desarrollo Rural. (2022). Cultivo de trigo en México: todo lo que debes de saber. https://www.gob.mx/agricultura/articulos/cultivo-de-trigo-en-mexico-todo-lo-que-debes-de-saber

Warham, E.J., Butler, L.D. & Sutton, R.C. (1997). Ensayos para la semilla de maíz y de trigo. (CIMMYT, Ed.). CIMMYT. México. 84 pp.

CUANTIFICACIÓN DE MICROORGANISMOS EN SUELOS VOLCÁNICOS DE LA CDMX CON DIFERENTE FERTILIZACIÓN BAJO CONDICIONES CONTROLADAS

Víctor Josué Ramírez Ramos[1]; Judith Castellanos-Moguel[1*]; Mariana Guadalupe Escutia Manrique[1,2]; Mitzi Itzel Fuantos Vázquez[1,2]; Daniela Mejía Aldana[1]; Berenice Barrientos Ojeda[3]; Gilberto Vela Correa[3]; Elizabeth Solleiro Rebolledo[4].

[1]Laboratorio de Micología, Departamento el Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco; Calzada del Hueso 1100, Villa Quietud, CP. 04960, Coyoacán CDMX. México; [2]Programa Jóvenes Construyendo el Futuro, Secretaría del Trabajo y Previsión Social; [3]Laboratorio de Edafología, Departamento el Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco; [4]Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. mjmoguel@correo.xoc.uam.mx

RESUMEN

El suelo es un hábitat natural para los microorganismos que prestan diversos servicios ambientales, en la Ciudad de México, existe una gran extensión de suelo de origen volcánico que está considerado como de conservación, donde algunos sitios son utilizados con fines agrícolas. Para asegurar la fertilidad del suelo, se utilizan diversos mejoradores de suelo, ya sea de origen químico o residuos de actividades agrícolas como la composta, el estiércol o biológicos como los biodigestatos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la influencia del uso de mejoradores de suelo sobre la cantidad de bacterias y hongos bajo condiciones controladas de cultivo de avena forrajera (*Avena sativa* L). Se colectaron muestras de suelo de tres parcelas y se dividieron en seis lotes que se adicionaron con mejoradores utilizados en la zona, tales como biodigestato, nopal, composta, estiércol, fertilizante y un testigo sin mejorador. Se sembraron con avena y se muestrearon cada 15 días durante cuatro meses, posteriormente se aislaron y cuantificaron las unidades formadoras de colonias de hongos y bacterias. De manera general, las unidades formadoras de colonias fueron favorecidas por la presencia de la avena, debido a que los exudados radiculares promueven el crecimiento de los microorganismos. Tanto para hongos como para bacterias, los mejoradores sólidos orgánicos como la composta, el estiércol y el nopal, favorecieron su presencia, por lo que la suplementación tradicional de la avena es la adecuada para este cultivo forrajero.

PALABRAS CLAVE: *Agregados de suelo; Avena; Bacterias; Hongos; Suelo de conservación*

INTRODUCCIÓN

El suelo es un amplio reservorio de biodiversidad y un hábitat natural para los microorganismos, quienes tienen un papel fundamental en el ciclado de los nutrientes, además prestan servicios ambientales relacionados con la captura del carbono y la mitigación de los efectos del cambio climático. En la parte alta del suelo de conservación de la Ciudad de México (Milpa Alta, Tláhuac y Xochimilco) predominan los suelos que se han formado a partir de cenizas volcánicas, conocidos como andosoles (INEGI, 2017), que son utilizados con fines agrícolas, sobre todo para cultivo de nopal verdura, diversas hortalizas y avena forrajera. Muchos de estos suelos han sufrido deterioro de sus

propiedades físicas, químicas y biológicas ya que por su naturaleza son fácilmente degradables bajo sistemas agrícolas intensivos, que provocan la destrucción de la estructura del suelo, favoreciendo los procesos erosivos, además de modificar la composición de microorganismos, que influyen en la fertilidad y productividad (Pajares *et al,* 2006).

Para subsanar la pérdida de fertilidad, se utilizan diversos productos para promover el crecimiento de las plantas, principalmente de origen químico, o bien dentro del manejo tradicional de los cultivos, se agregan residuos de nopales o estiércol sin tratamiento previo o algunos productos biológicos derivados de fermentaciones libres como son la composta o los biodigestatos. Sin embargo, al ser procesos artesanales pueden afectar de manera positiva o negativa a las poblaciones microbianas ya establecidas en el suelo. Derivado de esta problemática, se propuso evaluar la influencia del uso de mejoradores de suelo sobre la cantidad de bacterias y hongos bajo condiciones controladas de cultivo de avena forrajera (*Avena sativa* L).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se colectaron muestras de suelo de tres parcelas agrícolas de los poblados de San Nicolás Tetelco (SN), Santiago Tulyehualco (T) y San Lorenzo Tlacoyucan (SLT), que pertenecen al suelo de conservación de la CDMX. En invernadero, se estableció un diseño experimental en seis lotes, como una prueba piloto. A cada lote se le agregó un mejorador utilizado en la zona de la manera en la cual lo emplean los productores en el cultivo de la avena (Cuadro 1). Posteriormente, el suelo con mejorador se colocó en charolas, se sembró y se mantuvo bajo condiciones controladas durante cuatro meses, que es el tiempo que tarda la avena forrajera en terminar el ciclo de cultivo. Simultáneamente se colocaron los mismos mejoradores en charolas, pero sin planta para poder comparar la cantidad de microorganismos sin la influencia de la raíz de la avena en los mismos.

Cada 15 días se tomó una muestra de las charolas y se sembró en cajas de Petri con agar Rosa Bengala adicionado con cloranfenicol (1g/1000mL) para la cuantificación de unidades formadoras de colonias (UFC) de hongos y en agar nutritivo para la cuantificación de UFC de bacterias, utilizando el método de placas de Warcup modificado (Mier *et al*., 2013). Cada colonia observada en las cajas fue considerada como proveniente de una célula bacteriana o un propágulo fúngico. Se promedió la cantidad de microorganismos obtenidos por tratamiento a lo largo de cuatro meses considerando el ciclo vegetativo de la avena, se calculó la cantidad por gramo de suelo y se compararon entre sí.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El suelo del poblado de Santiago Tulyehualco (T) presentó una menor cantidad de humedad y una textura arenosa, mientras que el proveniente de San Nicolás Tetelco (SN) y San Lorenzo Tlacoyucan (SLT) fueron un poco más parecidos entre sí, al presentar una humedad similar y una textura areno-limosa.

Cuadro 1. Tratamientos utilizados como mejoradores de suelo, cada tratamiento se aplicó al suelo de los tres sitios con y sin planta.

Tratamiento	Composición
Biodigestato, B	Biológico proveniente de tratamiento microbiano anaeróbico de residuos orgánicos derivados de la limpia de nopal y otras verduras del Centro de acopio de nopal-verdura producido por la empresa Sustentabilidad, energía y medio ambiente y la CDMX (CDMX 2016; SUEMA 2017)
Nopal, N	Cladodios provenientes de las podas y aclareos de parcelas de nopal
Composta, C	Composta producida y proporcionada por la CDMX y distribuida por la CORENADR
Estiércol, E	Estiércol procedente de las granjas de traspatio locales
Fertilizante, F	Triple 16 comercial (formulado común en la región)
Testigo, T	Suelo sin tratar de cada una de las parcelas que se utilizó para contrastar los resultados de los tratamientos

La Figura 1 muestra la comparación de UFC fúngicas/g de suelo en los diferentes sitios y tratamientos utilizados. De manera general, las UFC fueron favorecidas por la presencia de la avena, debido a que los exudados radiculares promueven el crecimiento de los microorganismos. La mayor cantidad de UFC fúngicas se observó en SLT en el tratamiento con planta y biodigestato (6.6×10^5 UFC/ g de suelo), mientras que, para los otros dos sitios, no se incrementaron las colonias fúngicas con ese tratamiento (2.5×10^4 en T y 5.0×10^3 en SN) en comparación al suelo testigo (ya que todos correspondieron a la misma unidad de magnitud, 10^4 UFC/g de suelo). Los suelos tratados con composta (SLT con 2.0×10^5 y SN con 9.5×10^4 UFC/g de suelo), estiércol (T con 1.3×10^5 UFC/g de suelo) y en menor medida nopal (2.0×10^4 para SN hasta 8.5×10^4 UFC/ g de suelo para SLT). El suelo adicionado con residuos sólidos (verduras) es el que presenta la mayor cantidad de hongos después de 60 días. El tratamiento que presentó menor cantidad de UFC para T y SN, independientemente de la presencia de las plantas fue el de fertilizante, ya que inhibe el crecimiento de los hongos en el suelo al propiciar la selección de los integrantes de las comunidades fúngicas (Castañeda-Sánchez y Úsuga-Osorio, 2011).

La Figura 2 muestra la comparación de UFC bacterianas/g de suelo proveniente de diferentes sitios y tratamientos utilizados. En contraste con los hongos, el tratamiento que resultó más favorecedor fue el de fertilizante, en todos los sitios y tanto con planta como sin planta, esto puede explicarse a que los nutrimentos del fertilizante están biodisponibles y favorecen el rápido desarrollo de las bacterias. Los otros dos tratamientos que presentaron la mayor cantidad de UFC bacterianas /g de suelo fueron el estíercol (5.9×10^5UFC/ g de suelo en T) y la composta (5.0 x 105 UFC/g de suelo en SLT). Solamente en SN, el biodigestato promovió el crecimiento de bacterias en el suelo sin planta, por lo que puede ser una fuente accesible de nutrimentos.

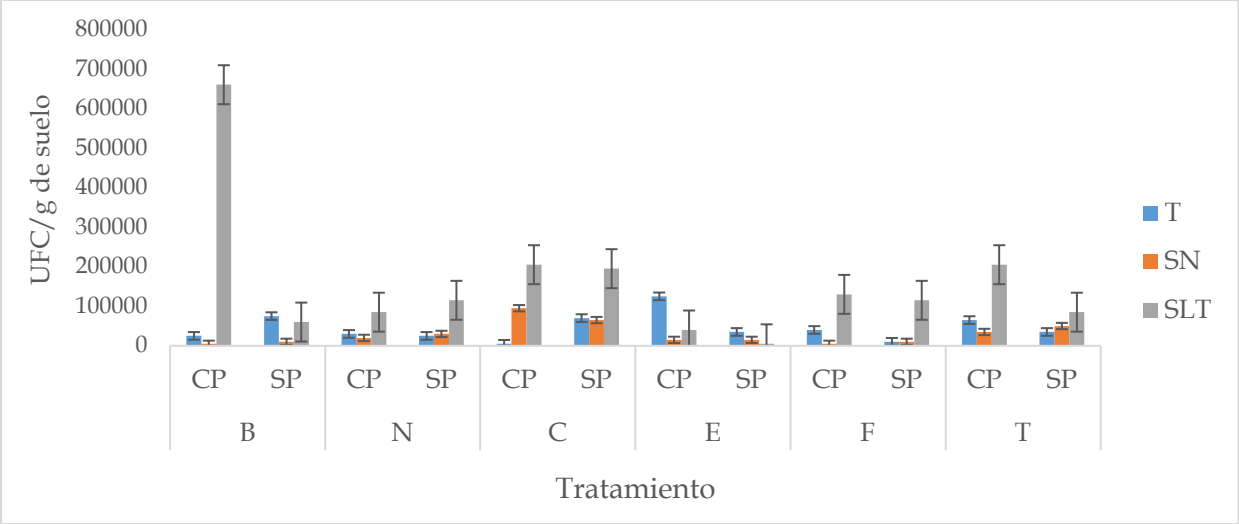


Figura 1. Comparación de UFC fúngicas/g de suelo presentes en todos los tratamientos. T, Tulyehualco; SN, San Nicolas Tetelco; SLT, San Lorenzo Tlacoyucan. B, biodigestato, N, nopal, C, Composta, E, Estiércol, F, Fertilizante y T Testigo. CP, con planta y SP sin planta.

CONCLUSIONES

Los suelos de origen volcánico pueden presentar diferentes características, incluidos los atributos biológicos, como la cantidad de hongos y bacterias presentes. Los mejoradores de suelo utilizados en el presente estudio mostraron tener influencia en la cantidad de microorganismos. Los mejoradores sólidos orgánicos como la composta, el estiércol y el nopal, favorecen la presencia de hongos y bacterias, concretamente, en T el estiércol, en SN la composta y en SLT el biodigestato, sin embargo, por la cantidad requerida y el manejo de este, puede resultar un poco difícil para su aplicación generalizada.

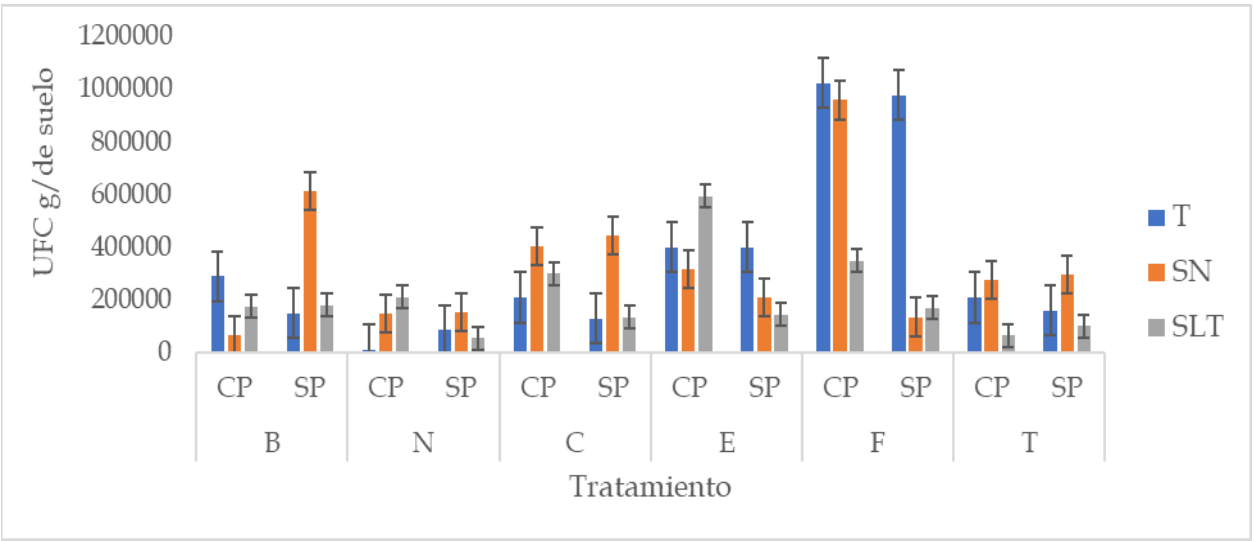


Figura 2. Comparación de UFC bacterianas/g de suelo presentes en todos los tratamientos. T, Tulyehualco; SN, San Nicolas Tetelco; SLT, San Lorenzo Tlacoyucan. B, biodigestato, N, nopal, C, Composta, E, Estiércol, F, Fertilizante y T Testigo. CP, con planta y SP sin planta.

El uso de fertilizantes químicos favoreció el aumento de bacterias presentes, esto por los elementos biodisponibles fácilmente utilizables por los microorganismos. Es posible utilizar estos mejoradores dentro de un manejo integrado del cultivo de la avena forrajera.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Secretaría de Educación, Ciencia, Tecnología e Innovación del Gobierno de la Ciudad de México (SECTEI) por el apoyo otorgado a través del proyecto "Manejo de suelos volcánicos en la porción sur de la cuenca de México, para potencializar su producción alimentaria sustentable, recarga de agua y mitigación del cambio climático**".**

BIBLIOGRAFÍA

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). Anuario estadístico y geográfico de la Ciudad de México 2017. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 506 p.

Mier, T., F Rivera-Becerril, M.A. Ayala-Zermeño, C. Toriello, S. Aguilar Ogarrio y M. Ulloa. 2013. Métodos experimentales para el estudio de hongos microscópicos, Instituto de Biología, UNAM, Universidad Autónoma Metropolitana. México.

Ochoa Estrada S, Ortiz Solorio C.A, Gutiérrez Castorena Ma.del C, Quintero Lizaol R, Silva Garcia T. (2009). Aplicación directa de residuos sólidos orgánicos municipales a suelos volcánicos. Terra Latinoamericana, 27(1), 53-62.

Pajares S, Ferrera-Cerrato R, Gallardo Lancho J. (2006). Influencia de la degradación de los suelos volcánicos mejicanos en la población microbiana. En: J.F. GALLARDO (edt.), Medio Ambiente en Iberoamérica: Visión desde la Física y la Química en los albores del Siglo XXI. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Salamanca. 2. 341-349.

SUEMA (2017). Sustentabilidad en Energía y Medio ambiente. Multimedia. http://suema.com.mx/multimedia.html.

CULTIVO ORGÁNICO DE LENTEJILLA (*Lepidium virginicum* L.)

Leonardo Favio Laguna Barbosa[1*]; María Socorro Orozco Almanza[1]; María de Jesús Rojas Cortés[1]; Roberto Ramos González[1]

[1] Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Universidad Nacional Autónoma de México. Batalla 5 de mayo SN, esquina Fuerte de Loreto, Colonia Ejército Oriente Tercera Sección. CP 09230. Iztapalapa, CDMX. leonardofav01@gmail.com

RESUMEN

La etnobotánica muestra la gran riqueza de plantas que han sido utilizadas a lo largo de la historia. Sin embargo, las plantas nativas han sido poco estudiadas en su fitoquímica, farmacología y propagación. El objetivo de este trabajo fue cultivar ecológicamente a la lentejilla (*Lepidium virginicum* L.), con el fin de generar un protocolo de propagación. El trabajo se realizó en el vivero de la FES Zaragoza. La lentejilla se propagó por semillas, sembradas directamente en bolsas negras de vivero calibre 400, a cielo abierto y a temperatura ambiente. El sustrato testigo fue tierra negra, tezontle, agrolita (1:1:1) y se comparó con otro sustrato que incluía los elementos del testigo más bocashi (10%) (tratamiento). Durante el crecimiento se evaluó: altura, cobertura, número de inflorescencias, tiempo medio de floración, y biomasa. Se registraron las variables ambientales: temperatura y humedad relativa; variables edáficas: pH, conductividad eléctrica y composición nutrimental del sustrato. El tratamiento presentó los mejores resultados en las variables de crecimiento, y de biomasa. La lentejilla puede propagarse exitosamente por semilla, con una supervivencia en plantas del 100%, lo que permite generar el protocolo de propagación bajo principios agroecológicos.

PALABRAS CLAVE: *Bocashi; Códice de la Cruz-Badiano; Especie medicinal; Protocolo de propagación; Sustrato*

INTRODUCCIÓN

La herbolaria constituye una corriente de la medicina tradicional, cuyo referente más antiguo escrito en América es el Códice de la Cruz-Badiano. En México la utilización de plantas con estos fines continúa arraigada por razones culturales y socioeconómicas, en donde se ha favorecido más el uso de plantas exóticas y derivado de esto surge la necesidad de trabajar con las especies nativas.

Lepidium virginicum es una planta herbácea y anual, citada en el Códice de la Cruz Badiano (Linares y Bye, 2013a, 2013b). Actualmente carece de información sobre su propagación sexual, basada en principios agroecológicos. En la literatura solo se reporta su cultivo *in vitro* (Brucato *et al*., 2006). La propagación de esta especie es importante debido a que se reportan múltiples propiedades farmacológicas, como antiinflamatoria y anticancerosa (Martínez, 2021), por lo que es prioritario desarrollar un protocolo de propagación que permita, la domesticación de esta especie silvestre, considerada como maleza, pero con un gran valor ecológico y etnobotánico, así mismo es importante la generación de materia prima para futuros trabajos de fitoquímica. Si bien la especie es oportunista y crece en lugares perturbados, el rescate de su germoplasma para conformar

jardines botánicos es fundamental para conservar la biodiversidad ecosistémica y biocultural de México.

El objetivo de esta investigación fue generar un protocolo de propagación para la especie, que permita su producción masiva en vivero con fines de estudios fitoquímicos, farmacológicos y de diseño de jardines botánicos de plantas medicinales.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en el Vivero Chimalxochipan (Campo II de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza) en la Ciudad de México, con un clima C(w_0) templado subhúmedo con lluvias en verano (García-CONABIO, 1998) y precipitación anual de 428.44 mm. Las semillas se recolectaron el 31 de enero de 2020 en la Reserva del Pedregal de San Angel.

Para la germinación de las semillas, se colocaron en grupos de 20 unidades en cajas Petri por triplicado, con papel filtro como medio de soporte y sin aplicar ningún tratamiento pre-germinativo, las cajas se mantuvieron a una temperatura promedio diaria de 22°C (verano de 2022). Se evaluó la germinación final y el tiempo medio de germinación (González-Zertuche y Orozco-Segovia, 1996). Para evaluar el crecimiento de la especie, se realizó una siembra directa en bolsas de plástico negras calibre 400 (24 x 14 cm) que se mantuvieron a cielo abierto y bajo radiación solar directa. Se utilizaron dos sustratos diferentes (n=15). Sustrato 1: tierra de monte, tezontle y agrolita (1:1:1); sustrato 2: tierra de monte, tezontle y agrolita (1:1:1) adicionado con un 10% de abono orgánico bocashi. Quincenalmente se registró: altura, cobertura, número de inflorescencias, tiempo medio de floración y supervivencia. Durante el ciclo de crecimiento de la especie, se registró la humedad relativa y las temperaturas mínimas y máximas. Se cuantificó la biomasa producida en peso húmedo al momento de la cosecha (88 días después de la siembra) y el peso seco por sustrato (n=5). Para la identificación y control ecológico de plagas se consultó la guía del libro de Orozco y Ordoñez (2019). Se evaluaron variables edáficas como el pH (potenciómetro portátil conductronic), la conductividad eléctrica (conductímetro de la marca Horiba), y la calidad del abono orgánico y del sustrato. A las variables de crecimiento se les aplicó una prueba de normalidad de Shapiro-Wilks modificado, y una prueba T de Student de muestras independientes o la prueba U Mann Whitney (Flores-Ruiz *et al*., 2017) (Infostat versión 29-09-2020), para determinar las diferencias entre tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El tratamiento con bocashi como abono orgánico, incrementó el contenido de N, P, K y Na, pero no el de Ca, Fe, Cu, Zn, Mn y B, los cuales fueron mayores en el testigo (Cuadro 1). Se cubrieron los requerimientos nutricionales de la lentejilla con 0.96% de nitrógeno total, 0.23% de fósforo y 0.23% de potasio (Cuadro 1). El Ca y el Mg disminuyeron significativamente por la interacción agrolita + tezontle. Tanto el pH neutro para el tratamiento como el pH ligeramente ácido para el testigo se encontraron dentro de lo normal, la relación C/N fue característica de los abonos maduros, lo cual se mantuvo en el sustrato adicionado con bocashi, que además presentó valores de nutrientes de un buen abono orgánico (Hernández-Rodríguez *et al*., 2013).

Cuadro 1. Composición de macro y micronutrientes en el abono bocashi y en el sustrato con abono (Universidad Autónoma Chapingo. Departamento de suelos. Laboratorio Central Universitario)

Variable	Abono orgánico bocashi	Sustrato TAT + bocashi	Sustrato TAT
N total (%)	1.49	0.96	0.79
P (%)	0.77	0.23	0.20
K (%)	2.65	0.23	0.13
Ca (%)	0.91	0.006	0.005
Mg (mg/kg)	2140.88	486.63	496.50
Na (%)	0.85	0.22	0.18
Fe (%)	0.52	0.20	0.24
Cu (mg/kg)	39.75	12.08	18.00
Zn (mg/kg)	547.00	413.00	460.50
Mn (mg/kg)	189.50	175.00	219.50
B (mg/kg)	93.69	85.81	98.41
pH	7.17	7.15	6.70
CE (dS m^{-1})	7.87	0.29	0.17
C/N	13.4	10.0	11.4

TAT = tierra de monte + agrolita + tezontle (1:1:1).

La germinación final de las semillas de lentejilla fue del 81.66% en el día 15 después de la siembra con una radiación solar máxima de 154 lux y una temperatura entre 19.3°C y 28.6°C. La supervivencia fue del 100% (Cuadro 2), para las plantas de ambos tratamientos. La aplicación de abono orgánico bocashi, mejoró los resultados de las variables del crecimiento al igual que la producción de biomasa ($p \leq 0.05$) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Atributos del crecimiento al momento de la madurez fisiológica

T	Altura (cm)	Cobertura (cm^2)	TMF (días)	IF (número)	S (%)	PH (g)	PS (g)
TAT + bocashi	45.28 ± 4.59^a	350.37 ± 184.44^a	52	58.83 ± 11.26^a	100%	18.42 ± 6.35^a	5.21 ± 1.69^a
TAT	19.86 ± 10.26^b	63.38 ± 23.77^b	102	3.66 ± 2.65^b	100%	1.44 ± 0.95^b	0.36 ± 0.19^b

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$). T.= Tratamiento. TAT = tierra de monte + agrolita + tezontle (1:1:1). TMF= Tiempo Medio de Floración (50% de los individuos de cada tratamiento presentaron flores en antesis). IF = Inflorescencias. S= Supervivencia. PH=Peso Húmedo. PS=Peso seco.

Estos resultados coincidieron con los obtenidos en otros trabajos para otras especies (López y Montejo, 2020; Mendivil-Lugo *et al*., 2020 y Cordero, 2021). Las condiciones edáficas y ambientales evaluadas permitieron identificar los parámetros para la producción de la especie en vivero (Cuadro 3).

Cuadro 3. Protocolo de propagación

Parámetro	Descripción
Propagación y época de siembra	Sexual o por semilla. Siembra a fines de verano o principios de otoño.
Germinación	Epígea, comienza entre los 3 y 8 días después de la siembra.
Sustrato	Tierra negra, tezontle, agrolita (1:1:1) + abono orgánico bocashi al 10%.
Variables edáficas	pH: 7.15; conductividad eléctrica: 0.29 (dS m^{-1}); C/N 10.0.
Contenedores	Bolsas de plástico negras calibre 400 de 2 L (24 cm x 14 cm).
Siembra	Directa, a profundidad de 1,5 a 2 cm.
Plagas y control	Caracoles: control con trampas de cerveza; orugas de mariposas: control manual e intercalar con plantas de mastuerzo; pulgón cenizo de la col: jabón potásico (1:10).
Riego	Emergencia: riego diario. Foliación: riego moderado (150 ml/ contenedor cada tercer día). Floración: riego moderado (225 ml cada tercer día.
Condiciones ambientales	Humedad ambiental de 44 a 68.1%; temperatura media de 19.16°C durante todo su ciclo de vida con fluctuaciones diarias de -11.5 a 53 °C.

CONCLUSIONES

La lentejilla puede propagarse exitosamente por semilla. Las plantas presentan un mejor crecimiento y rendimiento al aplicar bocashi como abono orgánico. La producción en vivero desde la germinación hasta la obtención de plantas maduras requiere de dos meses, con una supervivencia del 100%.

BIBLIOGRAFÍA

Brucato, G., Graziella, M., Trujillo, I. E. y Oropeza, M. (2006). Micropropagación de Lepidium virginicum L. a partir de microesquejes. *Agronomía Tropical*, *56*(4), 651-656. Cordero, C. A. (2021). *Cultivo orgánico de Espinosilla (Loeselia mexicana (Lam.) Brand) y Muicle (Justicia spicigera Schltdl)* (Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México). TesiUNAM.

Flores-Ruiz, E., Miranda-Novales, M. G. y Villasís-Keever, M. A. (2017). El protocolo de investigación VI: cómo elegir la prueba estadística adecuada. *Estadística inferencial. Revista Alergia México, 64*(3), 364-370.

García, E.-CONABIO. (1998). *Climas, escala 1:1000000*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

González-Zertuche, L. y Orozco-Segovia. (1996). Métodos de análisis de datos en la germinación de semillas, un ejemplo: Manfreda brachystachya. *Boletín de la Sociedad de México, 58*, 15-30.

Hernández-Rodríguez, O. A., Hernández-Tecorral, A., Rivera-Figueroa, C., Arras-Vota, A. M. y Ojeda-Barrios, D. (2013): Calidad nutrimental de cuatro abonos orgánicos producidos a partir de residuos vegetales y pecuarios. *Terra Latinoamericana, 31*, 35-46.

Linares, M. E. y Bye, R. A. (2013a). Códice De la Cruz-Badiano. Primera parte. *Arqueología Mexicana Edición Especial*, *50*, 1-91.

Linares, M. E. y Bye, R. A. (2013b). Códice De la Cruz-Badiano. Segunda Parte. *Arqueología Mexicana Edición Especial, 51*, 1-82.

López, E. B. y Montejo, I. L. (2020). *Bokashi con microorganismos de montaña; una alternativa para la nutrición de tomate bajo condiciones controladas*. Departamento de Agricultura de os Estados Unidos.

Martínez, E. J. (2021). *Evaluación de la actividad antiinflamatoria y citotóxica in vitro de Lepidium virginicum L.* (Brassicaceae) (Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Aguascalientes). Repositorio bibliográfico UAA.

Mendivil-Lugo, C., Nava-Pérez, E., Armenta-Bojórquez, A. D., Ruelas-Ayala, R. D. y Félix-Herrán, J. A. (2020). Elaboración de un abono orgánico tipo bocashi y su evaluación en la germinación y crecimiento del rábano. *Biotecnia, 22*(1), 17-23.

Orozco, M. S. y Ordoñez, M. M. (2019). *Plagas y control natural en huertos urbanos de la Ciudad de México.* Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, CDMX.

EFECTIVIDAD DE BIOFERTILIZANTES MICORRÍZICOS ARBUSCULARES NATIVOS DE UN ECOSISTEMA SEMIÁRIDO, EN EL CRECIMIENTO DE LECHUGA (*Lactuca sativa* L.)

Arturo Jiménez-Martínez[1*]; Noé Manuel Montaño[2*]; Susana Adriana Montaño-Arias[2]

[1]Posdoctorante del CONAHCyT comisionado al Departamento de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Iztapalapa. Av. Ferrocarril de San Rafael Atlixco 186, Leyes de Reforma 1a Sección, 09310, Ciudad de México, México; [2]Departamento de Biología (Área de Botánica), División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa Av. Ferrocarril de San Rafael Atlixco 186, Leyes de Reforma 1a Sección, 09310, Ciudad de México, México. * jmartur@xanum.uam.mx / nmma@xanum.uam.mx

RESUMEN

En este estudio se evaluó la efectividad de tres inóculos de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) procedentes de tres diferentes usos de suelo (matorral, islas de vegetación y áreas abiertas de un sistema agroforestal) de un ecosistema semiárido como biofertilizantes para el crecimiento de plantas de lechuga (*Lactuca sativa* L.). Se preparó un sustrato con base en una mezcla de suelo y arena sílica 50/50 (v/v). Se establecieron cuatro tratamientos de inoculación, los cuales comprendieron los HMA provenientes de los tres usos de suelo anteriormente mencionados, además de un control sin inocular. Las plantas se regaron cada tercer o cuarto día con agua corriente durante tres meses. Al finalizar el periodo experimental se cosechó la parte aérea y se evaluó el peso fresco y seco, el área foliar y la concentración de clorofila. Todos los tratamientos inoculados favorecieron el crecimiento de la lechuga comparado con el control. Sin embargo, las plantas inoculadas con HMA provenientes de las islas de vegetación y de las áreas abiertas del sistema agroforestal, tuvieron mejor respuesta que aquellas inoculadas con HMA de la vegetación nativa (matorral). Asimismo, los tres inóculos promovieron la concentración de clorofila en las plantas; no obstante, estos fueron más altos en los tratamientos inoculados con HMA de las islas de vegetación del sistema agroforestal y de matorral. Este estudio revela que los sistemas agroforestales y la vegetación nativa en ambientes semiáridos promueven inóculos de HMA efectivos como posibles biofertilizantes en el crecimiento de la lechuga.

PALABRAS CLAVE: *Efectividad; Hongos micorrízicos arbusculares; Lactuca sativa L., Sistemas agroforestales.*

INTRODUCCIÓN

Los sistemas agroforestales son reservorios de biodiversidad de diferentes microorganismos, entre ellos, los hongos micorrízicos arbusculares (HMA), los cuales forman la micorriza arbuscular en más del 80% de las plantas terrestres incluyendo las plantas de interés forestal y agrícola (Udawatta *et al*., 2019; Smith y Read, 2010). Se ha reportado que, entre la heterogeneidad vegetal, bajo condiciones naturales, el micelio de los HMA establece vínculos de intercambio de nutrimentos entre diferentes plantas (Nwoko y Sanginga, 1999; Van Der Heijden, 2016). Sin embargo, son pocos los trabajos de investigación donde consideran a los HMA como recurso biológico con potencial ante los

problemas ambientales crecientes que afectan el desarrollo de los cultivos (Noda, 2009). Robles-Martínez *et al.* (2013) reportaron que son necesarios los estudios donde se aborde el tema de los inoculantes nativos para elaborar biofertilizantes que estén adaptados a las condiciones naturales propias de las zonas de procedencia. Garrett *et al.* (2022) mencionaron que cada sistema agroforestal ofrece nichos únicos y diferentes recursos que promueven las interacciones bióticas y abióticas, y que son afectados por el manejo agrícola. Por lo que es imperativo conocer el papel de los HMA, como inoculantes, en ecosistemas semiáridos bajo diferentes tipos de manejo del recurso suelo.

La lechuga (*Lactuca sativa* L.), es una de las principales hortalizas producidas y consumidas en México. A nivel mundial, nuestro país se encuentra en el noveno sitio en la producción de hortalizas (http://www.gob.mx/siap). Dicho cultivo se lleva a cabo en todas las épocas del año (Moreno *et al.*, 2016), por lo que es crítico considerar a los HMA como inoculantes de este cultivo, en particular durante las primeras etapas de desarrollo que es cuando la planta podría requerir más de la asociación micorrízica para asegurar su supervivencia bajo diferentes condiciones de estrés ambiental, considerando las diferentes ventajas que le confiere esta simbiosis a la planta hospedera (Smith y Read, 2010). Además, en ecosistemas semiáridos, los sistemas agroforestales (SAF) derivados de la transformación de los matorrales que combinan la permanencia de algunas plantas nativas de los matorrales con las prácticas agrícolas, han demostrado conservar la diversidad vegetal y de los HMA. Estos SAF podrían estar promoviendo la presencia de biofertilizantes micorrízicos arbusculares nativos que sean efectivos en el crecimiento de plantas cultivadas susceptibles al estrés hídrico y de interés para el agricultor por su alto valor comercial como la lechuga. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar la efectividad de tres inóculos de HMA procedentes de tres diferentes usos de suelo (matorral, islas de vegetación y áreas abiertas de un sistema agroforestal) de un ecosistema semiárido como biofertilizantes para el crecimiento de plantas de lechuga (*Lactuca sativa* L.).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron tres inóculos de HMA, cada uno proveniente de un uso de suelo distinto dentro del ecosistema semiárido en la localidad de San Luis Atolotitlán, en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México: i) Matorral-chichipera, donde los principales géneros de HMA fueron: *Acaulospora* sp., *Claroideoglomus* sp., *Entrophospora* sp., *Gigaspora* sp., *Diversispora* sp., *Scutellospora* sp., *Funneliformis* sp., *Glomus* sp., *Pacispora* sp., *Septoglomus* y *Rhizophagus* sp.; ii) Islas de vegetación con: *Ambispora* sp., *Acaulospora* sp., *Entrophospora* sp., *Claroideoglomus* sp., *Diversispora* sp., *Gigaspora* sp., *Scutellospora* sp., *Corymbiglomus* sp., *Funneliformis* sp., *Glomus* sp., *Pacispora* sp., *Paraglomus* sp., *Septoglomus* sp. y *Rhizophagus* sp.; y iii) Áreas abiertas con *Acaulospora* sp., *Claroideoglomus* sp., *Diversispora* sp. *Entophospora* sp., *Racocetra* sp., *Scutellospora* sp., *Funneliformis* sp., *Corymbiglomus* sp., *Glomus* sp., *Septoglomus* sp. y *Rhizophagus* sp. Estos dos últimos están en el sistema agroforestal denominado Milpa-Chichipera, que es derivado de la transformación parcial del matorral xerófilo nativo con presencia de la cactácea *Polaskia*

chichipe, en donde los pobladores dejan islas de vegetación nativa y alrededor de ellas abren áreas al cultivo de maíz. El suelo predominante en esta localidad es Regosol.

Se realizó una mezcla de suelo con arena sílica 50/50 (v/v), la cual se homogeneizó y esterilizó en autoclave a 120 ˚C y 15 lb por una hora, en dos ocasiones. El sustrato resultante se dejó enfriar y se guardó en bolsas de poli-papel hasta la hora de establecer el experimento. Asimismo, las macetas que se utilizaron se lavaron y limpiaron con una solución hipoclorito de sodio al 20%. Las macetas se llenaron hasta la mitad con el sustrato anteriormente mencionado y se inocularon con 50 g de suelo que contenía los HMA provenientes del suelo de los tres diferentes usos, además de un tratamiento control sin inocular. Posteriormente, se llenaron las macetas con sustrato estéril y se sembraron semillas de lechuga previamente desinfectadas. Las plantas se mantuvieron en un invernadero bajo un diseño experimental completamente al azar con seis réplicas y se regaron con agua corriente durante tres meses. Transcurrido dicho tiempo, la parte aérea de las plantas por tratamiento de inoculación se cosechó y evaluó el peso fresco y seco, así como el área foliar utilizando el programa IMAGEJ y la clorofila en hojas con un medidor SPAD marca ECO-TYS®, además del contenido de agua en la parte aérea.

Los datos se analizaron con un ANOVA de una vía seguido de una prueba de comparaciones de medias Tukey para detectar las diferencias entre los tratamientos. Los datos se ajustaron a los supuestos de la normalidad cuando fue necesario. Estos análisis se realizaron en el programa SAS 9.0 y una $p \leq 0.05$ fue tomada como significativa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los tratamientos inoculados estimularon el crecimiento de las plantas de lechuga, lo que se reflejó en un mayor peso fresco y seco de la parte aérea, así como en el área foliar en comparación con el tratamiento no inoculado. Sin embargo, los inóculos pertenecientes al sistema agroforestal Milpa-Chichipera (islas de vegetación y área abierta) tuvieron mayor efectividad en comparación que con el inóculo proveniente del matorral-chichipera. En contraste, el contenido de clorofila fue más alto en plantas inoculadas con HMA provenientes de la vegetación nativa (matorral -chichipera) e islas de vegetación (Figuras 1 y 2). Cuenca *et al*. (2007) reportaron que algunos HMA como *Glomus manihotis*, *Acaulospora lacunosa*, *Entrophospora colombiana*, *Scutellospora fulgida* y *S. heterogama* tienen alta compatibilidad micorrízica y, por lo tanto, favorecen el crecimiento de lechuga; aunque, el efecto de estos HMA fue evaluado de forma individual y no como consorcio, lo que limita el entendimiento del papel de estas cepas micorrízicas en conjunto.

Trejo *et al.* (2011) reportaron que, las plantas de café inoculadas con consorcios micorrízicos nativos estimulan el crecimiento hasta en 91% en comparación las no colonizados con HMA. Asimismo, mencionaron que los consorcios que contribuyeron más a la supervivencia de las plantas fueron los que tuvieron mayor número de especies de HMA. En el presente trabajo los dos inóculos provenientes del sistema agroforestal Milpa-Chichipera tuvieron mayor número de géneros de HMA, lo que podría explicar no sólo una buena efectividad de estos inóculos para incrementar el crecimiento de lechuga, sino también para favorecer la acumulación de agua en la parte aérea (Figura 2).

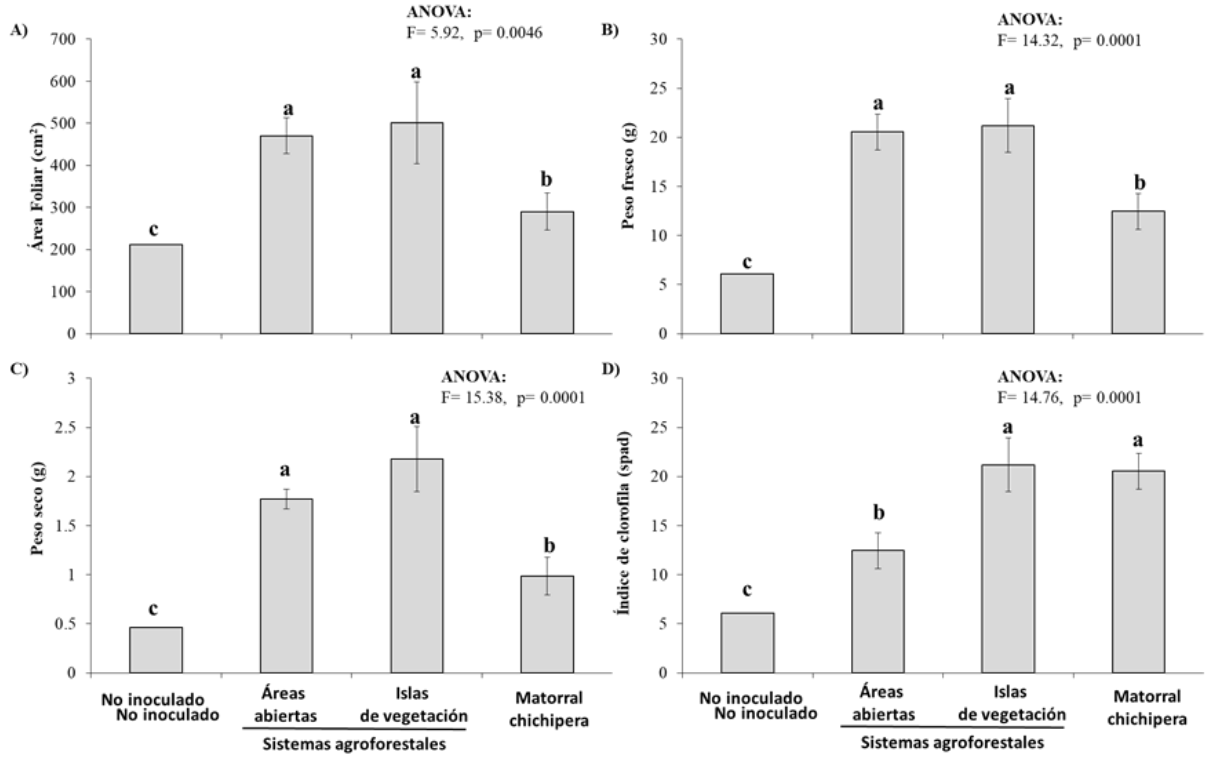


Figura 1. Efectividad de los inóculos de hongos micorrízicos arbusculares provenientes de dos diferentes usos de suelo (matorral y sistema agroforestal Milpa-Chichipera) en un ecosistema semiáridos sobre el crecimiento en A) Área foliar, B) Peso fresco, C) Peso seco, y D) Índice de clorofila de plántulas de lechuga (*Lactuca sativa* L.).

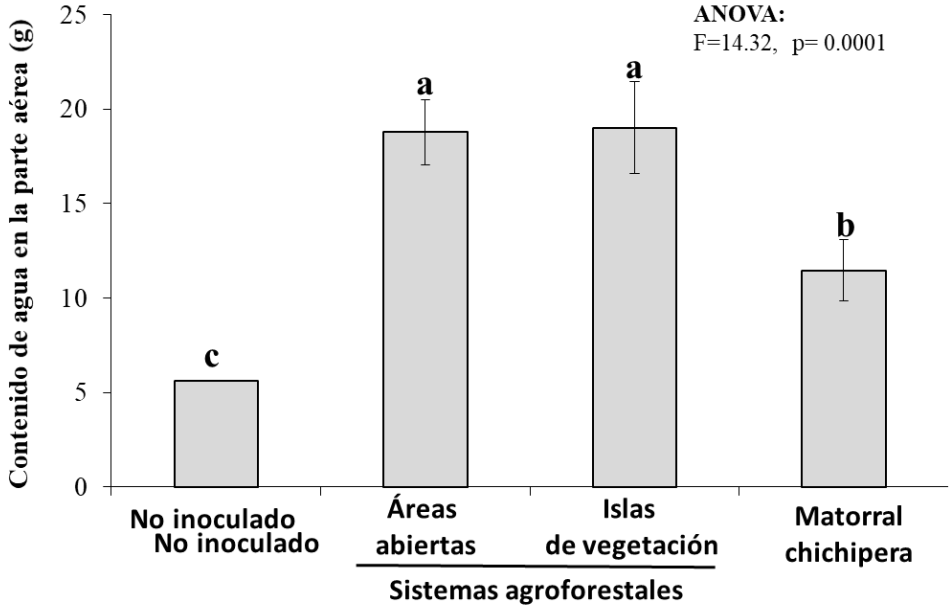


Figura 2**.** Contenido de agua en las plantas de lechuga bajo diferentes inóculos de hongos micorrízicos arbusculares provenientes de dos diferentes usos de suelo (matorral y sistema agroforestal Milpa-Chichipera) de un ecosistema semiárido.

Con base en lo anterior, se ha reportado que diferentes consorcios de HMA, actúan de manera distinta a la infectividad y efectividad de su planta hospedera, debido a la capacidad que tiene cada uno o el conjunto de los HMA para colonizarla y transportar nutrientes desde la solución del suelo bajo distintas condiciones de estrés; por ejemplo, sequía prolongada, salinidad o presencia de patógenos (Clark y Zeto, 2000; Vicente-Sánchez, 2013), lo que explicaría no sólo la diferencia entre los tratamientos inoculados sino en la concentración de clorofila, expresada en mayor cantidad, en el inóculo de HMA proveniente de la vegetación nativa (matorral-chichipera).

CONCLUSIONES

Los HMA nativos, provenientes del sistema agroforestal Milpa-Chichipera en este ecosistema semiárido del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, tienen impacto positivo en el crecimiento de las plantas de lechuga, por lo que su uso como biofertilizante nativo, enfocado en la producción de diferentes hortalizas y otras plantas, favorecería a la supervivencia de los cultivos, por lo que es necesario incorporar en la evaluación de su efectividad otros parámetros como la absorción de nutrimentos del suelo y la fertilidad física (agregación, capacidad de retención de humedad, reducción de la densidad aparente, incremento en espacio poroso para la filtración de la solución del suelo al sistema y aireación), con lo que sumaría a comprender el papel funcional de los HMA en la supervivencia de los cultivos dentro del sistema agroforestal Milpa-Chichipera.

AGRADECIMIENTOS

Arturo Jiménez Martínez agradece al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías por otorgar una beca para su estancia Posdoctoral en la UAM-Iztapalapa dentro del Programa Estancias Posdoctorales por México-2022(1), número de CVU 371126.

BIBLIOGRAFÍA

Clark R. Á., y Zeto, S. K. (2000). Mineral acquisition by arbuscular mycorrhizal plants. Journal of plant Nutrition, 23(7): 867-902. https://doi.org/10.1080/01904160009382068

Cuenca G., Cáceres, A., Oirdobro, G., Hasmy, Z., y Urdaneta, C. (2007). Las micorrizas arbusculares como alternativa para una agricultura sustentable en áreas tropicales. Interciencia, 32(1): 23-29. https://doi.org/10.17151/luaz.2016.42.14

Garrett H.E.G., Jose S., y Gold M.A. (eds.) (2022) North American Agroforestry (Vol. 194). John Wiley y Sons.

Moreno L. P., Mendoza, G. H. N., Celedón, B. M., Galván, M. F. L., Hernández, L. R., y Franco, A. C. G. (2016). Incidencia, severidad y detección de virus fitopatógenos en lechuga, en el estado de Querétaro, México. Acta Universitaria, 26(2): 3-11. https://doi.org/10.15174/au.2016.842

Noda Y. (2009). Las Micorrizas: Una alternativa de fertilización ecológica en los pastos. Pastos y Forrajes, 32(2): 1-1.

Nwoko H., y Sanginga N. (1999) Dependence of promiscuous soybean and herbaceous legumes on arbuscular mycorrhizal fungi and their response to bradyrhizobial inoculation in low P soils. Applied Soil Ecology, 13: 251-258. https://doi.org/10.1016/S0929-1393(99)00038-4

Robles-Martínez M. D. L., Robles, C., Rivera-Becerril, F., Ortega-Larrocea, M. D. P., y Pliego-Marín, L. (2013). Inoculación con consorcios nativos de hongos de micorriza arbuscular en Agave angustifolia Haw. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, 4(SPE6): 1231-1240. https://doi.org/10.29312/remexca.v0i6.1286

Smith, S. E., y Read, D. J. (2010). Mycorrhizal symbiosis. Academic press.

Trejo D., Ferrera-Cerrato, R., García, R., Varela, L., Lara, L., y Alarcón, A. (2011). Efectividad de siete consorcios nativos de hongos micorrízicos arbusculares en plantas de café en condiciones de invernadero y campo. Revista Chilena de Historia Natural, 84(1): 23-31. http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000100002

Udawatta R.P., Rankoth L.M., y Jose S. (2019) Agroforestry and biodiversity. Sustainability, 11: 2879. https://doi.org/10.3390/su11102879

Van Der Heijden M.G.V.D (2016) Underground networking. Science, 352: 290-291. https://doi.org/10.1126/science.aaf4694

Vicente-Sánchez J., Nicolás, E., Pedrero, F., Alarcón, J. J., Maestre-Valero, J. F., y Fernández, F. (2014). Arbuscular mycorrhizal symbiosis alleviates detrimental effects of saline reclaimed water in lettuce plants. Mycorrhiza, 24: 339-348. https://doi.org/10.1007/s00572-013-0542-7

EFECTO DE BACTERIAS QUITINOLÍTICAS CONTRA HONGOS PATÓGENOS DE *Juglans regia* L. EN SAN NICOLÁS DE LOS RANCHOS, PUEBLA

Ricardo Morales Sosa[1,2*]; Lucía López Reyes[1,2,*]; Guadalupe Medina de la Rosa[2,5]; Laura Morales Lara[1,4]; Moisés G. Carcaño Montiel[1,2]; Manuel Huerta Lara[1,3]; Leticia Gómez Velazquez[1,2]

[1]Posgrado de Ciencias Ambientales, [2]Laboratorio de Microbiología de Suelos y [3]Departamento Universitario de Desarrollo Sustentable; Instituto de Ciencias. [4]Facultad de Ciencias Químicas; Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, Puebla, México; [5]Consejo Nacional de Humanidades Ciencia y Tecnología. *lucia.lopez@correo.buap.mx

RESUMEN

Juglans regia L., planta de gran importancia nutricional, medicinal y económica para el humano, que es susceptible a enfermedades producidas por hongos fitopatógenos, los cuales perjudican la calidad del fruto y provocan pérdidas económicas a los productores. Ante esto, las bacterias quitinolíticas, capaces de degradar la pared celular de los hongos, se proponen como método de control biológico amigable con el ambiente, que podría reducir el uso de fungicidas que afectan a la naturaleza. Por lo que, este trabajo evaluó el control biológico de hongos fitopatógenos asociados a *Juglans regia* L. con bacterias quitinolíticas en cultivos de San Nicolás de los Ranchos, Puebla. Para lo cual, se realizó el análisis del suelo para conocer su fertilidad. Además, se tomaron muestras de *Juglans regia* L. en donde se encontraron hongos fitopatógenos asociados a tallo, flor, hoja y fruto en la zona de estudio. Actualmente se han identificado los géneros fúngicos *Acremonium* sp. y *Penicillium* sp. y se asocia la presencia de estos organismos con afectaciones en la producción y salud de la planta. Por otro lado, se asperjaron tratamientos con bacterias quitinolíticas de los géneros *Bacillus*, *Pseudomonas* y *Serratia* y un fungicida químico (Clorotalonil) en *J. regia* L. y se evaluó el índice de severidad de daño en el folíolo. De acuerdo con los resultados, el tratamiento *Bacillus*+*Pseudomonas* redujo significativamente el daño foliar por infección fúngica. Por lo que el uso de las bacterias quitinolíticas puede ser una alternativa para el control de enfermedades fúngicas en *Juglans regia* L.

PALABRAS CLAVE: *Control biológico; Daño foliar; Enfermedad fúngica; Índice de severidad*

INTRODUCCIÓN

Juglans regia L., comúnmente conocida como nuez de castilla, es un árbol caducifolio con gran valor alimenticio, medicinal, comercial y maderero (Çiçek, 2022). Es una planta prioritaria para la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, sus semillas contienen proteínas, minerales y nutrientes favorables para el humano. Sobrevive bajo diferentes condiciones climáticas y de suelo, por lo que se le considera como una especie flexible para las condiciones de cultivo que tolera (Mohni *et al*., 2009). En el estado de Puebla, el fruto de la planta se considera como parte esencial de la cultura, además de ser una fuente económica para la población dedicada a la agricultura (González, 2012). Por ejemplo, el municipio de San Nicolás de los Ranchos

donde la agricultura es una de las principales actividades laborales de la zona, registra una importante aportación de nuez de castilla durante la temporada de julio a septiembre (SEECO, 2023). Sin embargo, las enfermedades provocadas por los hongos fitopatógenos son un tema de preocupación, ya que alteran la calidad del fruto y provocan pérdidas económicas al generar daños en el tronco, tallo, hoja, flor y fruto de la planta (Eichmeier *et al*., 2020). Por ejemplo, en algunos casos las enfermedades fúngicas pueden producir manchas foliares, podredumbre y, en casos severos, hasta la muerte de la planta (Xu *et al*., 2022). Por lo anterior, el uso de bacterias con actividad quitinolítica podrían ser capaces de controlar este problema; esto por medio de enzimas, las cuales degradan la quitina presente en la pared celular de hongos (Dar *et al*., 2018). Por lo que, esta investigación busca, evaluar el control biológico de hongos fitopatógenos asociados a *Juglans regia* L. con bacterias quitinolíticas en cultivos de San Nicolás de los Ranchos, Puebla, como una alternativa amigable con el ambiente.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se ubica en el municipio de San Nicolás de los Ranchos, Puebla, en la parte sureste del volcán Popocatépetl, en los paralelos 19º 01´ 24´´ y 19º 08´ 30´´ de latitud norte y los meridianos 98º 28´24´´ y 98º 39´00´´ de longitud occidental. Se tomaron muestras de suelo para el análisis de sus propiedades físicas y químicas, de acuerdo con el procedimiento de la Norma Oficial Mexicana NOM 021-RECNAT-2000. También se realizaron conteos en placa para estimar la población microbiana y fúngica del suelo. Además, se recolectaron muestras de hoja, tallo, flor y fruto de *Juglans regia* L. y por el método de cámara húmeda, se aislaron hongos fitopatógenos para su identificación por medio de microcultivo y una guía de identificación Carrillo (2003).

Por otro lado, se seleccionaron bacterias con actividad quitinolítica de la colección de Microbiología de Suelos de la BUAP y se aplicaron en dos predios: Predio 1, con siete tratamientos biológicos y se contrastó con un testigo químico con fungicida (Clorotalonil) y un testigo sin aplicación, Predio 2, con un tratamiento biológico y un testigo sin aplicación. Las cepas bacterianas con actividad quitinolítica que se usaron pertenecen a los géneros *Bacillus*, *Pseudomonas* y *Serratia.* Todos los tratamientos se realizaron en árboles de 5-7 m de altura en un predio ubicado en San Nicolás de los Ranchos, Puebla. La aplicación se realizó mensualmente en forma foliar entre marzo a junio. El efecto de los diferentes tratamientos se evaluó mediante el cálculo del índice de severidad en folíolos de hojas compuestas, conforme a la escala de daño propuesta en esta investigación (Figura 1). Se tomaron tres repeticiones de 10 hojas compuestas por tratamiento y se determinó el daño en el segundo y cuarto folíolo de cada hoja compuesta.

Figura 1. Escala de daño foliar de *Juglans regia* L. (Elaboración propia).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Según el análisis de propiedades físicas y químicas (Cuadro 1), se observa que la textura del suelo corresponde al franco arenoso que se considera ideal para la planta (Lemus, 2010). El pH que se registró de 6.5, se encuentra dentro del rango apropiado entre 6.0 y 7.5 (Mohni *et al*., 2009). La concentración de fósforo extractable se determinó con el método Bray-1 y registró un valor de 213.9 mg kg^{-1}, la cual se considera alta pero que se explica al pertenecer a una zona de suelos volcánicos (López-González, 2013), sin embargo, se ha reportado que el suelo volcánico del centro de México cuenta con la disponibilidad nutrimental para otro tipo de plantas (Galván-Tejada *et al*., 2014). En el análisis microbiológico (Cuadro 2) se muestra la población bacteriana y fúngica del suelo, lo cual es un precedente e indicador de la fertilidad, salud y calidad del suelo en cuestión (Mantilla-Paredes *et al*., 2009).

Cuadro 1. Análisis de propiedades físicas y químicas de suelo de una parcela con *Juglans regia* L., en San Nicolás de los Ranchos, Puebla (NOM 021-RECNAT-2000).

PARÁMETRO	VALOR	INTERPRETACIÓN
pH	6.5	Moderadamente ácido
Textura	Arena 80%, limo 14%, arcilla 6%	Franco arenoso
Ca	5.6 $cmol_c$ kg^{-1}	Medio
Mg	2.0 $cmol_c$ kg^{-1}	Medio
Na	1.0 $cmol_c$ kg^{-1}	Bajo
K	0.3 $cmol_c$ kg^{-1}	Bajo
CIC	9.6 $cmol_c$ kg^{-1}	Bajo
P	213.9 mg kg^{-1}	Alto

CIC = Capacidad de intercambio catiónico

Cuadro 2. Análisis microbiológico de suelo de una parcela con *Juglans regia* L. en San Nicolás de los Ranchos, Puebla.

Bacterias			Hongos
Mesófilas aeróbicas	Gram negativas	Filamentosas (Actinomicetos)	
UFC g^{-1} de suelo ($x10^3$)			
16000 ± 141.0	5 ± 0.1	700 ± 35.3	100 ± 2.8

Se reportan las unidades formadoras de colonias por gramo de suelo (UFC).

Cuadro 3. Índice de severidad de daño foliar en *Juglans regia* L. después del tratamiento con bacterias quitinolíticas.

Predio	Tratamiento	Daño foliar (%)
1	*Bacillus mycoides* y *B. simplex*	8.53 abc
	B. mycoides y *B. simplex* + *Pseudomonas fluorescens*	5.98 a
	P. fluorescens	8.67 bc
	Serratia proteamaculans y *S. grimesii*	7.10 ab
	S. proteamaculans y *S. grimesii* + *B. mycoides* y *B. simplex*	9.67 bc
	S. proteamaculans y *S. grimesii* + *B. mycoides* y *B. simplex* + *P. fluorescens*	8.13 ab
	S. proteamaculans y *S. grimesii* + *P. fluorescens*	14.93 c
	Clorotalonil	7.55 ab
	Testigo 1	9.25 bc
2	*S. proteamaculans* y *S. grimesii* + *B. mycoides* y *B. simplex*	9.66 a
	Testigo 2	16.83 b

Las letras indican los grupos a los que pertenecen los valores ($p<0.05$). Prueba ANOVA y Tukey. Los análisis estadísticos de Predio 1 y 2 es independiente.

Se aislaron 10 hongos asociados a *Juglans regia* L. y se compararon por claves taxonómicas (Carrillo, 2003), dos de ellos pertenecientes a los géneros *Acremonium* sp. y *Penicillium* sp. y ocho en proceso de identificación. Se conoce que *Acremonium* sp. puede causar daños en árboles debilitándolas con manchas, deformaciones o daños en la madera (Arzanlou y Narmani, 2015). Además, se detectó disminución de daños en la hoja cuando se aplicó el tratamiento biológico y diferencias estadísticas entre los tratamientos biológicos y químicos mediante el índice de severidad en las hojas compuestas de *Juglans regia* L. (Cuadro 3), siendo *Bacillus* + *Pseudomonas* el tratamiento con mayor efectividad (Figura 2), comparado contra el tratamiento *Serratia* + *Pseudomonas* donde hubo mayor presencia de daño foliar. Este método de control biológico podría ser una alternativa ante patógenos que causan el daño en la planta, además de contribuir para reducir el uso intensivo de plaguicidas y no contaminar el ambiente.

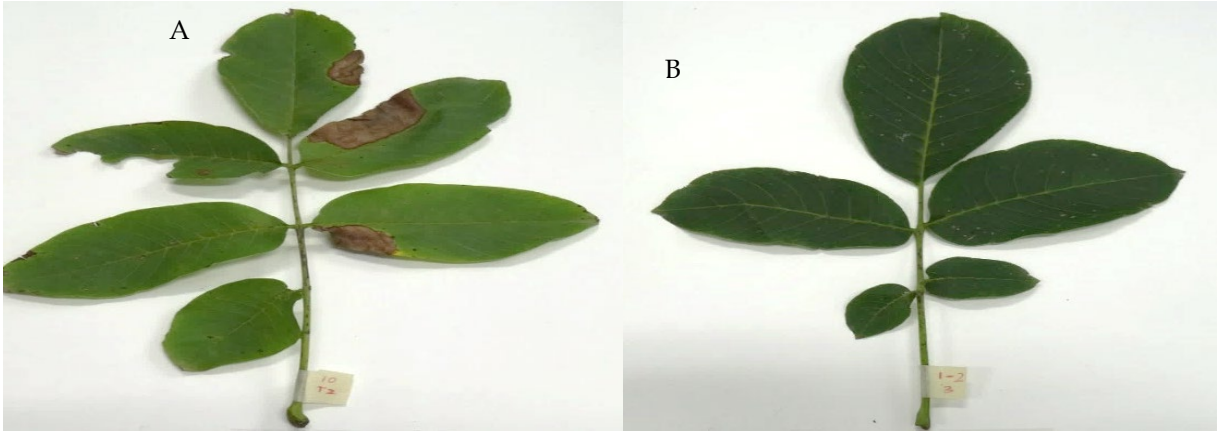


Figura 2. Comparativa de hoja compuesta entre A: testigo y B: tratamiento *B. mycoides* y *B. simplex* + *P. fluorescens*.

CONCLUSIÓN

El suelo y las condiciones climáticas de San Nicolás de los Ranchos es apto para el crecimiento de *Juglans regia* L. Existe evidencia de la aparición de hongos fitopatógenos en *J. regia* L. los cuales pueden ser responsables del daño foliar en la planta. Los tratamientos biológicos con bacterias quitinolíticas de los géneros *Bacillus*, *Serratia* y *Pseudomonas* reducen significativamente el daño foliar en la planta.

Se recomienda aplicación del tratamiento biológico para los cultivos de *Juglans regia* L. para ello, se requiere conocimiento sobre los hongos asociados de los cultivos en cuestión, para la adecuada selección del tratamiento biológico, y tener aplicación periódica, especialmente en épocas de fructificación de la planta.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCYT) por el apoyo económico del convenio 828485. Al programa de BiofertiBUAP por el financiamiento de la tesis.

BIBLIOGRAFIA

Arzanlou, M., & Narmani, A. (2015). ITS sequence data and morphology differentiate Cytospora chrysosperma associated with trunk disease of grapevine in northern Iran. Journal of Plant Protection Research, 55(2), 117.

Carrillo Leonor (2003). Hongos. Microbiología Agrícola. Capítulo 7 http://www.bio-nica.info/biblioteca/Carrillo2003Hongos.pdf

Çiçek-Polat, D. (2022). *Juglans regia* L. In *Novel Drug Targets With Traditional Herbal Medicines: Scientific and Clinical Evidence* (pp. 347-357). Cham: Springer International Publishing. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-031-07753-1_23

Dar, G. H., SOFI, S., Padder, S. A., & Kabli, A. (2018). Molecular characterization of rhizobacteria isolated from walnut (*Juglans regia*) rhizosphere in Western Himalayas and assessment of their plant growth promoting activities. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, *19*(2), 662-669. DOI: 10.5958/0974-4517.2018.00032.0

Eichmeier, A., Pecenka, J., Spetik, M., Necas, T., Ondrasek, I., Armengol, J., ... & Gramaje, D. (2020). Fungal trunk pathogens associated with Juglans regia in the Czech Republic. Plant disease, 104(3), 761-771. https://doi.org/10.1094/PDIS-06-19-1308-RE

Galván-Tejada, N. C., Peña-Ramírez, V., Mora-Palomino, L., & Siebe, C. (2014). Soil P fractions in a volcanic soil chronosequence of Central Mexico and their relationship to foliar P in pine trees. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 177(5), 792-802.

González, J. L. L., Huato, M. A. D., Gaxiola, F. Á., Inzunza, F. P., & Sánchez, G. P. Z. (2012). La economía de traspatio como estrategia de supervivencia en San Nicolás de los Ranchos, Puebla, México. *Revista de geografía Agrícola*, (48-49), 51-62.

Lemus, G. (2010). Manuales FIA de apoyo a la formación de recursos humanos para la innovación agraria. Producción de nueces de nogal. Ministerio de Agricultura de Chile. Salvat Impresores. Publisher: Fundación para la Innovación Agraria.

López-González, J. L. (2013). La tecnología campesina en la producción de maíz y el traspatio como estrategia de desarrollo agrícola en San Nicolás de los Ranchos, Puebla (Master's thesis).

Mantilla-Paredes, A. J., Cardona, G., Peña-Venegas, C. P., Murcia, U., Rodríguez, M., & Zambrano, M. M. (2009). Distribución de bacterias potencialmente fijadoras de nitrógeno y su relación con parámetros

fisicoquímicos en suelos con tres coberturas vegetales en el sur de la Amazonia colombiana. Revista de biología tropical, 57(4), 915-927.

Mohni, C., Pelleri, F., & Hemery, G. E. (2009). The modern silviculture of *Juglans regia* L.: a literature review. *Die Bodenkultur*, *60*(3), 19-32.

SEECO (2023). Base de datos San Nicolás de los Ranchos, Puebla. https://datamexico.org/es/profile/geo/san-nicolas-de-los-ranchos

EFECTO DE FERTILIZACIONES CON DIFERENTES COCIENTES C:P SOBRE LOS PROCESOS BIOGEOQUIMICOS Y ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO

José Alberto Morón-Cruz[1,2*]; Felipe García-Oliva[3]; Yunuen Tapia-Torres[2]

[1]Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Unidad de Posgrado, Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad de México.
[2]Escuela Nacional de Estudios Superiores, unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701 Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta C.P. 58190 Morelia, Michoacán, México; [3]Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701 Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta C.P. 58190 Morelia, Michoacán, México.
*jamoron@cieco.unam.mx

RESUMEN

La disponibilidad de nutrientes y la actividad microbiana en el suelo están estrechamente relacionadas; por lo tanto, en sistemas agrícolas con constante fertilización, la cantidad, calidad y proporción química en la que se fertiliza es importante ya que regulan la disponibilidad de nutrientes y por ende la actividad microbiana. El objetivo fue identificar el efecto de la estequiometría en fertilizaciones orgánicas sobre los procesos involucrados en la despolimerización y mineralización de materia orgánica del suelo (MOS) que contienen C, N y P. Para responder lo anterior se realizó un experimento de incubación en el cual se evaluaron 5 diferentes fertilizaciones con la misma concentración de P total pero con diferentes cocientes estequiométricos C:P. Los resultados mostraron que el tratamiento basado en el cociente del valor umbral (TER) fue el que tuvo una mayor síntesis de enzimas vinculadas al P (PM y PD), sin embargo, este tratamiento provocó limitación de N debido al suministro de C y P por medio de las fertilizaciones. Lo anterior provocó que la comunidad microbiana inmovilizara más este elemento comparado con los otros 4 tratamientos. Se identificó que los tratamientos que provocaron alguna limitación nutricional sintetizaron mayor cantidad de enzimas en la búsqueda de este elemento o inmovilizaron el mismo. El estudiar cómo cambia la limitación de los recursos nutricionales y energéticos microbianos del suelo bajo diferentes fertilizaciones es importante para identificar concentraciones de nutrientes efectivas para mejorar la productividad en los ecosistemas agrícolas.

PALABRAS CLAVE*: Estequiometría; Fertilizaciones; Enzimas.*

INTRODUCCIÓN

La calidad de la MOS afecta y regula sus procesos de descomposición realizados por la comunidad microbiana a través de la síntesis de enzimas extracelulares (*Cui et al. 2019*). Estos procesos (despolimerización y mineralización) responden a la disponibilidad de nutrientes, es decir, en condiciones de baja disponibilidad de nutrientes (baja calidad de MOS, altos cocientes de C: Nutriente), la comunidad microbiana invierte menos energía en el aumento de biomasa y más en la producción de enzimas extracelulares con las que adquieren los nutrientes limitantes. Yang *et al.* (2020) reportaron que la limitación de N

provoca una mayor secreción de enzimas vinculadas al N que al P. Por su parte, Zhang *et al.* (2019) demostraron mayores cocientes de actividad enzimática Ln BG: LnAP y Ln (NAG + LAP): Ln AP en suelos con baja disponibilidad de P.

Los cambios en las actividades enzimáticas son útiles para identificar los procesos dominantes, sin embargo, no pueden proporcionar información sobre la limitación de recursos microbianos, ya que la limitación de nutrientes no está determinada por un solo nutriente sino por la disponibilidad relativa de múltiples (Chen *et al.* 2018), el C, N y P ha sido reportado que co-limitan la actividad de la comunidad microbiana (Tapia-Torres *et al*. 2015). Un enfoque para medir la limitación de nutrientes del microbiota edáfico, es la estequiometría ecológica. Sterner y Elser (2002) propusieron el cociente elemental umbral (TER), este análisis de estequiometria ecológica identifica cuándo el metabolismo microbiano cambia de estar limitado por el suministro de energía (C) al suministro de nutrientes (N, P) (Sinsabaugh y Shah 2011).

El TER es un valor umbral ejemplificado como un cociente C: nutriente, cuando el TER se iguala al cociente C: nutriente del recurso que tiene el consumidor, el crecimiento del consumidor está colimitado tanto por el C como por el nutriente (Elser y Sterner 2002). Por lo tanto, la producción de las enzimas ligadas tanto a la obtención de energía como a la del nutriente es alta. Sin embargo, si el fertilizante añadido en el suelo provoca un cociente C: Nutriente en el recurso inferior al TER calculado, tenemos una limitación de C y los microorganismos se ven obligados a sintetizar enzimas para mineralizar la MOS y con esto obtener C y mantener su estequiometría ecológica (Cui *et al.* 2021; Xu *et al.* 2013). Por otro lado, si el fertilizante provoca un cociente C: Nutriente del recurso mayor al TER, tenemos una limitación de nutrientes (N y/o P) que también puede conducir a la competencia microbiana por el nutriente inorgánico (N y/o P), derivando en un aumento de la mineralización de la MOS y un aumento en la inmovilización del nutriente (N y/o P). (Bünemann *et al.* 2012; Burger y Jackson 2003; Heuck, Weig y Spohn 2015).

El estudiar cómo cambia la limitación de los recursos nutricionales y energéticos microbianos del suelo bajo diferentes estrategias de fertilización es importante para identificar estrategias y concentraciones de fertilización efectivas para mejorar la productividad en los ecosistemas agrícolas.

En el presente estudio se realizó un experimento utilizando suelos Andosoles utilizados para la agricultura orgánica de aguacate. El objetivo fue analizar el efecto de fertilizantes con diferentes relaciones estequiométricas C:P sobre la limitación de recursos, utilizando variables como la actividad microbiana, variables biogeoquímicas, y cinéticas enzimáticas ligadas a la transformación de C, N y P. En este experimento, el suelo se sometió a cinco tratamientos de fertilización orgánica. Los tratamientos se fertilizaron con la misma concentración de P total, pero con diferente cociente estequiométrico, adicionalmente se incluyó un testigo. La hipótesis de este trabajo fue que el tratamiento con base en el $TER_{C:P}$ estaría limitado por C y P, por lo que este tratamiento aumentaría la actividad microbiana vinculada a estos dos nutrientes, además, el elemento

limitante en cada tratamiento estimularía la síntesis de mayor cantidad de enzima (V_{max}) respecto a la obtención de ese elemento o provocaría mayor inmovilización.

MATERIALES Y METODOS

El presente proyecto fue llevado a cabo en el "Rancho Llanitos", ubicado en Acuitzio, Michoacán (19°26'41.3" N y 101°16'55" W), el cual es utilizado para producir aguacate orgánico. Para el muestreo de suelo, se establecieron 5 transectos de 50 m de largo cada 20 m. En cada transecto, se tomaron 5 submuestras de suelo cada 10 m bajo la cobertura del árbol de aguacate más cercano, y estas submuestras se mezclaron para formar una muestra compuesta. Una alicuota de suelo se utilizó para el análisis experimental, a las cuales se les aplicaron 5 tratamientos, que consistieron en diferentes moléculas orgánicas las cuales se aplicaron a una concentración de 5 μgPg^{-1}. Los tratamientos de fertilización orgánica se eligieron en un gradiente de complejidad química y fueron: 1) control sin fertilización (Ct); 2) ácido ribonucleico de levadura (R); 3) Glucosa-6-fosfato (G6P); 4) una mezcla en partes iguales de fósforo proveniente de R y G6P y 5) una mezcla de G6P y Glucosa con cociente C:P de 33:1 (Tratamiento G6P + G), donde la comunidad microbiana tendría co-limitación de C y P, el cual fue previamente calculado por González *et al.* (2021) con el valor de $TER_{C:P}$.Se midió la tasa de mineralización de C en un experimento de incubación durante 37 días y se cuantificaron variables biogeoquímicas después de la incubación: pH, C, N y P microbianos (Cmic, Nmic, Pmic) y C, N y P organicos disueltos (DOC, DON y DOP, respectivamente). Se realizaron cinéticas enzimáticas utilizando sustratos sintéticos unidos a para-nitrofenol (pNP), variando la concentración de 6 mm a 20 mM, tomando lecturas cada 2mm, para cuatro enzimas (BG: β-glucosidasa, NAG: N-acetilglucosaminidasa, PD: fosfodiesterasa y PM: fosfomonoesterasa). Se utilizó la transformación de Lineweavere Burk para estimar la V_{max} (velocidad máxima de la reacción) y Km (concentración de sustrato correspondiente a 0.5 de la velocidad máxima de reacción) (Garcia *et al.* 1993). La ecuación para el cálculo de TER propuesta por Sterner y Elser, (2002) fue utilizada. Se utilizó el software R versión 4.0.2 (R Core Development Team 2020) para realizar análisis estadísticos, los cuales fueron análisis de varianza (ANOVAS), prueba de Tukey para comprobar diferencias significativas y pruebas T-Student.

RESULTADOS Y DISCUSION

El cociente TER es un valor en el cual la comunidad microbiana está co-limitada por energía y nutrientes (N y/o P) (Jian *et al*. 2019). El tratamiento basado en el $TER_{C:P}$ (G6P+G) provocó una mayor actividad enzimática de la enzima BG por unidad de Cmic (0.51 (± 0.17) mmolPNP g^{-1} h^{-1} Cmic $^{-1}$; p=<0.05), además de que fue el tratamiento con mayor V_{max} de enzimas vinculadas a la obtención de P (V_{max} PM y V_{max} PD; p=<0.05), esto posiblemente como respuesta a la colimitación provocada ya que se ha reportado que los microorganismos ajustan su producción de enzimas para maximizar la movilización del elemento limitante (Mooshammer *et al.* 2014). Lo anterior confirma la hipótesis sobre el tratamiento basado en el $TER_{C:P}$, sin embargo, la fertilización enfocada en C y P, provocó una limitación de N (Log_eDOC: DON fue menor que $Log_eTER_{C:N}$, p=<0.05). La fertilización $TER_{C:P}$ no contiene N por lo que posiblemente generó un aumento en el

cociente C:N y disminución en el cociente N:P en la solución del suelo, lo cual provocó la limitación del elemento (Mooshammer *et al.* 2014), por lo que los microrganismos optan por inmovilizarlo en su biomasa (Tapia-Torres y García-Oliva, 2013), como se muestra en los resultados de N inmovilizado en biomasa microbiana para este tratamiento (105 (± 62) µg N g^{-1}) el cual fue significativamente mayor con respecto a los tratamientos restantes.

CONCLUSIONES

Los resultados muestran ante la limitación de nutrientes que la comunidad microbiana responde inmovilizando nutrientes y sintetizando enzimas. La fertilización basada en el TER es el tratamiento con mayor actividad microbiana, sin embargo, no se obtiene en este tratamiento la co-limitación de C y P esperada, debido posiblemente a la respuesta de la comunidad microbiana ante la fertilización, que aumentó la síntesis de enzimas vinculadas a C y P restantes.

BIBLIOGRAFIA

Bünemann, E.K., Oberson, A., Liebisch, F., Keller, F., Annaheim, K.E., Huguenin-Elie, O., Frossard, E. (2012). Rapid microbial phosphorus immobilization dominates gross phosphorus fluxes in a grassland soil with low inorganic phosphorus availability. Soil Biol. Biochem. 51, 84–95. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.012

Burger, M., Jackson, L.E. (2003). Microbial immobilization of ammonium *y*nitrate in relation to ammonification *y*nitrification rates in organic *y*conventional cropping systems. Soil Biol. Biochem. 35, 29–36. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00233-X

Cui, J., Zhu, R., Wang, X., Xu, X., Ai, C., He, P., Liang, G., Zhou, W., Zhu, P. (2022). Effect of high soil C/N ratio *y*nitrogen limitation caused by the long-term combined organic-inorganic fertilization on the soil microbial community structure *y*its dominated SOC decomposition. J. Environ. Manage. 303, 114155. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114155

Elser, R.W., Sterner, J. (2002). Stoichiometry *y*Homeostasis 1–464.

Garcia, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B., Masciandaro, G. (1993). Kinetics of phosphatase activity in organic wastes. Soil Biol. Biochem. 25, 561–565. https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90194-G

Han, Y.W., Srinivasan, V.R. (1969). Purification *y*characterization of beta-glucosidase of Alcaligenes faecalis. J. Bacteriol. 100, 1355–1363. https://doi.org/10.1128/jb.100.3.1355-1363.1969

Heuck, C., Weig, A., Spohn, M. (2015). Soil microbial biomass C: N: P stoichiometry *y*microbial use oforganic phosphorus. Soil Biol. Biochem. 85, 119–129. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.029

Huang, Y., Wang, Q., Zhang, W., Zhu, P., Xiao, Q., Wang, C., Wu, L., Tian, Y., Xu, M., Gunina, A. (2021). Stoichiometric imbalance of soil carbon *y*nutrients drives microbial community structure under long-term fertilization. Appl. Soil Ecol. 168, 104119. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104119

Hui, D., Mayes, M.A., Wang, G. (2013). Soil Biology & Biochemistry Kinetic parameters of phosphatase : A quantitative synthesis. Soil Biol. Biochem. 65, 105–113.

Jiang, Y., Lei, Y., Qin, W., Korpelainen, H., & Li, C. (2019). Revealing microbial processes and nutrient limitation in soil through ecoenzymatic stoichiometry and glomalin-related soil proteins in a retreating glacier forefield. *Geoderma*, *338*, 313-324.

Kizilkaya, R., Samofalova, I., Mudrykh, N., Mikailsoy, F., Akça, İ., Sushkova, S., Minkina, T. (2015). Assessing the impact of azadirachtin application to soil on urease activity *y*its kinetic parameters. Turkish J. Agric. For. 39, 976–983. https://doi.org/10.3906/tar-1406-85

Kujur, M., Kumar Patel, A. (2014). Kinetics of soil enzyme activities under different ecosystems: An index of soil quality. Chil. J. Agric. Res. 74, 96–104. https://doi.org/10.4067/S0718-58392014000100015

Mooshammer, M., Wanek, W., Hämmerle, I., Fuchslueger, L., Hofhansl, F., Knoltsch, A., Schnecker, J., Takriti, M., Watzka, M., Wild, B., Keiblinger, K.M., Zechmeister-Boltenstern, S., Richter, A. (2014). Adjustment of microbial nitrogen use efficiency to carbon:Nitrogen imbalances regulates soil nitrogen cycling. Nat. Commun. 5, 1–7. https://doi.org/10.1038/ncomms4694

Tapia-Torres, Y., Elser, J. J., Souza, V., & García-Oliva, F. (2015). Ecoenzymatic stoichiometry at the extremes: How microbes cope in an ultra-oligotrophic desert soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *87*, 34-42.

Sinsabaugh, R.L., Hill, B.H., Follstad Shah, J.J. (2009). Ecoenzymatic stoichiometry of microbial organic nutrient acquisition in soil *y*sediment. Nature 462, 795–798. https://doi.org/10.1038/nature08632

Sinsabaugh, R.L., Shah, J.J.F. (2011). Ecoenzymatic stoichiometry of recalcitrant organic matter decomposition: The growth rate hypothesis in reverse. Biogeochemistry 102, 31–43. https://doi.org/10.1007/s10533-010-9482-x

Yang, Y., Liang, C., Wang, Y., Cheng, H., An, S., Chang, S.X. (2020). Soil extracellular enzyme stoichiometry reflects the shift from P- to N-limitation of microorganisms with grassland restoration. Soil Biol. Biochem. 149. https:/doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107928

Yang, Y., Zhang, Xinxin, Yin, Q., Fang, W., Fang, Z., Wang, X., Zhang, Xuecheng, Xiao, Y. (2015). A mechanism of glucose tolerance *y*stimulation of GH1 β-glucosidases. Sci. Rep. 5, 1–12. https://doi.org/10.1038/srep17296

Zhang, W., Xu, Y., Gao, D., Wang, X., Liu, W., Deng, J., Han, X., Yang, G., Feng, Y., Ren, G. (2019). Ecoenzymatic stoichiometry *y*nutrient dynamics along a revegetation chronosequence in the soils of abandoned land *y*Robinia pseudoacacia plantation on the Loess Plateau, China. Soil Biol. Biochem. 134, 1–14. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.03.01

EFECTO DE *Funneliformis mosseae* EN EL CRECIMIENTO Y FLORACIÓN DE CEMPOAXOCHITL

Victoria Apolinar-Hidalgo[1]; Gabriel Rincon-Enriquez[1]; Jhony Navat Enríquez-Vara[1]; Evangelina Esmeralda Quiñones-Aguilar[1]*

[1]Laboratorio de Fitopatología, Biotecnología Vegetal, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, Camino Arenero 1227, El Bajío del Arenal, Zapopan, Jalisco, México. C.P. 45019. *equinones@ciatej.mx

RESUMEN

La inoculación de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) ha obtenido un resultado positivo en el desarrollo de cultivos vegetales, sin embargo, ha habido pocos estudios con respecto a la flor de cempoaxochitl, la cual es de gran importancia en la floricultura mexicana y muy demandada a nivel nacional en las tradiciones del mes de noviembre. Es por ello que se evaluó la inoculación del HMA *F. mosseae* en el crecimiento y floración de *Tagetes erecta* var. enana con respecto a su tiempo de crecimiento. Se realizó un experimento donde se inocularon plantas y a distintos tiempos (tratamientos con 4 repeticiones) se fueron evaluando con una muestra destructiva hasta los 60 días después del trasplante (DDT). Los resultados mostraron que en los días 15, 22 y 27 se observaron los mayores incrementos correspondientes al 90%, 63% y 188% para el número de hojas, diámetro y altura respectivamente, con respecto al inicio del experimento (día cero). Asimismo, a los 60 DDT se obtuvieron incrementos para altura 986.6%, diámetro 194.0% y número de hojas 316.6%. En cuanto a la biomasa seca total se obtuvo un incremento en total de 500% a los 60 DDT en comparación al arranque del ensayo. Por otro lado, no hubo diferencia significativa estadísticamente en la floración, sin embargo, el número de flores fue mayor en las plantas inoculadas. Esto indica que el HMA *F. mosseae*, podría contribuir a mayor productividad en el crecimiento, así como en la floración de cempoaxochitl.

PALABRAS CLAVE: *Cempasuchitl; Hongo micorrízico arbuscular; Tagetes erecta var. enana.*

INTRODUCCIÓN

Los HMA han demostrado ser una alternativa biotecnológica que permite mejorar los recursos, ofreciendo un sin número de beneficios (Porcel *et al.,* 2012). Entre el principal se encuentra el intercambio de nutrientes entre ambos simbiontes planta-hongo (Read y Pérez, 2003). Para establecer la simbiosis y aportar nutrientes, los HMA realizan la colonización en la raíz, esto conlleva cambios en los hongos, al igual que en la célula vegetal. La propagación del hongo en las raíces se realiza mediante la señalización de moléculas presentes en ambos planta y hongo, presentes en la superficie del suelo (Nadal y Paszkowski, 2013; Bonfante y Requema, 2011). Varios autores han reportado efectos positivos de los HMA en la aplicación en especies ornamentales como lo reporta Asrar y Elhindi (2011) donde el HMA estimuló mayores valores de crecimiento y parámetros florales de las plantas de *Tagetes erecta*. Rubí *et al.* (2009) obtuvieron una diferencia significativa del diámetro de tallo de *Lilium sp*. cv Orange Pixie en comparación con las

plantas no inoculadas. Shamshiri *et al.* (2011) encontraron que el peso fresco foliar y el peso seco foliar de *Petunia hybrida* cv. Mix se vieron influenciados positivamente por la colonización del HMA. El objetivo de la presente investigación fue evaluar la inoculación del hongo micorrízico arbuscular *F. mosseae* en el crecimiento y floración de *Tagetes erecta* var. enana con respecto a su tiempo de crecimiento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Condiciones experimentales: diseño de tratamientos y experimental: El estudio se llevó acabo en los invernaderos del Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (CIATEJ), sede Zapopan localizado en 20º 42′ 5.97″ N, 03º 28′ 25.83″ O; en donde la temperatura diurna se mantuvo constante entre 27°C a 29°C. Se utilizó un diseño completamente al azar con 4 repeticiones y 19 tratamientos con un total de 76 unidades experimentales (UE): inoculadas con el HMA *F. mosseae* con la toma de datos a los días 1, 2, 3, 4, 5 ,6, 7, 9, 11, 13, 15, 18, 22, 27, 33, 40, 48, 60 después del trasplante (ese mismo día se cosechaba); lo cual constituyeron 18 tratamientos, más un testigo sin HMA que se cosechó hasta el día 60 (tratamiento 19). La unidad experimental fue una maceta con una planta de *Tagetes erecta* var. enana. Cada UE fue inoculada con esporas de *F. mosseae* (17.5 g equivalente a 100 esporas); el sustrato utilizado fue *60% de suelo, 30% de arena y 10% de agrolita, esterilizado (120°C, 1.265 kg cm^{-2}, 6 h).*

Variables de respuestas evaluada y análisis estadístico de datos: En cada unidad experimental se cuantifico cada vez que se cosechaba las variables de crecimiento vegetal: altura de planta, diámetro de tallo, número de hojas, número de flores y peso seco total de planta. Los datos de estas variables fueron analizados mediante un ANOVA simple de una vía y Tukey ($p \leq 0.05$) para variables de altura, diámetro, numero de hojas y peso seco total; y t de Student ($p \leq 0.05$) para floración. Estos análisis se realizaron mediante el programa estadístico Statgraphics.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efecto de *F. mosseae* en el desarrollo vegetal sobre plantas de cempoaxochitl a través del tiempo: El efecto de *F. mosseae* en las variables evaluadas en plantas de cempoaxochitl se comportaron de manera diferente a través del tiempo. La variable de altura (Figura 1, a) se mantuvo constante el crecimiento en los primeros días hasta el día 27 donde se vio una diferencia de crecimiento de 121. 62 mm equivalente a un incremento del 188.03% (Figura 2) respecto al inicio del experimento. Gaur *et al*. (2000) menciona el papel potencial de los HMA en el desarrollo de las plantas, confirmado en su estudio de *P. hybrida, I. balsamina* y *C. chinensis* aplicando los HMA *Glomus, Gigaspora* y *Scutellospora* spp. obteniendo un incremento de 65.9% de altura en comparación con las plantas que no fueron inoculadas, las cuales solo lograron un 56.4%.

En cuanto al diámetro del tallo (Figura 1, b) el efecto de *F. mosseae* se vio reflejado a partir de los 22 días con 2.24 mm que fue donde se notó un mayor incremento del grosor del tallo (62.91%) (Figura 2), esto comparado con el inicio del experimento. Rubí *et al.* (2009) en su evaluación de *Lilium sp*. cv Orange Pixie inoculadas con *Glomus fasciculatum* obtuvieron un diámetro promedio de 1.19 cm con las plantas inoculadas con los HMA en

comparación con las plantas no inoculadas que solo obtuvieron 0.95 cm de diámetro. Estos datos indican que el hongo micorrízico arbuscular tiene una influencia en estas variables; Asrar *et al.* (2012) usaron *G. deserticola* en *A. majus L.* con un 89% más en la altura y 74% del diámetro con respecto al control sin HMA.

En lo que concierne al número de hojas (Figura 1, c) esta variable fue la que más rápido respondió a la presencia del HMA, puesto que el incremento respecto al inicio del experimento se notó a los 15 días con 7.75 unidades, lo que representó un incremento del 90.35% (Figura 2). Por otro lado, el peso seco (Figura 1, d) tuvo un incremento significativo observable de 0.32 g, resultando un incremento de más del 500% a los 22 DDT con respecto al inicio del experimento. En otros estudios Vital *et al.* (2009), observaron que el girasol (Var. Doble Enana) inoculada con *F. mosseae* fue significativamente mayor a través del tiempo durante el experimento en las variables de número de hojas y diámetro de tallo. Esto podría tener una relación en donde *F. mosseae* mejora el crecimiento de estas dos flores (cempoaxochitl y girasol) puesto que ambas pertenecen a la familia Asteraceae (Bye *et al*., 2009; Dole y Wilkins, 2005).

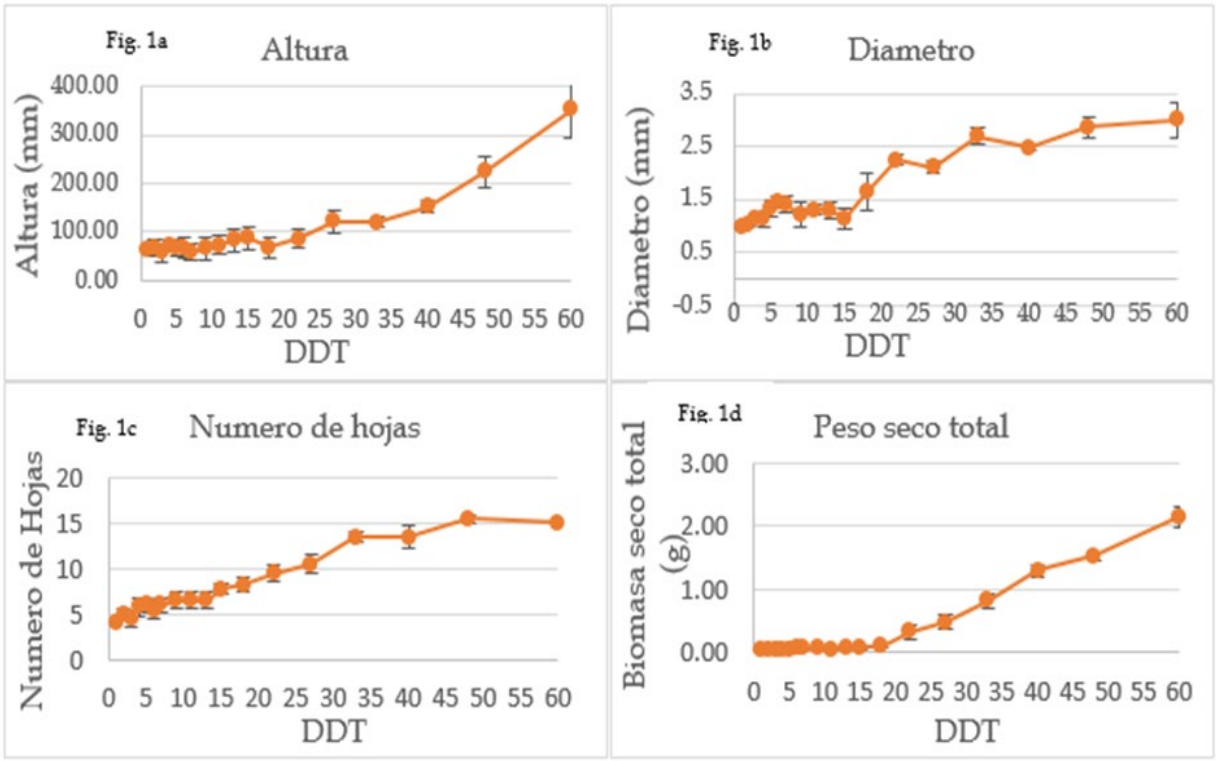


Figura 1. Comportamiento de distintas variables de crecimiento vegetal de plantas de cempoaxochitl (altura, diámetro, numero de hojas y peso seco) inoculadas con *F. mosseae* a través del tiempo en condiciones de invernadero. DDT: días después del trasplante. Las barras en cada punto indican ± el error estándar. Para estos datos no se realizó análisis estadístico.

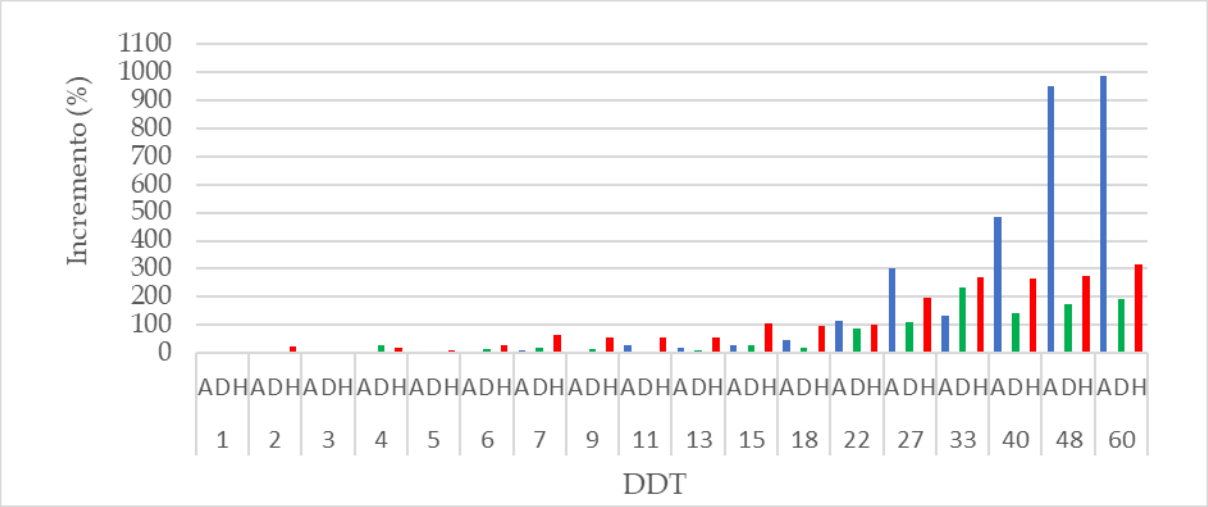


Figura 2. Incremento en distintas variables de crecimiento (A= altura de planta; D=diámetro de tallo; H=número de hojas) en plantas de *cempoaxochitl* por la aplicación de *F. mosseae* con respecto al inicio del experimento. DDT: días después del trasplante. Para estos datos no se realizó análisis estadístico.

Efecto de *F. mosseae* en la floración de cempoaxochitl: En cuanto a la floración las plantas de *Tagetes erecta* var. enana inoculadas y no inoculadas con HMA florearon al mismo tiempo a los 47 DDT (días después del trasplante), aunque la diferencia no fue significativa estadísticamente (Cuadro 1). No obstante, en la Figura 3 se puede notar que las plantas inoculadas no sólo mostraron floración, sino que también produjeron el doble de flores en comparación con las plantas que no fueron inoculadas a los 60 DDT (finalización del experimento).

Baltazar y Jaen (2020), encontraron que *F. mosseae* no indujo crecimiento positivo en plantas de heliconia; esto podría deberse que la eficiencia de los HMA continuamente no está asociada con la capacidad de infección de éstos (Abbott *et al*., 1992). Gaur *et al*. (2000) en su estudio mostraron que las plantas inoculadas con *Glomus*, *Gigaspora* y *Scutellospora* spp. no solo florearon antes si no que produjeron más flores esto en *P. hybrida* (190%), *I. balsamina* (106%) y *C. chinensis* (75%). Uc-Ku *et al.* (2019) mencionan que las plantas de *Heliconia stricta* a los 220 DDI (después de inoculadas) con *R. intraradices* obtuvieron estadísticamente el mayor número de brotes en las plantas en relación con los demás tratamientos. Estos resultados muestran que los HMA puede influir en el proceso de floración de plantas de interés ornamental, a pesar que en cempoaxochitl sólo se presentó esta tendencia.

Cuadro 1. Efecto de la inoculación de *F. mossea* en plantas de *Tagetes erecta* var. enana en condiciones de invernadero al término del experimento (60 DDT).

Inoculo del HMA	Altura de planta (mm)	Diámetro de tallo (mm)	Número de hojas	Peso seco total (g)	Número de flores
Con *F. mosseae*	352.5 a	3.00 a	15 a	2.28 a	1 a
Sin *F. mosseae*	275 a	3.26 a	15 a	2.35 a	0.5 a
Valor *t*	1.01	-0.70	0	-0.85	0.77

Letras diferentes por columna indican diferencias significativas de acuerdo a la prueba Tukey ($p \leq 0.05$) o la prueba de *T Student* ($p \leq 0.05$) para la variable número de flores.

Figura 3. Comportamiento de la floración de plantas de cempoaxochitl al final del experimento (60 días después del trasplante). T18= tratamiento inoculado con *F. mosseae*; Testigo= plantas sin HMA. Se muestran las 4 repetición (R) de cada tratamiento.

CONCLUSIONES

La inoculación de *F. mosseae* en *Tagetes erecta* var. enana tuvo efecto en el crecimiento vegetal en las variables altura de planta, diámetro de tallo, número de hojas y biomasa seca total de la planta en cempoaxochitl. Así como también, se encontró una tendencia a incrementar la floración, visualmente se vio el doble de rendimiento de flores por lo que son buenos resultados que en un futuro podrían favorecer al sector florícola. Esto da pauta de seguir realizando estudios sobre esta planta de importancia florícola.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue parcialmente financiado por proyectos del Laboratorio de Fitopatología del Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C. (CIATEJ). V. Apolinar-Hidalgo agradece a CONAHCYT por la beca para estudios de maestría.

BIBLIOGRAFÍA

Abbott L. K., A. D. Robson and C. Gazey (1992). Selection of inoculant vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. Methods in Microbiology 24:1-21.

Asrar A. A., G. M. Abdel-Fattah and K. M. Elhindi (2012). Improving growth, flower yield, and water relations of snapdragon (*Antirhinum majus* L.) plants grown under well-watered and water-stress conditions using arbuscular mycorrhizal fungi. Photosynthetica 50:305-316.

Asrar AW, Elhindi KM. (2011). Alleviation of drought stress of marigold (*Tagetes erecta*) plants by using arbuscular mycorrhizal fungi. Saudi J Biol Sci. 18(1): 93-8.

Baltazar B. O. y Jaen C. D. (2020). Arbuscular mycorrhizal fungi and fertilization in *Heliconia psittacorum* L. F. × *H. spathocircinata*. Rev. Fitotec. Mex. Vol. 43 (1): 45 – 52.

Bonfante P, Requema N. (2011). Dating in the dark: how roots respond to fungal signals to establish arbuscularmycorrhizal simbiosis. C.O. in Plant Biology, 14(4): 451–457.

Bye R, Linares E, Lentz D. (2009). México: centro de origen de la domesticación del girasol. Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas 12: 5-12.

Dole JM, Wilkins HF. (2005). Floriculture principles and species. Prentice-Hall Inc., USA, p. 10234.

Gaur A, Gaur A, Adholeya A. (2000). Growth and flowering in *Petunia hybrida*, *Callistephus chinensis* and *Impatiens balsamina* inoculated with mixed AM inocula or chemical fertilizers in a soil of low P fertility. Scientia Horticulturae 84:151-162.

Nadal M, Paszkowski U. (2013). Polyphony in the rhizosphere: presymbiotic communication in arbuscular mycorrhizal symbiosis. Current Opinion Plant Biology, 16(4): 473-479.

Porcel R, Aroca R, Ruiz-Lozano JM. (2012). Salinity stress alleviation using arbuscular mycorrhizal fungi. A review. Agronomy for Sustainable Development, 32(1): 181–200.

Read DJ, Perez-Moreno J. (2003). Mycorrhizas and nutrient cycling in ecosystems – a journey towards relevance? New Phytologist, 157: 475-492

Rubí AM, González HA, Castillo GAM, Olalde PV, Reyes R BG, Aguilera GLI. (2009). Respuesta de *Lilium* sp. al fósforo y su relación con *Glomus fasciculatum* y *Bacillus subtilis*. Phyton 78:91-100.

Shamshiri MH, Mozafari V, Sedaghati E, Bagheri V. (2011). Response of petunia plants (*Petunia hybrida* cv. Mix) inoculated with *Glomus mosseae* and *Glomus intraradices* to phosphorous and drought stress. J. Agr. Sci. Tech. 13: 929-942.

Uc-Ku AG, Arreola EJ, Carrillo AE, Osnaya GMM, Alarcón A, Ferrera CR y Landeros SC. (2019). Inoculación de hongos micorrízicos arbusculares en el cultivo de Heliconia stricta. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, *10*(5):1057-1069.

Vital VI, Quiñones AEE, Hernández MLG, Rincon EG. (2019). Selection of a substrate for application of arbuscular mycorrhizal fungi in the cultivation of ornamental sunflower in the field. Biotecnología y Sustentabilidad 4. (1): 55-68.

EFECTO DE LA QUEMA AGRÍCOLA SOBRE EL SUELO EN UNA PARCELA DE 20-25 AÑOS DE BARBECHO EN YUCATÁN

Sofía Arita Morales[1]; Héctor Estrada Medina[1]; Francisco Bautista Zúñiga[2]

[1]Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán, Km. 15.5 carretera Mérida-Xmatkuil. C.P. 97315. Mérida, Yucatán, México; [2]Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental - CIGA Universidad Nacional Autónoma de México - UNAM Campus Morelia. Email: sofia_arita@hotmail.com

RESUMEN

La roza-tumba-quema es la principal práctica de manejo usada en Yucatán para realizar agricultura, pero aún hace falta conocer más acerca de sus efectos sobre las propiedades sobre del suelo. En este estudio se evaluaron los efectos de la quema agrícola sobre las propiedades físicas (estabilidad de agregados y capacidad de campo) y químicas (pH, potencial REDOX, conductividad eléctrica, contenidos de carbono, sodio, potasio, calcio, fósforo, magnesio y capacidad de intercambio catiónico) del suelo en una parcela de 20-25 años de barbecho en Tzucacab, Yucatán, México. El tamaño de la parcela fue de 40 x 40 m y se dividió en cuadrantes de 5 x 5 m. En cada punto de intersección de esta rejilla se tomó una muestra de suelo antes y después de la quema. En ambos casos a una profundidad de 0-2 cm (retirando previamente la hojarasca y/o ceniza superficial). Los resultados mostraron que la quema agrícola es una buena práctica para aumentar los valores de fósforo, potasio y sodio del suelo. No modifica la estabilidad de agregados <2 mm, ni los contenidos de C, Ca y Mg, pero disminuye la estabilidad de agregados >2 mm, la conductividad eléctrica y el potencial REDOX. Se concluyó que la RTQ resulta beneficiosa, en el corto plazo, para la calidad del suelo de una parcela de 20-25 años de barbecho. Otros estudios a diferentes tiempos de barbecho deben de realizarse para entender mejor los efectos de la quema en el corto, mediano y largo plazo.

PALABRAS CLAVE: *Roza tumba y quema; Milpa maya; Fertilidad del suelo; Propiedades físicas, Propiedades químicas*

INTRODUCCION

La quema agrícola ha sido ampliamente usada en diversos lugares del mundo como una práctica para acondicionar los terrenos que posteriormente serán utilizados para la siembra (Ingram *et al.*, 1996). La roza-tumba-quema (RTQ) o agricultura itinerante es un sistema agrícola milenario que, hasta el día de hoy, continúa siendo usada por aproximadamente 200 a 500 millones de personas, equivalente al 7% de la población del mundo (Stief, 2019). Distintos grupos culturales utilizan esta técnica antes de sembrar. Dichos grupos culturales están esparcidos desde el sureste asiático, África, hasta América Central y del Sur (Aliphat y *et al.*, 2012). En Yucatán, la mayoría de las milpas (cultivos de maíz, frijol y calabaza) se siembran utilizando la técnica conocida como RTQ, según Venegas (2016). Esta práctica implica seleccionar un terreno adecuado (parcela), cortar arbustos, hierbas y bejucos delgados, derribar árboles grandes y gruesos, y quemar los residuos vegetales una vez estén completamente secos y cerca del inicio de las primeras lluvias. En el norte de Yucatán, los agricultores cultivan milpa en la misma parcela

durante uno a tres años, y luego dejan un periodo de barbecho, un descanso después del cultivo que dura aproximadamente de 15 a 20 años.

El proceso de quema es usado varias veces en el mismo terreno y llega a tener un rango de temperaturas de 100 a 800 °C en los primeros 4 centímetros del suelo, según fue reportado por Døckersmith *y* colaboradores (2000). A partir de los 400°C se generan cambios en las propiedades físicas del suelo y de los 500°C a los 800°C ocurren los cambios en las propiedades químicas debido a que se considera que a estas temperaturas ocurren las volatilizaciones de algunos elementos, como el nitrógeno (MásAgro, 2017). Para realizar este trabajo se plantearon las siguientes preguntas: ¿Qué propiedades del suelo cambian con la quema y en que magnitud? ¿Cuáles son los principales cambios en el contenido de nutrientes durante la quema? ¿Qué ventajas o desventajas puede representar esta práctica? El objetivo fue evaluar los efectos de la quema agrícola sobre las propiedades físicas y químicas del suelo en una parcela de 20-25 años de barbecho en Tzucacab, Yucatán, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo se llevó a cabo en el rancho "Hobonil", que tiene una extensión de 1,374 hectáreas (UADY, 2018) y pertenece a la Universidad Autónoma de Yucatán (Figura 1). Se encuentra ubicado en el municipio de Tzucacab a 130 km de la ciudad de Mérida, al sur del estado, Yucatán, México, en las coordenadas 20.01N, -89.02W (UADY, 2018).

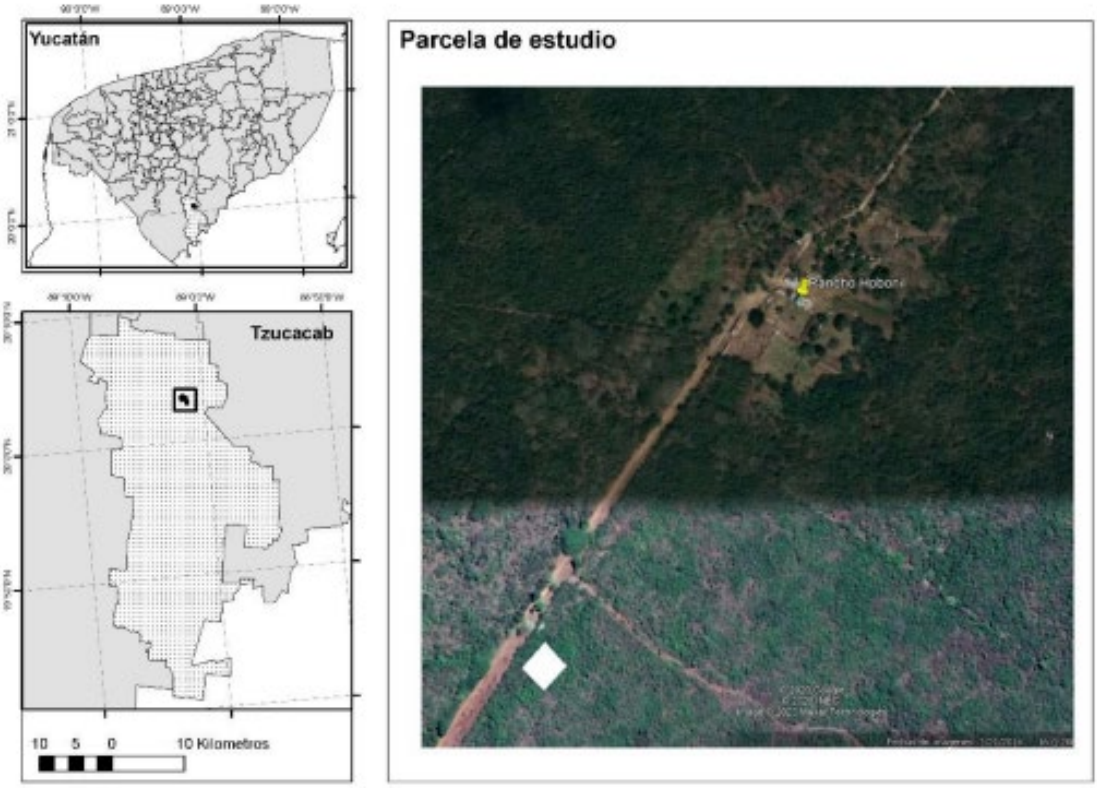


Figura 1. Ubicación de la parcela de estudio en el rancho Hobonil, Yucatán, México.

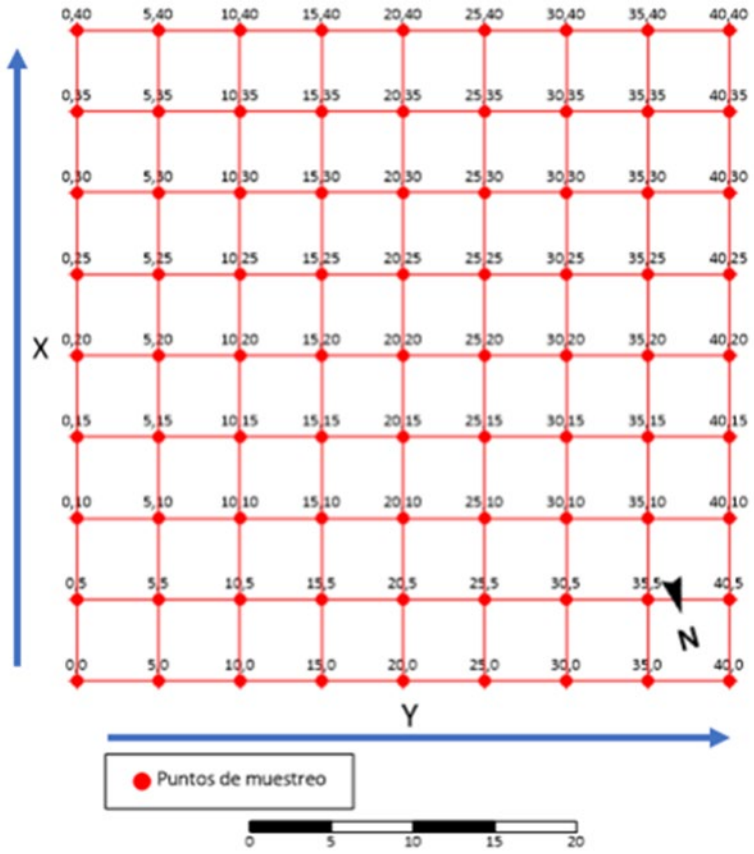


Figura 1. Parcela de estudio y puntos de muestreo de suelo.

Se seleccionó una parcela con una superficie de 40 x 40m (1,600 m^2) de vegetación secundaria con aproximadamente 20-25 años de barbecho. La práctica de la roza-tumba y quema la realizaron campesinos locales de acuerdo a sus conocimientos empíricos. La quema duro aproximadamente 3 horas. Para los muestreos se dividió la parcela en 64 cuadrantes de 5x5 m con 81 puntos de intersección, asignándole a cada punto una coordenada diferente para poder identificarlas (Figura 1). En total se colectaron 81 muestras antes de la quema y otras 81 después de aplicar el fuego: 162 en total.

Las muestras de suelo se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm, para posteriormente realizar los siguientes análisis:

- Capacidad de campo -CC- (gravimétrico)
- Estabilidad de los agregados -EA- (Método gravimétrico)
- Calcio -Ca-, Sodio -Na- y Potasio -K- (Método: Fotómetro de llama)
- Carbono orgánico -CO- (Método digestión húmeda + colorimetría)
- Capacidad de intercambio de cationes -CIC- (Método: Acetato de amonio pH 7 – destilación – titulación)
- Conductividad eléctrica -CE- (método potenciométrico)

- Fósforo para suelos calcáreos -P- (Método: Olsen)
- Magnesio -Mg- (Titulométrico)
- pH (método potenciométrico)
- Potencial REDOX -PR- (relación 1:2)

En cuanto al análisis estadístico de datos, se realizaron pruebas de comparación de medias (paramétricas y no paramétricas) con una previa exploración de la normalidad de los datos, usando la prueba de normalidad de D'Agostino-Pearson en GraphPad Software Inc., EU. Posteriormente, se usaron las pruebas t de student y la de U Mann-Whitney con el fin comparar las medias de dos grupos y así poder determinar si había diferencias significativas entre las medias de las variables de los datos antes y después de la quema.

A las variables con distribución normal de datos (PR, K, CC y EA <2mm) se les aplicó la prueba t de *student* para muestras pareadas. A las variables con distribución de datos no normal (EA >2mm, pH, Mg, CE, C, P, Na, Ca y CIC), se realizó la prueba U Mann-Whitney. Asimismo, se realizó la prueba de t de una muestra para conocer las significancias entre las diferencias presentadas por cada variable. Se usó el programa GraphPad Prism 8.4.2 (GraphPad Software Inc., EU) para el análisis de los datos con los métodos anteriormente mencionados. Con los datos obtenidos se realizaron mapas de interpolación de cada variable en el programa Surfer 15 (Golden software, Colorado, EU) usando las coordenadas que fueron tomadas en cada punto de muestreo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En cuanto a las propiedades físicas, se encontró que después de la quema, aumentaron la CC, y la EA >2mm y disminuyó la EA<2mm (Cuadro 1). Es posible que la CC aumentó debido que con la quema se oxida la materia orgánica del suelo, generando un efecto de aumento de arcillas, las cuales retienen mayor humedad. La disminución de los agregados de la fracción >2mm también contribuye a este efecto de mayor contenido de arcillas.

Con respecto a las propiedades químicas, se encontró que después de la quema, aumentaron el PH, la CE, el P, Na, y K, y disminuyeron el PR y la CIC (Cuadro 2).

Cuadro 1: Promedios y desviación estándar de las propiedades físicas del suelo antes (AQ) y después de la quema (DQ) en una parcela de 20-25 años de barbecho en Tzucacab, Yucatán México.

Variable	Media (AQ)	Desv. Estándar	Media (DQ)	Desv. Estándar
CC (%)	62.52a	9.88	71.40b	7.69
EA <2mm (%)	49.18a	10.16	47.93a	13.92
EA >2mm (%)	70.22a	13.92	60.44b	11.26

CC= Capacidad de campo; EA= Estabilidad de los agregados. Letras minúsculas diferentes representan diferencias estadísticas ($p<0.05$) entre valores antes y después de la quema por variable.

Cuadro 2: Promedios y desviación estándar de las propiedades químicas del suelo antes (AQ) y después de la quema (DQ) en una parcela de 20-25 años de barbecho en Tzucacab, Yucatán México.

Variable	Media (AQ)	Desv. Estándar	Media (DQ)	Desv. Estándar
pH	7.44[a]	0.29	7.76b	0.19
PR (mV)	-124.79[a]	31.73	-138.26b	34.44
CE (mS/cm)	197.39[a]	62.93	482.69b	247.60
C (%)	7.03[a]	1.75	6.75a	1.45
P (mg/kg)	3.85[a]	2.18	6.61b	4.44
Na (cmol (+) /kg)	0.07[a]	0.06	0.17b	0.09
K (cmol (+) /kg)	0.35[a]	0.05	0.41b	0.07
Ca (cmol (+) /kg)	7.91[a]	1.78	7.62a	1.73
Mg (cmol/kg)	0.03[a]	0.02	0.03a	0.02
CIC (cmol/kg)	13.91[a]	4.29	12.18b	2.79

PR= Potencial Redox; CE: Conductividad eléctrica; C= Carbono; P= Fósforo; Na= Sodio; K= Potasio; Ca= Calcio; Mg= Magnesio; CIC= Capacidad de intercambio catiónico. Letras minúsculas diferentes representan diferencias estadísticas ($p<0.05$) entre valores antes y después de la quema por variable.

La mayoría de los cambios observados en las propiedades del suelo después de la quema están asociados al aumento de la temperatura, la combustión de la materia orgánica y la producción de cenizas resultantes de esta actividad (Lupi, 2015). Estas cenizas proveen al suelo recién quemado de distintos nutrientes que se encontraban en la biomasa (EcoLogic, 2019). No hubo diferencias en el contenido de carbono quizá porque se retiraron las cenizas de la superficie del suelo antes de colectar las muestras. El pH aumentó como resultado de la acumulación de las sales contenidas en la biomasa y depositadas al suelo en forma de cenizas. El aumento de pH en 0.3 unidades también lo explica la adición de bases al suelo.

CONCLUSIONES

La quema aumenta el pH, CE, P, Na y K del suelo, en los primeros 2 cm de profundidad, como resultado de la generación de cenizas durante la quema de la biomasa acumulada durante 20-25 años. La CC aumenta después de la quema debido a un efecto de aumento de la fracción arcillosa del suelo, debido a la oxidación del carbono y la disminución de los agregados >2mm. Bajo las condiciones de estudio la quema no tiene efectos negativos en las propiedades físicas y químicas un el suelo, no encontrándose evidencia de que la RTQ degrade el suelo en una parcela de 20-25 años de barbecho. Deben de realizarse más estudios bajo otros periodos de barbecho y darles seguimiento a los efectos de la quema en el corto, mediano y largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

Gracias al Dr. Héctor Estrada por animarme a inscribirme a esta convocatoria.

BIBLIOGRAFIA

Aliphat, M., Caso, L. y Lara, E. (2012) El sistema milpa roza, tumba y quema de los mayas Itzá de San Andrés y San José, Petén Guatemala. Ra Ximhai 8 (2): 71-92

Døckersmith, I., Giardina, C., Jaramillo, V. y Stanford, R. (2000) The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation. Plant and soil. 220: 247–260

EcoLogic (2019) Slash and Burn Agriculture [en línea] Recuperado de http://www.ecologic.org/actions-issues/challenges/slash-burn-agriculture/ el 23 de agosto de 2020.

Ingram, J., Struwe, S. y Tinker, P. (1996) Effects of slash-and-burn agriculture and deforestation on climate change. Agriculture, Ecosystems and Environment 58 (1): 13-22

Stief, C. (2019) Slash and Burn Agriculture Explained: How this agricultural practice can contribute to environmental problems. Recuperado de https://www.thoughtco.com/slash-and-burn-agriculture-p2-1435798 el 29 de noviembre de 2018.

Universidad Autónoma de Yucatán. (2018). El Rancho Hobonil de la UADY promueve la investigación y el ecoturismo [en línea] Recuperado de http://www.uady.mx/noticia/rancho-hobonil-de-la-uady-promueve-la-investigacion-y-el-ecoturismo el 28 de noviembre de 2018.

Venegas, G. (2016). Cambios Recientes en el Sistema de Roza - Tumba - Quema en el Sur de la Península de Yucatán. [en línea] Recuperado del 24 de marzo de 2020. https://ecosur.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1017/1454/2/101000057633_documento.pdf

EFECTO DE LAS QUEMAS PRESCRITAS DE LA RESERVA DE MADERAS DEL CARMEN EN EL ALMACENAMIENTO DE C

Karla Liliana López García[1*]; Andrés Patricio Torres Gómez[1]; Francisco Torralba González [2]; Yanet Hernández Gaspar[2]; Dulce Flores-Rentería[3].

[1]Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Cinvestav Saltillo. Posgrado en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía; [2]Área de Protección de Flora y Fauna Maderas del Carmen, CONANP; [3]Conahcyt-Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Cinvestav Saltillo. Posgrado en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía.
yaahid.flores@cinvestav.edu.mx

RESUMEN

El suelo tiene la capacidad de almacenar el C secuestrado por las plantas a través de la fotosíntesis, sin embargo, esto depende del uso y manejo del suelo, así como sus propiedades físicas, químicas y biológicas. En algunas áreas naturales protegidas, se han aplicado las quemas prescritas para la reducción de hojarasca y recuperación de pastizales, sin embargo, es necesario analizar su efecto en las propiedades del suelo, así como en el almacenamiento de C. En el presente estudio se evaluaron distintos parámetros del suelo (pH, conductividad eléctrica, nitrógeno y carbono total, contenido de materia orgánica, densidad aparente, respiración y C de la biomasa microbiana), para identificar los factores que influyen en el almacenamiento de C, en sitios con quemas en distintos tiempos. Los suelos que mostraron un mayor contenido de C fueron los sitios con quemas prescritas recientes del 2022 (7.8 ± 0.5%) y del 2021 (7.0 ± 0.4%), en comparación con el sitio con quemas prescritas más antigua del 2013 (6.6 ± 0.3%) y del incendio del 2011 (5.1 ± 0.4%). La aplicación de quemas prescritas tiene un aumento en el primero y segundo año en el almacenamiento de C pero disminuye después de 9 años de quema. Se requiere un seguimiento de la dinámica del C a mediano y largo plazo en los sitios en los que se aplican quemas prescritas como estrategia de recuperación de los pastizales, para comprobar su pertinencia en la recarbonización de los suelos.

PALABRAS CLAVE: *Carbono del suelo; Zonas semi-áridas; Propiedades químicas, físicas y biológicas*

INTRODUCCIÓN

El suelo almacena el C de la atmosfera a través de los procesos de fotosíntesis. El carbono total del suelo consta de carbono inorgánico y carbono orgánico. La permanencia del C en el suelo es a través de mecanismos físicos, químicos y biológico, mientras que, la liberación de CO_2 es por la actividad biológica de los suelos (actividad metabólica de los microorganismos y raíces de las plantas), en un proceso denominado respiración del suelo (R_S) (Bhattacharyya *et al.*, 2022). La estabilidad y permanencia del carbono orgánico del suelo (COS) contribuye a la mitigación del clima, sin embargo, su estabilidad ha sido afectada por el uso y manejo del suelo, lo que resulta en perdida de los servicios ecosistémicos y las propiedades del suelo (Lal, 2010). Dentro de los manejos aplicados al suelo se encuentran las quemas controladas o prescritas. Las cuales utilizan el fuego en

condiciones específicas para el aumento en la productividad del forraje y especies deseadas, reducción de hojarasca y para el control de plagas y enfermedades. La reducción de la hojarasca contribuye a mitigar los incendios forestales y reducir sus emisiones de CO_2 hacia la atmosfera. Además, se ha reportado el uso de las quemas prescritas para la recuperación de los pastizales (Alcañiz *et al.,* 2018). La aplicación de las quemas prescritas ha mostrado resultados positivos en el aumento en la disponibilidad de nutrientes y los cationes intercambiables. Pero también pueden modificar el suelo de manera negativa, al degradar los suelos y dificultar la infiltración del agua. Estos efectos negativos afectan las propiedades físicas, químicas y finalmente la actividad biológica del suelo, influyendo en el almacenamiento de C de suelo, así como su liberación hacia la atmosfera (Alcañiz *et al.,* 2018). Por lo que el objetivo de este estudio fue evaluar el efecto en el almacenamiento de C y en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo por la aplicación de las quemas controladas o incendio natural en áreas de conservación del desierto Chihuahuense

MATERIALES Y MÉTODOS

Se evaluaron cuatro sitios ubicados en el Área de Protección de Flora y Fauna Maderas del Carmen, que se distribuye en los municipios de Múzquiz, Acuña y Ocampo, en la región noreste del estado de Coahuila de Zaragoza. Para el estudio se consideraron 3 sitios con quemas prescritas en los años 2022, 2021 y 2013, y un sitio con incendio natural en el 2011, misma que representa la quema más antigua. El diseño de muestreo fue para parcelas de 200x 200 m, muestreando cinco puntos por el método radial a una profundidad del suelo de 15 cm. En el punto a muestrear se retiró la hojarasca y se colocó la cámara dinámica en el suelo durante 60 segundos. Posteriormente se tomó una muestra de 500 g del suelo, las cuales fueron trasladadas al laboratorio donde se tamizaron con una malla de 2 mm de diámetro. Se determinó el pH en una suspensión de suelo: agua, relación 1:2, con la misma solución se determinó la conductividad eléctrica (CE). La densidad aparente (DA) se obtuvo por el método de la probeta con un volumen conocido de agua. El nitrógeno total (NT) y carbono total (CT) se cuantificaron con un auto analizador Elemental Thermo Scientific™ FlashSmart™ 2000. El contenido de materia orgánica (MOS) se determinó por el método de calcinación a una temperatura de 400°C. El C de la biomasa microbiana (CBM) se determinó con el método de fumigación-extracción (Gregorich *et al.,* 1990). Los datos se analizaron con un ANOVA de una vía con la prueba de LSD α=0.05 para identificar las diferencias significativas entre los sitios. Además, se realizaron correlaciones de Spearman con el programa R para identificar los factores correlacionados con el CT.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El CT del suelo fue mayor en los sitios con quemas prescritas recientes del 2022 (7.8 ± 0.5%) y 2021 (7.0 ± 0.4%), sin embargo, este último no mostró diferencias significativas con la quema prescrita del 2013 (6.6 ± 0.3%). Por otro lado, el incendio natural del 2011 fue el valor más bajo, siendo significativamente menor en comparación las quemas del 2022, 2021 y 2013, con un promedio de 5.1 ± 0.4% (Figura 1).

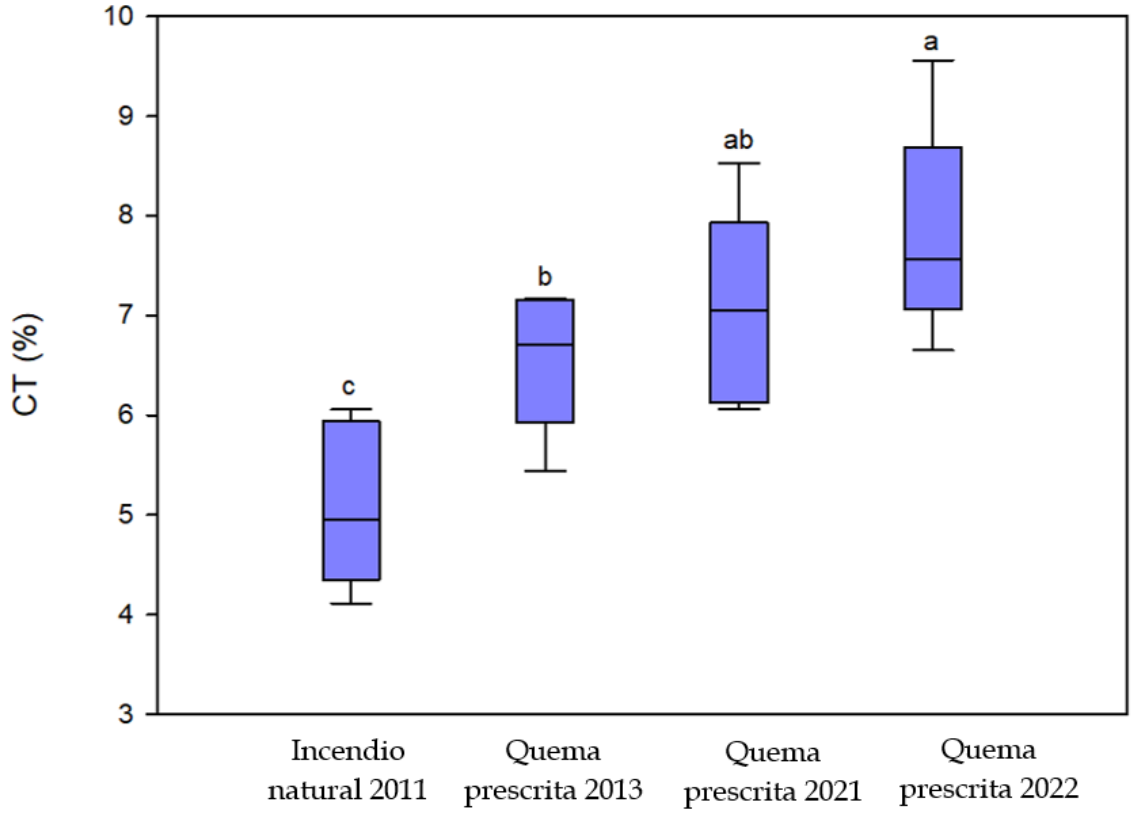


Figura 1. Contenido de carbono del suelo. Las letras minúsculas representan las diferencias significativas de acuerdo con el ANOVA de una vía. La línea en las cajas representa la media.

El efecto principal del C por las quemas prescritas es la formación de compuestos aromáticos más resistentes a la descomposición, por lo cual contribuyen al almacenamiento de C en el suelo (Alexis *et al.*, 2012). En el presente estudio los suelos con quemas recientes presentaron mayor contenido de C en comparación con la quema prescrita del 2013 y el incendio natural del 2011. De manera similar, el estudio desarrollado por Alexis, 2012 observo los valores más altos de C en el primer año de quema prescrita en una cronosecuencia realizada por 20 años en un matorral de roble con una única quema. En este estudio destacaron que las cantidades más altas de C en los años con quemas prescritas recientes se deben a una mayor entrada de MOS (Alexis *et al.*, 2012). El C del suelo se incrementa el primer y segundo año después de la quema por las cenizas y la vegetación quemada que se va integrando al suelo de manera paulatina (Alfaro-Leranoz *et al.*, 2023). De igual manera, en un trabajo realizado con arbustos en Central Pyrenees de España, se observaron valores más bajos de C transcurridos de 6 a 10 años de la quema prescrita, esto se debe a la reducción de MOS por la mineralización de los microrganismos y la pérdida de hojarasca (Alfaro-Leranoz *et al.*, 2023). Siguiendo este patrón, otro estudio demostró valores más bajos de C a 9 años de una única quema (5.39%) y valores más altos a 1 año de quema (7.55%) en un bosque mediterráneo (Alcañiz *et al.*, 2016). El C del suelo no presentó una disminución inmediata después de una quema prescrita debido a la formación de carbono pirogénico y cenizas. Otro factor que puede explicar que el C no disminuyo con la quema es que, probablemente, durante el disturbio

no se alcanzaron los 450°C en el suelo, condiciones bajo las cuales sucede la combustión total de la materia orgánica (Alcañiz *et al.*, 2016). De acuerdo con las correlaciones de Spearman realizadas en este estudio (Figura 2), la DA se correlacionó negativamente con la MOS, el NT, la CE y CT. Lo anterior implica que una DA alta reduce el contenido de MOS, NT, CE y CT. La relación negativa entre estas variables y la DA tanto en los sitios con quemas antiguas y recientes puede explicarse porque el disturbio en los sitios colapsó y destruyó los agregados del suelo y la materia orgánica, de tal forma que disminuyó la porosidad del suelo (Alcañiz *et al.*, 2018).

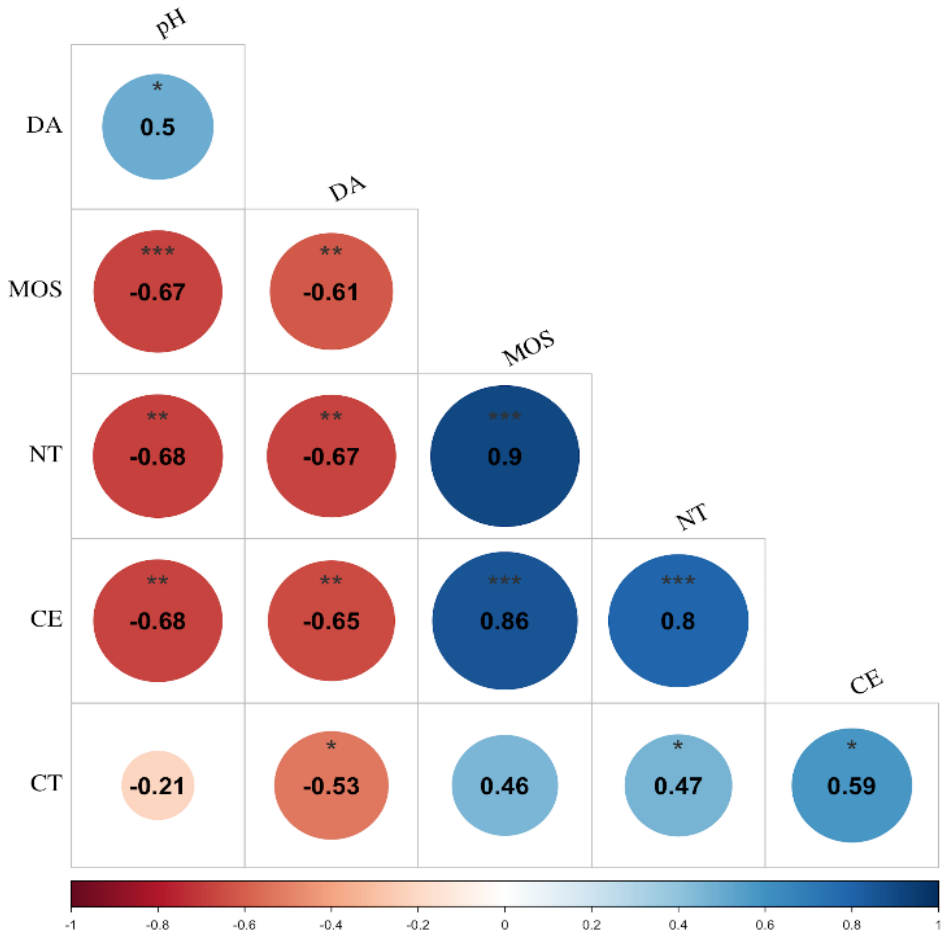


Figura 2. Correlaciones entre las propiedades, físicas, químicas y biológicas de suelos con eventos de fuego en los últimos 12 años. La escala de color va de menor a mayor, el rojo representa interacciones entre variables negativas y el azul positivas. DA= densidad aparente, MOS= materia orgánica del suelo, NT= nitrógeno total, CE= conductividad eléctrica, CT= carbono total.

Los espacios porosos son necesarios para el desarrollo óptimo de las raíces, cuando el suelo reduce su porosidad, el crecimiento y desarrollo de las plantas decrece y, por ende, las entradas de materia orgánica. Al mismo tiempo, la materia orgánica es el principal precursor para la disponibilidad de NT y CT, por lo cual estos también disminuyen (Bhattacharyya *et al.*, 2022). Incluso, el colapso de los agregados pudo influir en la estabilización de la MOS, inhibiendo su protección física y química de los

microorganismos, por lo anterior, la MOS sería más accesible para la mineralización (Topa *et al*., 2021). Por otro lado, el CT se correlacionó positivamente en un 47% con el NT y con un 59% con la CE. La formación inicial de cenizas y carbón pirogénico como resultado de la quema provoca un incremento en el contenido de CT, afectando positivamente al NT (Alcañiz *et al*., 2018). Además, la CE aumenta al aumentar las sales inorgánicas durante la combustión de la materia orgánica y el aumento de cenizas y carbono pirogénico (Alcañiz *et al*., 2016).

CONCLUSIONES

Las quemas prescritas, que se han presentado en los pastizales del Área de Protección de Flora y Fauna de Maderas del Carmen, tuvieron como resultado un aumento inicial del CT del suelo, sin embargo, el contenido de C fue disminuyendo al transcurrir los años. Además, el incendio natural mostró menor contenido de C en comparación con las quemas prescritas. Por otro lado, las propiedades que se relacionan con el contenido de CT del suelo se modifican de acuerdo con el tiempo que ha pasado desde el disturbio. De acuerdo con el estudio, la DA alta, influye negativamente en el contenido de MOS, NT, y CT, por lo tanto, una DA alta, tendrá como resultado un menor contenido de C.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo para el desarrollo del proyecto al Biólogo Alejandro Espinoza Treviño y al Biólogo Jonas Adan Delgadillo Villalobos de la reserva natural del Carmen. Al laboratorio químico del CINVESTAV Unidad Saltillo.

BIBLIOGRAFÍA

Alcañiz M, Outeiro L, Francos M, Farguell J, Úbeda XJSotte. (2016) Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgrí Massif, Catalonia, Spain). 572: 1329-1335.

Alcañiz M, Outeiro L, Francos M, Úbeda X. (2018). Effects of prescribed fires on soil properties: A review. Science of The Total Environment 2018; 613-614: 944-957.

Alexis MA, Rasse DP, Knicker H, Anquetil C, Rumpel C. (2012). Evolution of soil organic matter after prescribed fire: A 20-year chronosequence. Geoderma; 189-190: 98-107.

Alfaro-Leranoz A, Badia-Villas D, Marti-Dalmau C, Emran M, Conte-Dominguez AP, Ortiz-Perpiña O. (2023). Long-term evolution of shrub prescribed burning effects on topsoil organic matter and biological activity in the Central Pyrenees (NE-Spain). Science of The Total Environment; 888: 163994.

Bhattacharyya SS, Ros GH, Furtak K, Iqbal HMN, Parra-Saldívar R. (2022). Soil carbon sequestration – An interplay between soil microbial community and soil organic matter dynamics. Science of The Total Environment; 815: 152928.

Gregorich E, Wen G, Voroney R, Kachanoski R. (1990). Calibration of a rapid direct chloroform extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol, Biochem; 22: 1009-1011.

Lal R. (2010). Managing soils and ecosystems for mitigating anthropogenic carbon emissions and advancing global food security. BioScience, 60: 708-721.

Topa D, Cara IG, Jităreanu G. (2021). Long term impact of different tillage systems on carbon pools and stocks, soil bulk density, aggregation and nutrients: A field meta-analysis. Catena, 199: 105102.

EFECTO DEL BIOFERTILIZANTE MICROORGANISMOS DE MONTAÑA SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DEL SUELO Y DE UN CULTIVO DE MAÍZ

Cynthia López Delgado[1]; Jacobo Matu Beh[1]; Norma Rodríguez Ávila[1]; Lucy Mora[2]; Blanca Prado[2]; Milton C. Soto-Barajas[3*].

[1]Instituto Tecnológico de Chiná. Calle 11 s/n entre 22 y 28, Chiná, Campeche, México. C.P. 24520. [2]Instituto de Geología, UNAM. Avenida Universidad, no. 3000, UNAM CU, Coyoacán, Ciudad de México, C.P. 04510; [3]Investigadores e Investigadoras por México, CONAHCyT – Instituto de Geología, UNAM, Avenida Universidad, no. 3000, UNAM CU, Coyoacán, Ciudad de México, C.P. 04510. *miltonc@geologia.unam.mx

RESUMEN

En el estado de Campeche el área destinada al cultivo de maíz es cercana al 75% de la superficie agrícola. Para obtener rendimientos redituables en esta región se requiere la aplicación excesiva de fertilizantes, por lo que se busca implementar alternativas sustentables, como el uso de biofertilizantes. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del biofertilizante Microorganismos de Montaña (MM) sobre las características químicas del suelo y el desarrollo fisiológico de un cultivo de maíz. Se aplicaron cuatro tratamientos: testigo, agua corriente sobre el suelo al pie del cultivo (T1); biofertilizante al suelo (T2); biofertilizante al follaje del maíz (T3); y biofertilizante al suelo y follaje (T4). A los 60 d y después de tres aplicaciones de los tratamientos, el suelo presentó un incremento en $N\text{-}NO_3^-$, pero no hubo diferencia entre tratamientos. El uso del biofertilizante influyó de manera positiva en el desarrollo del maíz, se observaron diferencias entre las plantas con T1 y aquellas con MM (T2, T3 y T4), en el grosor del tallo, ancho de las hojas, altura de la espiga, porcentaje de acame y el rendimiento. Las diferencias en el desarrollo del cultivo fueron ligeramente superiores en las plantas en que se aplicó el T4 con respecto T2 y T3. Por lo tanto, se concluye que, aunque no se identifiquen modificaciones en las características químicas del suelo por el uso del biofertilizante MM, su aplicación promueve el desarrollo fisiológico del maíz con mayor impacto cuando se aplica al mismo tiempo sobre la planta y el suelo.

PALABRAS CLAVE: *Campeche; Bioinsumos; Fertilización; Manejo sostenible.*

INTRODUCCIÓN

En el estado de Campeche, el maíz se siembra en 154 480 ha, lo que representa 74.4% de la superficie destinada a cultivos cíclicos, de esta proporción el 99.4% es de temporal con rendimientos que van de 0.4 a 0.6 t ha^{-1} en el sistema de rosa-tumba y quema hasta entre 3.5 a 4.0 t ha^{-1} con manejo mecanizado (Medina *et al*., 2018). El cultivo de maíz en Campeche impone un reto debido a que para mantener su productividad se requiere de la aplicación de dosis altas de plaguicidas y fertilizantes. Aunque este tipo de manejo garantiza una producción costeable, su implementación implica costos altos y afectaciones al ambiente y particularmente al suelo, como desgaste físico, modificaciones a las características químicas y disminución de la actividad microbiana (Uzganda *et al*.,

2015). Debido a esta problemática se trata de cambiar las prácticas convencionales hacia enfoque sostenible como la aplicación de biofertilizantes (Malusà *et al*., 2016; Hernández-Hernández, 2022).

Un conjunto particular de microorganismos conocido como Microorganismos de Montaña (MM), conforman la base de un biofertilizante cuya composición está conformada por hongos y bacterias obtenidos de ecosistemas edáficos en que no ha intervenido ningún tipo de fertilizante o plaguicida químico por al menos cinco años (Umaña *et al*., 2017). Su uso se basa en la obtención de cepas microbianas adaptadas a las condiciones locales que cumplen roles benéficos en los procesos biológicos del suelo y agroecosistemas como solubilizadores de fosfatos, degradadores de celulosa, proteolíticos/amonificantes y fijadores de nitrógeno (Brussaard, 1998). Esta investigación se planteó con el objetivo de analizar las modificaciones del biofertilizante Microrganismos de Montaña sobre las características químicas del suelo y el desarrollo de un cultivo de maíz de temporal en el estado de Campeche.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio experimental: El estudio se realizó en un predio con superficie de 1 074 m^2 (30.7 x35 m), ubicado en Bolonchén de Rejón ($20^{0}00'14''$ N, $89^{0}45'19''$ W), cabecera municipal de Hopelchén, Campeche, con clasificación climática Aw0w" (García, 1964), el más cálido y seco de los subhúmedos con lluvias en verano, temperatura promedio de 32 °C y precipitación media anual de 1044 mm.

Preparación del biofertilizante: El bio-preparado de Microrganismos de Montaña (MM) fue proporcionado por la organización civil Muuch Kambal, quienes lo elaboraron a partir de hojarasca de predios no cultivados ubicados en los alrededores del sitio experimental. La activación del MM se realizó en contenedores de plástico 30 días después de la etapa de reproducción anaeróbica y posteriormente a tener la base sólida.

Diseño experimental: Para determinar el efecto del biofertilizante Microrganismos de Montaña sobre el crecimiento del maíz se evaluaron cuatro tratamientos: Testigo, al suelo en la base del cultivo se aplicó agua corriente (T1); aplicación al suelo, el biofertilizante sin dilución se aplicó directamente en el suelo en la base de las plantas (T2); aplicación foliar, sobre las plantas de maíz se administró una disolución de MM en agua a concentración 1:3 (v/v) (T3); aplicación suelo + foliar, directamente al suelo y sobre las plantas de maíz, a las concentraciones indicadas en el T2 y T3 (T4). Los tratamientos tuvieron tres repeticiones y su distribución sobre el terreno fue aleatoria en 12 parcelas de 10 x 5.8 m. El biofertilizante MM fue aplicado con una mochila aspersora de bombeo manual. La fertilización se llevó a cabo por tres ocasiones, a los 30, 45 y 60 d después de la siembra del maíz.

Caracterización Química del Suelo: Las características químicas del suelo se determinaron con el kit LaMotte STH series (LaMotte, Chestertown, MD, USA) de acuerdo con las indicaciones del fabricante. Se midió el pH, la concentración de nitratos, nitritos, amonio, fósforo, potasio, magnesio, y humus.

Evaluación de los parámetros fisiológicos en el cultivo de maíz: En la etapa de crecimiento VT, 55 días después de la siembra del maíz, se midió: (grosor de tallo; anchura de la última

hoja; altura de brote de la mazorca y de la espiga; porcentaje de acame; biomasa; y el rendimiento (al pesar el grano producido por cinco plantas por extrapolar el cálculo a tha^{-1}.

Análisis Estadístico: Los parámetros químicos del suelo y fisiológicos de la planta fueron sometidos a un análisis de varianza (ANOVA) y prueba Tukey *post hoc* ($p \leq 0{,}05$) de comparación de medias con el programa estadístico R versión 4.0.2. (R Core Team, 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características químicas del suelo: Los resultados del análisis estadístico de las propiedades químicas del suelo indicaron que existió un incremento significativo ($p \leq 0.05$) en la concentración de nitratos a los 60 d después de la aplicación de la siembra del maíz. Sin embargo, para el resto de los parámetros químicos evaluados (pH, NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+, P, K, Mg y humus) no se detectaron diferencias tras la aplicación de los tratamientos (Figura 1).

M1: Muestreo inicial, M2: Segundo muestreo, 60 días después de la aplicación de los tratamientos; T1: Testigo (T); T2: Aplicación del biofertilizante al suelo (S); T3: Aplicación foliar del biofertilizante (F), T4: Aplicación al suelo y foliar del biofertilizante (S+F).

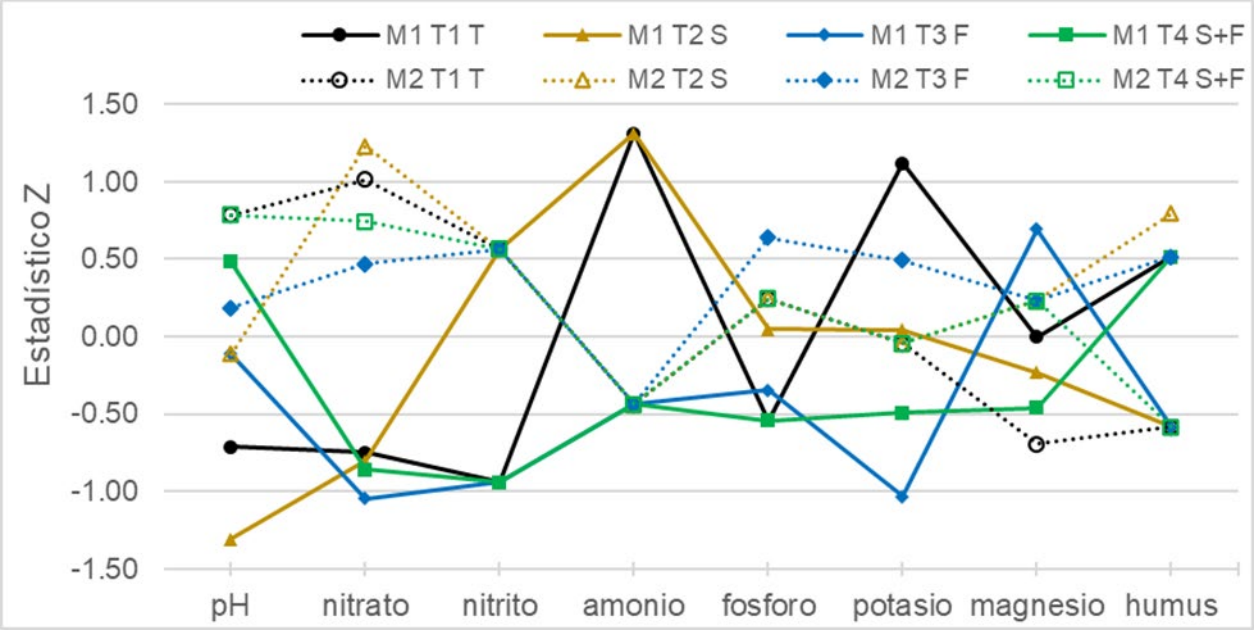


Figura 1. Representación de los datos estandarizados de las características químicas de los suelos por tratamiento y fecha de muestreo.

La concentración de nitratos se incrementó del muestreo inicial a la finalización del experimento (60 días después de la siembra) en más de 100 ppm; dicho incremento es probable que haya ocurrido por un proceso de mineralización de materia orgánica ya presente en el suelo y no por la intervención de los MM (Celaya-Michel y Castellanos-

Villegas, 2011). Sin embargo, es un cambio químico importante debido a que el nitrógeno en esta forma es asimilable por el cultivo. La nula modificación del resto de parámetros químicos analizados pudiera atribuirse a que los efectos de biofertilizantes se observarían a largo plazo tras aplicaciones continua (Mátyás *et al*., 2020).

Cuadro 1. Comparación del efecto en las características fisiológicas del maíz y del rendimiento por efecto de los tratamientos de fertilización.

	Tratamiento¶			
Parámetro evaluado	T1	T2	T3	T4
Grosor del tallo (cm)	1.8 ± 0.1 a	2.3 ± 0.1 b	2.2 ± 0.1 b	2.3 ± 0.1 b
Ancho de la hoja (cm)	8.0 ± 0.2 a	8.6 ± 0.3 b	9.4 ± 0.3 b	9.8 ± 0.3 b
Altura de la espiga (m)	1.60 ± 0.07 a	1.75 ± 0.06 ab	1.94 ± 0.07 bc	2.06 ± 0.06 bc
Altura de la mazorca (m)	1.07 ± 0.09 a	1.27 ± 0.12 a	1.13 ± 0.06 a	1.27 ± 0.04 a
Acame (%)	66.7 ± 6.7 a	46.7 ± 6.7 ab	46.7 ± 6.7 ab	20 ± 11.5 b
Rendimiento (kg ha^{-1})	647 ± 93 a	1 603 ± 499 ab	1 526 ± 267 ab	2 599 ± 352 b
Biomasa (kg ha^{-1})	4267 ± 325 a	7 216 ± 249 a	6 000 ± 740 a	8 250 ± 1625 a

T1: Testigo; T2: Aplicación del biofertilizante al suelo; T3: Aplicación foliar del biofertilizante, T4: Aplicación al suelo y foliar del biofertilizante. Media de los tratamientos ± error estándar.

Parámetros fisiológicos y rendimiento del maíz: De acuerdo con el análisis de varianza se identificaron diferencias significativas por efecto de la aplicación del biofertilizante MM en el grosor del tallo, ancho de la hoja, altura de la espiga, porcentaje de acame y rendimiento; mientras que, para la altura de la mazorca y la producción de biomasa no existieron diferencias entre las plantas en que se aplicó y las que no se trataron con biofertilizante (Cuadro 1).

El biofertilizante promovió el desarrollo fisiológico del maíz. Según los resultados en las plantas tratadas con MM, los tallos se observaron más gruesos, por lo que disminuyó el acame; se produjeron hojas más anchas; y aplicar MM, tanto al suelo como a la planta en simultaneo (T4), se duplicó el rendimiento en relación con el testigo (T1). De tal forma que se percibe que la aplicación del biofertilizante Microrganismos de Montaña es una alternativa de manejo que permite mejor las condiciones de desarrollo de maíz de temporal y que cuando se aplicó MM al suelo y de manera foliar los rendimientos (2.6 ± 0.4 ton ha^{-1}) son muy superiores que los obtenidos por el sistema tradicional de rosa-tumba-quema (0.4 a 0.6 t ha^{-1}) y más cercanos a los reportados en predios con manejo tecnificado (3.5 – 4.0 t ha^{-1}) (Uzcanga *et al.*, 2015; Medina *et al.*, 2018).

CONCLUSIONES

El biofertilizante Microrganismos de Montaña (MM), después de 60 días de la primera aplicación y tres aplicaciones en ese periodo, no genera modificaciones a las características químicas del suelo. Por otro lado, se observó que la acción del MM mejora el desarrollo fisiológico del cultivo de maíz y aumenta sus rendimientos por lo que puede ser utilizado como una alternativa sustentable a la aplicación excesiva de fertilizantes que convencionalmente se utiliza en el manejo tecnificado que se emplea en el estado de Campeche. La aplicación del MM al suelo y a la planta al mismo tiempo resultó ser la

forma más eficaz para maximizar su efecto positivo sobre el maíz, con lo cual se consiguen rendimientos superiores a los obtenidos con el sistema ancestral de rosa-tumba-quema y cercanos a los generados con prácticas intensivas de producción a través del manejo mecanizado.

BIBLIOGRAFÍA

Brussaard, L. (1998). Soil fauna, guilds, functional groups and ecosystem processes. Applied soil ecology, 9(1-3), 123-135.

Celaya-Michel, H, y Castellanos-Villegas, A. E. (2011). Nitrogen mineralization on arid and semi-arid land soil. Terra Latinoamericana, 29(3), 343-356.

Hernández Hernández, R. E. (2022) Estudio comparativo de alternativas de fertilizantes para los cultivos de Colombia a partir de la aplicación de la biotecnología. [Trabajo de grado, Fundación Universidad de América] Repositorio Institucional Lumieres. https://hdl.handle.net/20.500.11839/8900

Malusà, E., Pinzari, F., & Canfora, L. (2016). Efficacy of Biofertilizers: Challenges to Improve Crop Production. In D. P. Singh, H. B. Singh, & R. Prabha (Eds.), Microbial Inoculants in Sustainable Agricultural Productivity: Vol. 2: Functional Applications (pp. 17-40). New Delhi: Springer India.

Mátyás, B, Lowy, D. A, Singla, A, Meléndez, J. R, y Sándor, Z. (2020). Comparación de los efectos ejercidos por los biofertilizantes, los fertilizantes NPK y los métodos de cultivo sobre la respiración del suelo en el suelo de Chernozem. LA GRANJA. Revista de Ciencias de la Vida, 32(2), 8-18.

Medina Méndez, J., Alejo Santiago, G., Soto Rocha, J. M., & Hernández Pérez, M. (2018). Rendimiento de maíz grano con y sin fertilización en el estado de Campeche. Revista Mexicana de Ciencia Agrícolas, 9 (SPE 21), 4306-4316.

R Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

Uzcanga Pérez, N. G., Cano González, A. d. J., Medina Méndez, J., & Espinoza Arellano, J. d. J. (2015). Caracterización de los productores de maíz de temporal en el estado de Campeche, México. Revista Mexicana de Agronegocios 36, 1295-1305.

EFECTO DEL MANEJO ORGÁNICO Y CONVENCIONAL SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN ANDOSOL

Silvia Janeth Bejar Pulido[1]*; Israel Cantú Silva[2]; Francisco Javier Hernández[1]; Erik Orlando Luna Robles[1]

[1] Instituto Tecnológico de El Salto, Mesa del Tecnológico SN, Forestal, CP 34942. El Salto, Durango, México. [2] Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, Carretera Nacional núm. 85 km 145.CP 67700. Linares, Nuevo León, México. *siljan2411@gmail.com

RESUMEN

La agricultura representa una de las actividades que ejerce mayor presión sobre el recurso suelo debido al uso excesivo de productos químicos, labranza intensiva, uso de maquinaria pesada. Se evaluó el cambio de uso de suelo de bosque (B) a agricultura: huerta de aguacate bajo manejo orgánico (AMO) y convencional (AMC), empleando parcelas de 100 m^2. Se colectaron cuatro muestras compuestas a dos profundidades (0-20 y 20-40 cm) y se determinó la concentración de Na, Ca, K y Mg, así como pH y CE. El objetivo de esta investigación fue determinar los impactos del cambio de uso de suelo de un ecosistema forestal a áreas agrícolas con enmiendas orgánicas y convencionales en las propiedades químicas de un Andosol. En general, el AMC mostró la mayor disponibilidad de nutrientes en comparación con los usos B y AMO, debido al aporte de minerales por medio de fertilizaciones químicas al suelo. Los cambios de uso de suelo y su posterior manejo agrícola provocaron variaciones significativas en la disponibilidad de nutrientes, pH y conductividad eléctrica del Andosol.

PALABRAS CLAVE: *Agroquímicos; Andosol; Orgánico; Suelo; Uso de suelo*

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, la agricultura representa una de las actividades que ejerce mayor presión sobre el recurso suelo debido al uso excesivo de productos químicos, labranza intensiva, uso de maquinaria pesada, entre otros, que afectan su manejo y productividad a corto plazo (Babin *et al*., 2019). Según CEDRSSA (2019) esta actividad se realiza en casi el 37.4% de la superficie terrestre bajo diferentes manejos. Particularmente, el cambio de uso de suelos en áreas donde se distribuye el suelo tipo Andosol se ha acelerado de manera significativa durante las últimas décadas debido a su potencial para usos agrícolas, principalmente para el establecimiento de aguacate, influenciado por su productividad y rentabilidad a corto plazo (Orozco y Astier, 2017). Sin embargo, diversos autores han señalado que el cambio de uso del suelo altera la ecopedología de Andosol derivada de las diferentes prácticas empleadas a lo largo de su gestión (Campos *et al*., 2020). Por lo anterior, el objetivo fue investigar los impactos del cambio de uso de suelo de un ecosistema forestal a áreas agrícolas con enmiendas orgánicas y convencionales en las propiedades químicas de un Andosol en Uruapan, Michoacán.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización y gestión de suelos: El área de estudio se localizó en el municipio de Uruapan, Michoacán (19° 28' 22.2' 'N y 102° 00' 19.7'' W) a una altitud de 1890 m.s.n.m.

Donde la vegetación dominante son bosques de pino-encino. El suelo dominante de la región pertenece al grupo Andosol (Alcalá *et al*., 2001). La investigación contempla la evaluación del cambio de uso de suelo de bosque (B) a agricultura (producción de aguacate): en sus modalidades de bajo manejo orgánico (AMO) y convencional (AMC).

Muestreo y análisis de suelos: Se colectaron cuatro muestras compuestas a dos profundidades (0-20 y 20-40 cm) a las cuales se les determinó la concentración de nutrientes (Na, Ca, K y Mg) siguiendo la metodología de Lindsay y Norvell (1978), el pH y conductividad eléctrica (CE) con la metodología de NOM-021 (SEMARNAT, 2002).

Análisis estadísticos: Dada la distribución normal de los datos y la presencia de homogeneidad en sus varianzas, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) con arreglo factorial, adicionalmente se aplicó una prueba de comparación de medias (Tukey). Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando la versión 22.0 del software SPSS (SPSS Inc., Chicago, IL), con un nivel de confianza de $p \leq 0.05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de varianza mostró la presencia de diferencias significativas entre los factores analizados, evidenciando el efecto del cambio de uso de suelo (Cuadro 1).

Los resultados de la prueba de comparación de medias indican que la huerta de AMC presentó el pH más alto considerado como un suelo ligeramente alcalino (7.09) y una CE de 364.25 $\mu S\ cm^{-1}$, por otra parte, en el Bosque los valores de estas dos variables fueron los más bajos (pH 5.59 y CE 171.69 $\mu S\ cm^{-1}$), dichos cambios entre usos de suelo pueden estar atribuido por la acumulación de sales en el suelo por el uso de fertilizantes químicos (Sihi *et al*., 2017) (Figura 1).

De acuerdo a la Figura 2 los contenidos de Na, Ca, K y Mg fueron más altos en el uso de AMC en ambas profundidades, mientras que en el uso AMO fue mayor solo para la primera profundidad respecto al B a excepción de K donde estadísticamente se presentaron resultados similares. Los valores para el intervalo de profundidad de 20-40 cm para los usos de suelo AMO y B solo presentaron diferencias significativas para Ca y Mg.

Cuadro 1. Análisis de varianza de las propiedades químicas analizadas

Variables	FA	FB	FA*FB	R^2
pH	24.916**	25.949**	3.807**	0.77
CE	20.094**	80.474**	1.639^{NS}	0.82
Na	106.170**	136.658**	117.062**	0.98
Ca	156.557**	436.464**	69.124**	0.97
K	246.621**	23.460**	9.912**	0.96
Mg	133.871**	275.020**	2.736**	0.96

**Diferencias altamente significativas ($p \leq 0.01$); * Diferencias significativas ($p \leq 0.05$); NS, No significativo ($p > 0,05$). FA= factor de uso de la tierra; FB= factor de profundidad; FA*FB= interacción de factores.

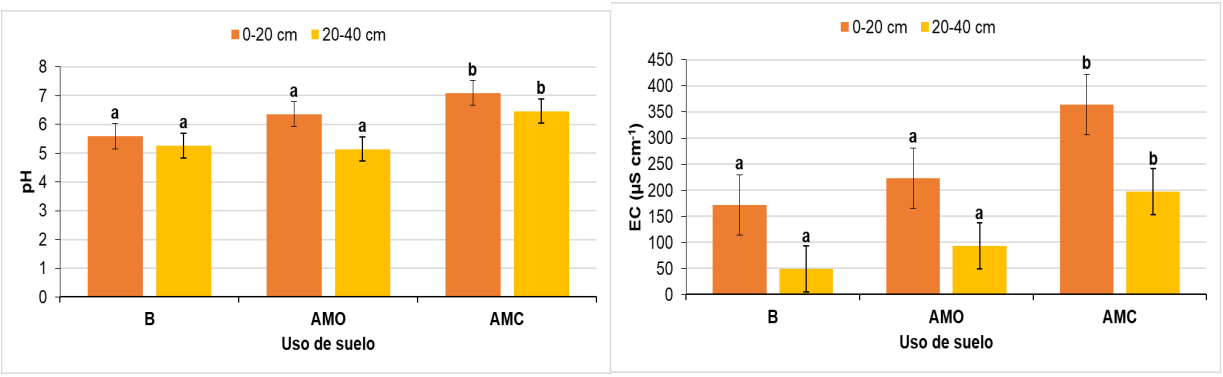


Figura 1. Valores medios de pH y CE para los distintos usos de suelo evaluados a dos profundidades.

Los contenidos para la primera (0-20 cm) y segunda profundidad (20-40 cm) fueron los siguientes: Na osciló de 0.25 a 0.94 y de 0.24 a 0.45 cmol kg^{-1}. Ca varió de 7.97 a 33.69 y de 7.12 a 14.6 cmol kg^{-1}. K osciló de 1.95 a 6.38 y de 0.74 a 4.53 cmol kg^{-1}. Mg varió de 3.28 a 5.91 y de 1.72 a 3.59 cmol kg^{-1}.

Respecto a los ligeros incrementos de K y Ca en el AMO, con respecto al B, puede estar relacionado con el aporte nutricional mínimo de los fertilizantes orgánicos en comparación con los inorgánicos, donde se presenta un aumento significativo (Timsina, 2018). En general, el AMC mostró la mayor disponibilidad de nutrientes en comparación con los usos B y AMO, debido al aporte de minerales por medio de fertilizaciones químicas al suelo (Bayuelo *et al*., 2019).

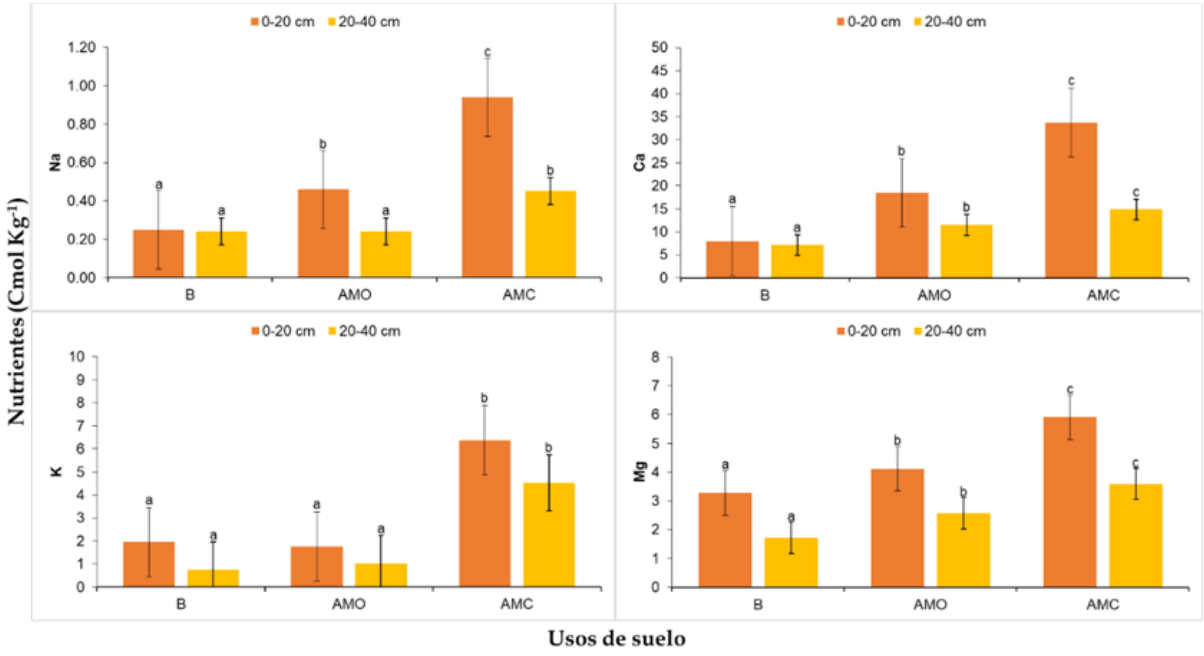


Figura 2. Valores medios de los nutrientes evaluados (Na, Ca K y Mg) para los distintos usos de suelo evaluados a dos profundidades.

Cuadro 2. Características productivas y densidad arbórea de los usos de suelo evaluados.

Uso de suelo	Manejo	Densidad de plantación (árboles ha^{-1})	Producción (Mg ha^{-1})
B	N.A.	600	N.A.
AMO	Orgánico	100	6.25
AMC	Convencional	100	15.00

Según González-Fuentes *et al*. (2021) la producción bajo manejo orgánico presenta limitantes respecto al manejo convencional, ya que el rendimiento de los cultivos suele reducirse a más del 20%, coincidiendo con nuestros resultados donde el rendimiento del cultivo de aguacate disminuyo en un 58% (Cuadro 2).

CONCLUSIONES

En general el cambio de uso de suelo de Bosque a usos agrícolas provocó variaciones significativas en la disponibilidad de nutrientes, pH y conductividad eléctrica del Andosol. Siendo el manejo convencional la modalidad que provoca un mayor impacto sobre las variables químicas del suelo, relacionado directamente con las actividades de fertilización. Los resultados de este estudio permiten establecer criterios de sustentabilidad en el manejo de suelos y cultivos en la región de Uruapan del estado de Michoacán.

BIBLIOGRAFÍA

Babin, D., Deubel, A., Jacquiod, S., Sørensen, S. J., Geistlinger, J., Grosch, R. and Smalla, K. (2019). Impact of long-term agricultural management practices on soil prokaryotic communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 129, pp. 17-28. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.11.002

Bayuelo, J.S., Ochoa, I., Cruz, T.E.D.L. and Muraoka, T. (2019). Effects of land use on phosphorus fractions and availability in an Andisol from the P'urhépecha Plateau, Michoacán. *Terra Latinoamericana*, 37(1), pp. 35-44. https://doi.org/10.28940/terra.v37i1.367

Campos, M.J.L., Álvarez, S.M.E., Maldonado, T.R., and Vargas, G.A. (2020). Application of organic fertilizers in the yield and root development in the avocado crop. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 11(2), pp. 263-74. https://doi.org/10.29312/remexca.v11i2.2301

Center for Studies for Sustainable Rural Development and Food Sovereignty (CEDRSSA). (2019). Soil, an invaluable resource for food production. [online] Available at: http://www.cedrssa.gob.mx/files/b/13/49Suelo_recurso_invaluable.pdf

González-Fuentes, J. A., Lozano-Cavazos, C. J., Preciado-Rangel, P., Troyo-Diéguez, E., Rojas-Duarte, A., & Rodríguez-Ortiz, J. C. (2021). Fertilización orgánica contra convencional en el rendimiento, atributos morfológicos y calidad de fruto de tomate uva en un sistema de subirrigación no recirculante. *Terra Latinoamericana*, 39. https://doi.org/10.28940/terra.v39i0.897

Orozco Corral, A.L., Valverde Flores, M.I., Martínez Téllez, R., Chávez Bustillos, C. and Benavides Hernández, R. (2016). Physical, chemical and biological soil properties with biofertilization in apple orchards. Terra Latinoamericana, 34(4), pp. 441-456. [online] Available at: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792016000400441

Sihi, D., Dari, B., Sharma, D.K., Pathak, H., Nain, L. and Sharma, O.P. (2017). Evaluation of soil health in organic vs. conventional farming of basmati rice in North India. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 180(3), pp. 389-406. https://doi.org/10.1002/jpln.201700128

Timsina, J. (2018) Can organic sources of nutrients increase crop yields to meet global food demand?. *Agronomy*, 8(10), pp. 1-20. https://doi.org/10.3390/agronomy8100214

EFECTO DEL USO DE SUELO EN EL CARBONO ORGÁNICO EDÁFICO DE UN BOSQUE DE PINO-ENCINO EN TLALPUJAHUA, MICHOACÁN

Erika Berenice Teteltitla Sánchez[1*]; Noé Manuel Montaño[1*]; Susana Adriana Montaño-Arias[1]; Angélica Martínez-Bernal[1*]; Cecilia G. Chávez-Hernández[1]; Jenny Flores-Medina[2]

[1]Departamento de Biología (Área de Botánica), División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. Av. Ferrocarril de San Rafael Atlixco 186, Leyes de Reforma 1ª sección, 09310, Iztapalapa, Ciudad de México, México; [2]Departamento de Prevención Cultural, Manejo de Combustibles e Investigación, Coordinación General de Conservación y Restauración, Comisión Nacional Forestal. Periférico Poniente 5360, San Juan de Ocotán, 45019, Zapopán, Jalisco, México. * nmma@xanum.uam.mx

RESUMEN

El cambio de uso de suelo de bosque a agricultura altera las propiedades edáficas; por lo tanto, es crítico evaluar cómo esto repercute en el carbono orgánico del suelo (COS) al transformar el bosque de Pino-Encino a cultivo de maíz en Cerro Alto, Tlalpujahua, Michoacán, México. El suelo se colectó en cinco parcelas de maíz y cinco de bosque a dos profundidades (0-15 cm y 15-30 cm). Se determinó pH, humedad, densidad aparente (DA), C microbiano, mineralización de C, eficiencia metabólica microbiana; y las concentraciones y contenidos de C. El pH del suelo del cultivo y del bosque fue ácido, la humedad del suelo fue mayor en el bosque que en el cultivo en ambas profundidades. El suelo de cultivo tuvo mayor DA a los 0-15 cm que el suelo del bosque. La mineralización potencial de C fue mayor en el bosque en los 0-15 cm y en el cultivo en los 15-30 cm; mientras que el suelo de cultivo inmovilizó menos C en la biomasa microbiana y tuvo un coeficiente metabólico mayor, que sugiere menor eficiencia de uso del C que el bosque. Las concentraciones y contenidos de C fueron mayores en el bosque. Se concluye que el cultivo de maíz en Tlalpujahua modifica las propiedades edáficas y los mecanismos microbianos de estabilización del C, por lo que tiene menor capacidad de almacenar C en el suelo.

PALABRAS CLAVE: *Andosols; bosques templados; carbono edáfico; mineralización del C; cultivo de Maíz*

INTRODUCCIÓN

En México, los bosques templados (BT) ocupan 34% del territorio y albergan una extensa riqueza y diversidad vegetal (Galicia *et al*., 2007). Sin embargo, el cambio de uso de suelo para la introducción de actividades agrícolas o ganaderas ha provocado la degradación física, química y biológica del suelo alterando su fertilidad y capacidad de almacenar carbono (Sánchez *et al*., 2011). Así, la transformación de los BT no solo pone en peligro a la flora y fauna, sino también modifica los procesos biogeoquímicos que ocurren en el suelo, entre ellos, los que determinan la dinámica del carbono (Galicia *et al*., 2007). Un cambio en la dinámica del C tiene impacto ambiental positivo o negativo, dependiendo de si estos actúan como sumidero o como fuente de C después de su alteración. El suelo es crucial en el ciclo del C, este almacena alrededor de 1 500 Pg C, de

los cuales el 50% ocurre en los primeros 30 cm de profundidad, donde se concentran los residuos orgánicos en descomposición, así como una fracción viva y mineral que promueven el secuestro de C (Paz y Etchevers, 2016). Además, entre los objetivos del Protocolo de Kioto está reducir las emisiones de CO_2 a la atmósfera a partir de secuestrar el C en el suelo para mitigar los efectos del cambio climático (Sánchez *et al*., 2011), ya que el COS es la mayor reserva de C en continua interacción con la atmósfera (IPCC, 2019). Así, la cuantificación del C es crucial para comprender cómo los ecosistemas transformados contribuyen a la emisión o secuestro del C y cómo se han modificado los mecanismos de estabilización del C en el suelo.

Los bosques del mundo son sumideros de C y se estima que los bosques tropicales y templados almacenan *ca.* 60% del C en el suelo (Pan *et al*., 2011). En México, un tercio de la superficie está cubierta por bosques (Chapela, 2012) y, especialmente los BT de pino-encino, cuya riqueza florística es de *ca.* 7000 especies con un alto nivel de endemismo (Rzedowski, 1991), son considerados sumideros de C (Galicia *et al.,* 2007). En Michoacán, los bosques de pino-encino comprenden 8,233 km² del estado (Cornejo *et al*., 2006) y son los más deforestados (Bocco *et al*., 2000). En Cerro Alto, Tlalpujahua, Michoacán, el bosque de Pino-Encino ha disminuido su cobertura a consecuencia de la actividad minera y el cambio de uso de suelo a agricultura y ganadería (Toscana y Fernández, 2019). Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue documentar la dinámica del C en el suelo con la transformación del bosque de pino-encino a agricultura en Cerro Alto. La hipótesis fue que el cambio de uso de suelo de este bosque a agricultura ha reducido el almacén de C edáfico y acelerado su mineralización en los primeros centímetros del perfil.

MATERIALES Y MÉTODOS

Tlalpujahua, Michoacán, México, se localiza entre los paralelos 19°41´y 19° 53´N y los meridianos 100° 08´y 100° 18´W. El clima es templado húmedo y subhúmedo con lluvias en verano, la temperatura oscila entre 6.1 y 22.7°C, y la precipitación anual entre 800 y 1100 mm. El origen geológico es del Neógeno y Jurásico superior–Cretácico inferior, el material parental dominante es roca ígnea como basalto, toba ácida y andesita. Los suelos dominantes son Andosols y la vegetación es bosque mixto de pino-encino. Los usos de suelo más frecuentes son: agrícola, forestal, pastizal y urbano (INEGI, 2009). El bosque de Pino-Encino de Cerro Alto fue transformado a agricultura de maíz hace *ca.* 70 años, con fertilización de estiércol y química.

La colecta del suelo se realizó en agosto de 2021, durante la época de lluvias. El muestreo se hizo en cinco parcelas establecidas en terrenos de agricultura de maíz derivados de la conversión del bosque de pino-encino, y en cinco parcelas establecidas a 300 m al interior del bosque. En cada parcela se colectó suelo con una barrena de 2.5 cm de diámetro, a dos profundidades 0-15 cm y 15-30 cm, obteniendo un total 20 muestras. Previo a la colecta, el mantillo fue retirado. Las muestras se almacenaron en bolsas negras de plástico a 10 °C hasta su análisis. El pH del suelo se midió con un potenciómetro en una relación 1:2.5, suelo: agua desionizada. La humedad del suelo se determinó por gravimetría, secando las muestras a 105° C hasta masa constante. La densidad aparente (DA) se determinó con el método de la barrena (García-Oliva y Nava-Mendoza, 2009). La

concentración de C se midió en un Autoanalizador de C, Perkin-Elmer, 2400. El contenido de C se obtuvo multiplicando el %C por la DA, profundidad y pedregosidad.

La mineralización potencial de C se determinó colocando las muestras de suelo en tubos de PVC introducidos en frascos herméticos de vidrio de 1L, junto con un vial de vidrio con 5 ml de NaOH (1N) valorizado con HCl, los cuales se incubaron por seis semanas a 25 °C en oscuridad. Cada 7 días, los viales se remplazaron, las muestras se airearon por 2 h y la humedad se ajustó a capacidad de campo. La concentración de C se determinó por titulación con HCL después de adicionar $BaCl_2$ (1.5 N) para precipitar el CO_2 y se usó fenolftaleína como indicador (García-Oliva y Nava-Mendoza, 2009). La biomasa microbiana se estimó por el método de Fumigación-Incubación. Se pesaron por duplicado cada una de las muestras de suelo, obteniendo dos grupos de muestras, uno de los cuales se fumigó con cloroformo y el otro se mantuvo sin fumigar, seguido de una incubación a 25 °C por 8 días, el CO_2 se determinó con el mismo procedimiento utilizado para evaluar la mineralización de C. La biomasa microbiana se estimó restando el CO_2 producido en las muestras fumigadas del producido por las muestras no fumigadas, y se dividió la diferencia entre un Kc= 0.45. El coeficiente metabólico microbiano se calculó mediante el cociente de la relación entre el CO_2 producido por la respiración microbiana y el C en la biomasa microbiana, los resultados se expresaron en qCO_2-C (García-Oliva y Nava-Mendoza, 2009).

Los datos se analizaron con un ANOVA de dos vías, los factores fueron cultivo, bosque y profundidad del suelo, seguido de una prueba de Tukey HDS. Se revisó que los datos cumplieran los supuestos del ANOVA, y cuando fue necesario se ajustaron. Los análisis se realizaron en Statistica vers. 6.2 y en todos los casos una $p \leq 0.05$ se consideró significativa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH del suelo osciló entre 5.2 y 5.7 y no cambió ni por uso de suelo ni entre profundidades (Figura 1A), pero coincide con la acidez de estos suelos (Osorio, 2012). La humedad del suelo fue mayor en el bosque y a los 0-15 cm de profundidad que en el cultivo y a los 15-30 cm (Figura 1B). Esto se atribuye a que la cobertura forestal aumenta la infiltración de agua y previene la evaporación; en contraste, el cultivo de maíz tiene menor cobertura vegetal y está expuesto a más radiación (Bejár *et al.*, 2021). Esto especialmente en la primera profundidad, donde la densa capa de mantillo y las raíces evitan la evaporación del agua. Aunque la humedad del suelo en el cultivo fue también mayor a los 0-15 cm de profundidad, el suelo del bosque retiene más agua que el del cultivo.

La densidad aparente del suelo de cultivo no cambió entre las dos profundidades del suelo, lo mismo ocurrió con el suelo del bosque, pero se observó una tendencia que indica que el suelo del cultivo podría estar más compactado de 0 a 15 cm con un valor de 0.75 g cm^{-3} en comparación con el suelo del bosque que presentó una densidad de 0.57 g cm^{-3} en sus primeros 15 cm (Figura 1C), coincidiendo con Bejár *et al.* (2021) quienes mencionan que los valores bajos de densidad aparente son típicos de Andosols y que su compactación

aumenta con el cambio de uso de suelo, cambio que se atribuye al manejo mecánico del suelo para el cultivo.

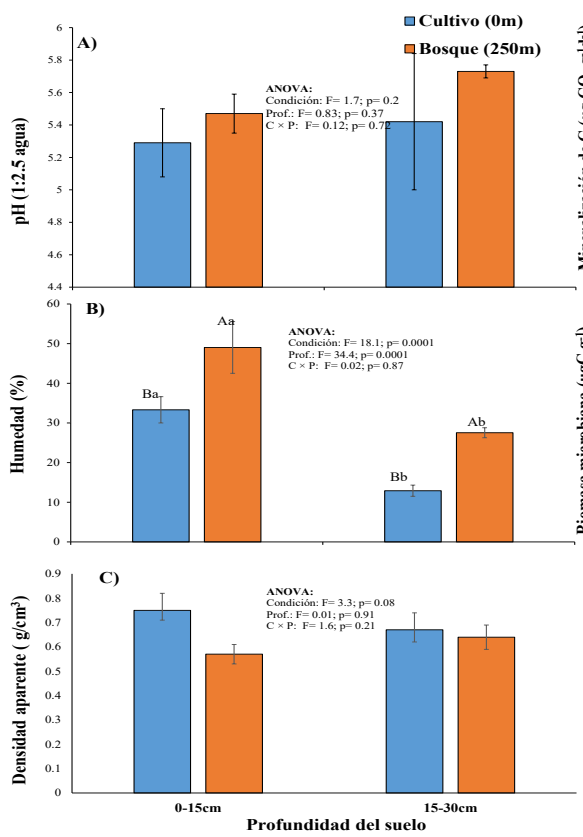
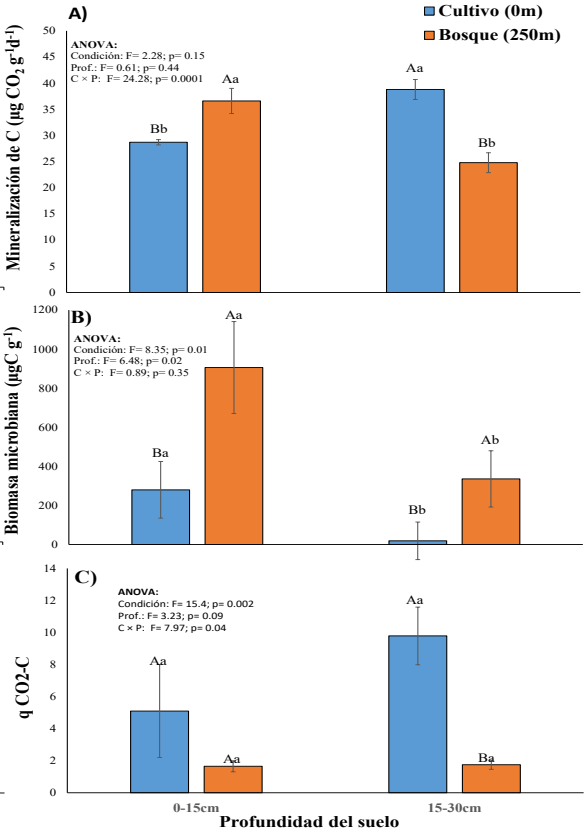


Figura 1. A) pH, B) Humedad (%) y C) Densidad aparente (g cm^{-3}) del suelo a dos profundidades en un cultivo de maíz y Bosque de Pino-Encino en Tlalpujahua, Michoacán, México.



Fiura 2. A) Mineralización de carbono, B) Biomasa microbiana y C) Coeficiente metabólico microbiano del suelo a dos profundidades en cultivo de maíz y bosque de Pino-Encino en Tlalpujahua, Michoacán, México.

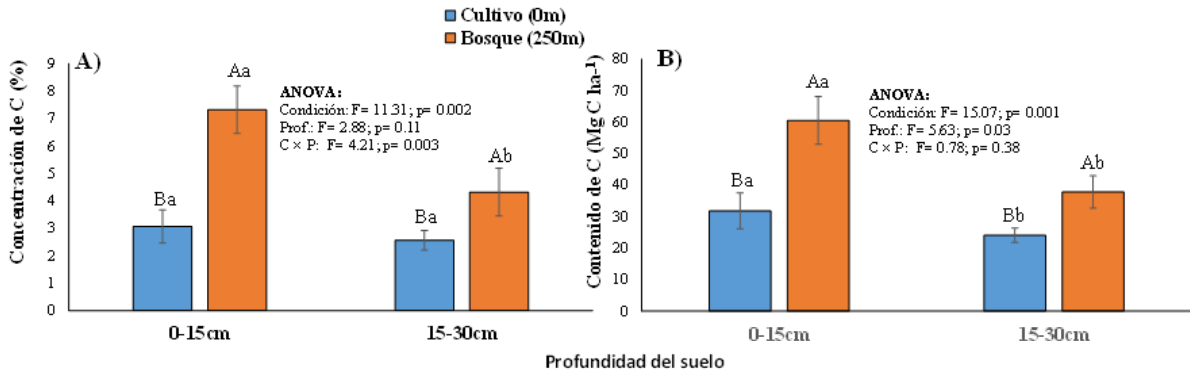


Figura 3. A) Concentración (%) y B) Contenido de C, del suelo en dos profundidades en un cultivo de maíz y un bosque de Pino-Encino en Tlalpujahua, Michoacán, México.

El suelo de cultivo tuvo mayor mineralización de C a los 15-30 cm; mientras que, en el suelo del bosque fue mayor en los 0-15 cm de profundidad con 36.6 $\mu gCO_2\ g^{-1}\ d^{-1}$; (Figura 2A). El C en la biomasa microbiana (Figura 2B) se concentró en los primeros centímetros del suelo con un valor de 280 $\mu g\ C\ g^{-1}$ en comparación con la profundidad de 15-30 cm donde se registraron 19 $\mu g\ C\ g^{-1}$. En el suelo del bosque se obtuvo que el C en la biomasa microbiana es mayor en los primeros 15 cm con un valor de 906 $\mu g\ C\ g^{-1}$ y en los 15-30 cm 336.1 $\mu g\ C\ g^{-1}$. Así, en ambas profundidades el bosque tuvo mayor biomasa microbiana que el suelo de cultivo (Figura 2B). La concentración y el contenido de C fueron mayores en el suelo del bosque en comparación con el suelo del cultivo en ambas profundidades; asimismo, el C se concentra en los primeros centímetros de profundidad (7.31%, 0-15 cm); mientras que, disminuye 4.31% en los 15-30cm. La concentración de C en el suelo del cultivo no mostró diferencias entre profundidades al registrar valores similares (3%, 0-15 cm y 2.5%, 15-30 cm) (Figura 3A). En el bosque el contenido de C fue mayor a 0-15 cm con 60.5 Mg C ha^{-1}; mientras que, la profundidad de 15-30 cm registró 37.7 Mg C ha^{-1}; en contraste, del suelo de cultivo en ambas profundidades mostró sólo ligera diferencia en el contenido de C, donde a los 0-15 cm se registró 31.7 Mg C ha^{-1} y a los 15-30 cm 24 Mg C ha^{-1}.

El coeficiente metabólico microbiano en el suelo de cultivo y del bosque, en ambas profundidades, fue mayor en el suelo de cultivo que en el suelo del bosque, pero fue mayor en los 15-30 cm con un valor de 9.79 q CO_2-C que en 0-15 cm con un valor de 5.1 q CO_2-C. En los bosques la entrada de materia orgánica al suelo es mayor y se concentra en los primeros centímetros de profundidad, esto permite la acumulación de C y nutrientes para la actividad microbiana; en contraste, la materia orgánica que ingresa en los suelos cultivados es considerablemente baja debido la dominancia de las plantas de maíz y su pérdida es alta por labranza (Paz y Etchevers, 2016). Esto disminuye el crecimiento y la actividad microbianas como lo sugieren los datos de este estudio y otras investigaciones (Rodríguez *et al*., 2010; Paolini, 2017). Asimismo, el coeficiente metabólico reveló que, en el suelo con cultivo, los microorganismos requieren mayor energía para mantener la biomasa aumentando el q-CO_2 y, como consecuencia, el C se pierde como CO_2 (Paolini, 2017), es decir, son menos eficientes en el uso del carbono.

CONCLUSIONES

La transformación del bosque a cultivo de maíz disminuye a la mitad el C almacenado en el suelo al modificar las propiedades físicas y microbiológicas; sin embargo, el suelo del bosque de Pino-Encino, almacena más C que el suelo de cultivo, lo que tiene implicaciones en el secuestro de C en Cerro Alto, Tlalpujahua, Michoacán, México.

BIBLIOGRAFÍA

Bejár, S., Cantú, I., González, H., Marmolejo, J., Yáñez, M. y Luna, E. (2021). Efectos del cambio de uso de suelo y del manejo agrícola en las propiedades físicas e hidrológicas de un Andosol en Uruapan, Michoacán. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 27: 323-335

Bocco, G., Mendoza, M., y Mesera, O. (2000). La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. Boletín de Investigaciones Geográficas, (44): 18-38

Chapela, F. (2012). Estado de los bosques de México. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A. C. México, D.F. 217 pp.

Cornejo, G., Arredondo, L., Ibarra, G., Cué, E. y Villaseñor, J. (2006). La flora arbórea de Michoacán, México. Boletín de la sociedad Botánica de México, 78: 47-81

Galicia, L., García, A., Gómez, L. y Ramírez, M. (2007). Cambio de uso de suelo y degradación ambiental. Ciencia, 58 (4): 50-60

García-Oliva, F. y Nava-Mendoza, M. (2009). Protocolo de análisis físico y químico en el laboratorio de ecosistemas. UNAM. 27 pp.

INEGI. (2009). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Tlalpujahua, Michoacán de Ocampo. Clave Geoestadística 16017. 9 pp.

IPCC. (2019). Refinamiento a las directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, 1: 122-123

Osorio, N. (2012). pH del suelo y disponibilidad de nutrientes. Manejo integral del suelo y nutrición vegetal, 1(4): 1-4

Pan, Y., Birdsey, J., Fang, R., Houghton, P., Kauppi, W., Kurz, O., Phillips, A., Sitch, Hayes. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. Science, 333: 988-993

Paz, F. y Etchevers, J. (2016). Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México. Terra Latinoamericana, 34(3): 339-355

Paolini, J. (2017). Actividad microbiológica y biomasa microbiana en suelos cafetaleros de los Andes Venezolanos. Terra Latinoamericana, 36: 13-22

Rodríguez, N., Díaz, M., Arbelo, C. D., Mora, J. L., Armas, C. M., Guerra, J. A., Notario, J., Hernández, A., y Rodríguez, A. (2010). Caracterización físico-química y bioquímica de los suelos del Parque Nacional del Teide. Spanish Journal of Rural Development, 1: 49-56

Rzedowski, J. (1991). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. Acta Botanica Mexicana, (14): 3-21

Sánchez, R., Ramos, R., Geissen, V., Mendoza, J., De la Cruz, E., Salcedo, E., y Palma, D. (2011). contenido de C en suelos con diferentes usos agropecuarios en el trópico mexicano. Terra Latinoamericana, 29(2): 211-219

Toscana, A. y Fernández, A. (2019). Tlalpujahua, Michoacán. De asentamiento minero a turístico. Revista de Estudios Urbanos y Ciencias Sociales, 9(2): 83-95

EFECTO POR USO DE GLIFOSATO EN COMUNIDADES MICROBIANAS DE UN LEPTOSOL NEGRO DE YUCATÁN, MÉXICO

Anell del Carmen Garcia Romero[1]*; Miriam Monserrat Ferrer Ortega[1]; Héctor Estrada Medina[1]

[1]Departamento de Manejo y Conservación de Recursos Naturales Tropicales, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida 97313, México. * anell.gar.rom@gmail.com

RESUMEN

El glifosato (N-fosfonometilglicina) es un herbicida conocido por ser no selectivo o de amplio espectro; actúa inhibiendo la enzima 5-enolpiruvil-shikimato-3-fosfato-sintetasa (EPSPS) utilizada en la biosíntesis de aminoácidos esenciales para el crecimiento y supervivencia en plantas, bacterias, arqueas, hongos, algas y apicomplexos. En Yucatán, el glifosato es utilizado ampliamente, sin embargo, no se conocen los efectos que tiene sobre el microbiota edáfico de la región. En este trabajo se identificaron las comunidades de bacterias y hongos presentes en un Leptosol negro empleando un enfoque metagenómico. Se realizaron incubaciones de suelo con tres dosis de glifosato en condiciones de invernadero y se colectaron muestras superficiales al mes y los dos meses de aplicación, para aislar el DNA y obtener secuencias para hongos y bacterias. Las dosis de glifosato aplicadas fueron: control (0), baja (0.5x), media (1x) y alta (1.5x) con relación a la dosis comercial (x=16.4 mg/L) a macetas con 300 gramos de suelo. Se evalúo si la diversidad alfa del microbiota edáfico disminuyó con el incremento de dosis de glifosato y tiempo de incubación. Se demostró que el glifosato en dosis media y alta afecta a las comunidades de bacterias y hongos reduciendo su diversidad con efectos notorios en la segunda colecta. Se concluye que las comunidades de bacterias y hongos son susceptibles a las dosis altas de glifosato, con una disminución en la diversidad de las comunidades que se acentúa con el tiempo de incubación.

PALABRAS CLAVE: *Suelos someros; microbiota edáfico; metagenómica; herbicida*

INTRODUCCIÓN

En el suelo se desarrollan comunidades de microrganismos denominados microbiota edáfico compuesta principalmente de bacterias y hongos (De Menezes *et al*., 2017). Estas cumplen un papel importante en cultivos agrícolas, favoreciendo el crecimiento de plantas, disponibilidad de nutrientes y la homeostasis del suelo, permitiendo ser un indicador de fertilidad (Ray *et al*., 2020).

El glifosato (N-fosfonometilglicina) es el herbicida más usado por ser no selectivo y de amplio espectro (Tang *et al*., 2019). Al inhibir la enzima 5-enolpiruvil-shikimato-3-fosfato-sintetasa (EPSPS), asociada a la biosíntesis de aminoácidos esenciales, afecta el crecimiento y supervivencia en plantas, bacterias, arqueas, hongos, algas y apicomplexos (Schonbrunn *et al*, 2001). Esto representa un riesgo ambiental, afectando a comunidades microbianas del suelo con efectos negativos en la agricultura y la salud humana (Bórtoli *et al*., 2012). El uso prolongado y persistente del glifosato genera una disminución en la diversidad de la microbiota edáfica, con un incremento de bacterias y hongos con mecanismos de tolerancia y resistencia (Hertel *et al*., 2021). Algunas bacterias patógenas

(*Pseudomonas*) y hongos patógenos (*Pythium sp.* y *Fusarium sp*.) son resistentes al glifosato e incrementan su abundancia cuando este se usa a altas dosis y/o con mayor frecuencia (González-Ortega y Fuentes-Ponce, 2022). El objetivo de este estudio fue evaluar los efectos producidos por el uso de glifosato a diferentes dosis (baja, normal y alta) y tiempos de incubación (30 y 60 días) en la diversidad de la microbiota edáfica de un Leptosol negro de Yucatán. Se esperaba que las comunidades de bacterias y hongos fueran menores a dosis más altas y mayor tiempo de incubación.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un invernadero (tipo casa sombra) de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Xmatkuil Mérida, Yucatán de agosto a diciembre del 2022. El Leptosol negro de un fragmento de selva secundaria (20°14´382 N y 88° 57´482 S) se colectó dentro de la reserva ecológica de Cuxtal. Se emplearon 24 unidades experimentales de 300g de suelo colectada. La dosis de aplicación del glifosato y el periodo de incubación fueron los factores independientes. Los niveles de las dosis se estimaron con referencia a la recomendada por el fabricante (16.4 mg/L). Los tratamientos fueron: baja (0.5X de la dosis recomendada), media (1X de la dosis recomendada), alta (1.5X de la dosis recomendada) y un control (0), con una sola aplicación de 15, 30, 45 y 0 ml respectivamente. Los periodos de colecta fueron a los 30 y 60 días de incubación después de la aplicación.

Se obtuvieron muestras de suelo de la parte superficial de la maceta de 3 g aproximadamente por grupo de dosis de aplicación, repitiendo en dos ocasiones por tiempo de colecta, para su posterior extracción y cuantificación de DNA. El DNA se extrajo usando el Kit ZymoBIOMICS™ DNA miniprep de Zymo Research® y se envió para su secuenciación masiva con el sistema NovaSeq 6000 Illumina para las regiones variables V3-V4 de la subunidad rRNA 16S de bacterias y la región ITS2 del rRNA ribosomal en hongos. Las secuencias se analizaron mediante el software QIIME2™ versión 2022.8 para la identificación de variantes de secuencias de amplicones (ASVs por sus siglas en inglés). Posteriormente se realizaron estimaciones de la diversidad alfa con el índice de Shannon y Chao. Se realizaron comparación de las medianas con la prueba Wilcoxon para el tiempo de incubación y Kruskal-Wallis para la dosis de glifosato y la diversidad Beta se analizó con un análisis de componentes principales de la métrica de Bray-Curtis. Las estimaciones de la diversidad se realizaron en la plataforma R empleando la interfase Rstudio®.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El número de especies de bacterias esperadas (índice de Chao1) y la diversidad (índice de Shannon) fueron similares entre la primera y segunda colecta ($P = 0.69$ y $P = 0.34$, respectivamente) y para las diferentes dosis de glifosato ($P = 0.21$ y $P = 0.20$, respectivamente) debido a la gran variabilidad que hubo entre las estimaciones para las diferentes dosis de glifosato (Cuadro 1). Sin embargo, hay una tendencia a que las medias del control, y las dosis de glifosato baja y media sean mayores que la dosis de glifosato alta para los índices de diversidad alfa, sobre todo para el índice de Shannon (Cuadro 1).

Andriguetti *et al*. (2014) reportan que, tras la aplicación de glifosato, la actividad bacteriana es mayor, por lo que podrían incrementar su abundancia y diversidad, lo que explicaría porque observamos un incremento en el índice de Chao1 con las dosis de glifosato baja y media y como en nuestro estudio solo las dosis altas disminuyen la diversidad de bacterias.

Cuadro 1. Estadísticos de índices de diversidad alfa de comunidades edáficas de un Leptosol negro bajo diferentes dosis (baja, media y alta) de glifosato y tiempo de colecta en Yucatán, México.

Nivel	Chao1 media	Chao1 desvest	Shannon media	Shannon desvest	Chao1 media	Chao1 desvest	Shannon media	Shannon desvest
	Bacterias				Hongos			
*Primera	3503.73	420.08	7.21	0.15	1103.72	43.56	4.49	0.14
*Segunda	3204.13	373.76	7.02	0.22	943.84	46.90	4.38	0.33
Control	2914.51	356.40	6.88	0.27	1045.08	87.89	4.22	0.20
Baja	3244.06	179.90	7.14	0.01	1046.79	102.12	4.72	0.16
Media	3782.08	398.72	7.25	0.23	990.50	74.25	4.52	0.14
Alta	3475.07	23.99	7.19	0.04	1012.77	187.94	4.28	0.14

*Diferentes periodos de colecta: primera colecta a los 30 días, y segunda colecta a los 60 días.

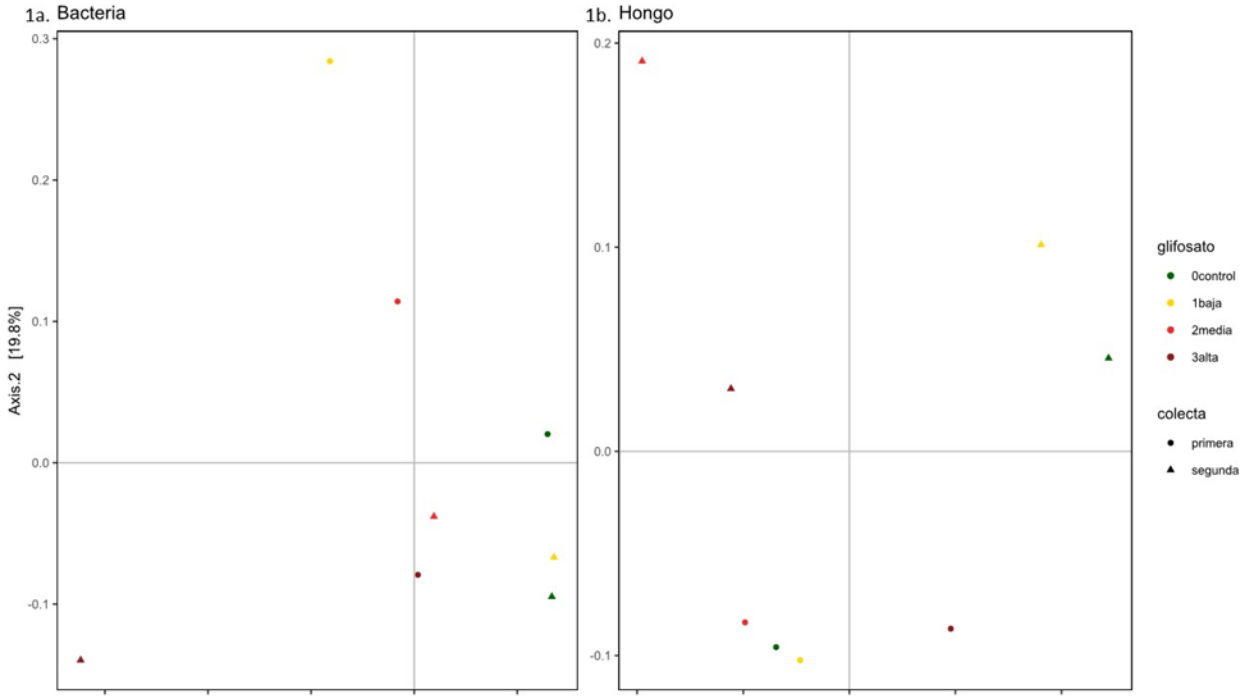


Figura 1. Efecto del glifosato sobre comunidades de bacterias y hongos por dosis de glifosato y periodo de colecta en un Leptosol negro de Yucatán, México.

El número de especies de hongos esperadas fue mayor en la primera colecta y la diversidad fue similar para los dos tiempos de incubación (P = 0.02 y P = 0.68, respectivamente). Sin embargo, se observa una tendencia a que las medianas de la primera colecta sean mayores que la de la segunda. El índice de Chao1 y el de Shannon

fueron similares para las diferentes dosis de glifosato (P = 0.90 y P = 0.12, respectivamente) debido a la gran variabilidad que hubo entre las estimaciones (Cuadro 1). Sin embargo, las medias para las dosis de glifosato control y alta fueron ligeramente menores a las de la dosis baja y media. Nuestro estudio sugiere que el glifosato afecta la riqueza de comunidades de hongos, lo que contrasta con estudios de Bórtoli *et al*. (2011) que no reportan gran efecto del glifosato en hongos.

Las comunidades de bacterias de la segunda colecta para el control, dosis baja y media y las del control de la segunda colecta son más similares entre sí de acuerdo al análisis de coordenadas principales (Figura 1a). Para las comunidades de hongos (Figura 1b) se observa mayor similitud para el control, dosis baja y media de la primera colecta. Los diferentes agrupamientos de las comunidades se deben a su similitud en el uso como fuente de nutrientes que presentaron, siendo más afines las dosis baja, media y control para ambos casos.

CONCLUSIONES

Las comunidades de bacterias y hongos son susceptibles a las dosis altas de glifosato, con una disminución en la diversidad, sobre todo en la equidad de las comunidades, que se acentúa con el tiempo de incubación del glifosato.

BIBLIOGRAFÍA

Andrighetti, M. S., Nachtigall, G. R., de Queiroz, S. C. N., Ferracini, V. L., & Ayub, M. A. Z. (2014). Biodegradation of glyphosate by microbiota in soils cultivate with apple. Revista Brasileira De Ciencia Do Solo, 38(5), 1643-1653. doi:10.1590/s0100-06832014000500029

Bórtoli, P. V., Verdenelli, R. A., Conforto, C., Vargas Gil, S., & Meriles, J. M. (2012). Efectos del herbicida glifosato sobre la estructura y el funcionamiento de comunidades microbianas de dos suelos de plantaciones de olivo. Ecología austral, 22(1), 33-42.

De Menezes, A. B., Richardson, A. E., & Thrall, P. H. (2017). Linking fungal–bacterial co-occurrences to soil ecosystem function. Current Opinion in Microbiology, 37, 135-141. doi: https://doi.org/10.1016/j.mib.2017.06.006

González Ortega, E., & Fuentes Ponce, M. H. (2022). Dynamics of glyphosate in soil and its effects on microbiota. Revista internacional de contaminación ambiental, 38.

Hertel, R., Gibhardt, J., Martienssen, M., Kuhn, R., & Commichau, F. M. (2021). Molecular mechanisms underlying glyphosate resistance in bacteria. Environmental Microbiology, 23(6), 2891-2905.

Ray, P., Lakshmanan, V., Labbé, J. L., & Craven, K. D. (2020). Microbe to Microbiome: A Paradigm Shift in the Application of Microorganisms for Sustainable Agriculture. Frontiers in Microbiology, 11.

Schönbrunn, E., Eschenburg, S., Shuttleworth, W. A., Schloss, J. V., Amrhein, N., Evans, J. N., & Kabsch, W. (2001). Interaction of the herbicide glyphosate with its target enzyme 5-enolpyruvylshikimate 3-phosphate synthase in atomic detail. Proceedings of the National Academy of Sciences, 98(4), 1376-1380.

Tang, F. H. M., Jeffries, T. C., Vervoort, R. W., Conoley, C., Coleman, N. V., & Maggi, F. (2019). Microcosm experiments and kinetic modeling of glyphosate biodegradation in soils and sediments. Science of the Total Environment, 658, 105-115.

EFECTOS SOBRE EL SUELO DEL CULTIVO DE MALANGA *(Colocasia esculenta L. Shott)* EN EL MUNICIPIO DE ACTOPAN, VERACRUZ

Gema Matzil Olguin Utrera[1]; Yadeneyro de la Cruz Elizondo[2*]; Joaquín Jiménez Huerta[2]

[1]Facultad de Ciencias Químicas, Campus Xalapa, Universidad Veracruzana. Circuito Gonzalo Aguirre Beltrán, s/n, 91090 Zona Universitaria, Xalapa, Veracruz, México; [2]Facultad de Biología, Campus Xalapa, Universidad Veracruzana. Circuito Gonzalo Aguirre Beltrán, s/n, 91090 Zona Universitaria, Xalapa, Veracruz, México. *ydelacruz@uv.mx

RESUMEN

El cultivo de malanga ha brindado fuentes de empleos y beneficios económicos en el estado de Veracruz, por lo que en los últimos años se ha potencializado su producción remplazando a los cultivos tradicionales como el mango, la caña o el chayote. Sin embargo, su cultivo implica una mayor cantidad de los recursos de suelo, agua y agroquímicos para alcanzar altos rendimientos. Con la intención de determinar las afectaciones del cultivo de malanga al suelo se realizaron pruebas físicas, químicas y biológicas según la metodología descrita por la NOM-021-SEMARNAT-2000 y la Guía para la evaluación visual del suelo en tres parcelas con diferente edad del cultivo del rancho Las Margaritas, Actopan, Ver. durante el periodo diciembre 2022 a marzo del 2023. Los resultados indican un proceso de salinización (>4 dS/m), alcalinización (pH=8), condición pobre de agregados y una pérdida de suelo por acción del agua (86.35 g), mientras que se encontraron valores altos de materia orgánica (MO) (12%) y buena densidad de lombrices (>30). En general el sistema de cultivo convencional de malanga tiene efectos deletéreos en las características físicoquímicas del suelo, aunque tuvo efectos positivos en las características químicas como el %MO y biológicas como la densidad de lombrices. Las condiciones anóxicas propiciadas por el constante riego, la constante fertilización y la falta de descanso del suelo son factores que explican estos resultados. Se concluye que, aunque el cultivo de malanga es muy redituable económicamente tiene efectos dañinos en la mayoría de las propiedades del suelo.

PALABRAS CLAVE: *Cambio de cultivos*; *Propiedades físicas, químicas y biológicas.*

INTRODUCCIÓN

En el municipio de Actopan, Veracruz la producción de Malanga *(Colocasia esculenta L. Shott)* cada vez es mayor, a causa de las diversas problemáticas que enfrentan los cultivos tradicionales como el mango manila y la caña de azúcar, por lo que se ha suscitado un cambio de cultivos tradicionales a malanga (Arce y Birke, 2018). El éxito de este cultivo se atribuye a su potencial de exportación, causando una generación de empleos para las poblaciones del municipio y aledañas, además de mejorar los ingresos para los trabajadores y productores (Nazario *et al.*, 2020). Y es que dicho cultivo cada vez presenta mayor relevancia no solo para región sino también para países de bajos recursos, ya que, debido a sus propiedades y fácil adaptación, se cataloga como un alimento de seguridad alimentaria que por sus remesas y nutrientes ha elevado el nivel nutricional en las comunidades veracruzanas y la de región indo-pacífico (Olguin y Álvarez, 2011) teniendo una mejora en la calidad de vida de las poblaciones.

El aumento de la producción también ha conllevado al incremento de la densidad de plantas por hectáreas que paso de 12,000 a 40,000, lo que ha traído plagas y enfermedades nuevas para la región y con ellos mayor uso de agroquímicos (Olguin y Álvarez, 2011). Describiéndose como un cultivo demandante de agroquímicos y agua (Arce y Birke, 2018; Nazario *et al*., 2020; Olguin y Álvarez, 2011). Causando el cambio de las prácticas agronómicas de los productores, que finalmente repercuten en la calidad del suelo. La cual se define como "La capacidad que tiene el suelo para funcionar dentro de los límites del ecosistema así como el uso de la tierra para sustentar la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y promover la producción de plantas y salud animal" (Bünemann *et al*., 2018), dicha calidad es determinada por medio del análisis de sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Peña *et al*., 2021). Es por lo anterior que se identificaron las implicaciones en las propiedades del suelo con la producción de este cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El rancho Las Margaritas se encuentra entre las coordenadas 96° 32' 30.4" Oeste y 19° 27' 16.48" Norte, a una altitud de 140 msnm (INEGI, 2022). Debido a su posición geográfica cuenta con un canal de riego proveniente del río Actopan. Tiene un aproximado total de 40 hectáreas (ha) con uso de suelo agrícola de las cuales 18.5 ha fueron utilizadas para los análisis de suelos correspondientes, dividido en tres parcelas de diferentes dimensiones.

Las tres parcelas presentaron diferentes condiciones. La primera fue sin plantas con un área de 8 ha, la segunda con plantas de un mes de crecimiento de un área de 7 ha y la tercera con plantas de cinco meses de crecimiento en un área de 3.5 ha. Para cada parcela se dividió en zona alta, media y baja a excepción de la 3 donde solo fueron la zona alta y baja. En cada zona se efectuó un muestreo con la técnica de cinco de oros que consiste en formar una X (Mendoza y Espinoza, 2017). Determinado los puntos de muestreo, se procedió a la toma de muestras, realizando de manera conjunta los parámetros de agregados y densidad de lombrices con base en el procedimiento de la Guía para la evaluación visual de la calidad del suelo (Noellemeyer y Quiroga, 2021). Posteriormente, las cinco muestras de cada zona se mezclaron para formar una muestra compuesta y por triplicado determinar los parámetros de textura, pH, MO y CE mediante la NOM-021-SEMARNAT-2000. Los valores obtenidos de los parámetros medidos se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA) de un factor y pruebas de tukey, con un intervalo de confianza del 95%, en los programas de Excell y Xlstat. El cálculo de la pérdida del suelo por acción del agua, fue realizada mediante el método directo de Hudson, 1997. Se realizó de enero-marzo 2023.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al referirse a la calidad del suelo agrícola, se alude a su capacidad para producir alimentos. Para estimar la calidad de este, es necesario evaluar sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Con la finalidad de tener una idea acertada sobre la salud de este y tomar decisiones adecuadas (de la Cruz y Fontalvo, 2019). Según Peña *et al*., 2021, las prácticas agronómicas como la labranza, el uso excesivo de agroquímicos, el riego por

inundación, tienen impactos diferentes en las propiedades del suelo. Como ejemplo práctico de esta descripción es el cultivo de malanga en Las Margaritas, donde se realizaron análisis de suelo, y los resultados se concentran en el Cuadro 1. Los datos presentados son promedio por parcelas.

La textura de todas las parcelas resultó arcillosa. El pH, fue fuertemente alcalino para la parcela 1 y 3, mientras que para la 2, fue medianamente alcalino; pero los valores entre las tres parcelas no son diferentes estadísticamente ($p > 0.05$). La prueba de conductividad eléctrica reveló que existe una acumulación de sales en las tres parcelas; las parcelas 1 y 3 resultaron suelo salino, mientras la 2 fue moderadamente salino, dichos valores no son estadísticamente significativos entre ellos ($p > 0.05$), por lo que las tres parcelas tienen suelo salino. La materia orgánica fue alta en la parcela 1 y 2, ambas estadísticamente diferentes ($p < 0.05$) con la 3, la cual resultó con un porcentaje medio. Los agregados fueron de condición pobre en todas las parcelas como consecuencia de la anegación, mientras que, la densidad de lombrices fue moderadamente pobre en la parcela 1, mientras que en la 2 y 3 fue de condición buena. Asimismo, como resultado del constante riego utilizado para el cultivo, se genera una erosión hídrica; la parcela con mayor y menor perdida de suelo fue la 3 y 1 respectivamente. Sin embargo, esta última inició sin plantas y al término de los tres meses con plantas de 40 días.

La malanga es un alimento de seguridad alimentaria y altos rendimientos, lo que permite beneficios económicos y sociales, esto conlleva a que diversos autores la analicen debido a su alto consumo de agua, por lo que autores como Wambui *et al*. (2023), mencionan que los regímenes de riego pueden disminuirse hasta un 30%, cuando el suelo sea de textura fina como en Las Margaritas, ya que permite almacenar mayor humedad. Dicha aseveración coincide con los autores Daryanto *et al*., 2016, Basantes *et al*., 2016; y Suja *et al*., 2017, quienes afirman que el consumo abundante de agua no es lo que da los altos rendimientos, si no la materia orgánica y/o fertilidad del suelo.

Cuadro 1. Caracterización de suelo de las parcelas de malanga (*Colocasia esculenta L. Shott)* del rancho Las Margaritas del municipio de Actopan, Veracruz.

Parcelas	Clase textural	pH	CE (dS/m)	% MO	Agregados	Densidad de lombrices	Erosión hídrica
Parcela 1	Arcillosa	8.61 (FA)	4.516 Suelo salino	12.99% (Alto)	Macroagregados (Condición pobre)	11 ind. / m2 (MP)	76 g
Parcela 2	Arcillosa	8.45 (MA)	3.971 (MS)	11.76% (Alto)	Macroagregados (Condición pobre)	48 ind. / m2 (Bueno)	91.4 g
Parcela 3	Arcillosa	8.66 (FA)	4.801 Suelo salino	7.89% (Medio)	Macroagregados (Condición pobre)	40 ind. / m2 (Bueno)	91.65 g

FA: Fuertemente alcalino; MA: Medianamente alcalino; MS: Moderadamente salino; MP: Moderadamente pobre. Los valores de referencia e interpretación se hicieron con base en la NOM-021 SEMARNAT-2000 y la Guía para la evaluación visual de la calidad del suelo.

En el caso de Las Margaritas el % MO es alto al inicio, pero con el crecimiento del cultivo disminuye, como se refleja en la parcela 3.

Las Margaritas tiene una saturación constante de agua en los cultivos, provocando la condición de anegación, además del uso excesivo de agroquímicos, que impactan en las propiedades del suelo, derivando una salinidad y alcalinidad de este, lo que desencadena en que, por el exceso de sales y el pH alto, provoque una hinchazón de las arcillas inhibiendo los agregados (Zhang *et al*., 2018), razón por la cual el suelo de las parcelas presenta una condición pobre en estos parámetros, pero no de densidad de lombrices, aunque no se observó mayor riqueza de micro y meso fauna del suelo. Autores como Kiss *et al*., 2021 mencionan que la micro y meso fauna del suelo es afectada por la anegación y uso de agroquímicos, implicando una disminución de esta. Asimismo, la anegación y textura fina del suelo en cultivos de arroz (Morton *et al*., 2015), provoca perdida de arcillas y limos, por lo que se infiere que estas podrías ser las partículas se pierden en el cultivo malanga, ya que ambos cultivares presentan similitudes en sus condiciones.

CONCLUSIONES

Las prácticas de anegación y uso de agroquímicos han ocasionado un deterioro en las características del suelo, desencadenado problemas de salinidad, alcalinidad y perdida del suelo. Asimismo, también se concluye con base en la literatura y evidencia que el alto consumo de agua es innecesario, ya que por el tipo de suelo arcilloso del rancho Las Margaritas almacena suficiente humedad propiciando condiciones óptimas para el cultivo, por lo que, de disminuir las condiciones anóxicas, podría mejorar las condiciones de físicas y biológicas de este.

BIBLIOGRAFÍA

Arce, B., y Birke, A. (2018). Malanga (Colocasia esculenta (L.) Schott) and chayote (Sechium edule (Jacq.) Sw.) by mango 'Manila' (Mangifera indica L.): Changues in agricultural system of the central basin of the Actopan, Veracruz. 11, 5.

Basantes, E., Penafiel, M., Barahona, M., Mohiddin, J., Cuaycal, A., Santiago, A., and Aguas, B. (2016). Effect of silicon in Taro crop (Colocasia esculenta) in combination with two levels of organic matter. Asian Journal of Microbiology, Biotechnology and Environmental Sciences, 18, 2016–2807.

Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., de Goede, R., and Brussaard, L. (2018). Soil quality – A Critical review. Soil Biology and Biochemistry, 120(1), 105-125.

Daryanto, S., Wang, L., and Jacinthe, P. (2016). Drought effects on root and tuber production: A meta-analysis. Agricultural Water Management, 176, 122–131. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.05.019

De la Cruz-Elizondo, Y., y Fontalvo-Buelvas, J. C. (2019). Evaluación de la calidad del suelo de un huerto urbano en Xalapa, México. Suelos Ecuatoriales, 49(1–2), 29–37.

Hudson, N. (1997). Medición sobre el terreno de la erosión del suelo y de la escorrentía. Food and Agriculture Org.

INEGI. (2022). Espacio y datos de México. INEGI; Instituto Nacional de Estadística y Geografía. INEGI. https://www.inegi.org.mx/app/mapa/espacioydatos/default.aspx

Kiss, T., Chen, X., Ponting, J., Sizmur, T., and Hodson, M. E. (2021). Dual stresses of flooding and agricultural land use reduce earthworm populations more than the individual stressors. Science of The Total Environment, 754, 142102. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142102

Mendoza B., y Espinoza Ariel. (2017). Guía Técnica para Muestreo de Suelos (1a ed.). https://repositorio.una.edu.ni/3613/1/P33M539.pdf

Morton, L., Hobbs, J., Arbuckle, J., and Loy, A. (2015). Upper Midwest Climate Variations: Farmer Responses to Excess Water Risks. Journal of Environmental Quality, 44(3), 810–822. https://doi.org/10.2134/jeq2014.08.0352

Nazario, N., Arvizu, E., Mayett, Y., Álvarez, M. del C., y García, E. (2020). Producción y comercialización de malanga (Colocasia esculenta (L.) Shott) en Actopan, Veracruz, México: Perspectiva de cadena de valor. Agro Productividad, 13(5). https://doi.org/10.32854/agrop.vi.1660

Noellemeyer, E., y Quiroga, A. (2021). Guía para la evaluación visual de la calidad del suelo. 44.

Olguín, C., y Álvarez, M. del C. (2011). La Malanga (Colocasia esculenta (L.) Schott) bajo un enfoque de investigación-desarrollo. 8.

Peña-Morales, D., de la Cruz Elizondo, Y., Ruelas-Monjardin, L., y Fontalvo-Buelvas, J. C. (2021). Evaluación de la calidad del suelo en agroecosistemas tropicales de Xalapa y Emiliano Zapata en el estado de Veracruz, México. Suelos Ecuatoriales, 51(1–2), 25–36.

Suja, G., Byju, G., Jyothi, A. N., Veena, S. S., and Sreekumar, J. (2017). Yield, quality and soil health under organic vs conventional farming in taro. Scientia Horticulturae, 218, 334–343. https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.02.006

Wambui, J., Karuma, A. N., Gicheru, P., and Onwonga, R. (2023). Effects of Watering Regimes and Planting Density on Taro (Colocasia esculenta) Growth, Yield, and Yield Components in Embu, Kenya. International Journal of Agronomy, 2023, e6843217. https://doi.org/10.1155/2023/6843217

Zhang, W., Wang, C., Lu, T., and Zheng, Y. (2018). Cooperation between arbuscular mycorrhizal fungi and earthworms promotes the physiological adaptation of maize under a high salt stress. Plant and Soil, 423(1), 125–140. https://doi.org/10.1007/s11104-017-3481-9

EFFECT OF VARIABILITIES OF TEMPERATURE IN MAIZE CROP CULTIVATED IN SOIL FROM SALAMANCA CITY

Diana Guadalupe Gutiérrez-León[1]; Tomás Serrano-Ramírez[1]

[1] Robotic and Automotive Engineering Departments, Universidad Politécnica de Guanajuato, Avenida Universidad Sur 1001, Comunidad Juan Alonso, Cortázar C.P. 38496, Guanajuato, Mexico. Email: dgutierrez@upgto.edu.mx

ABSTRACT

The temperature has been a vulnerable parameter modified by the anthropogenic activities. Particularly, in Salamanca city, quality of the environment is changed by the industrial activity, causing a negative impact in other relevant economic support: the agriculture. In this study, the effect of temperature was analyzed in the early growth stage of maize crop. The experimental temperatures selected to analyze the growth of maize were 34.0°C and 36.0°C, because they correspond to the maximum values detected in the city and hence, they are relevant to analyze the answer growth of maize to the alteration of this parameter. It is worth mentioning that, respect to the temperature, in the last years it has been showed the same tendency, but in the case of maximum and minimum temperatures, they are altered by 1.0-4.2°C respect to the information reported in the period 1969-2009. In relation to the growth of maize, at an average temperature (26.0°C), it is detected 12.2±1.8 cm length in the stem, this value is reduced (7.4%, 34.0±0.5°C and 8.7%, 36.0±0.5°C) when the temperature increases. Respect to the development of the main root, an opposite behavior is observed; its growth increases by the temperature. At environment temperature, the length of this structure corresponds to 18.5±3.5 cm, while at 36.0°±0.5°C, an increment of 20.5% is detected with regard to the temperature of 34.0±0.5°C. Then, modifications in temperature are able to cause affectations in the growth process of maize; not only a productive activity is in risk, but also the food security.

KEYWORDS: *Agriculture; Environment; Pollution; Vertisol.*

INTRODUCTION

Temperature is an important parameter to control the life in Earth planet. It has an essential influence in different processes associated with biochemical cycles and food production and, of course, in the economic development of the country. Based on the analysis carried out by scientists at NASA's Goddard Institute for Space Studies (NASA Earth Observatory, 2023), the mean temperature of the planet has been experiencing important variabilities, which have been reflected through an abnormal and no homogeneous behavior in levels of temperature around the world, whose changes are accentuated by industrial activities that generates pollution. In particular, in this situation is Salamanca city, located in Bajio zone, Mexico, characterized by its relevant activity in petrochemical, thermoelectric and automotive industry. Nevertheless, in the last decades, the quality of the environment of the city has been seriously damaged; the adverse effects detected in air, water and soil (Cortina-Januchs *et al*.; SEMARNAT, 2016; López-Pérez *et al*., 2017; Castro-Ramírez, 2023) have been contributed to alterations in climatic

conditions, including the average temperature, affecting consequently the development of other important economic support in the city: the agriculture sector. Based on information generated by Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (2023), in Mexico, maize is the crop that generates the most economic value with a presence of 88.2% in the national grain production. Guanajuato, the state in which Salamanca is located, represents one of the main producers in Mexico of this grain. According to Programa Municipal de Desarrollo Urbano y Ordenamiento Ecológico Territorial de Salamanca, Gto. (2022), 16.97% of the total surface is used for seasonal agriculture, mainly for the crop of maize, sorghum and beans in vertisol soil in a semi-warm, sub-humid climate with an average temperature between 18-22°C. However, the production of these agricultural products is in danger due to the overexploitation and pollution of water; additional to the atmospheric conditions that involves a severe reduction in rain regimes and high temperatures, which impact in the use of soil. Thereon, this study was carried out in order to analyze the behavior of the average temperature in the last fifty-three years in Salamanca city as well as to determine the early answer growth of maize crop in Vertisol soil.

METHODS

Samples of soil: 5.0 kg of soil samples were collected following a zig-zag pattern at a depth of 15 cm, in a surface area dedicated to the agriculture production in the north zone of Salamanca city. Then, it was dried at environmental conditions and a HW-080 sensor by Arduino, was used to monitor the optimum moisture according to the usage of the soil in each experimental stage carried out in this study.

Maize crop: A volume of 300 cm^3 of soil was emptied in a plastic vessel; then, an average number of 20 seeds (CREESKA, CK-1979) were sown in 1.0 cm below the soil surface. Water (50 cm^3) was supplied to it and each vessel was exposed to environmental conditions or placed in the incubator, which was previously programmed to determined temperature (according to the experiment: 34.0±0.5°C, 36.0±0.5°C). Daily, moisture of soil was monitored with HW-080 sensor by Arduino to adjust the optimum volume of water for the seed/plant. Each experimental condition was repeated by 4 times. After 10 days, of exposure of plant to defined conditions of temperature, it was extracted from soil to determine the measurement of its early structures: main root, stem and number of leaves. Results obtained in this study were analyzed in accordance to the statistical analyses proposed by Riley (2000).

Data information: temperature: the mean temperature information registered in Salamanca city in the period 1969-2009 was summarized by University of Guanajuato (INECC and SEMARNAT, 2016). By the other hand, temperature data registered daily in Salamanca city in the period between 2010-2022, by the Atmospheric Monitoring system located in Nativitas (Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial, 2022), was downloaded and processed to obtain the average, maximum and minimum temperature by month in each analyzed year by:

$$T_{average,month}\ [°C] = \sum_{i=00:00\ h,first\ day\ of\ month}^{23:00\ h,last\ day\ of\ month} \frac{T_i\ [°C]}{N}$$

where N is the number of days in the month.

Then, the data obtained by month in each analyzed year were concentrated in order to generate the general monthly mean temperature in the period 2010-2022, as follows:

$$T_{month,13\ years}\ [°C] = \sum_{j=month\ 2010}^{month,2022} \frac{T_j\ [°C]}{M}$$

where M is 13, the number of every month between 2010-2022.

RESULTS

In Figure 1 are showed the mean, maximum and minimum values of temperature registered in Salamanca city in the periods: 1969-2009 and 2010-2022. Differences of the temperature average values between the two analyzed periods correspond to 0.0–0.8 °C, being December the month with the highest increment and June, the month with the minimum alteration in its temperature average value. With regard to the maximum and minimum values of temperature, the tendency in two periods is similar; nevertheless, in the period 2010-2022, major and minor values experiment differences between 1.0-4.2°C respect to the values of temperature detected in the period 1969-2009. Minimum values have the tendency to decrease; while the maximum values, to increase. This behavior in temperature affects the germination and growth of maize crop, because it can be able to produce an abnormal respiration and alterations in protein synthesis (Xue *et al.*, 2021).

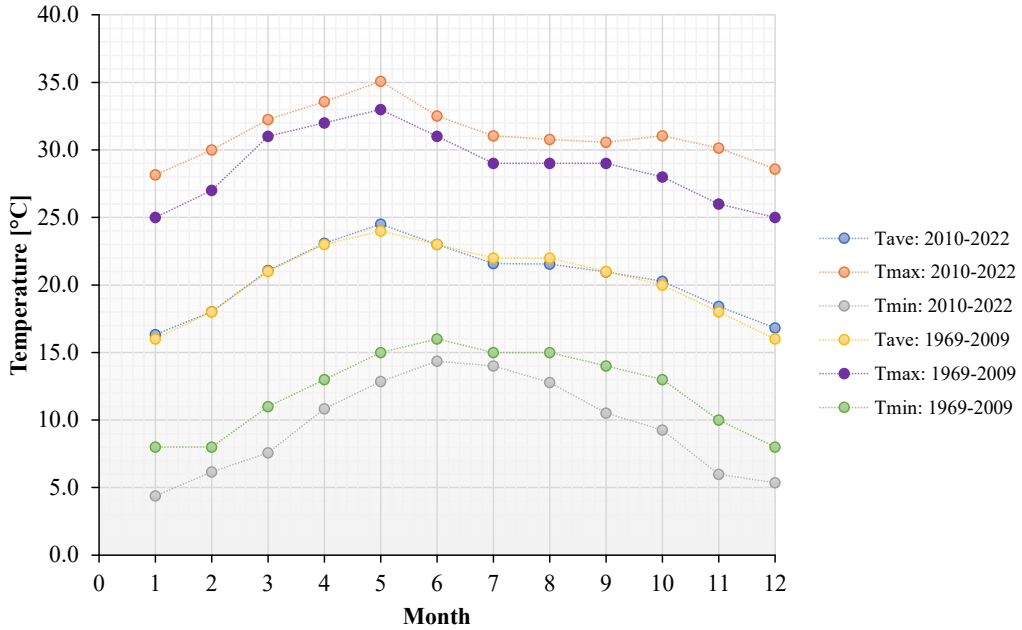


Figure 1. Comparative tendency of temperature in the periods: 1969-2009 and 2010-2022, in Salamanca city.

Particularly, it is showed in Figure 2 that, the growth of structures of maize is influenced by the temperature in which the seed/plant is developed in the soil. At environmental temperature (26.0°C), maize is able to reach the highest total height (35.8±3.1 cm) among the tested temperatures. When this parameter is reduced by 8.0 °C, the total length of plant is decreased 13.5%; between 34.0 °C and 36.0 °C, the height is diminished 8.0%. This is in accordance with the study published by Hatfield and Prueger (2015), in which as temperature increases, the response of plant's growth is reduced for maize crop and, the behavior of different structures to the modification of this parameter can vary (Dupuis and Dumas, 1990). In this respect, in the case of the stem, as temperature rises, the length of this structure decreases. With an environmental temperature, the height of the stem corresponds to 12.2±1.8 cm; while to 34.0±0.5°C, a decrease of 7.4% is detected and by 36.0±0.5°C, the length is reduced 8.7% in relation to the last case.

With respect to the development of the main root, the behavior is contrary to the stem. As the temperature increases, root growth increases as well. At environmental temperature, the length of root corresponds to 18.5±3.5 cm, while at 34.0±0.5°C, the average value for this structure is 2.7% higher. When temperature increases at 36.0°±0.5°C, an increment of 20.5% is detected with regard to the temperature of 34.0±0.5 °C. Respect to the growing of leaves, the number remain practically constant (3-4 leaves).

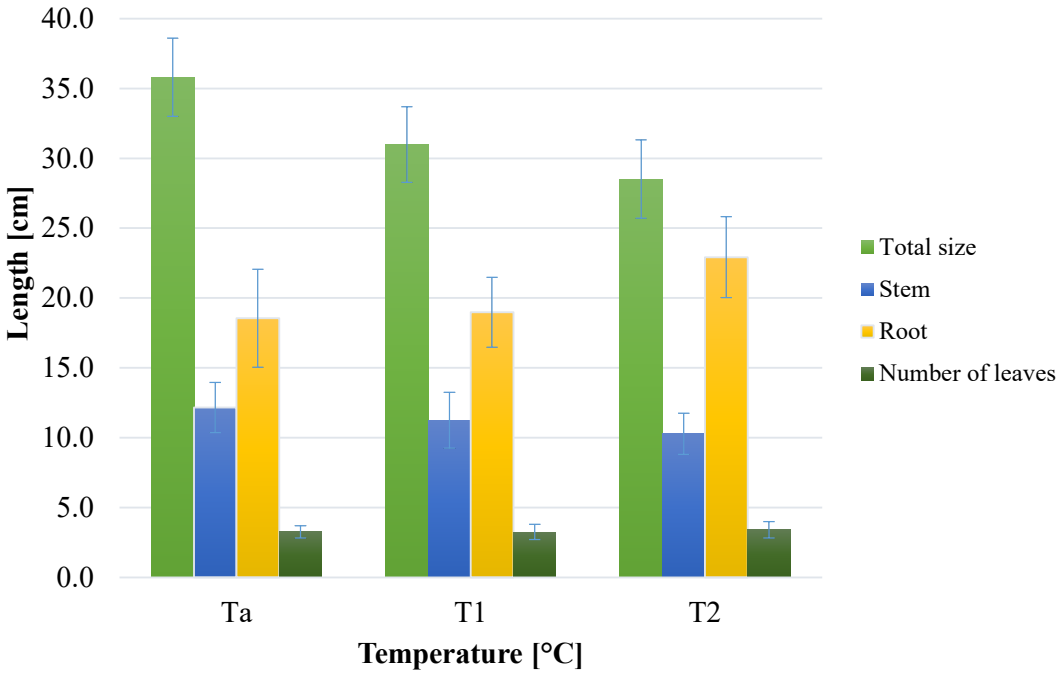


Figure 2. Development of structures of maize at experimental conditions.

CONCLUSIONS

In Salamanca city, alterations have been detected in the environment, which affect the health of the soil, water and air. As a result, one of the main modified parameters is the temperature; which in the last years (2010-2022), shows a similar tendency than period of 1969-2009, but with differences 1.0-4.2°C in maximum and minimum values. This condition is affecting the germination and growth processes of maize plant. In general,

the size of the plant is lower as the temperature is higher; particularly, the stem shows a reduced development against to the main root, which reach a higher length due to its hydric requirements. It is important to consider the implementation of new technologies which contribute to protect the environmental resources, ensuring a sustainable development for productive activities, but also for the food security.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors wish to thank Universidad Politécnica de Guanajuato for its support in this publication.

BIBLIOGRAPHY

Castro-Ramírez et al. (2023). Environmental and biological monitoring of organochlorine pesticides in the city of Salamanca, Mexico. Environ Geochem Health 45, 2839–2856.

Cortina-Januchs et al. (2015). Development of a model for forecasting of PM10 concentrations in Salamanca, Mexico. Atmospheric Pollution Research 6, 626-634.

Dupuis, I. and Dumas, C. (1990). Influence of temperature stress on in vitro fertilization and heat shock protein synthesis in maize (Zea mays L.) reproductive tissues. Plant Physiology, 94, 665-670.

Hatfield, J. L. and Prueger, J. H. (2015). Temperature extremes: Effect on plant growth and development. Weather and Climate Extremes, 10, 4-10.

Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2016). Evolución del comportamiento de las concentraciones de contaminantes atmosféricos en un sitio en Salamanca, Guanajuato.

López-Pérez, et al. (2017). Evaluación de la contaminación por elementos traza en suelos agrícolas del suroeste de Guanajuato, México.

NASA Earth Observatory (2023). World of change: Global temperatures. URL: https://earthobservatory.nasa.gov/world-of-change/global-temperatures

Programa Municipal de Desarrollo Urbano y Ordenamiento Ecológico Territorial de Salamanca, Gto. (2022). URL:https://transparencia.salamanca.gob.mx/ObligacionesEspecificas/F.PlanesOrdenamientoTerritorial/PDF/2022/PMDUOET.Ver%20integral.Salamanca.V7_150621.pdf

Riley (2001). Presentation of statistical analyses. Exp. Agric. 37, 115–123.

Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (2023). Maíz, cultivo de México. URL: https://www.gob.mx/agricultura/articulos/maiz-cultivo-de-mexico#:~:text=En%202021%20su%20producci%C3%B3n%20fue%20de%20m%C3%A1s%20de%2027%20millones%20de%20toneladas.

SEMARNAT. (2016). Informe del Medio Ambiente. URL: https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/cap5.html

Xue et al. (2021). The regulatory network behind maize seed germination: Effects of temperature, water, phytohormones, and nutrients. The Crop Journal 9, 718-724.

EFICIENCIA DE BIOESTIMULANTE ALGAE PLUS® EN LA PRODUCCIÓN Y CALIDAD DE NOPAL VERDURA

Imanol Paz Roldán Chávez[1]; Fernando de Jesús Carballo Méndez[1*]; Pablo Alan Rodríguez Salinas[1]; Evelyn Hernández Vidal[2].

[1] Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Francisco I. Madero S/N, Ex Hacienda el Cañada, 66050 Cd Gral Escobedo, N.L. México; [2] Facultad de Ingeniería en Sistemas de Producción Agropecuaria, Universidad Veracruzana. Carretera Costera del Golfo Km. 220, C. Agrícola y Ganadera, 96000 Acayucan, Ver. México. * ing.fercarballo@gmail.com

RESUMEN

En la actualidad existe la necesidad de mejorar los sistemas de producción con la intención de reducir los diferentes tipos de estrés en plantas, generados por los problemas ambientales, pero también se busca incrementar la calidad de los productos. La aplicación de biofertilizantes a base de algas marinas es una alternativa para la producción sustentable de cultivos. El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar el impacto de dosis de bioestimulante Algae Plus®, en la producción y calidad de nopal verdura. Las dosis de 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 y 1.0 g/planta de Algae Plus®, además de un control sin biofertilizante, fueron aplicadas a plantas de nopal variedad Villanueva. Los resultados mostraron que dosis medias de aplicación (0.6-0.8 g/planta) beneficiaron el peso del cladodio, mientras que dosis bajas (0.2 a 0.6 g/planta) mejoraron la concentración de compuestos antioxidantes. Es necesario realizar estudios que permitan identificar las dosis adecuadas con miras en una producción sustentable.

PALABRAS CLAVE: *Algas marinas; Capacidad antioxidante; Fenoles totales; Opuntia ficus-indica*; *rendimiento.*

INTRODUCCIÓN

México se distingue a nivel mundial por la producción de nopal, según el Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP, 2023) esta hortaliza se ubica entre las 15 más importantes del país. A pesar de su amplia distribución y su capacidad para resistir las condiciones ambientales adversas, la producción de nopal enfrenta retos ambientales generados por el cambio climático, lo que impacta negativamente en el crecimiento, producción y calidad de los productos (Medina-García *et al*., 2021). Aunado a lo anterior, la necesidad de alimentos de alta calidad es un requerimiento actual de la sociedad (Maki-Díaz *et al*., 2015). Se han desarrollado estrategias que permiten mantener e incluso incrementar los niveles de producción y calidad de cultivos. Dentro de estas prácticas, el uso de diversos tipos de biofertilizantes está ganando importancia debido a sus importantes contribuciones en el mantenimiento de la fertilidad del suelo y en el aumento del rendimiento de los cultivos (Li *et al*., 2017). Además, es una alternativa sostenible y económicamente rentable, reduciendo los efectos contaminantes de los fertilizantes sintéticos y manteniendo la fertilidad del suelo (Singh, 2011).

La fertilización biológica con base en algas marinas ha demostrado incrementos en rendimiento y buena calidad de las cosechas a partir de la aplicación directa o de sus derivados. Estos productos se encuentran comercialmente como fertilizantes o bioestimulantes por su contenido de fósforo, nitrógeno, potasio y hormonas promotoras de crecimiento, vitaminas y aminoácidos (López-Padrón *et al*., 2020).

El efecto estimulante de los extractos de algas en las plantas ha demostrado continuamente los impactos benéficos en ellas, tales como, incremento en la germinación, crecimiento de raíces, aumento de área foliar, distribución y movilización de nutrientes, e incremento en el contenido de clorofila y compuestos asociados con la actividad antioxidantes de las plantas (Ammar *et al*., 2022). El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar el impacto de dosis de bioestimulante Algae Plus® en la producción y calidad de nopal verdura.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se desarrolló en el vivero de la Facultad de Agronomía, de la Universidad Autónoma de Nuevo León, ubicado en ubicado en carretera Zuazua-Marín km 17.5, Marín, N. L., mientras que los análisis de laboratorio se realizaron en el laboratorio de química y bioquímica de la misma Facultad, Campus General Escobedo. El material vegetal utilizado fue *Opuntia ficus-indica* variedad Villanueva, el cual fue colectado en el rancho del señor Juan Ángel Ruiz Cantú, ubicado en la calle corona 402, Marín, N.L., México (coordenadas 25°52'58.1"N 100°01'42.6"W). Los cladodios madre, una vez cortados, se dejaron dos semanas bajo media sombra para favorecer la cicatrización del corte. Posteriormente se plantaron en bolsas de plástico negro con capacidad de 25 litros, las cuales se llenaron con de 20 litros de suelo con las siguientes características: pH 7.9, conductividad eléctrica 1.37 mS/cm, materia orgánica 2.32%, nitrógeno 0.15%, fósforo 21 ppm y potasio 0.49 meq/100 g. El riego de las plantas se realizó cada cuatro días, durante 22 semanas, aportando, en promedio, dos litros por semana. El agua utilizada tenía las siguientes características: pH 7.2, conductividad eléctrica 1.85 mS/cm, relación de absorción de sodio 3.96%, calcio 6.1 meq/L, magnesio 3.6 meq/L, cabonatos 0 meq/L, bicarbonatos 9 meq/L, cloruros 7 meq/L, sulfatos 2.5 meq/L, sodio 8.8 meq/L.

Los tratamientos aplicados se describen a continuación: control: sin biofertilizante, 1) 0.2 g/planta, 2) 0.4 g/planta, 3) 0.6 g/planta, 4) 0.8 g/planta y 5) 1.0 g/planta de Algae Plus®, cuya composición principal es la siguiente: nitrógeno 1%, potasio 16%, ácido algínico 16%, materia orgánica 50%, aminoácidos totales 2%, manitol 3%, ácido giberélico 300 ppm y citoquininas 300%. Dichos tratamientos fueron aplicados en el riego, en dos ocasiones, a las 6 y 12 semanas posteriores a la plantación.

La cosecha se inició a las 8 semanas de la plantación, la cual se realizó semanalmente durante 14 semanas. Las variables evaluadas a los cladodios cosechados fueron de dos tipos: a) producción: número de cladodios, peso fresco y seco de cladodio, ancho y largo de cladodio, área foliar de cladodio, y b) calidad: fenoles totales, capacidad antioxidante DPPH y ABTS. El área foliar se obtuvo mediante el procedimiento propuesto por Flores *et al*., (1996). Mientras que la determinación de los compuestos fenólicos y capacidad

antioxidante se obtuvieron extractos mediante la metodología utilizada por Rodríguez-Salinas *et al*., (2020).

Cada uno de los tratamientos fue replicado cuatro veces, considerando cada penca como una repetición. Los datos fueron sometidos a un análisis de varianza y en las variables con diferencia significativa, se realizó una comparación de medias por el método Tukey ($P<0.05$). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el paquete Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) versión 22.0 (IBM Corp, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las variables de producción, a excepción del pesos fresco y seco, no fueron impactadas por los tratamientos. El promedio de peso fresco de los cladodios de los tratamientos con 0.6 g/planta, 0.8 g/planta y 1.0 g/planta de Algae Plus® fue superior al resto en 15%. Mientras que en la variable peso seco los tratamientos con 0.6 g/planta y 0.8 g/planta fue superior en 38% al tratamiento control (cuadro 1). Los extractos de algas marinas son utilizados como bioestimulantes, dado que en el suelo pueden minimizar la perdida por lixiviación de muchos nutrimentos, mientras que en la planta estimulan la producción de sus propias hormonas, contribuyen en la absorción y translocación de nutrientes, lo que genera un aumento del crecimiento de la planta, además de mejorar la adaptación de las plantas a condiciones de estrés (Ammar *et al*., 2022).

Cuadro 1. Efecto de la fertilización con Algae Plus® en la producción de nopalitos.

Tratamiento (g/planta)	Número de cladodios	Peso fresco (g)	Peso seco (g)	Ancho de cladodio (cm)	Largo de cladodio (cm)	Área foliar de cladodio (cm^2)
0	9.33±1.53	60.28±9.95 **b**	3.21±0.47 **b**	7.87±1.03	16.98±1.54	59.51±5.51
0.2	8.67±2.52	68.43±1.41 **ab**	4.00±0.21 **ab**	8.68±0.54	18.61±0.77	64.88±1.86
0.4	11.00±2.00	70.90±2.49 **ab**	4.33±0.28 **ab**	8.57±0.50	18.69±0.53	65.22±2.31
0.6	11.00±1.00	75.72±3.72 **a**	4.45±0.51 **a**	8.67±0.15	18.73±0.47	65.66±1.40
0.8	10.67±1.16	75.22±4.91 **a**	4.43±0.57 **a**	8.54±0.46	18.60±0.41	64.66±2.10
1.0	9.33±2.52	77.56±2.75 **a**	4.37±0.40 **ab**	8.56±0.30	18.54±0.77	64.74±2.55

Los valores representan las medias de cuatro réplicas ± desviación estándar. Literales diferentes en la misma columna, denotan diferencias estadísticas significativas.

La calidad de los nopalitos, expresada mediante la concentración de fenoles totales y capacidad antioxidante fue impactada por la dosis de fertilizante (figura 1). Los tratamientos con dosis media de Algae Plus® (2 a 4 g/planta) mostraron los valores más altos. Particularmente la dosis de 2 g/planta incrementó la concentración de estos compuestos en 33%, respecto al control. La capacidad antioxidante mostró un incremento en los nopalitos fertilizados con Algae Plus®, en el caso de DPPH el tratamiento con 1 g/planta fue el que mostró el mayor incremento, con 30% más que el control, mientras que para ABTS el tratamiento con 3 g/planta fue incrementado en 76%, respecto al control. Los bioestimulantes a base de algas marinas poseen auxinas y

citoquininas, las cuales son reguladoras del crecimiento de las plantas e intervienen en la movilización de nutrientes dentro de los vegetales (Pedroza-Sandoval *et al*., 2015; Hashem et al., 2019). Además, estos materiales incrementan la actividad de la enzima polifenoloxidasa, la cual mejora la acumulación de compuestos fenólicos y, por ende, incrementa la actividad antioxidante de las plantas (Mohammed et al., 2023).

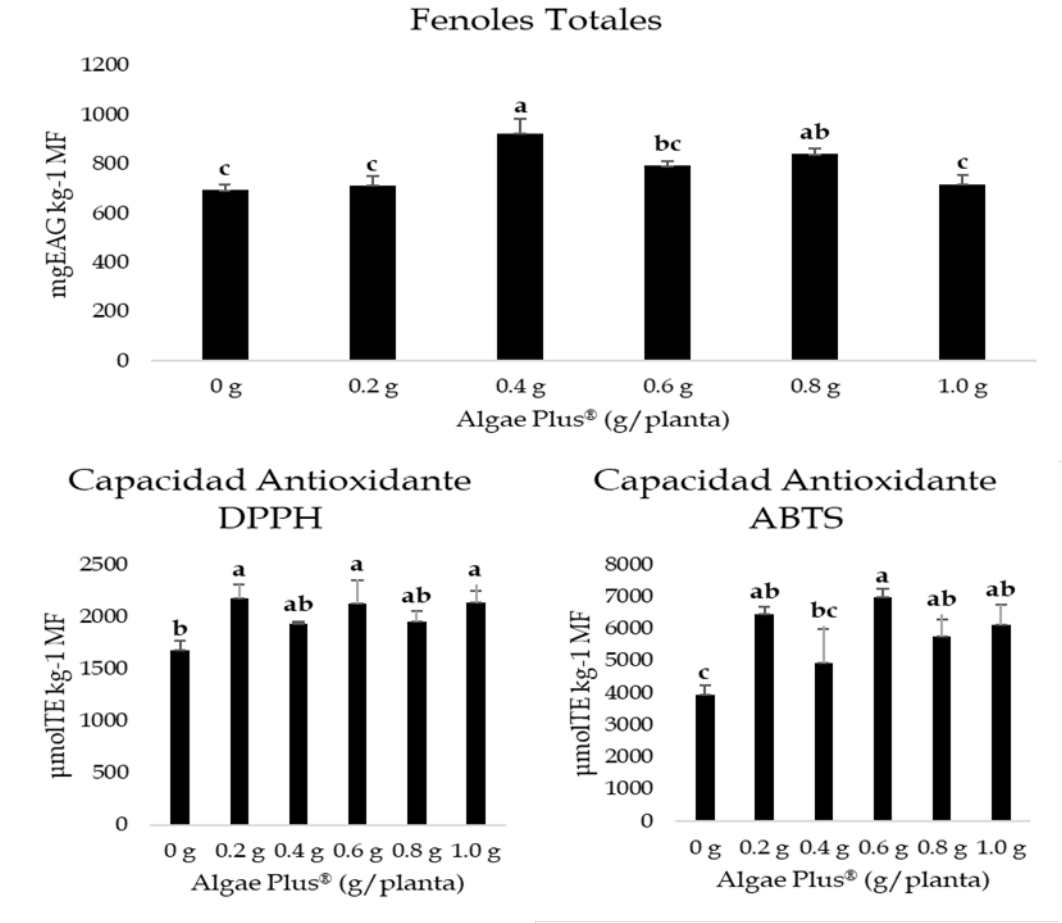


Figura 1. Efecto de la fertilización con Algae Plus® en la calidad de nopalitos. Las líneas sobre las barras representan desviación estándar. Las letras diferentes en cada barra significan que los tratamientos fueron estadísticamente diferentes (Tukey, $P<0.05$).

CONCLUSIONES

La aplicación del biofertilizante Algae Plus® incrementó el peso y la concentración de compuestos antioxidantes. Dosis medias de aplicación (0.6-0.8 g/planta) beneficiaron el peso del cladodio, mientras que dosis bajas (0.2 a 0.6 g/planta) generaron mayor capacidad antioxidante. A pesar de que los biofertilizantes son una alternativa viable y ambientalmente amigable, es necesario determinar dosis para hacer más eficiente su aplicación.

BIBLIOGRAFÍA

Ammar, E. E., Aioub, A. A., Elesawy, A. E., Karkour, A. M., Mouhamed, M. S., Amer, A. A., & El-Shershaby, N. A. (2022). Algae as Bio-fertilizers: Between current situation and future prospective. Saudi Journal of Biological Sciences, 29(5), 3083-3096.

Flores, H.A.; Rodríguez, J.L.O.; Ramírez, F.V. (1996). Modelos de estimación de biomasa en nopal (Opuntia spp.). Revista Chapingo Serie Horticultura. 2(2):199-206.

Hashem, H. A., Mansour, H. A., El-Khawas, S. A., & Hassanein, R. A. (2019). The potentiality of marine macro-algae as bio-fertilizers to improve the productivity and salt stress tolerance of canola (Brassica napus L.) plants. Agronomy, 9(3), 146.

Li, R., Tao, R., Ling, N., & Chu, G. (2017). Chemical, organic and bio-fertilizer management practices effect on soil physicochemical property and antagonistic bacteria abundance of a cotton field: implications for soil biological quality. Soil and Tillage Research, 167, 30-38.

López-Padrón, I., Martínez-González, L., Pérez-Domínguez, G., Reyes-Guerrero, Y., Núñez-Vázquez, M., & Cabrera-Rodríguez, J. A. (2020). Las algas y sus usos en la agricultura. Una visión actualizada. Cultivos Tropicales, 41(2).

Maki-Díaz, G., Peña-Valdivia, C. B., García-Nava, R., Arévalo-Galarza, M. L., Calderón-Zavala, G., & Anaya-Rosales, S. (2015). Características físicas y químicas de nopal verdura (Opuntia ficus-indica) para exportación y consumo nacional. Agrociencia, 49(1), 31-51.

Medina-García, G., Zegbe, J. A., Ruiz-Corral, J. A., Casa-Flores, J. I., & Rodríguez-Moreno, V. M. (2021). Influencia del cambio climático en los requerimientos térmicos del nopal tunero (Opuntia spp.) en el Centro-Norte de México. Revista bio ciencias, 8.

Mohammed, S., El-Sheekh, M. M., Hamed Aly, S., Al-Harbi, M., Elkelish, A., & Nagah, A. (2023). Inductive role of the brown alga Sargassum polycystum on growth and biosynthesis of imperative metabolites and antioxidants of two crop plants. Frontiers in Plant Science, 14, 1136325.

Pedroza-Sandoval, A., Aba-Guevara, C. G., Samaniego-Gaxiola, J. A., Trejo-Calzada, R., Sánchez-Cohen, I., & Chávez-Rivero, J. A. (2015). Morphometric characteristics and quality of aloe vera gel (Aloe barbadensis M.) applying algae extract (algaenzims) and compost. Revista mexicana de ciencias agrícolas, 6(1), 7-18.

Rodríguez-Salinas, P. A.; Zavala-García, F.; Urías-Orona, V.; Muy-Rangel, D.; Heredia, J. B. and Niño-Medina, G. (2020). Chromatic, Nutritional and Nutraceutical Properties of Pigmented Native Maize (Zea mays L.) Genotypes from the Northeast of Mexico. Arabian Journal for Science and Engineering. 45(1):95-112.

SIAP-SAGARPA (Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). (2023). http://www.siap.gob.mx/agricultura-produccion-anual/ (Consulta: agosto 2023).

Singh, J. S., Pandey, V. C., & Singh, D. P. (2011). Efficient soil microorganisms: a new dimension for sustainable agriculture and environmental development. Agriculture, ecosystems & environment, 140(3-4), 339-353.

ELABORACIÓN DE COMPOSTAJE PARA CULTIVOS BIOFORTIFICADOS COMO ESTRATEGIA DE PRODUCCIÓN MÁS LIMPIA EN EL MUNICIPIO DE CHOCONTÁ, COLOMBIA

Daniela García Moreno[1*]; Angie Tatiana Ortega Ramírez[1]

[1] Universidad de América, Bogotá, Colombia. *daniela.garcia3@estudiantes.uamerica.edu.co

RESUMEN

El uso de contaminantes químicos para el desarrollo de los cultivos en Cundinamarca ha traído consigo impactos ambientales, sociales y económicos que agravan la actividad agrícola como lo es: la generación de erosiones y alteración en la calidad del suelo, cambios en las propiedades fisicoquímicas de los cultivos y aparición de enfermedades y problemas en la salud humana a causa de la propagación de contaminantes químicos en el producto final. Por tal razón, el presente proyecto de investigación se centra en el cultivo de papa, un producto con una alta demanda en Colombia que se ha visto afectado por las problemáticas mencionadas anteriormente. Es por ello que se busca la formulación de un compostaje para el recurso suelo como estrategia de producción más limpia en el Municipio de Chocontá. Se realizó en primer lugar, la revisión de las condiciones de operación del cultivo de papa, material orgánico utilizado para la realización del compostaje y metodología a implementar en el proceso para la ejecución del proyecto. Posteriormente, se simularon las condiciones climáticas del Municipio de Chocontá, evaluando la viabilidad de la estrategia de producción más limpia (compostaje) en el cultivo de papa al cabo de 3 meses con ayuda de análisis de caracterización de suelo, monitoreo de temperatura, humedad y pH y disponibilidad de materia orgánica. Se obtuvo al final del proceso tubérculos con mayor tamaño y mejor calidad y efectividad del recurso suelo con porcentaje de materia orgánica de 30.5% y nitrógeno total de 1.6%.

PALABRAS CLAVE: *Aprovechamiento de residuos; Compost; Cultivo de papa; Valorización de residuos sólidos orgánicos.*

INTRODUCCIÓN

El Municipio de Chocontá es conocido por ser el principal productor de papa en Colombia con un total de 850 ha con un rendimiento entre 15 y 20 toneladas por hectárea, equivalente a 120-160 cargas de arroba cada una aproximadamente. Así mismo las condiciones geográficas de la región como lo es la latitud desde 2.000 a los 3.500 m.s.n.m y la temperatura (12°C y 18°C) favorecen la producción. Se siembra aproximadamente el 30% en los meses de febrero y mayo, 30% en los meses de junio a agosto y el 20% restante de los meses de septiembre a diciembre (Ruiz *et al*., 2020) y se cultiva en mayor cantidad *Solanum tuberosum Sunespecie Andígena,* (papa pastusa) (Agrosavia, 2022).

Sin embargo, esta actividad agropecuaria de gran interés comercial en Colombia se ve afectada por diferentes problemas ambientales y sociales que amenazan su producción tales como la enfermedad de la gota a causa de malas prácticas de manufactura y la contaminación ambiental que alberga a la comunidad (Camacho *et al*., 2009),

contaminantes presentes en el suelo por la implementación de plaguicidas que impiden el proceso natural de fertilización, ocasionando graves problemas en la salud de quienes consumen el producto final (García y Gómez, 2019), acumulación de metales pesados como el cobre, plomo y cadmio acumulados en el suelo con la formación de quelatos tóxico para el ambiente (Castro, 2019) trayendo consigo la vulneración del ecosistema de los animales herbívoros, los cuales utilizan las plantas como alimento, y por ende causar indirectamente su destrucción interna (Alcaldía Municipal de Chocontá, 2018).

El cambio climático, el cual afecta directamente al sector agrícola y por ende al recurso suelo de los cultivos a causa de la acumulación de los gases de efecto invernadero debido a la modificación de patrones regionales de temperatura, precipitación pluvial y eventos externos como lo es la sequía, inundaciones, olas de calor y heladas que perjudican la productividad y calidad de los cultivos (Robles *et al*., 2022), trayendo consigo el agotamiento de fuentes de carbono y energía para el desarrollo de la agricultura y por consiguiente alteraciones en las propiedades físicas, hidrológicas, químicas y biológicas del producto final junto con la disminución de producción en cultivos biofortificados, impacto en el desarrollo económico, y el impacto en la funcionalidad del ecosistema (Burbano, 2018), teniendo la necesidad de usar agroquímicos por parte de los agricultores para solventar dicha solución sin pensar en el impacto en la seguridad alimentaria que esto conlleva (Reyes-Palomino y Cano, 2022).

A causa de los problemas expuestos anteriormente, se identifican las estrategias de producción más limpia para el cultivo a partir de compostaje, siendo este el punto de partida para la elaboración de una estrategia de producción limpia que solvente alguno de estos problemas como lo es el uso de químicos o la vulneración del suelo con los contaminantes ambientales que se encuentren en él al utilizar el compostaje como fuente de carbono para fomentar el cultivo de papa de una manera sostenible y amigable con el medio ambiente al equilibrar el factor económico y social del Municipio.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se llevó a cabo en los laboratorios de la Universidad de América ubicada en Bogotá D.C, Colombia al simular las condiciones climáticas del Municipio de Chocontá (Temperatura de 12°C-18°C y humedad 85%). Para ello, se efectuó un invernadero para el cultivo de papa utilizando materas con una profundidad de 60 cm. Para la formulación del compostaje se usará con materia orgánica hojas secas, ramas, cáscara de frutas y verduras, aserrín y tierra negra como fuente de carbono y energía para el crecimiento del cultivo de papa. El diseño de experimentos implementado en el proyecto es 3x2 con diferentes proporciones de compostaje para evidenciar el comportamiento del crecimiento del cultivo de papa y las condiciones de operación en el proceso.

Para el seguimiento del compostaje se realiza el monitoreo de pH (5.5-7) y temperatura (18°C-20°C) cada dos días para darle seguimiento a las condiciones del compost junto con el riego del cultivo efectuado cada dos días. Así mismo se realizaron análisis bromatológicos tales como: relación carbono/nitrógeno (C/N), nitrógeno total a partir

del método Kjeldahl con la comparación del nitrógeno orgánico con nitrógeno amoniacal de la muestra (Kjeldahl, 1883) y materia orgánica a partir del método Walkley y Black por oxidación con dicromato de potasio (Walkley y Black, 1934), estos análisis se realizaron al principio del proceso para determinar las condiciones iniciales del suelo y luego de esto, se realizan mediciones cada semana y al final del desarrollo del tubérculo. De igual modo, durante el proceso, se realizaron análisis de nutrientes (K, Ca, Mg) por absorción o emisión atómica en soluciones acuosas al disolver con HCl las cenizas de la calcinación del suelo y análisis de contenido de fósforo por espectrofotometría visible a 440 nm del complejo en presencia de molibdato amónico y vanadato.

Al cabo de 3 meses se llevó a cabo la evaluación de la calidad del producto final con base en propiedades organolépticas, longitud y diámetro del tubérculo y rendimiento por tratamiento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A partir del monitoreo de condiciones de operación tales como pH y temperatura, se observó que estos estuvieron en los rangos óptimos de suelo (Román *et al*., 2013) con un valor de 6.2 y 19°C respectivamente, los cuales son esenciales para que el cultivo de papa se desarrollara de manera satisfactoria al cabo de 3 meses.

Adicionalmente, se evidenció que la formulación de compostaje para efectuar el cultivo de papa estuvo dentro de los parámetros establecidos, teniendo como resultado relación C/N de 15.1, nitrógeno total de 1.6% y materia orgánica de 30.5% principalmente **(Cuadro 1)**, indicando su uso recomendable para cualquier tipo de cultivo al brindar las fuentes de carbono, nitrógeno y energía esenciales para la fertilidad y productividad del tubérculo.

Estos valores se compararon con los obtenidos por Tolagasi-Saavedra en donde el compost formulado obtuvo un porcentaje de materia orgánica de 31.7%, nitrógeno total de 1.7% y relación C/N de 15.5. Sin embargo, nutrientes como el fósforo, potasio y calcio se encontraron altos debido a la proveniencia del cultivo con la presencia de estiércol y residuos presentes en la agricultura y la ganadería del sector (Tolagasi-Saavedra, 2013).

Cuadro 1. Caracterización del compostaje final en relación a valores de referencia de Bioagro

Composición	Unidad	Valor de Referencia	Resultado compostaje final
pH	-	5.5 – 7	6.2
Materia Orgánica	%	< 40	30.5
Temperatura	°C	18 – 20	19
Relación C/N	-	< 15.5	15.1
Nitrógeno Total	%	1.5 – 1.8	1.6
Fósforo Total	%	0.8 – 1	0.32
Potasio (K)	%	< 1	0.6
Calcio (Ca)	%	1	1.43
Magnesio (Mg)	%	0.9 - 1	0.47

Por último, se evaluaron las propiedades organolépticas y de medida del producto final, obteniendo longitud promedio del tubérculo de 33.94 mm, diámetro promedio de 32.90 mm, peso promedio de 25.23 g y rendimiento de 13 tubérculos por tratamiento. Se contrastan los resultados obtenidos en la efectividad del compostaje como estrategia de producción más limpia en relación a actividades agrícolas al utilizan fertilizantes y productos químicos para potencializar las propiedades fisicoquímicas del cultivo de papa, en donde se corrobora que la estrategia implementada trae consigo no sólo una alternativa sostenible para la región sino también se minimizan los impactos ambientales y sociales de las propiedades del recurso suelo y del producto final al dejar a un lado los contaminantes químicos (Galecio-Julca *et al*., 2023).

CONCLUSIONES

Se efectúa la formulación de compostaje para el cultivo de papa como estrategia de producción más limpia para la valorización de residuos sólidos orgánicos, en el que se demuestra la viabilidad del proyecto a partir de análisis de caracterización del suelo y disposición de materia orgánica como fuente de carbono al simular las condiciones climáticas y de proceso del Municipio de Chocontá, logrando mayor crecimiento y calidad del producto final en un periodo de 3 meses sin implementar el cultivo productos químicos ni fertilizantes que afectan la calidad del suelo y del ecosistema, lo que conlleva al desarrollo sostenible del Municipio no solo con la valorización de los residuo sino también en la generación de estrategias limpias que potencialicen las propiedades fisicoquímicas de los cultivos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad de América, por su apoyo en la realización de este proyecto a partir de los análisis de suelos llevados a cabo en el laboratorio del mismo junto con los conocimientos impartidos por el Semillero de Investigación GIGAS en la valorización de residuos orgánicos.

BIBLIOGRAFÍA

Agrosavia. (2022). Aspectos generales del cultivo de papa en Cundinamarca. .https://editorial.agrosavia.co/index.php/publicaciones/catalog/download/264/246/1608-?inline=1#:~:text=En%20Colombia%2C%20las%20variedades%20de,papa%20criolla%20%2D%20yema%20de%20huevo.

Alcaldía Municipal de Chocontá. (2018). Ubicación geográfica de Chocontá. http://www.choconta-cundinamarca.gov.co/municipio/ubicacion-geografica

Bioagro. (2001). Composición físico-química del compost.

Burbano O., H. (2018). El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático. Revista de Ciencias Agrícolas, 35(1), 82-96. https://doi.org/10.22267/rcia.183501.85

Camacho A., J. P., & Robles C., L. F. (2009). Diagnóstico ambiental de la contaminación del suelo en el municipio de Chocontá y prueba piloto con dos de los contaminantes más representativos bioacumulados en arveja, haba y pasto ray Grass [Tesis de Pregrado, Universidad de la Salle]. https://ciencia.lasalle.edu.co/cgi/viewcontent.cgi?article=1081&context=ing_ambiental_sanitaria

Castro F., L. D. (2019). Análisis de propiedad y usos del suelo en áreas protegidas del municipio de Chocontá. Revista Universidad Militar Nueva Granada, 4-24.

Galecio-Julca, M., Neira-Ojeda, M., Chanduvi-García, R., Peña-Castillo, R., Álvarez-Bernaola, L. A., Granda-Wong, C., ... & Morales-Pizarro, A. (2023). Efecto de la eficacia de los microorganismos nativos y la composta en tres pisos altitudinales en el cultivo de quinua (Chenopodium quinoa) variedad INIA 415-Pasankalla. Terra Latinoamericana, 41. https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1622

García R., D. R., & Gómez R., L. M. (2019). Propuesta ambiental para el plan de desarrollo del municipio de Chocontá Cundinamarca para el periodo 2020-2024 [Tesis de Pregrado, Universidad Piloto de Colombia]. http://repository.unipiloto.edu.co/bitstream/handle/20.500.12277/6861/PROPUESTA%20AMBIENTAL%20PARA%20EL%20PLAN%20DE%20DESARROLLO%20DEL%20MUNICIPIO%20DE%20CHOCONT%c3%81%20CUNDINAMARCA%20PARA%20EL%20PER%c3%8dODO%202020-2024..pdf?sequence=1&isAllowed=y

Kjeldahl, J. G. C. T. (1883). Neue methode zur bestimmung des stickstoffs in organischen körpern. Zeitschrift für analytische Chemie, 22(1), 366-382. https://link.springer.com/article/10.1007/BF01338151

Reyes-Palomino, S. E., & Cano C., D. M. (2022). Efectos de la agricultura intensiva y el cambio climático sobre la biodiversidad. Revista de Investigaciones Altoandinas, 24(1), 53-64. http://dx.doi.org/10.18271/ria.2022.328

Robles, E. O. L., Silva, I. C., & Pulido, S. J. B. (2022). Efectos del cambio climático en la gestión sostenible del recurso suelo. TECNOCIENCIA Chihuahua, 16(3), e1097. https://doi.org/10.54167/tch.v16i3.1097

Román, P., Martinez, M., & Pantoja, A. (2013). Manual de compostaje del agricultor. Experiencias en América Latina, 1.

Ruiz U., L. P., Velandia D., A. F., & Veloza Q., C. (2020). Producción y venta de papa pastusa suprema en la finca la fontana, vereda las cruces, municipio Chocontá, Cundinamarca [Tesis de Posgrado, Universidad Piloto de Colombia]. http://repository.unipiloto.edu.co/bitstream/handle/20.500.12277/9470/Trabajo%20de%20grado.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil science, 37(1), 29-38.

ESTRATEGIA DE MANEJO DEL AGUA DE RIEGO EN DIFERENTES TIPOS DE SUELO PARA MEJORAR EL RENDIMIENTO EN EL CULTIVO DE MARACUYÁ EN COLOMBIA

Nesrine Chaali[1]; Kemis Lisset Sierra Martinez[1]; Camilo Ignacio Jaramillo Barrios[1]; Liliana Ríos Rojas[1]; Sofiane Ouazaa[1]; Jhon Edinson Calderón Carvajal[1]; José Isidro Beltrán Medina[1]

[1]Corporación Colombiana de Investigación agropecuaria- AGROSAVIA. CI Nataima. Código postal: 733520. Espinal-Tolima, Colombia. *nchaali@agrosavia.com

INTRODUCCIÓN

El maracuyá se considera como una planta de clima tropical, que requiere un suministro de agua en cantidades de 800 a 1.500 mm año^{-1} bien distribuidos (Miranda et al., 2009). En caso de no cumplirse este requerimiento, se hace necesaria la implementación de algún sistema de riego, fundamentalmente en las épocas secas que normalmente coinciden con el desarrollo reproductivo del cultivo. En efecto, se ha registrado que el estrés por agua es uno de los principales factores ambientales responsables de las fluctuaciones estacionales en los rendimientos del maracuyá; sin embargo, hay una escasez de información sobre la influencia del estrés hídrico en diferentes componentes del crecimiento (Rodríguez-Yzquierdo *et al*., 2020).

Dentro del sistema productivo de maracuyá, el riego es una de las prácticas que se realiza en forma empírica; aunque es frecuente el uso de riego localizado, este se aplica sin criterios técnicos, lo cual afecta la eficiencia del recurso hídrico y a su vez, el desempeño agronómico de la planta (García *et al*., 2012). Cuando las plantas de maracuyá se encuentren en condiciones de déficit hídrico, generan cambios morfofisiológicos importantes que alteran y reducen la productividad (Carr, 2013), daños a los tejidos desmejorando las características del fruto, llenado inadecuado de frutos y la disminución del porcentaje de jugo (García, 2002).

La gran diversidad de métodos de riego y la necesidad de ser más eficiente en el uso del agua, ha incrementado el interés por el conocimiento sobre temas relacionados con los balances hídricos y la capacidad de retención de humedad de los suelos, la infiltración y uso del agua por las plantas.

Por lo anterior, se espera generar recomendaciones tecnológicas sobre el manejo eficiente del agua de riego en la producción del maracuyá en diferentes tipos de suelo y mantener la rentabilidad del cultivo, teniendo en cuenta la conductividad eléctrica del suelo. El objetivo de la investigación fue determinar la distribución espacial de la humedad en el suelo a través de un mapa de conductividad eléctrica aparente que permita diseñar estrategias para disminuir el uso del agua de riego en diferentes tipos de suelo y mejorar el rendimiento del maracuyá.

PALABRAS CLAVE: *Passiflora edulis; Riego por sitio especifico; Rendimiento; Conductividad eléctrica.*

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se ubicó en la finca la Finca San Rafael, Vereda el Avispero, a 962msnm, 33,07°C TMax y 15,78°C TMin, temperatura promedio de 22,25°C, precipitación 731mm, humedad relativa de 84,8%, se estableció maracuyá a una distancia de 5X2m, para un total de 1000 plantas*ha^{-1}. Para el mapeo de la Conductividad eléctrica aparente del suelo se utilizó un sensor electromagnético EM38MK2 en posición horizontal a 75 cm de profundidad. Se utilizo un diseño de bloques completos al azar, en la cual la lámina de riego se definió con base en la capacidad de campo (CC %) de tres tipos de suelos Cuadro 1. La humedad del suelo se mantuvo en cada ambiente con un déficit permisible de manejo del agua de riego del 10%. Para el monitoreo de la humedad de suelo y las variables ambientales, se instaló una estación agro-climatológica que registrara diariamente las variables climáticas del sitio experimental, constituida por un registrador de datos ZL6 METER GROUP, pluviómetro ECRN-100, sensor de radiación solar QSO-S PAR, sensor de temperatura y humedad relativa de aire ATMOS 14, sensor de temperatura y humedad de la hoja Phytos 31 y Sonda de Humedad y Conductividad Eléctrica del Suelo y Sustrato TEROS 12.

Análisis de datos

Para los datos del sensor electromagnético EM38MK2, se utilizó la interpolación de ponderación de distancia inversa. Los datos de contenido de humedad y conductividad eléctrica a 10 y 20 cm se compararon entre los tres tipos de riego y los meses por medio del análisis de varianza no paramétrico de Kruskall-Wallis y se utilizó la prueba de Dunn al 5% de significancia. Con los datos climáticos (Temperatura, humedad relativa, precipitación), de rendimiento en cada lámina de riego y los contenidos de humedad, conductividad eléctrica y temperatura del suelo, se llevaron a cabo correlaciones de Pearson. Los anteriores análisis se llevaron a cabo en el software estadístico R versión 4.2.2.

Cuadro 1. Variables de suelo del sitio experimental

Tratamiento	Unidades de pH	Textura	CC (%)	PMP (%)	AA (%)	Consumo permisible	Lamina aplicada (%)
R1	4,91	Arcilloso	48,2	42,57	5,63	10%	43,38
R2	5,11	Arcilloso	43,27	36,02	7,25	10%	38,943
R3	5,50	Franco Arcilloso	33,18	26,18	7	10%	29,862

RESULTADOS

Conductividad eléctrica aparente. En la figura 1, se presenta el mapa de conductividad eléctrica aparente. En el tratamiento de riego TR1, en la parte Sur del mapa, se observan valores principalmente entre 10,81 mS/m a 27,31 mS/m. Hay algunas áreas menores con valores >= a 27,31 mS/m. Para el caso del tratamiento de riego TR2, el cual se ubica en la posición central, se observan valores desde 10,81 mS/m a >= a 27,31 mS/m, esta zona

presentó los mayores valores. Finalmente, en el caso del tratamiento de riego TR3, se presentó la mayor variabilidad, con valores en todos los intervalos, desde <= a 10,81 mS/m hasta >= a 27,31 mS/m. La generación de este tipo de mapas podría estar relacionado con el patrón de textura de suelo, además que también nos ayuda a identificar y estimar la distribución espacio temporal del agua de riego. Finalmente, puede ser un indicador para posicionar mejor nuestros sensores de humedad.

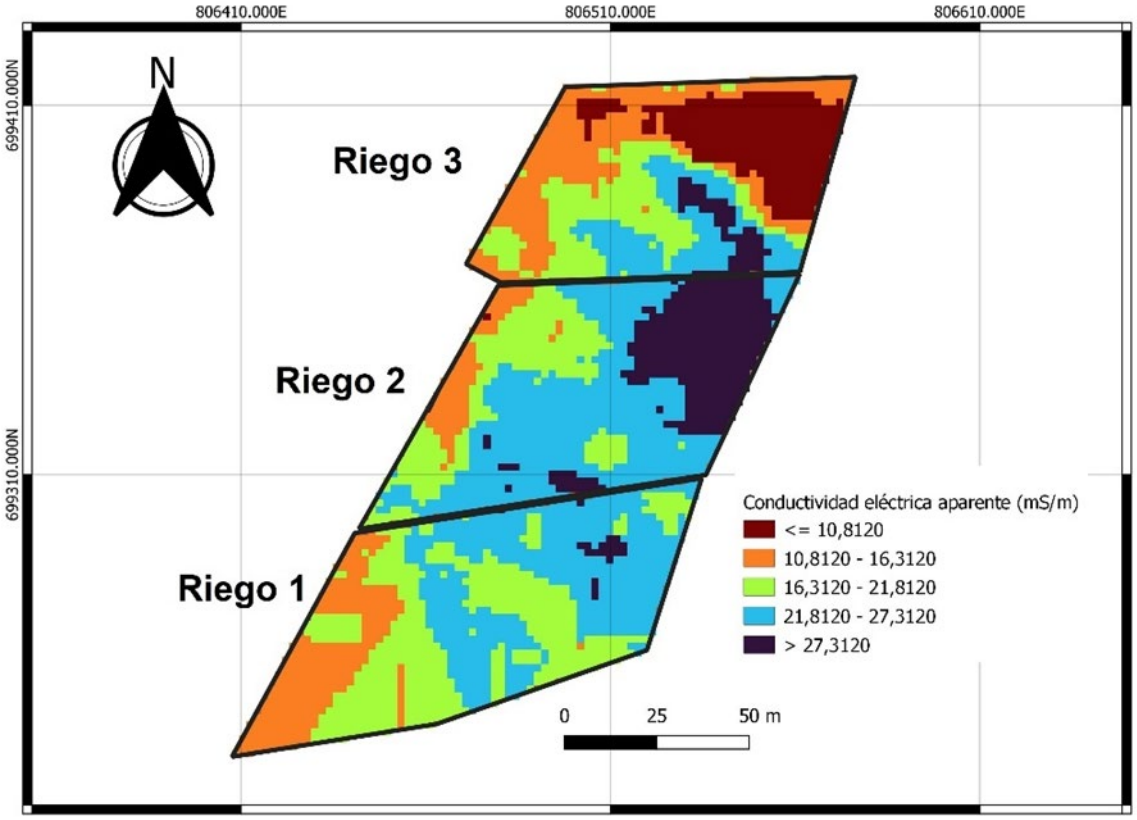


Figura 1. Conductividad eléctrica aparente tomada con sensor EM38MK2 en posición horizontal a 75 cm de profundidad.

Comparación del contenido de humedad y la conductividad eléctrica de sensores TEROS

Para las variables del contenido de humedad y conductividad eléctrica a 10 y 20 cm se realizó un análisis de varianza no paramétrico por Kruskall-Wallis, debido al no cumplimiento del supuesto de normalidad. Se compararon estas variables por tipo de riego y por mes. En la Figura 2, se observa la comparación temporal y entre los niveles de riego para las variables contenido de agua a 10 y 20 cm (CA_10cm, CA_20cm) y para conductividad eléctrica del extracto (CE_10cm y CE_20cm) por los sensores Teros 12. Para las variables evaluadas, se presentaron diferencias estadísticas significativas ($p<0,0001$) tanto en riego como en mes.

Para el contenido de humedad a 10 cm a nivel temporal, se observan diferencias entre las tres láminas de riego, siendo el Riego 3 el que conservó el menor contenido de agua,

seguido del 2 y del 1, con 0,42±0,01, 0,37±0,01 y 0,31±0,01, respectivamente. En conductividad eléctrica a 10 cm, el Riego 2, presentó el mayor valor con 0,94±0,01, seguido del Riego 1, con 0,50±0,01 y del Riego 3 con 0,42±0,01. Referente al contenido de agua a 20 cm, se observan que el riego 1 obtuvo un 0,44±0,001, seguido del riego 2 con 0,42±0,015 y del riego 3 con 0,34±0,0017. Finalmente, en conductividad eléctrica a 20 cm, el Riego 2 fue el que presentó mayores valores, con 0,96±0,02, pero no presentando diferencias entre Riego 1 y 3, los cuales presentaron 0,65±0,02 y 0,60±0,02, respectivamente.

En la figura 3, se observa la correlación entre el rendimiento con las distintas variables climáticas y de los sensores de humedad y temperatura. En los tres tipos de riego se presentó una correlación directa significativa ($p<0,05$) con la precipitación (R1=0.78, R2=0.82, R3=0.69) y humedad relativa (R1=0.72, R2=0.75, R3=0.59). Adicionalmente, se presentó una relación positiva significativa ($p<0,05$) con la humedad de la hoja (R1=0.85, R2=0.90, R3=0.78). Para el caso de la humedad del suelo a 10 cm fue directa para R1 (0.89) y R2= (0.92) e inversa con R3(-0.84).

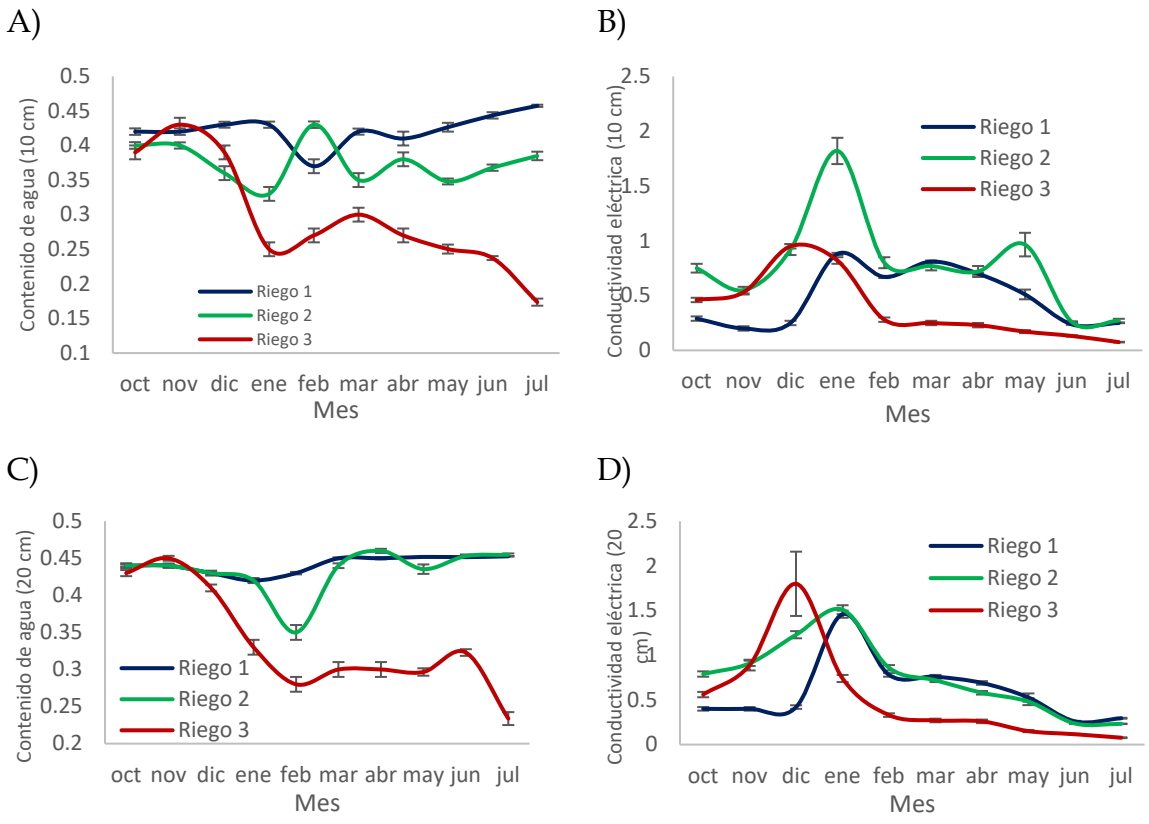


Figura 2. Comparación entre variables de contenido de humedad y conductividad eléctrica. A) Humedad 10 cm de profundidad. B) Conductividad 10 cm. C) Humedad 20 cm. D) Conductividad 20 cm.

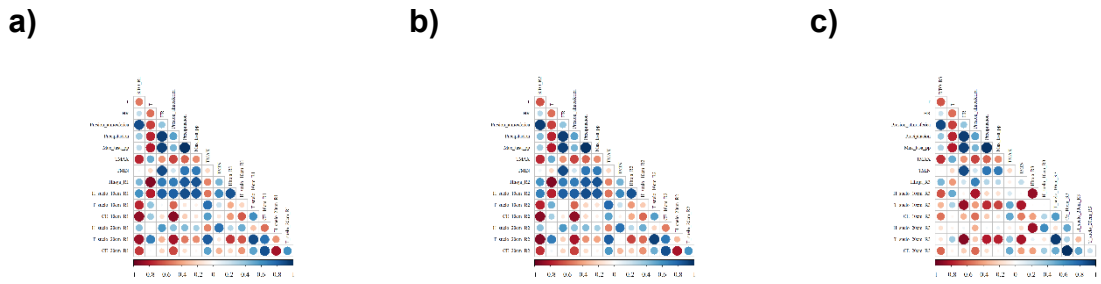


Figura 3. Matrices de correlación entre datos de rendimiento con variables climáticas, sensores de humedad, humedad de la hoja, temperatura del suelo y conductividad eléctrica. a) Riego 1, b) Riego 2, c) Riego 3.

CONCLUSIONES

Existió variabilidad espacial entre las láminas de riego evaluadas, siendo la lámina de riego R2 la que presentó el mayor rendimiento acumulado del ciclo productivo con 17,09±0,823 ton/ha, además de las mejores correlaciones con las variables climáticas, de humedad de la hoja y del suelo, conductividad eléctrica y temperatura del suelo. Adicionalmente, sus contenidos de humedad a 20 cm (0,42±0,015) no difieren con R1 (0,44±0,001). Estos resultados nos permiten dirigirlos hacia un manejo de futuro de riego por sitio específico para los productores de maracuyá de la zona.

BIBLIOGRAFÍA

García, M. (2002). Guía técnica cultivo de maracuyá amarillo. Centro Nacional de Tecnología Agropecuaria y Forestal. San Salvador, El Salvador.

García, Y., J. Rivero, y J. Brito. (2012). Evaluación del efecto de dos sistemas de riego sobre el desarrollo vegetativo del cultivo de la parchita maracuyá (Passiflora edulis var. flavicarpa Deneger) en el Valle de Quibor, Venezuela. Irriga 17:264-273. doi:10.15809/irriga.2012v17n2p264

Miranda, D., G. Fischer, C. Carranza, S. Magnitskiy, F. Casierra-Posada, W. Piedrahíta y L.E. Flórez (eds.) (2009). Cultivo, poscosecha y comercialización de las pasifloráceas en Colombia: maracuyá, granadilla, gulupa).

Rodríguez-Yzquierdo, G. A., Basso-de-Figuera, C. A., Díaz-Reyes, G., & León-Pacheco, R. I. (2020). Riego deficitario controlado su efecto sobre la nutrición, productividad y calidad de fruta en maracuyá. Agronomía Mesoamericana, 31(2), 405-418.

EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL ARSÉNICO EN PLANTAS DE JITOMATE (*Lycopersicum esculentum L.*) CULTIVADAS EN SUELOS CONTAMINADOS CON RESIDUOS MINEROS

Flor María Quevedo Valadez[1]*; Agueda Elena Ceniceros Gómez[1]; Alfredo Esaú Jiménez Ocampo[1]; Margarita Gutiérrez Ruiz[1]

[1] Laboratorio de Biogeoquímica Ambiental, Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Universidad Nacional Autónoma de México, C.U., Delegación Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad de México, México. * flormariaquevedov@gmail.com

RESUMEN

La contaminación del suelo con residuos mineros puede provocar la bioacumulación de elementos tóxicos en los alimentos que ahí se cultiven. Este estudio se enfocó a determinar el índice de bioacumulación del arsénico en plantas de jitomate cultivadas durante 30 y 60 días en suelos con concentraciones de arsénico de 1153-5471 mg/kg. La bioacumulación se evaluó sometiendo las plantas a digestión ácida asistida por microondas para determinar el contenido de arsénico vía espectrometría de emisión atómica (ICP-OES). Adicionalmente, la determinación de arsénico en los suelos fue vía fluorescencia de rayos X. Como resultado, los índices de bioacumulación de arsénico más altos fueron de las plantas sembradas en suelos con 1153 mg/kg de arsénico, con 59.8% tras 30 días y de 33.3% tras 60 días. Se observó que la concentración máxima de arsénico en las plantas fue 1571 mg/kg, lo cual indica que su cultivo en sitios contaminados sí representa un riesgo de exposición a este elemento. Los efectos de fitotoxicidad incluyeron la limitación del crecimiento de la planta, la deficiencia de fósforo y la disminución de contenido de clorofila.

PALABRAS CLAVE: *Bioacumulación; Fitotoxicidad; Toxicidad; Química analítica.*

INTRODUCCIÓN

El suelo es la fuente, directa o indirecta, del 95% de nuestros alimentos (FAO, 2018). Lamentablemente, en México, 34 millones de hectáreas han sido afectadas por la degradación química (SEMARNAT, 2018). Una de las mayores fuentes de su contaminación es la disposición no adecuada de residuos mineros, pues durante mucho tiempo se han arrojado, depositado y absorbido en los suelos. Con el tiempo, los componentes de estos residuos pueden dispersarse a través de los seres vivos mediante un proceso llamado bioacumulación. Por ejemplo, en plantas, esto ocurre cuando los contaminantes llegan al suelo o al agua de cultivo y se infiltran a través de sus raíces. A la relación entre la cantidad de contaminante dentro del organismo y la cantidad presente en el suelo se le conoce como índice de bioacumulación (Kabata-Pendias y Pendias, 2001), y es un parámetro que permite conocer la medida en la cual una planta es capaz de incorporar el contaminante a su sistema. Dentro de los contaminantes más tóxicos en suelos y aguas mexicanas, está el arsénico (As), el cual puede provocar cáncer y lesiones cutáneas al estar en el agua y los alimentos que consumimos (OMS, 2022).

Con el objetivo de estudiar la bioacumulación de este elemento, se escogió al jitomate (*Lycopersicum esculentum L.*) como especie de cultivo, ya que es parte fundamental de la gastronomía mexicana. En un estudio previo de Bengal, India, plantas de jitomate que se cultivaron en un sitio contaminado con As en concentraciones de 5.70 mg/kg a 9.71 mg/kg absorbieron entre 0.03 mg/kg y 0.29 mg/kg del contaminante (Bhattacharya *et al*., 2010). En el caso del presente trabajo, las plantas se cultivaron en diferentes proporciones de un suelo contaminado con residuos mineros, en concentraciones de arsénico mayores, para determinar la cantidad absorbida y evaluar su riesgo de consumo. Así mismo, se buscó estudiar el efecto fitotóxico del arsénico en las plantas registrando los cambios en tamaño, contenido de clorofila y contenido de fósforo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El cultivo se llevó a cabo de enero a marzo de 2023 dentro de un invernadero con luz natural y un sistema de riego automatizado. Las semillas de jitomate fueron lavadas con agua desionizada y posteriormente sembradas en un sustrato de fibra de coco. Tras 3 semanas, los brotes de 4 a 5 cm de altura se sembraron en macetas de 1 litro con diferentes suelos: un suelo fértil adquirido localmente como control y tres diferentes mezclas de éste con el suelo contaminado proveniente de una zona minera en Matehuala, San Luis Potosí. Las mezclas fueron preparadas en porcentajes de 10%, 25% y 50% masa/masa de suelo contaminado en suelo fértil. Se sembraron un total de 36 plantas, 9 en cada suelo, que se regaron regularmente con agua corriente.

Tras 30 y 60 días de cultivo, el contenido de clorofila en las hojas de las muestras se determinó con un medidor SPAD-502 Plus 2900P-C, marca Konica Minolta. Al terminar estos periodos, cada planta se extrajo del suelo con cuidado y el suelo unido a sus raíces (rizosfera) fue recolectada, luego se lavó con agua desionizada para eliminar los restos de suelo. Después de registrar la longitud de su raíz y tallo, se prensó y secó en un herbario por dos semanas a temperatura ambiente. Una vez seca, se trituró para obtener trozos de aproximadamente 0.5 cm de largo. El proceso de digestión ácida asistida por microondas consistió en colocar 200 mg del tejido vegetal en un liner (contenedor para el horno de microondas Ethos Easy) con 5 mL de H_2O_2 (30%) y HNO_3 concentrado, se mezcló y se dejó en reposo por 3 horas. Las muestras se calentaron de 20°C a 200°C en 15 minutos y se mantuvieron a dicha temperatura por 15 minutos más, conforme al programa "Grass" incluido en el software del horno. Los digestados resultantes fueron filtrados por gravedad y aforados a 25.0 mL con HNO_3 (2%), luego se analizaron con un equipo de espectroscopía de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) marca Agilent, modelo 5100, empleando el método EPA 6010C. La concentración de As fue determinada a una longitud de 193.696 nm y la concentración de P a 213.618 nm, ambos con curvas de calibración elaboradas con estándares de la High Purity Standards, en intervaloes de 0.5-10 mg/L y 0.1-10 mg/L, respectivamente. En las muestras del suelo recabadas de las rizosferas, el contenido de As se midió empleando un analizador portátil de fluorescencia de rayos X (FRX), marca Olympus, modelo DP-6000, conforme al método EPA 6200; la verificación del instrumento se realizó con los materiales de referencia NIST 2710a, NIST 2711a y 2427-17.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Sólo 30 plantas sobrevivieron a 60 días de experimentación. Las pérdidas ocurrieron en las mezclas con 50% y 25% de suelo contaminado, cuyas concentraciones promedio de arsénico fueron similares (cuadro 1) probablemente debido a la heterogeneidad del suelo contaminado.

La cantidad de arsénico medida en plantas de los lotes más concentrados fue mayor (cuadro 2), sin embargo, el índice de bioacumulación disminuyó a mayores concentraciones de As en el suelo, lo cual indica que la capacidad de absorción de las plantas es limitada. Aun así, la cantidad de arsénico absorbida indica que el consumo de estas plantas es riesgoso, pues una dosis desde 2 mg/kg en peso corporal puede causar afecciones en seres humanos (CHE, 2016).

Al sufrir tanto estrés, ninguna planta de las sembradas en los suelos contaminados produjo frutos, por lo cual se planteó una segunda etapa realizando experimentos adicionales en los cuales la concentración de arsénico en el suelo sea menor, para determinar si este elemento se propaga hasta los jitomates en cantidades significativas para el riesgo de su consumo.

Una de las posibles causas de la disminución en la cantidad de As en la planta en el suelo a 50% fue el deterioro de las raíces, pues al ser más cortas se redujo la superficie de absorción del contaminante. Las raíces de las plantas cultivadas en suelos contaminados midieron entre 1 cm y 5 cm, mientras que en las plantas control crecieron hasta 10 cm. La disminución del crecimiento de raíces, tallos y hojas de las plantas expuestas a suelos contaminados se observó mayormente en las proporciones de 25% y 50%, pues su longitud se mantuvo entre 5 cm y 6 cm, mientras que las plantas control llegaron hasta 25 cm.

Cuadro 1. Características del suelo empleado como medio de cultivo de las plantas de jitomate.

Suelo	pH	Conductividad (mS)	[As] (mg/Kg)
Control	8.47	1.814	4
10%	8.26	2.065	1153
25%	8.09	2.627	4626
50%	7.90	2.683	5471
Contaminado	8.00	2.223	16461

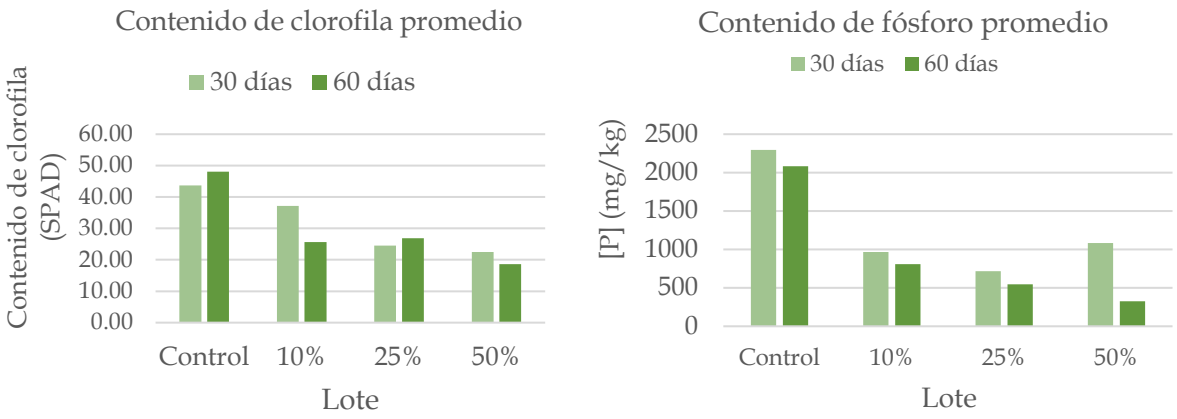
Cuadro 2. Concentración de As absorbida e índice de bioacumulación de las muestras.

Lote	[As] promedio en suelo (mg/kg)	[As] en planta (mg/kg)		Índice de Bioacumulación (%)	
		1 mes	2 meses	1 mes	2 meses
Control	4	1	1	29.5	29.5
10%	1153	690	384	59.8	33.3
25%	3278	719	757	21.9	23.1
50%	5471	1571	924	28.7	16.9

1) 2) 3)

Figuras 1 a 3. De izquierda a derecha: 1) Planta cultivada en el suelo control. 2) Planta cultivada en mezcla de 25%. 3) Aparición de clorosis y coloración extraña en las hojas de las plantas de los lotes del 50%.

Otro de los efectos fitotóxicos observados en las plantas de suelos contaminados fue la menor producción de clorofila a comparación del control, junto con la aparición de manchas azules y violetas en sus hojas (figuras 1 a 3). Al primer efecto se le conoce como clorosis y algunas de las causas propuestas para esta afección involucran al arsénico en la malformación de cloroplastos, la interrupción de la biosíntesis de la clorofila, e incluso la sustitución de Mg (II) en dicha estructura (Sayanta *et al*., 2022). Finalmente, al cuantificar la presencia del fósforo en las plantas vía ICP-OES, se observó que las de suelos contaminados presentaron concentraciones menores a las que crecieron en suelos control (figura 4). Este efecto pudo provocarse porque una de las formas en las que el As entra al organismo es a través de canales diseñados para la absorción de fósforo ubicados en la membrana plasmática de las células en las raíces (Zhao *et al*., 2010). A las condiciones de pH del suelo y en presencia de humedad, el As se encuentra como especies ácidas ($H_2AsO_4^-$ y $HAsO_4^{2-}$) que son químicamente similares a los derivados de fosfato vitales para la nutrición de las plantas, por lo tanto, el arsénico pudo sustituir este elemento esencial y deteriorar la salud de la planta.



Figuras 4 y 5. Gráficos comparativos del contenido promedio de clorofila y fósforo en las plantas, medidos a 1 mes y 2 meses de su crecimiento.

CONCLUSIONES

El jitomate, fruta imprescindible en la dieta mexicana, es capaz de absorber especies ácidas de arsénico en el suelo a través de sus raíces. La absorción de este elemento tóxico en las plantas crece al aumentar la concentración en el suelo hasta llegar a un límite, por

lo cual el índice de bioacumulación es menor en suelos muy contaminados. Los efectos fitotóxicos del arsénico en esta especie incluyen la obstaculización del crecimiento de raíces, tallos y hojas, así como la disminución en la producción de clorofila y el contenido de fósforo. El contenido de arsénico detectado es suficiente para inferir un riesgo de realizar actividades agrícolas cerca de sitios contaminados, se requiere un estudio adicional para evaluar la toxicidad de los frutos de estas plantas.

BIBLIOGRAFÍA

Bhattacharya, P., Samal, A.C., Majumdar J., Santra, S.C. (2010). Arsenic contamination in rice, wheat, pulses, and vegetables: A study in an arsenic affected area of West Bengal, India. Water Air Soil Pollut. 213 :3-13. https://doi.org/10.1007/s11270-010-03619.

Collaborative for Health & Environment. (2016). Arsenic. https://www.healthandenvironment.org/environmental-health/environmental-risks/chemical-environment-overview/arsenic

Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. (2001). Trace elements in soils and plants. (3 ed.) Estados Unidos de América: CRC Press. 90.-92. https://doi.org/10.1201/b10158

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2018). La contaminación de los suelos está contaminando nuestro futuro. https://www.fao.org/fao-stories/article/es/c/1126977/

Organización Mundial de la Salud. (2022). Arsénico. https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/arsenic

Sayanta, M., Krishnendu, P., Sudip, K., Priyanka, P., Pallab, K., Antara, G., Tushar, K. (2022). Molecular insight into arsenic uptake, transport, phytotoxicity, and defense responses in plants: a critical review. Planta. 255(4):87. doi: 10.1007/s00425-022-03869-4.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2018). Informe de la situación del Medio Ambiente en México. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15_completo.pdf

Singh, S., Sinha, S., Saxena, R., Pandey, K., & Bhatt, K. (2004). Translocation of metals and its effects in the tomato plants grown on various amendments of tannery waste: evidence for involvement of antioxidants. Chemosphere, 57(2), 91–99. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.04.041

United States Environmental Protection Agency (EPA). (2007). EPA Method 6010C (SW-846): Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry. https://19january2017snapshot.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-6010c.pdf

United States Environmental Protection Agency (EPA). (2007). SW-846 Test Method 6200: Field Portable X-Ray Fluorescence Spectrometry for the Determination of Elemental Concentrations in Soil and Sediment. www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-6200-field-portable-x-ray-fluorescence-spectrometry-determination

Zhao, F. J., McGrath, S. P., & Meharg, A. A. (2010). Arsenic as a food chain contaminant: mechanisms of plant uptake and metabolism and mitigation strategies. Annual review of plant biology, 61, 535–559. https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042809-112152

FERTILIZACIÓN QUÍMICA, ORGÁNICA Y MICROBIOLÓGICA EN LA PRODUCCIÓN DE LECHUGA (*Lactuca sativa* L.)

Jennifer Villegas Del Real[1]; Lucero Gamboa Treto[1]; Luis Fernando Sánchez Estrada[1]; Rodolfo de la Rosa Rodríguez[2]; Miguel Ángel Martínez Lara[1]; Alfredo Lara Herrera[1].

[1]Unidad Académica de Agronomía, Universidad Autónoma de Zacatecas (UAZ), Km. 15.5 Carretera Zacatecas-Guadalajara, C.P. 98187, Cieneguillas, Zacatecas, México; [2]Posgrados en Ingeniería y Tecnología Aplicada UAZ. Av. Ramón López Velarde 801, C.P. 98000, Zacatecas, Zacatecas, México. rodox116@hotmail.com

RESUMEN

En la producción de lechuga se usan grandes cantidades de fertilizantes químicos, lo que provoca degradación del suelo y contaminación. Una alternativa de producción es reducir el uso de fertilizantes químicos incluyendo en la nutrición abonos orgánicos y biofertilizantes, manteniendo el rendimiento y la calidad de la producción, por esta razón se llevó a cabo la presente investigación con el objetivo de conocer el efecto de las alternativas química, orgánica y microbiológica y la combinación de éstas en la producción de lechuga, para esto se establecieron seis tratamientos que consistieron en la aplicación de solución nutritiva (SN) al 100% de su concentración de nutrientes (T1); biofertilizantes y SN al 50% (T2); abonos orgánicos (T3); sólo SN al 50% (T4); biofertilizantes y abonos orgánicos (T5) y SN al 50%, abonos orgánicos y biofertilizantes (T6). Las variables evaluadas en producción fueron: peso fresco (PFP), peso seco (PSP), área foliar (AF), diámetro de la planta (DP) y rendimiento. En calidad: solidos solubles totales (SST, en °Brix) e índice de clorofila (IC). Los resultados mostraron que el tratamiento con la combinación triple (T6) mostró valores estadísticamente iguales al testigo (SN al 100%) en todas las variables evaluadas. Con base en los resultados de la presente investigación se puede recomendar como alternativa el uso de fertilizantes químicos al 50% apoyando la nutrición con biofertilizantes y abonos orgánicos sin disminuir el rendimiento y calidad de lechuga.

PALABRAS CLAVE: *Abono orgánico; Alternativa; Biofertilizante; Composta; Sustentabilidad.*

INTRODUCCIÓN

La producción agrícola de lechuga en Zacatecas en 2022 fue de 117458.86 t, ocupó el segundo lugar en producción a nivel nacional (SIAP, 2023). Se usan cantidades excesivas de fertilizantes químicos, lo que provoca degradación al suelo, afectación de la actividad microbiológica, generación de contaminación al medio ambiente y costos elevados de producción. Ante este problema, una alternativa es reducir el uso de fertilizantes químicos, compensando con abonos orgánicos y biofertilizantes, sin bajar el rendimiento y la calidad de la producción, además de reducir costos económicos. Afanador (2017) también menciona que la utilización de elementos biológicos, actúan de forma coordinada en la interfase suelo-raíz; entre estos y como factor imprescindible se encuentran los hongos formadores de micorrizas arbusculares. Las bacterias del género *Azospirillum* son generalmente consideradas como bacterias de la rizósfera. Predominantemente colonizan

la superficie de la raíz y sólo unas pocas cepas son capaces de colonizar el interior de las raíces. Esta bacteria tiene la capacidad de promover el crecimiento e incrementar la producción vegetal, debido a la existencia de mecanismos de acción como la producción de fitohormonas, la fijación biológica de nitrógeno (FBN) y la capacidad para limitar el crecimiento de ciertos organismos fitopatógenos. Bacillus subtilis es una bacteria antagonista natural de diversos fitopatógenos, utilizada para la prevención de por lo menos ocho patógenos de distinta etiología, en más de 20 cultivos agrícolas; es considerada como una alternativa sustentable que permite el control de fitopatógenos (Villarreal-Delgado *et al*., 2018). Las cepas de *Gluconaceobacter* sp., poseen la capacidad de promover la formación de raíces laterales (Piña-Guillén *et al*., 2016). Las micorrizas son hongos que establecen relaciones simbióticas con la mayoría de las plantas cultivadas. Están involucradas con el mejoramiento de la nutrición mineral, el control de patógenos, la tolerancia a sequía y la biorremediación. Ocasionan una estimulación del crecimiento, atribuible principalmente al mejoramiento de la nutrición fosfórica. Estos hongos benéficos también pueden reducir los daños originados por plagas, como los nematodos, o por hongos patógenos. Así, su uso en la agricultura puede reducir costos de producción y contribuir a una producción más sustentable (Tepantlán *et al*., 2015). Por tanto, el objetivo de este trabajo fue conocer el efecto de las alternativas química, orgánica y microbiológica y la combinación de éstas en la producción de lechuga (*Lactuca sativa* L.).

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo del 15 de mayo a 20 de julio de 2023 en la Unidad Académica de Agronomía de la Universidad Autónoma de Zacatecas, con 22°43'42.5" N y 102°41'09.9" O, en un invernadero sin control de clima. Se utilizaron las bacterias: *Azospirillum brasilense*, *Bacillus subtillis*, *Gluconoaceobacter* sp. y el hongo endóito *Serendipita* sp.; una composta a base de bagazo de caña de azúcar, los abonos orgánicos líquidos: melaza, té de composta, lixiviado de lombricomposta, aminoácidos, extracto de algas marinas y biol).

Se evaluaron seis tratamientos, los cuales consistieron la aplicación de solución nutritiva (SN) al 100% (T1); Biofertilizantes inoculados en el trasplante y tres semanas después del trasplante de *Azospirillum brasilense, Bacillus subtillis*, *Serendipita* sp. (aplicados en la base del tallo), y gluconoaceobacter (vía foliar) + SN al 50% (T2); Abonos orgánicos aplicando 6 t ha^{-1} de composta previamente al trasplante y cada semana un abono orgánico líquido (melaza, té de composta, lixiviado de lombricomposta, aminoácidos, extracto de algas marinas, biol y BIONAT) + SN al 50% (T3); SN al 50 % solamente (T4); Biofertilizantes y abonos orgánicos (T5) y SN al 50%, abonos orgánicos y biofertilizantes (T6).

La plántula se desarrolló en charolas de plástico de 15 mL por celda en sustrato de turba. El trasplante se llevó a cabo el día 15 de mayo de 2023 en camas de 90 cm de ancho y 60 cm de pasillo. Se plantaron a triple hilera, a 30 cm entre planta y 30 cm entre hileras, con un arreglo en tresbolillo, con tres cintas de riego por cama, con goteros a 20 cm y flujo de 1 L/h/goteo. Los riegos se aplicaron en función de la etapa, clima y humedad de suelo, esta última se tomó mediante el uso de sensores de humedad Watermark.

La solución nutritiva al 100% se basó en la solución de Steiner con la conductividad eléctrica (CE) adaptada para lechuga, en cada etapa de desarrollo se modificó la CE (1.0 – 1.5 dS m^{-1}).

Al momento de la cosecha se tomó una muestra de una planta por parcela para determinar: peso fresco (PFP), peso seco (PSP), área foliar (AF), solidos solubles totales (SST, en °Brix), índice de clorofila (IC) y diámetro de la planta (DP); para determinar el rendimiento se cosecharon 10 plantas de la hilera central de cada tratamiento.

Se uso un diseño experimental en bloques completos al azar, con seis tratamientos y seis repeticiones. Se aplicó un ANDEVA y una prueba de medias (Tukey, α=0.05), con el programa INFOSTAT versión 2020 (Di Rienzo *et al*., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los SST no fueron diferentes por efecto de los tratamientos ensayados, tampoco el IC a los 42 días después del trasplante (DDT), sin embargo, al final del ciclo (66 DDT) si hubo diferencias en esta variable, fue mayor en el tratamiento donde se aplicó la SN al 100%, pero sólo fue diferente al tratamiento en el que no se aplicó SN debido a la falta de nutrimentos y particularmente de nitrógeno, afectándose el IC directamente (Cunha et al., 2015). El mayor diámetro de la planta se presentó en el tratamiento donde se aplicó la SN al 50%, las inoculaciones de los microorganismos y la aplicación de los abonos orgánicos. En la presente investigación se obtuvieron valores superiores a los publicados por Velázquez et al. (2016) (de 17-20 cm) y semejantes a los de Mota et al. (2013) (de 34-41 cm) en sistemas semi controlados. El mayor contraste se presentó con el tratamiento al que no se le aplicó fertilizantes (SN) (Cuadro 1).

Cuadro 3. Sólidos solubles totales (SST) e índice de clorofila (IC 1 e IC 2) y diámetro de las plantas de lechuga (Diámetro 1 y Diámetro 2) en dos etapas de desarrollo, por efecto de la aplicación de abonos químicos, orgánicos y microbiológicos.

	SST (°Brix)	IC 1	Diámetro 1 (cm)	IC 2	Diámetro 2 (cm)
1	6.6 a	32.5 a	23.5 bc	35.5 a	37.0 ab
2	5.8 a	37.2 a	27.3 ab	33.2 ab	38.5 ab
3	5.1 a	35.2 a	24.5 abc	30.3 ab	36.8 ab
4	5.1 a	34.3 a	25.3 bc	32.3 ab	37.5 ab
5	5.6 a	36.8 a	23.0 c	28.2 b	33.3 b
6	6.0 a	35.3 a	28.2 a	34.4 ab	39.3 a
DMS	2.6	5.4	4.3	7.1	5.2

† Cifras seguidas con la misma letra en cada columna son iguales ($p<0.05$).

La mayor área foliar se presentó en el tratamiento testigo (Tratamiento 1) y en el que se aplicaron los fertilizantes químicos (al 50%), los abonos orgánicos y los microbiológicos (Tratamiento 6), pero sólo fueron diferentes al tratamiento donde no se aplicaron fertilizantes (Tratamiento 5), es decir, este resultado fue muy similar al del diámetro de la planta. Los pesos frescos (PFP) y seco de la planta (PSP) tuvieron comportamiento similar,

los mayores pesos se presentaron en el tratamiento con fertilizantes (SN al 50%), abonos orgánicos y la inoculación con microorganismos (Tratamiento 6).

Cuadro 2. Área foliar (AF), peso fresco de planta (PFP), peso seco de planta (PSP) y peso de la parte área de las lechugas por parcela útil (Rendimiento), por efecto de la aplicación de abonos químicos, orgánicos y microbiológicos.

Tratamiento	AF (cm^2 $planta^{-1}$)	PFP (g $planta^{-1}$)	PSP (g $planta^{-1}$)	Rendimiento (g $parcela^{-1}$)
1	4315.5 a	780.70 ab	31.70 abc	6838.3 a
2	4102.4 ab	742.22 abc	33.52 ab	8355.8 a
3	4074.8 ab	592.05 bcd	30.50 abc	6636.7 ab
4	3621.5 ab	535.43 cd	25.15 bc	7570.0 a
5	2623.8 b	384.45 d	19.90 c	3929.8 b
6	4183.7 a	850.73 a	38.83 a	7468.3 a
DMS	1503.3	243.77	11.83	2714.3

† Cifras seguidas con la misma letra en cada columna son iguales ($p<0.05$).

El rendimiento de las plantas no fue diferente entre los tratamientos, sólo con el tratamiento en el que se aplicaron los abonos orgánicos y los microbiológicos, pero no se aplicaron los fertilizantes químicos se presentó el menor rendimiento.

CONCLUSIÓN

Con la combinación de abonos orgánicos, biofertilizantes (*Azospirillum brasilense, Bacillus subtillis*, *Serendipita* sp.) y fertilización química con concentración al 50 % se obtuvo la misma respuesta de la planta que con la solución al 100% de fertilizantes químicos en variables de producción como rendimiento, crecimiento y pesos fresco y seco, así como también en calidad de lechuga en solidos solubles totales y clorofila. Con base en los resultados de la presente investigación se puede recomendar como alternativa el uso de fertilizantes químicos al 50% apoyando la nutrición con biofertilizantes y abonos orgánicos sin disminuir el rendimiento y calidad de lechuga.

BIBLIOGRAFÍA

Afanador, L. N. (2017). Biofertilizantes: conceptos, beneficios y su aplicación en Colombia. Universidad central, Facultad de ingeniería y ciencias básicas. Ingeciencia, vol.2 n.1 pp. 65-76.

Cunha A. R., Katz, A. P., Sousa R. A. y Martínez U. (2015). Índice SPAD en el crecimiento y desarrollo de plantas de lisianthus en función de diferentes dosis de nitrógeno en ambiente protegido. Idesia (Arica) 33(1): 97-105.

Mota, J, Yuri, J., De Freitas, S. y Rodriguez, J. (2013). Avaliação de cultivares de alface americana durante o verão em Santanada Vargem. Horticultura Brasileira, 21(2): 234-237.

Piña-Guillén, J, García Meneses, V, Herrera López, H. y Flores Torres, J. A. (2016). Valoración de cepas silvestres de Azospirillum sp. y Gluconacetobacter sp. como promotoras de crecimiento vegetal. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, 7(7): 1613-1623.

SIAP, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (2023). Producción mensual agrícola. Avance de Siembras y Cosechas.

Tepantlán, C. S., Atala Garay, A. V., y Vargas, G. A. (2015). Desarrollo y tecnología. Aportaciones a los problemas de la sociedad. Los usos y los beneficios de las micorrizas en la agricultura. 243p.

Velázquez, P., Ruiz, H., Chavez, G. y Luna, C. (2016). Productividad de Lechuga Lactuca Sativa en condiciones de Macrotúnel en suelo Vitric Haplustands. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas. 31(2): 93 – 105. 2016.

Villarreal-Delgado, M. F., Villa-Rodríguez, E. D., Cira-Chávez, L. A., Estrada-Alvarado, M. I., Parra-Cota, F. I. y Santos-Villalobos, S. D. L. (2018). El género *Bacillus* como agente de control biológico y sus implicaciones en la bioseguridad agrícola. Revista Mexicana de Fitopatología. 36(1): 95-130.

FLUJOS CUMULATIVOS DE DIÓXIDO DE CARBONO EN TECNOSUELOS PRODUCIDOS A PARTIR DE JALES DE MINA

Thalita Fernanda Abbruzzini[1]; Gustavo Adolfo Gutiérrez Fernández[1]; Lucy Mora Palomino[1]; Blanca Prado[1,*]

[1]Instituto de Geología, Departamento de Ciencias Ambientales y del Suelo, Universidad Nacional Autónoma de México, C.P. 04510, Ciudad de México, México. *bprado@geologia.unam.mx

RESUMEN

La construcción de suelos artificiales a partir de residuos de actividad minera requiere el uso combinado de enmiendas orgánicas que contribuyan al secuestro del carbono (C), además de promover el aporte de fuentes lábiles de compuestos orgánicos para estimular la actividad microbiana. El objetivo del presente estudio fue evaluar diferentes tecnosuelos a base de jales de mina con respecto a la mineralización de la materia orgánica y potencial de actividad microbiana. Se llevó a cabo un experimento en invernadero evaluando los flujos de dióxido de carbono (CO_2) en mezclas de jal minero con aditivos orgánicos e inorgánicos en diferentes proporciones, a saber: biocarbón de gasificación de astillas de madera (PG); biocarbón de pirólisis de astillas de madera (KTK); residuos de poda y astillas de madera (cC); co-compost con biocarbón PG (cPG); y co-compost con biocarbón KTK (cKTK). El co-composteo y ajuste del pH a 6 con dolomita promovieron un mejoramiento significativo del sustrato a base de jal minero, llevando a una mayor actividad microbiana que, a su vez, resultó en mayores flujos cumulativos de CO_2. Por otro lado, el biocarbón, independiente del método de producción utilizado, presentó alta estabilidad a oxidación microbiana y, por ello, no tiene impacto sobre las emisiones de CO_2 a la atmósfera.

PALABRAS CLAVE: *Biocarbón; Co-compost; Enmiendas orgánicas; Pirólisis; Residuos de minería.*

INTRODUCCIÓN

Muchos de los residuos y subproductos generados en zonas urbanas y/o mineras presentan numerosas restricciones físicas, químicas y biológicas que, al utilizarse en la construcción de suelos artificiales, pueden impedir la buena formación y multifuncionalidad del suelo. El jal minero, por ejemplo, se refiere a la mezcla concentrada de rocas trituradas e ingredientes/fluidos del procesamiento de minerales tras su extracción (Kossoff *et al.* 2014). Debido a los drásticos disturbios durante su procesamiento y producción, se trata de un material con ausencia de estructura en agregados y contenido de materia orgánica extremadamente bajo (Bolan et al. 2018). Asimismo, es un material pobre en nutrientes disponibles y generalmente presentan valores extremos de pH, añadiendo aún más restricciones al establecimiento y crecimiento de plantas y el desarrollo de hábitats microbianos (Singh *et al.* 2004). Por lo tanto, la construcción de suelos artificiales a partir de residuos que presentan estas características y limitaciones requiere el uso combinado de enmiendas orgánicas que

contribuyan al secuestro del carbono, además de promover el aporte de fuentes lábiles de compuestos orgánicos para estimular la actividad microbiana en tecnosuelos construidos.

El objetivo del presente estudio fue evaluar diferentes tecnosuelos a base de jales de mina con respecto a la mineralización de la materia orgánica y potencial de actividad microbiana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Componentes de los sustratos elaborados

El jal minero se obtuvo en el distrito minero de Zimpán, Hidalgo, a ~150 km al norte de la Ciudad de México, en donde se tienen almacenadas a la intemperie pilas de jales con pH ácido. A este material se mezclaron diferentes tipos de aditivos orgánicos para conformar las mezclas evaluadas, a saber: biocarbón producido a partir de la gasificación de astillas de madera (PG); biocarbón producido a partir del pirólisis de astillas de madera en horno Kon-Tiki (KTK); residuos de poda y astillas de madera (cC); co-compost con biocarbón PG (cPG); y co-compost con biocarbón KTK (cKTK).

Sitio de estudio y experimento

Se llevó a cabo un experimento en el invernadero del Instituto de Geología de la UNAM (i.e., condiciones controladas) con columnas que contenían mezclas de jal minero con aditivos orgánicos e inorgánicos en diferentes proporciones **(Cuadro 1)**. El experimento se condujo bajo un diseño completamente al azar con 6 mezclas en 3 réplicas cada uno, totalizando 18 columnas.

En las mezclas con co-compost mezclado a los jales se añadió dolomita para ajuste del pH a 6. Lo anterior se hizo para evaluar los efectos derivados de la dosis y naturaleza de la enmienda orgánica cuando se cuenta con una adición mineral para ajustar el pH a 6, y observar si se presenta una sinergia derivada del co-composteo que potencie los beneficios derivados de la aplicación de las enmiendas orgánicas. Ya para la comparación entre los tratamientos sin dolomita se buscó conocer los efectos derivados de la dosis aplicada y el tipo de enmienda sin enmiendas adicionales para ajustar el pH.

Cuadro 1. Composición de las mezclas evaluadas.

Tratamientos	Jal	PG*	KTK†	cC‡	cPG§	cKTK|	Dolomita
	%						
Jal	100						
PG 7.5	93.02	6.98					
KTK 7.5	93.02		6.98				
cC 7.5 D	87.10			6.53			6.36
cPG 7.5 D	87.16				6.54		6.31
cKTK 7.5 D	87.11					6.53	6.36

Finalmente, la comparación entre los grupos con y sin ajuste de pH buscó conocer los efectos de la inclusión adicional de una enmienda para ajuste de pH y la importancia de esta en un programa de atención a suelos ácidos.

Evaluaciones *in situ*

Se utilizó el analizador portátil GASMET DX4040 basado en la espectroscopia de infrarrojos por Transformada de Fourier (FTIR) para medir las concentraciones de CO_2 desde la superficie del suelo en las columnas durante un periodo de 146 días. En cada columna se tomaron las concentraciones de CO_2 a cada 20 segundos por un periodo de 5 minutos utilizando una cámara estática de PVC con volumen de 6 litros. Los resultados se utilizaron para estimar los flujos de CO_2 (mg CO_2 - C m^{-2} h^{-1}) de acuerdo a la ley ideal de los gases:

$$P * V = n * R * T$$

En donde: P es la presión atmosférica (atm); V es el volumen ocupado por el gas (headspace) (µmol o nanomol); n son los moles del gas; R es la constante universal de los gases = 0.082 (L atm K^{-1} mol^{-1}); y T es la temperatura absoluta (K).

Análisis de los datos

Para examinar el efecto de los tratamientos en los flujos cumulativos de CO_2, se utilizó la prueba de Tukey usando un nivel de significancia $\alpha < 0.05$ para comparaciones de las medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los flujos cumulativos de CO_2 en los diferentes tratamientos evaluados están reportados en la Figura 1 Las mezclas de jal con biocarbón de gasificación y biocarbón de pirólisis, PG 7.5 y KTK 7.5; respectivamente, presentaron los menores flujos de CO_2 y no difirieron del jal puro ($p > 0.05$), lo que sugiere que el biocarbón presenta compuestos de carbono en formas recalcitrantes, es decir, que no se mineralizan en el corto plazo y, por lo tanto, su aplicación no resulta en pérdidas gaseosas en forma de CO_2 (Abbruzzini *et al.*, 2017). Sin embargo, la aplicación de co-compost y dolomita mejora las propiedades biológicas de los jales ácidos y aumenta la respiración microbiana, incrementado los flujos de CO_2 a la atmósfera. No hubo diferencias significativas entre los tratamientos cC 7.5 D, cPG 7.5 D y cKTK 7.5 D, lo cual demuestra que el co-composteo + ajuste del pH a 6 con dolomita ha promovido cambios en las propiedades de las mezclas que favorecen la actividad microbiana, llevando a una mayor mineralización de la materia orgánica y, mayores flujos de cumulativos de CO_2.

CONCLUSIONES

El co-composteo y ajuste del pH promovieron un mejoramiento significativo del sustrato a base de jal minero, llevando a una mayor actividad microbiana que, a su vez, resultó en mayores flujos de CO_2. Por otro lado, el biocarbón, independiente del método de producción utilizado, presenta alta estabilidad a oxidación microbiana y, por ello, no tiene impacto sobre las emisiones de CO_2 a la atmósfera.

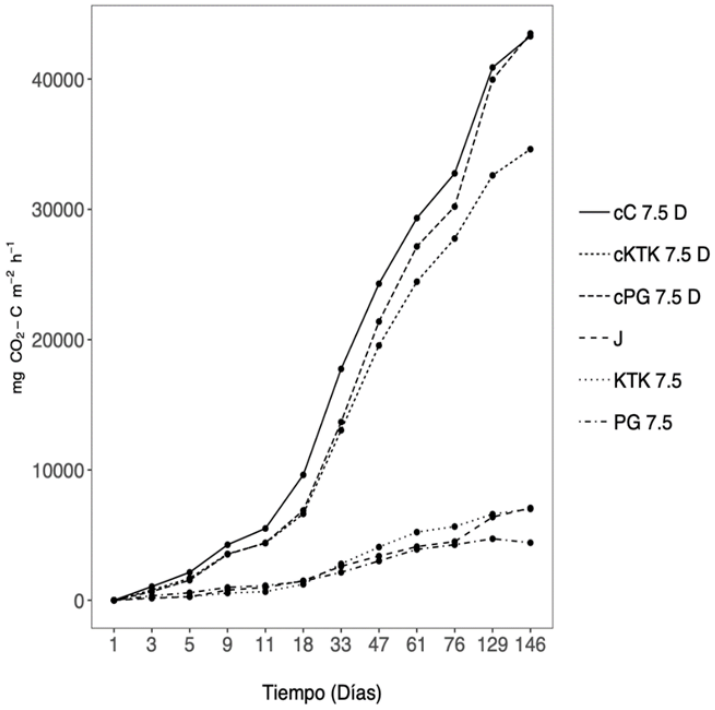


Figura 1. Flujos cumulativos de CO_2 de los sustratos (tratamientos) evaluados.

BIBLIOGRAFÍA

Abbruzzini T.F., Moreira, M.Z., de Camargo, P.B., Conz, R.F., Cerri, C.E.P. (2017) Increasing rates of biochar application to soil induce stronger negative priming effect on soil organic carbon decomposition. Agricultural Research 6, 389–398.

Bolan NS, Kirkham MB, Ok YS. (2018). Spoil to Soil: Mine Site Rehabilitation and Revegetation. CRC Press, Boca Raton.

Kossoff D, Dubbin WE, Alfredsson M, Edwards SJ, Macklin MG, Hudson-Edwards KA. (2014). Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. Applied Geochemistry 51, 229–245.

Singh AN, Raghubanshi AS, Singh JS. (2004). Comparative performance and restoration potential of two Albizia species planted on mine spoil in a dry tropical region, India. Ecological Engineering 22, 123–140.

IMPACTO DE LA ADICIÓN DE CARBÓN DE BAJO RANGO EN LA CAPACIDAD DE CONDUCCIÓN TÉRMICA DE UN SUELO SÓDICO.

Orieta de los Ángeles Ortiz Benavides [1*], Ramiro Ramírez Pisco [2]

[1]Universidad Nacional de Colombia, Sede de La Paz, La Paz Cesar, Colombia * odortiz@unal.edu.co;
[2]Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Medellín, Colombia

RESUMEN

Las propiedades térmicas del suelo son cruciales para regular el calor almacenado y conducido a través del suelo, lo que impacta procesos del suelo y el microclima que afecta el crecimiento de las plantas. El carbón de bajo rango se ha destacado como enmienda para suelos salino-sódicos debido a sus ácidos húmicos que mejoran la estructura. Sin embargo, no se sabe cómo afecta al calor del suelo.

Este estudio se evaluó cómo la adición de carbón de bajo rango afecta la conductividad térmica, pH, conductividad eléctrica, porosidad y densidad del suelo. Se usó suelo sódico del Cesar, Colombia, tratando parcelas de 20 m² con diferentes cantidades de carbón (0, 2 y 4 toneladas/ha como C0, C1 y C2). Después de 30 y 60 días, se midió la conductividad térmica in situ, revelando que el carbón de bajo rango redujo significativamente la conductividad térmica del suelo.

PALABRAS CLAVE: *Propiedades térmicas del suelo; Lignito; Enmienda; Suelo sódico*

INTRODUCCIÓN

En la región de Cesar, alrededor del 38.44% de los suelos se identifican como salinos o salino-sódicos (Otero *et al*., 2004). A lo largo del tiempo, la materia orgánica ha sido utilizada para mejorar y proteger el suelo contra diversos tipos de degradación, erosión y desertificación. Una práctica común implica enmiendas orgánicas ricas en sustancias húmicas (SH), las cuales ofrecen beneficios como la mejora de la estructura del suelo, el estímulo al crecimiento de las plantas y la remediación de suelos contaminados (Piccolo y Mbagwu, 1999; Nardi *et a*l., 2002; Christanis *et al.,* 2006; Bandeira *et al.,* 2009).

En este contexto, la minería de carbón a cielo abierto en Cesar y La Guajira produce carbones de bajo rango (CBR) con carbonización incompleta, alto contenido de SH y características particulares (Peña, 2005; Gianoulli *et al*., 2009). Dada la relevancia de las SH en la agricultura orgánica, surge la posibilidad de utilizar el CBR como fuente de estas sustancias.

Por otro lado, la temperatura del suelo y sus propiedades térmicas desempeñan un papel fundamental en la transferencia de energía y masa entre el suelo y la atmósfera (Tyson *et al*., 2001). Las propiedades térmicas del suelo varían debido a factores como el contenido de agua y la textura del suelo (Porta *et al.,* 1994), y están relacionadas con procesos de degradación y formación de materia orgánica (Montenegro y Malagón, 1990).

Este estudio tiene como objetivo principal analizar cómo la aplicación de CBR afecta las propiedades térmicas de un suelo sódico en el Valle del Cesar. La hipótesis sugiere que al incorporar CBR en el suelo, esta enmienda influirá algunas propiedades

fisicoquímicas del suelo, como la conductividad térmica del suelo. Para esta evaluación, se llevaron a cabo experimentos de campo con el fin de observar el impacto del CBR un suelo sódico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización y descripción del área de estudio. El experimento se llevó a cabo en el lote 10 del Centro Biotecnológico del Caribe, ubicado en el municipio de Valledupar, km 7 vía La Paz, y geográficamente a latitud norte 10°23’55 66’’N longitud oeste 73°13’47 06’’O. La zona de vida corresponde a bosque seco tropical (bs – T).

Materiales y equipos utilizados. Las muestras de CBR fueron obtenidas de la mina "El Cerrejón" en La Guajira, Colombia, y se tamizó el carbón para tener partículas menores a 300 µm. Se recolectaron muestras de suelo a 20 cm de profundidad de un suelo sódico y se determinaron propiedades físicas y químicas en el laboratorio. Se utilizó la metodología ASTM D5334-08 con un analizador KD2 Pro y sonda TR-1 para medir la conductividad térmica del suelo a los 30 y 60 días del experimento.

Diseño experimental. Se aplicaron tratamientos de 2 y 4 t/ha de carbón tipo lignito junto con un control sin tratamiento denominados C1, C2 y C0 respectivamente. El CBR en sus respectivas proporciones se mezclaron hasta 20 cm de profundidad con el suelo en parcelas de 20m² con cuatro repeticiones cada uno.

Análisis estadístico. Se aplicó análisis estadístico no paramétrico (prueba de Kruskal-Wallis) con software R para evaluar los efectos de los tratamientos en la conductividad térmica, eléctrica, pH y porosidad del suelo, con un nivel de confianza del 95%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización física y química del suelo y del CBR. Las propiedades del carbón y del suelo se detallan en la Cuadro 1. El carbón, identificado como CBR tipo lignito de bajo contenido en carbono, se caracteriza por su alta humedad y su bajo poder calorífico, que es inferior a 6390 kcal kg^{-1}, según lo documentado por Valero en 2013. Por su parte, el suelo exhibe una composición de textura con un 57% de arena, un 24% de limo y un 19% de arcilla, según las clasificaciones del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, 1965).

Efecto del carbón de bajo rango en las propiedades fisicoquímicas del suelo. En la figura 1 se muestran los efectos de las dosis de carbón de bajo rango en el pH, CE, la porosidad y la densidad aparente del suelo. Como se puede observar, se encontraron mayores valores de porcentaje de poros presentes en el suelo con la aplicación de CBR, aunque no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos y el control; esto podría darse debido a la alta porosidad que presenta el CBR y a los ácidos húmicos presentes en esta enmienda, la cual promueve la formación de agregados en el suelo y por ende aumenta la presencia de poros (Cubillos *et al.*, 2015).

Por otro lado, la densidad aparente de las muestras con diferentes tratamientos y el grupo de control no presentó diferencias significativas. La densidad aparente registrada fue de 1.42 g cm^-3. Los resultados concuerdan con lo encontrado por Valero *et al.* (2013)

y Cubillos *et al.* (2017), donde después de seis meses de aplicar CBR al suelo salino-sódico tratado, no se evidenciaron modificaciones en ninguno de los grupos de tratamiento en comparación con el grupo de control. En consecuencia, estos resultados sugieren que es importante tener en cuenta el posible efecto de CBR en la densidad aparente en un escenario a largo plazo.

Cuadro 1a y 1b: Características fisicoquímicas del suelo y del CBR respectivamente.

Parámetro	*Valor*
%Humedad	28,44
% Cenizas	11,12
% Volátiles	47,79
Poder calorífico (kcal/kg)	4781
%Carbono fijo	41,09
%Azufre	0,13
% Carbono	46,04
%Oxígeno	42,95
%Nitrógeno	4,38
%Hidrógeno	6,26
Textura	Franco arenoso
pH	10,7
Conductividad eléctrica (dS/cm)	6,2
Porcentaje de sodio intercambiable	64,15%
Mg (cmolc/kg)	0,4
Ca (cmolc /kg)	8
S (mg/kg)	61,6
%MO	0,45
Al (cmolc/kg)	0
K (cmolc/kg)	0,35
Na (cmolc/kg)	15,65
CICE	24,4
P (mg/kg)	36
Fe (mg/kg)	4,5
Mn (mg/kg)	5,6
Zn (mg/kg)	1
Cu (mg/kg)	1,6
B (mg/kg)	0,76
CIC pH 7	12,48
RAS (meq/L)	7,36

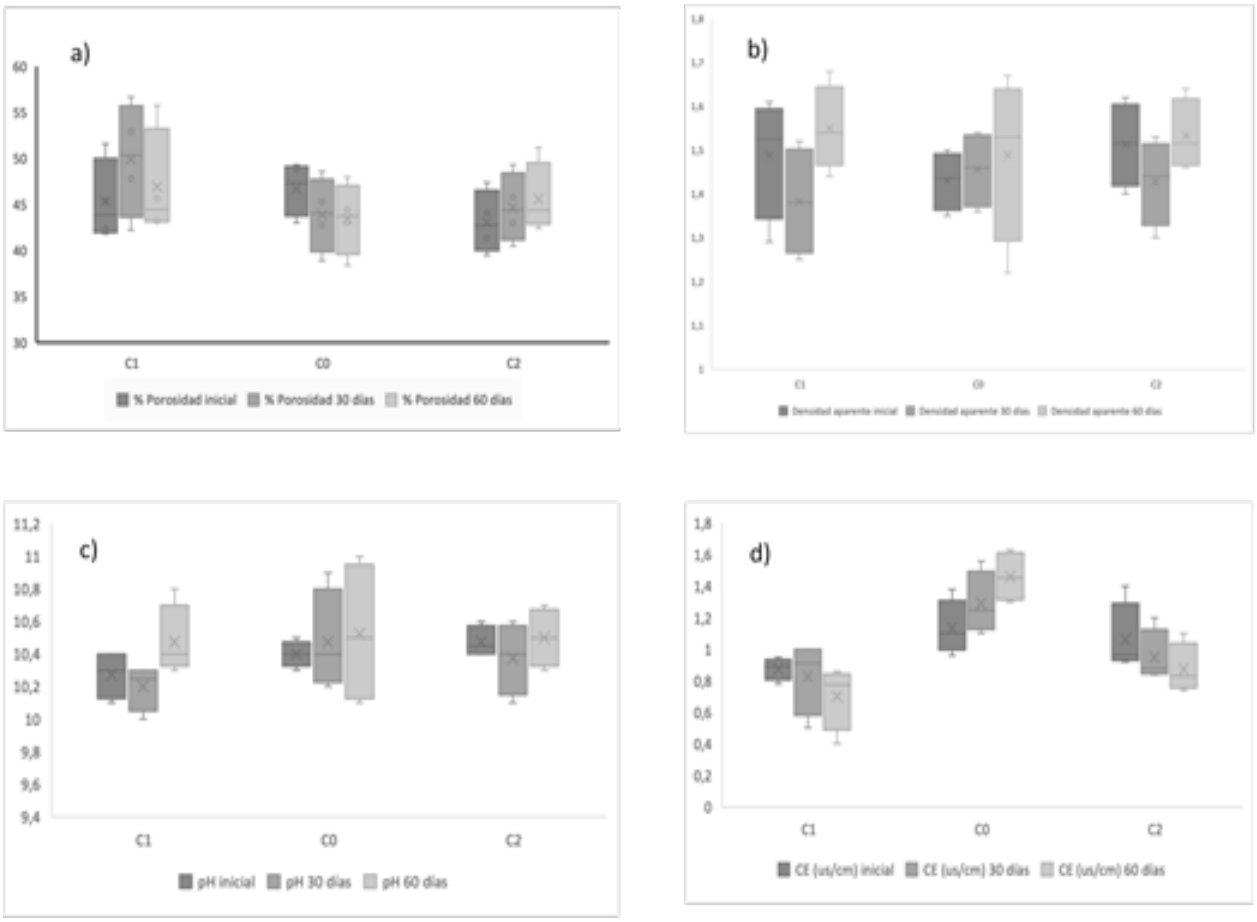


Figura 1. Efecto de la cantidad de carbón sobe la porosidad (a), densidad aparente (b), pH (c) y CE (d) en un suelo sódico luego de 30 y 60 días de aplicación.

Además, en la evaluación en los cambios de pH en las diferentes parcelas se encontró que el pH disminuyó significativamente en los tratamientos C1 y C2 a los 30 días, este comportamiento puede explicarse teniendo en cuenta que cuando la lignina se aplica en una solución se ioniza en grupos funcionales que dan como resultado un pH bajo, contribuyendo de este modo con la neutralización del material edáfico (Qi *et al.,* 2011).

Por otro lado, se presentaron valores más altos de CE para las parcelas de control en comparación con las que tienen aplicación de CBR, aunque sólo fue significativo para la dosis de 2 t/ha; este comportamiento concuerda con Cubillos et al, (2017) que encontró disminución de la CE el CBR en una dosis de 5 kg m −2 en un suelo salino sódico contribuyó a la disminución de la conductividad eléctrica.

Efecto de las dosis de CBR en la conductividad térmica del suelo. En la figura 2 se presenta el efecto de la aplicación de diferentes dosis de CBR en la conductividad térmica del suelo. La adición de CBR en 2 y 4 t/ha disminuyó significativamente la conductividad térmica del suelo ($P < 0,05$), luego de 30 días de establecido el experimento en un 20% para C1 y 25% para C2, esto concuerda con Ortiz y Ramírez (2022) que encontraron un descenso significativo en la conductividad térmica del suelo en un experimento llevado a cabo bajo cubierta.

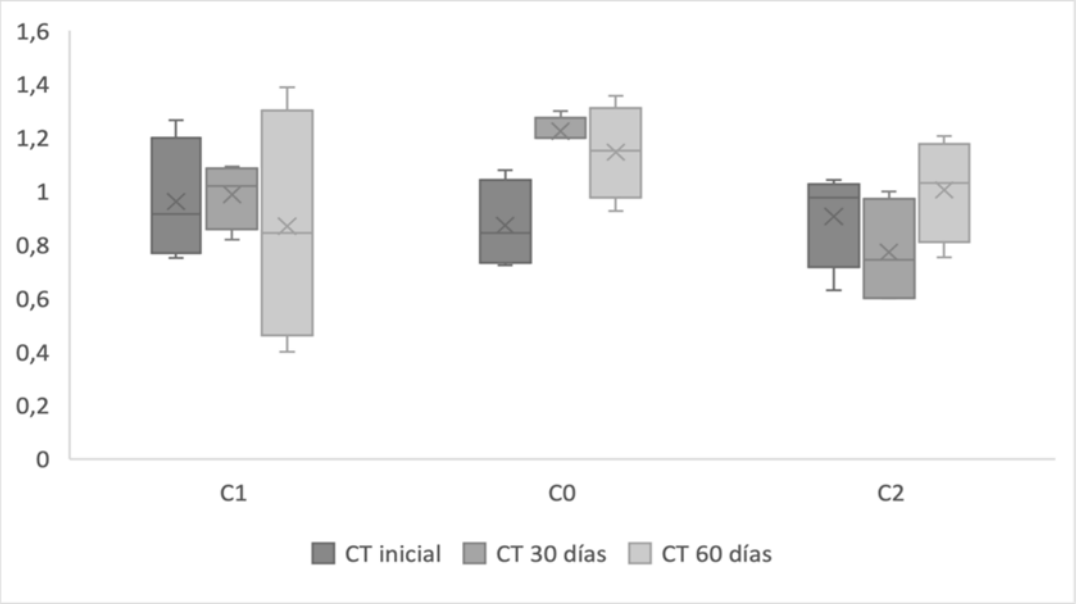


Figura 2. Conductividad térmica (W/m*K) del suelo para el control (C0), 2 t/ha de CBR (C1) y 4 t/ha de CBR (C2) aplicados al suelo luego de 30 y 60 días de aplicación.

CONCLUSIONES

La inclusión de carbón de bajo rango resultó en una disminución significativa en la conductividad térmica del suelo. A partir de esto, se puede deducir que la utilización del carbón incide en la modificación de la conductividad térmica del suelo. La mejora de la calidad de estos suelos degradados por alta concentración de sodio podría lograrse a través de la aplicación constante de CBR en sistemas de cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

Christanis K, Giannouli A, Kalaitzidis S, Katzur J, Böcker L y Petrakis G, (2006) Application of soil-improving media produced on lignite-basis on the rehabilitation of post-mining sites, Mineral Wealth, 140, 43-55

Cubillos-Hinojosa, J.G.; Valero, N.; Melgarejo, L.M. (2015) Assessment of a low rank coal inoculated with coal solubilizing bacteria as an organic amendment for a saline-sodic soil. Chem. Biol. Technol. Agric., 2, 21.

Cubillos-Hinojosa, J.G.; Valero, N.; Peralta Castilla, A.D.J. (2017) Effect of a low rank coal inoculated with coal sol-ubilizing bacteria for the rehabilitation of a saline-sodic soil in field conditions. Rev. Fac. Nac. De Agron. Medellín, 70, 8271–8283.

DeVries D.A. (1963). Thermal Properties of Soils, In W.R. van Wijk, Physics of Plant Environment, North-Holland Publishing Company, Amsterdam.

Giannoulli, A., y otros siete autores., (2009) Evaluation of Greek low-rank coals as potential raw material for the production of soil amendments and organic fertilizers, https://doi.org/10.1016/j.coal.2008.07.008, International Journal of Coal Geology, 77(3-4), 383-393

Montenegro H. y Malagón, D., (1990) Propiedades físicas de los suelos. Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), Subdirección Agrológica, Colombia

Nardi, S., Pizzeghello, D., Muscolo, A. y Vianello, A. (2002) Physiological effects of humic substances on higher plants. doi:10.1016/s0038-0717(02)00174-8. Soil Biology and Biochemistry, 34(11), 1527–1536.

Ortiz, O and Ramirez, R. (2022) Impacto de la adición de carbón de bajo rango en la conductividad térmica del suelo salino sódico. Información tecnológica, ISSN 0716-8756, ISSN-e 0718-0764, Vol. 33, Nº. 4 (Agosto), págs. 53-6.

Peña-Mendez EM, Havel J y Patocka J. (2005). Humic substances—compounds of still unknown structure applications in agriculture, industry, environment and biomedicine. J Appl Biomed: 3:13–24.

Piccolo A. y Mbagwu JS. (1999). Role of hydrophobic components of soil organic matter on soil aggregate stability. Soil Sci SocAm J.63:1801–10.

Porta C., J., M. López-Acevedo y C. Roquero. (1994). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa. Madrid, España.

Qi, Y.; Hoadley, AF; Chaffee, AL; Garnier, G. (2011). Caracterización del lignito como adsorbente industrial. Combustible, 90, 1567–1574.

Senesi, N., Plaza, C., Brunetti, G y Polo, A. A., (2007). Comparative Survey of Recent Results on Humic-Like Fractions in Organic Amendments and Effects on Native Soil Humic Substances, Soil Biology and Biochemistry, 39, 1244–1262, DOI: 10.1016/j.soilbio.2006.12.002

Stevenson, FJ. (1994). Química del humus: Génesis, composición, reacciones; John Wiley and Sons: Nueva York, NY, EE. UU.

Tyson, E. Ochsner, R. Horton. y Tusheng Ren. (2001). A new perspective on soil thermal properties. Soil Sci. Soc. Amer.J. 65: 1641-1647.

USDA. (1965). Soil Survey Manual. Hand-book N0.18

Valero N., Gomez, L., Pantoja, M y Ramiro, R. (2014). Production of humic substances through coal-solubilizing bacteria, ¨ Brazilian Journal of Microbiology 45, 3, 911-918

IMPLEMENTACIÓN DE UN SISTEMA NUTRICIONAL PARA EL EQUILIBRIO DEL SUELO Y SU IMPACTO EN *Pinus cembroides*, ZUCC. D.

Ramón Torres González[1]; Patricia Delgado Valerio[1]; Joel Pineda Pineda[2]; Martha E. Pedraza Santos[1]; Ulises Manzanilla Quiñones[1]

[1] Facultad de Agrobiología "Presidente Juárez", Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, San Juanito Itzicuaro s/n Col. Nva. Esperanza 58337 Morelia, Michoacán, México; [2] Universidad Autónoma de Chapingo, Km. 38.5 Carretera México Texcoco, Estado de México 56230, México. 1584796x@umich.mx

RESUMEN

Los bosques de pino forman sistemas que brindan importantes servicios ambientales. *Pinus cembroides* Zucc., es un pino piñonero que produce semillas de uso comestible. En este trabajo se elaboraron y aplicaron enmiendas orgánicas para el equilibrio del suelo y la promoción del desarrollo de una plantación de piñonero, establecida en el Área de Bosques de la Facultad de Agrobiología "Presidente Juárez", en Uruapan Michoacán, bajo un diseño de bloques completos al azar. El cálculo de las dosis de enmienda se hizo de acuerdo a la necesidad de nutrientes especifica de la parcela experimental y considerando dosis máximas para cinco tratamientos: 241g de estiércol de borrego + 44g de $CaSO_4$; 241g de bocashi + 38g de $CaSO_4$; 48ml de extracto de pescado + 48g de $CaSO_4$; 22g de ácidos húmicos + 26ml de extracto de pescado + 48g de $CaSO_4$; y 13g de Nitrofoska perfect + 48g de $CaSO_4$, para cada pino. Para conocer el efecto de las enmiendas se realizó un análisis de varianza con covariable para las variables: altura del árbol (cm), diámetro del tallo (mm), número de brotes e índice de esbeltez, se usaron los parámetros tomados previo a la aplicación de los tratamientos como covariable. Para diámetro del tallo hubo diferencias significativas (P= 0.0468), mientras que altura (P= 0.89), brotes (P= 0.89) y esbeltez (P= 0.07) no fueron significativas. La covariable fue significativa para las cuatro variables (P< 0.0001). Se recomienda la aplicación de enmienda a base de bocashi al incrementar el diámetro de *P. cembroides.*

PALABRAS CLAVE: *Enmiendas; Servicios ambientales; Recursos; Pinos.*

INTRODUCCIÓN

Los servicios ambientales obtenidos de la naturaleza no son tomados en cuenta cuando se habla en términos macroeconómicos, sin embargo, son esenciales para sostener la vida sobre la tierra. Actualmente en México se está estableciendo una nueva forma de producir alimentos en pequeñas áreas agrícolas intercalando al menos un cultivo frutal con árboles maderables, maíz o algunos otros cultivos con un manejo sustentable (Secretaría del Bienestar, 2020).

El suelo es uno de los recursos más importantes cuando se establecen cultivos. El uso de agroquímicos ocasiona un desequilibrio en los procesos entre la microbiología del suelo y sus procesos bioquímicos con la consecuente baja de fertilidad. La alteración de la microbiología beneficiosa puede ser desfavorable para el crecimiento y desarrollo de las

plantas, ya sea al reducir la disponibilidad de nutrientes o al aumentar la incidencia de enfermedades (Meena *et al*., 2020).

El uso de enmiendas orgánicas representa una oportunidad de amplios beneficios ecológicos, por un lado, la gestión adecuada de los subproductos de la industria de alimentos y de la ganadería evitan la contaminación ambiental de los sitios donde se depositan los residuos orgánicos generados, además , si los materiales generados en esas actividades se someten a un proceso de biodegradación aeróbica, se logra su estabilización de una forma simple y eficiente, a la vez que se reduce la emisión de CO^2 a la atmosfera mediante la fijación de carbono en el suelo mejorando sus condiciones físicas y químicas (Iturmendi *et al*., 2019).

Este trabajo planteó que la aplicación de enmiendas orgánicas mantiene el equilibrio del suelo e incrementan el desarrollo de *Pinus cembroides,* evaluando diferentes manejos nutricionales para el equilibrio químico y físico del suelo, así mismo, determinar la enmienda nutricional óptima para el desarrollo del pino piñonero.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en el Área de Bosques de la estación experimental de la Facultad de Agrobiología "Presidente Juárez", UMSNH, en Uruapan Michoacán. La plantación de *P. cembroides*, se estableció en un área de 1,126.1 m^2, ubicada entre las coordenadas geográficas 19° 22′ 28.7′′ y 19° 22′ 34.8′′ de latitud norte y 102° 1′ 30.8′′ y 102° 1′ 40.3′′ longitud oeste, a una altitud de 1610 msnm. Basado en datos de la estación meteorológica de Uruapan (datos disponibles del año 1970-1999) la temporada de precipitaciones es de mayo a octubre, con un promedio anual de 1 508 mm/año. El promedio de la temperatura oscila entre los 16.8 y 21.7°C. La temperatura máxima promedio anual es de 29.7°C, la media de 19.6°C y la mínima de 9.6°C (IMPLAN Uruapan, 2021).

Se realizó un análisis de laboratorio de parámetros físicos y químicos para conocer el estado inicial del suelo en la parcela experimental y en función de los resultados se calcularon los tratamientos utilizando bocashi, estiércol de borrego, extracto de pescado, ácidos húmicos como base de las enmiendas orgánicas y una fórmula de síntesis química llamada Nitrofosca perfec, más sulfato de calcio como complemento. Después de realizar los cálculos se determinó que el déficit en el suelo de materia orgánica es muy alto, por lo que se siguió un criterio de aportaciones máximas para evitar un desequilibrio de nutrientes en el suelo.

Cuadro 2: Resumen de tratamientos en función de aportaciones máximas.

DESCRIPCIÓN	CANTIDAD POR PINO	CANTIDAD/HECTÁREA
Bocashi + $CaSO_4$	241g – 38g	25,000 kg/ha
Estiércol de borrego + $CaSO_4$	241g – 44g	25,000 kg/ha
Extracto de pescado + $CaSO_4$	48ml - 48g	5,000 Lt/ha
Ácidos húm-pescado + $CaSO_4$	22+26 g-ml + 48g	2300-2700 Kg/ha
Nitrofoska perfect + $CaSO_4$	13g + 48g	1300 kg/ha

La plantación se instaló en marco real a una distancia de 3X 3 m entre árboles y líneas, se instalaron un total de 175 pinos de dos años de edad, en un diseño de bloques completos al azar con siete repeticiones y tres arboles por cada unidad experimental, los pinos del perímetro no se usaron para evitar el efecto de borde, se aplicaron los tratamientos durante seis meses; de octubre del 2022 a abril del 2023 cada tres meses y se les aplicaron dos litros de agua a cada pino como riego dos veces por semana, se registraron las variables morfológicas de altura de planta, diámetro del tallo (Montes *et al*., 2001, Gerding *et al*., 2006), numero de brotes e índice de esbeltez (Salas, 2011).

Debido a que las variables morfológicas de diámetro del tallo, numero de brotes e índice de esbeltez, no cumplen con los supuestos de normalidad de la prueba de Kolmogorov – Smirnov y después de probar opciones de transformación de datos sin lograr normalidad se procedió a analizar los datos de estas variables transformadas a rangos (Conover, 2012), la variable de altura fue la única que cumplió con los supuestos de normalidad y homocedasticidad de las varianzas. Posteriormente, se realizó un análisis de varianza con covariable utilizando el procedimiento PROC GLM en el paquete estadístico SAS® (SAS OnDemand for Academics), usando como covariable los parámetros de las variables morfológicas de los pinos previo a la aplicación de tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la variable diámetro del tallo, el análisis de los rangos indicó diferencias significativas. Las variables de altura, brotes y esbeltez, no presentaron diferencias significativas entre tratamientos (Cuadro 2). Los parámetros utilizados como covariable presentaron alta significancia, para todas las variables (Cuadro 2). Estos resultados indican que la altura, numero de brotes e índice de esbeltez inicial tuvieron mayor influencia sobre el crecimiento y desarrollo de *P. cembroides* que la aplicación de los tratamientos a excepción del diámetro del tallo, en el cual la media más alta (8 mm) se logró con la aplicación de la enmienda a base de bocashi y donde el testigo (6.17mm) tuvo el peor desempeño.

El aumento en el diámetro del tallo como respuesta a la aplicación de enmienda a base de bocashi coincide con lo investigado por (Jaramillo-López *et al., 2015*), quienes reportan crecimiento en altura en plantaciones para reforestación de *Pinus pseudostrobus* utilizando bocashi como enmienda al suelo. Además, Vázquez-Cisneros *et al.* (2018), encontraron aumento en el diámetro del tallo en una plantación de *Pinus greggii* con el uso de fertilizantes de liberación controlada y al utilizar diferentes tratamientos con fertilizante de liberación controlada en producción de brinzales de *P. cembroides* en vivero (Madrid-Aispuro *et al.,* 2020). Por tanto, se puede inferir que la aplicación de enmiendas o fertilizantes que aporten nutrientes promueven el aumento en el diámetro de los tallos de pinos sin importar su origen.

Cuadro 3: Análisis de varianza (PROC GLM) entre tratamientos y covariables iniciales de los pinos, obtenidos en una plantación de Pinus cembroides, Zucc. D., realizada en Uruapan Michoacán, México, en 2023.

Variable	Cuadrados medios		CMError	R^2	CV
	Tratamientos	Covariable			
DiamR	804.54*	77711.3**	344.68	.71	31.47
Alt	1.89 ns	6851.24 **	5.81	.92	9.42
BrotR	228.28 ns	51092.42**	684.92	.43	44.36
EsbltzR	1070 ns	51967.15 **	508.38	.54	38.22

DiamR= Diámetro del tallo del pino en (mm) transformado a rangos; Alt= Altura del pino en (cm); BrotR= Numero de brotes en el pino transformado a rangos; EsbltzR= Índice de esbeltez trasformado a rangos; CMError= cuadrado medio del error; R2= coeficiente de determinación; CV= coeficiente de variación; *= significativo (Alpha=0.05); **= altamente significativo (Alpha<0.01); ns= no significativo.

CONCLUSIONES

La aplicación de enmienda a base de bocashi incrementa el diámetro del tallo de *P. cembroides*, a la vez que puede mejorar las condiciones del suelo donde se aplica. Es factible elaborar y aplicar enmiendas como el bocashi para incrementar el desarrollo de pinos piñoneros, la enmienda a base de bocashi, complementada con sulfato de calcio, es la óptima para el suelo donde se llevó a cabo la plantación. Se sugiere hacer análisis de suelo de las zonas de interés de este trabajo para comprobar si existe relación entre la aplicación de las diferentes enmiendas y el equilibrio del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Conover, W. Jay (2012). The rank transformation an easy and intuitive way to connect many nonparametric methods to their parametric counterparts for seamless teaching introductory statistics courses. WIREs Comput Stat, 4:432-438. doi: 10.1002/wics.1216.

Gerding, Víctor., Geldres, Edith., & Moya, Jorge A. (2006). Diagnóstico del desarrollo de *Pinus massoniana* y *Pinus brutia* establecidos en el arboreto de la Universidad Austral de Chile, Valdivia. Bosque (Valdivia), 27(1), 57-63. https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002006000100007

IMPLAN Uruapan. (2021). D3.303 CLIMA. Recuperado 4 de julio de 2023, de https://implanuruapan.gob.mx/wp-content/uploads/2021/03/D3_303.pdf

Iturmendi, F., Bongiovani, N., & Holzmann, R. (2019). Aplicación de enmienda orgánica obtenida a partir de residuos agroindustriales. In XVII Congreso Argentino de Ciencia y Tecnología de Alimentos.

Jaramillo-López, P. F., Ramírez, M. I., & Pérez-Salicrup, D. R. (2015). Impacts of Bokashi on survival and growth rates of *Pinus pseudostrobus* in community reforestation projects. Journal of Environmental Management, 150, 48-56.

Madrid-Aispuro, R. E., Prieto-Ruíz, J. Á., Aldrete, A., Hernández-Díaz, J. C., Wehenkel, C., Chávez-Simental, J. A., & Mexal, J. G. (2020). Alternative substrates and fertilization doses in the production of *Pinus cembroides* Zucc. in nursery. Forests, 11(1), 71.

Meena, R. S., Kumar, S., Datta, R., Lal, R., Vijayakumar, V., Brtnicky, M., ... & Marfo, T. D. (2020). Impact of agrochemicals on soil microbiota and management: A review. Land, 9(2), 34.

Montes-Rivera, G., Solís-González, S., & Quintos-Escalante, M. (2001). Efecto del inoculante comercial Burize (*Glomus intraradices*) sobre el desarrollo de *Pinus engelmannii* Carr. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 7(2), 123-126.

Salas-Escalante, E. R. (2011). Evaluación del efecto de cuatro productos hormonales aplicando dos tipos de podas en *Pinus pinceana* Gordon en Saltillo, Coahuila. Tesis profesional, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. 56 p

SAS Institute Inc. 2021 Ondemand para académicos. https:///odamidusw2.oda.sas.com/SASStudio/main?locale=esGMT05%25300ticket=ST-99376-Wegfnl.

Secretaría de Bienestar. (2020). Acuerdo por el que se emiten las Reglas de Operación del Programa Sembrando Vida, para el ejercicio fiscal 2022. 05/01/2022, de Gobierno de México Sitio web: https://www.gob.mx/bienestar/documentos/programa-sembrando-vida-252708

Vázquez-Cisneros, I., Prieto-Ruíz, J. A., López-López, M. A., Wehenkel, C., Domínguez-Calleros, P. A., & Muñoz-Sáez, F. E. (2018). Growth and survival of a plantation of *Pinus greggii* Engelm. ex Parl. var. greggii under different fertilization treatments. Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente, 24(2), 251-264.

INCORPORACIÓN DE ABONOS VERDES DE *Canavalia ensiformis* L. PARA MEJORAR LA FERTILIDAD EDÁFICA EN EL CULTIVO DE CAÑA DE AZÚCAR

Silvia del Carmen Ruíz Acosta[1]; Pedro Salvador Morales[2*]; Adalberto Galindo Alcántara[3]; Salomé Gayosso Rodríguez[3]; Rufo Sánchez Hernández[1,4]

[1]Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de la zona Olmeca (ITZO). Prolongación Ignacio Zaragoza S/N Villa Ocuiltzapotlán, Centro, Tabasco. C.P. 86270, México; [2]Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Chiná (IT Chiná). Calle 11 S/N entre 22 Y 28, Chiná, Campeche. C.P. 24520, México; [3]Universida Juárez Autónoma de Tabasco/División Académica de Ciencias Biológicas. Carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5 S/N, Ranchería Emiliano Zapata, 86150 Centro, Tabasco. C.P 86150, México; [4]Universida Juárez Autónoma de Tabasco/División Académica de Ciencias Agropecuarias. Carretera Villahermosa -Teapa Kilómetro 25+2 Ranchería la Huasteca 2da sección, 86298 Centro, Tabasco C.P. 86298. *pedro.sm@china.tecnm.mx

RESUMEN

La caña de azúcar es un cultivo que se caracteriza por ocasionar la disminución rápida de materia orgánica del suelo (MOS) y nutrientes, debido a que la salida de la biomasa del sistema es mayor a la que ingresa a través del reciclaje de rastrojos. Para enfrentar esta problemática, se desarrolló una investigación cuyo objetivo fue, evaluar el efecto del cultivo asociado de *Canavalia ensiformes* a la caña de azúcar, e incorporarla como abono verde al suelo, para incrementar los niveles de MOS y macronutrientes. Para ello, se cultivaron de manera intercalada la *Canavalia ensiformes* y la caña de azúcar, antes de la floración de la leguminosa (95 días), las plantas se arrancaron y mezclaron con el suelo en dosis equivalentes a 0 (control), 20, 30 y 40 t ha^{-1}. El diseño experimental fue completamente al azar, con cuatro tratamientos y tres repeticiones. A los 30, 60 y 90 días después de la incorporación, se evaluaron los contenidos de MOS, nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg). Los resultados indican que, a partir de los 30 días de su incorporación, los abonos verdes incrementan los contenidos de MOS y nutrientes, sin embargo, después de 60 días, el efecto se diluye y solo las dosis de 30 y 40 t ha^{-1} mantienen incrementos con respecto al control. Se concluye que, la incorporación de abono verde de *Canavalia ensiformes* a suelos cañeros, mejoran su fertilidad, al aumentar desde el corto plazo el suministro de nutrientes y MOS.

PALABRAS CLAVE: *Abonos verdes; Cultivos de cobertera*; *Fertilidad química edáfica; Mineralización; Saccharum officinarum L.*

INTRODUCCIÓN

El deterioro de la fertilidad del suelo y la disminución de la productividad de los cultivos es ocasionado entre otras razones, por malas prácticas agrícolas como el arado en cada ciclo de cultivo, uso excesivo de agroquímicos, sobre explotación, así como por cambio de uso del suelo (Herrerías *et al*., 2022). La caña de azúcar es un cultivo que requiere suelos con niveles adecuados de materia orgánica (MOS), buena estructura, pH neutro, climas cálidos, así como un buen suministro de agua y nutrientes durante el

crecimiento y desarrollo de las plantas (Naranjo Landero, *et al.* 2020). Sin embargo, una problemática que registran los suelos cultivados con caña de azúcar es la rápida degradación ocasionada por la erosión hídrica, alta remoción de nutrientes, compactación del suelo y la pérdida de la materia orgánica debido al escaso reciclaje de rastrojos que provocan las quemas y el arado constante (Renté-Martí *et al.* 2018). En algunos sistemas productivos con problemáticas similares, se ha propuesto el cultivo intercalado de leguminosas de coberteras, como alternativa para mejorar la fertilidad del suelo y la productividad (Naranjo Landero *et al.*, 2020), estos cultivos tienen la ventaja de suprimir el crecimiento de arvenses, incrementar los contenidos de materia orgánica, la actividad biológica y la disponibilidad de nutrientes, además de que mejoran las propiedades físicas del suelo (Alonso y Ferrer 2014). Por ello, el objetivo de la investigación fue evaluar el efecto del cultivo asociado de *Canavalia ensiformes* a la caña de azúcar, e incorporarla como abono verde al suelo, para la recuperación de los niveles de MOS y macronutrientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se llevó a cabo en el poblado C-11 Gral. José María Morelos y Pavón, del municipio de Cárdenas, Tabasco, México, ubicado en las coordenadas 17° 59 N; 93° 33' O, a una altura de 10 msnm. La temperatura media anual del sitio de estudio es de 26.5°C, por lo que de acuerdo con el sistema de Köeppen modificado por García (2004), el clima corresponde a un cálido húmedo tropical lluvioso (Amw). De acuerdo con el sistema de la WRB 2015, el suelo se clasifica como un (chromic Vertisols gleyic). Para llevar a cabo el estudio, dentro de las parcelas experimentales cultivadas con caña de azúcar, se estableció un cultivo de *Canavalia ensiforme* el cual se utilizó como fuente de abono verde. Después de 95 días de la siembra, cuando las leguminosas entraron es la etapa de la floración, las plantas se arrancaron y se incorporaron al suelo mediante herramientas manuales, en dosis equivalentes a 0, 20, 30 y 40 t ha^{-1}. Dichas dosis correspondieron a los cuatro tratamientos evaluados, el tratamiento control o testigo correspondió a la dosis de 0 t ha^{-1}. Los tratamientos se distribuyeron en un diseño de bloques completamente al azar, con cuatro tratamientos y tres repeticiones. La colecta de datos se realizó a los 30, 60 y 90 días de la incorporación de los abonos al suelo. Los suelos fueron muestreados en la capa superficial (0-30 cm) y se analizaron las siguientes variables: materia orgánica del suelo (MOS), nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg). Los datos obtenidos se procesaron a través de un análisis de varianza y comparación de medias de Tukey ($p<0.05$) mediante el programa estadístico SAS (SAS, 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del experimento muestran que la incorporación de abonos verdes de *Canavalia ensiformis* afectan positivamente las variables evaluadas, las cuales son indicadoras de la fertilidad del suelo (Cuadro 1).

Cuadro 1. Efecto del aporte de *Canavalia ensiformes* sobre variables indicadoras de la fertilidad de un suelo vertisol cultivado con caña de azúcar en Tabasco, México.

Tratamientos	MO	Nt	P	K	Ca	Mg
(t ha^{-1})	---------- (%) ----------			---------- (mg kg^{-1}) ----------		
			30 días			
40	4.9±0.10^{a}	0.27±0.011^{a}	5.3±0.25^{a}	1.19±0.00a	66.76±0.23^{a}	5.20±0.02^{a}
30	4.8±0.08^{a}	0.25±0.008ab	5.0±0.25ab	1.11±0.11ab	60.29±0.63^{a}	5.07±0.14^{a}
20	4.5±0.29^{a}	0.25±0.007b	4.7±0.50ab	0.94±0.08b	62.22±1.68^{a}	3.40±0.18b
0	3.4±0.01b	0.24±0.002b	4.2±0.40b	0.64±0.04c	61.29±0.01^{a}	3.18±0.09b
			60 días			
40	4.0±0.07^{a}	0.31±0.007^{a}	6.0±0.11^{a}	1.09±0.02^{a}	58.10±5.95^{a}	3.75±0.04^{a}
30	3.8±0.07ab	0.30±0.011ab	5.7±0.21^{a}	1.02±0.07^{a}	60.70±2.62^{a}	3.68±0.03^{a}
20	3.5±0.21b	0.29±0.004b	5.0±1.25ab	0.82±0.04b	56.58±0.83^{a}	3.59±0.11^{a}
0	3.5±0.27b	0.24±0.002c	4.1±0.15b	0.59±0.05c	55.40±1.36^{a}	3.59±0.07^{a}
			90 días			
40	4.2±0.08^{a}	0.35±0.003^{a}	6.4±0.32^{a}	1.31±0.03^{a}	65.57±1.25^{a}	3..65±0.00a
30	3.8±0.22ab	0.30±0.045ab	6.0±0.28^{a}	1.16±0.01b	65.00±1.91^{a}	3.66±0.01^{a}
20	3.7±0.25b	0.28±0.009b	5.7±0.73^{a}	1.03±0.01c	66.47±2.27^{a}	3.63±0.02^{a}
0	3.5±0.06b	0.24±0.005b	4.2±0.15b	1.03±0.01c	56.87±1.60b	3.50±0.07b

A los 30 días después de la incorporación de la fuente orgánica, se observa que los tratamientos tuvieron diferencias estadísticamente significativas en todas las variables evaluadas, excepto en el contenido de Ca, dichas diferencias se mantuvieron a los 60 y 90 días después del abonado.

Los tratamientos que recibieron dosis mayores de abonamiento (30 y 40 t ha^{-1}), fueron los que mayores diferencias presentaron. La aplicación de 20, 30 y 40 t ha^{-1} de abono verde de *Canavalia ensiformes* provocó incrementos de 4.5, 4.8 y 4.9% de MOS respectivamente. A los 60 días, esos aumentos de MOS solo se observaron en el tratamiento de 30 y 40 t ha^{-1} con 3.8 y 4.0 % respectivamente, esas mismas tendencias se observan a los 90 días. En todos los periodos de evaluación, los porcentajes más bajos de MOS correspondieron a los tratamientos de 0 y 20 t ha^{-1}. Al respecto, Herrerías *et al*. (2022) mencionaron que la incorporación de abonos verdes al suelo incrementa el contenido de nitrógeno y materia orgánica. De acuerdo con estudios realizados por Zwart *et al.* (2005), la incorporación de abonos verdes de leguminosas como *Centrosema molle, Desmodium ovalifolium, Flemingia macrophylla*, aumentan los porcentajes de MOS. Los resultados de la presente investigación son congruentes a los que reportaron por Hernández de la Cruz *et al.* (2017), quienes indican que, el aporte de dosis de 40 Mg ha^{-1} de un abono orgánico, permiten aumentar los niveles de MOS, los cuales influyen de manera positiva en otras

variables como la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y porcentaje de saturación de bases (PSB), además de que mejoran las propiedades físicas como la porosidad, conductividad hidráulica, densidad aparente y la compactación, debido sobre todo, a que aumenta el tamaño y estabilidad de agregados.

En todos los periodos de evaluación, el tratamiento de 40 t ha^{-1} fue el único que se diferenció estadísticamente en la variable nitrógeno total (Nt) con respecto a los demás tratamientos. A los 30, 60 y 90 días de la incorporación, el porcentaje de Nt fue de 0.27, 0.31 y 0.35% respectivamente, lo que indica la rápida mineralización de la enmienda, así como el aumento gradual de este nutrimento al transcurrir el tiempo. Algo similar ocurre con los casos de P y K, como se puede observar, los mayores aumentos de estos nutrientes se registraron con los abonamientos de 30 y 40 t ha^{-1}, para el caso de P, las concentraciones fueron de 5.7 y 6 mg kg^{-1} respectivamente y para el K, fueron de 1.02 y 1.09 mg kg^{-1} respectivamente.

Se puede observar que el contenido de P fue mayor en los tratamientos que recibieron alguna dosis de abonos verdes, con respecto al tratamiento control. Según Watts *et al.* (2007), el aporte de abonos verdes influye en el aumento de la concentración de Nt, incluso desde los primeros 30 días de su incorporación, esto se debe a que el N es uno de los mayores constituyentes de la biomasa de las leguminosas, por lo que después de la incorporación, la fuente orgánica se mineraliza, por lo que se libera el N mineral, provocando con ello un aumento en la concentración de Nt en el suelo, tal a como se registra después de incubar residuos de *Vigna Unguiculata* y medir sus efectos durante 90 días posteriores. De acuerdo con Morón (1994), el P es un elemento que, entre otras fuentes proviene de la descomposición de la MOS, por lo que las incorporaciones de fuentes orgánicas aumentan la MOS y nutrientes como el P. Sin embargo, hay otros nutrientes como el Ca y Mg, los cuales no aumentaron por la incorporación del abono verde de *Canavalia ensiformes*. Otros autores reportan que el aporte de abonos verdes también puede incrementar la concentración de Ca y Mg (Oo *et al*. 2013). De acuerdo con Vázquez *et al.* (2019) el suministro de fuentes orgánicas provoca un rápido incremento de Nt, aunque este efecto no es duradero, mientras que el aumento de Ca se da gradualmente, alcanzando mayor nivel después de 9 meses del aporte. Al igual que en esta investigación, los mayores incrementos N, P y Na se observan a los 6 meses, mientras que el K no sufre cambios. Según los autores antes mencionados, el aporte de abonos orgánicos altamente lábiles provoca efectos insuficientes para satisfacer los requerimientos del cultivo, así como para mantener un efecto benéfico de largo plazo en la fertilidad del suelo.

Un cálculo actualizado indica que, el suministro de nutrientes mediante fertilizantes puede alcanzar un costo de $ 3,100 pesos ha^{-1}, que incluye tanto la adquisición de los fertilizantes, así como su aplicación, mientras que la aplicación de un abono verde como el que se plantea en este trabajo, es de $ 2,800 pesos ha^{-1}, que incluye costo de la semilla, siembra, mantenimiento y la incorporación del abono al suelo. Por lo tanto, los abonos verdes son una alternativa para disminuir el uso de fertilizantes sintéticos, así como mejorar la fertilidad edáfica en el cultivo de caña de azúcar.

CONCLUSIONES

Las propiedades químicas del suelo se pueden mejorar, a través de la incorporación de abonos verdes como *Canavalia ensiformes*, la cual se refleja mediante incrementos de MOS, N, P, K, Ca y Mg, así como en la regulación positiva del pH y CE, de acuerdo con los resultados, las aplicaciones de Canavalia como abono verde, incrementa la disponibilidad de nutrientes en el corto plazo, además de mejorar considerablemente las variables edáficas, sobre todo al incorporar dosis de entre 30-40 t ha-^{1}. Se recomienda considerar aplicaciones de este abono verde como una buena práctica agrícola en el cultivo de caña de azúcar.

AGRADECIMIENTOS

Los colaboradores de la investigación agradecen al Tecnológico Nacional de México, por el financiamiento del proyecto: M00-PR-03-R01 Proyecto (14733): Asociación de cultivos de leguminosas de coberteras y la caña de azúcar para el mejoramiento de la fertilidad edáfica y control de malezas, del cual se generó la presente contribución.

BIBLIOGRAFÍA

Alonso, C. N. J. M., Ferrer, M. B. (2014). Mejoramiento de las propiedades de un suelo Ferralítico. AGRÍCOLA, 42.

García, E. (2004). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Instituto de Geografía. UNAM. Serie Libros, No. 6. México, D. F. 90 p.

Hernández de la C.O.B., Sánchez, H. R., Ordaz, C.V.M., López, N.U., Estrada, B.M.A., & Pérez, M.M.A. (2017). Uso de compostas para mejorar la fertilidad de un suelo Luvisol de ladera. Revista mexicana de ciencias agrícolas 8: 1273-1285.

Herrerías, L.B.H., de León, G.F., Sánchez, L.M.R., Barrales, B.E., Moreno, C.H., & Fuentes, M. (2022). Abonos verdes: una opción para la fertilidad del suelo y el ambiente en agrosistemas semiáridos− tasa de mineralización y contenido de N. *Agrociencia*, *56*(3), 610-637.

Morón, A. (1994). Fósforo: disponibilidad y dinámica en el suelo. En Manejo y fertilidad de suelos. Ed. INIA. Montevideo, Uruguay. P. 27.

Naranjo, L.S., Obrador, O.J.J., García, L.E., Valdez, B. A., & Domínguez, R.V.I. (2020). Arvenses en un suelo cultivado con caña de azúcar con fertilización mineral y abono verde. Polibotánica, (50), 119-135.

Oo, A.N., Iwai, C.B., Saenjan, P. (2013). Soil properties and maize growth in saline and nonsaline soils using cassava industrial waste compost and vermicompost with or without earthworms. Land Degradation and Development. 26 (3): 300-310.

Renté, M.O., Nápoles, G.M.C., Pablos, R.P., & Vargas, B.B. (2018). Efecto de Canavalia ensiformis (L). En propiedades físicas de un suelo diferenciado en Santiago de Cuba. Cultivos Tropicales, 39(2), 59-64.

SAS Institute. (2009). Satistical Analysis System. SAS Release 9.1. Cary, NC, USA: SAS Institute Inc.

Vásquez, M.L., Sánchez, H.R., Valdés, V. E., Mendoza, P.J.D.D., López, N.U., & Escamilla, P.E. (2019). Cambios edáficos provocados por el uso de abonos de origen natural en una región cafetalera de Veracruz, México. Terra Latinoamericana, 37(4): 351-359.

Watts, D. B., Torbert H., & Prior, S.A. (2007). Mineralization of nitrogen in soils amended with dairy manure as affected by wetting/drying cycles. Comm. Soil Science. Plant Anal. 38: 2103-2116. Do10.1080/00103620701548860.

Zwart, M.A., Rojo, J.M., de la Cruz, R., & Yeomans, J. (2005). Coberturas y la salud del suelo. Tierra Tropical. 1 (1): 9-20.

INDICADORES DE CALIDAD ECOLÓGICA

María Guadalupe Barajas Guzmán[1]

[1] Facultad de Ciencias, UNAM. Ciudad Universitaria, circuito exterior s/n. c.p. 04510. Delegación Coyoacán. Ciudad de México, México. mgbarajasg@ciencias.unam.mx

RESUMEN

El crecimiento acelerado de la población humana ejerce una gran presión sobre los recursos naturales y, en particular el suelo está sufriendo las consecuencias de un desmedido cambio de uso. Por esto, es que es necesario buscar y encontrar indicadores que reflejen su estado de salud y, podamos construir estrategias para su rehabilitación.

En este trabajo se reseñan tres estudios de caso llevados a cabo en tres regiones diferentes de México, con el propósito de ver la respuesta de la macrofauna y la vegetación a los cambios en las propiedades físicas y químicas del suelo, como consecuencia de actividades humanas.

Se encontró que a mayor compactación del suelo y menor presencia de árboles domina la presencia de las larvas de las familias Curculionidae y Scarabaeidae. El cambio de uso de suelo a potreros y cultivos disminuye drásticamente la abundancia y riqueza taxonómica de la macrofauna edáfica. Los residuos de la actividad minera (jales) y su contenido de elementos potencialmente tóxicos influyen en el establecimiento de las especies que pueden colonizar estos sitios.

Es necesario continuar trabajando en la búsqueda de indicadores de la salud del suelo, para mejorar su calidad y puedan seguir funcionando como el pilar de la productividad primaria en los ecosistemas terrestres y como hábitat de los organismos del suelo.

PALABRAS CLAVE: *Acacia farnesiana; Cronosecuencia; Macrofauna; México; Uso de suelo.*

INTRODUCCIÓN

En los últimos años la búsqueda de indicadores para evaluar el estado en el que se encuentra la naturaleza ha aumentado de manera significativa, de manera que en la actualidad se han convertido en una herramienta necesaria en los planes de conservación, manejo, rehabilitación y restauración (Bautista *et al*., 2004). Dentro del campo de la ecología estos indicadores están asociados a las características físicas, químicas y biológicas del suelo, a la presencia y abundancia de algunos grupos taxonómicos y especies, principalmente de plantas y animales, así como, a la alteración de los procesos en el ecosistema, por ejemplo, la respiración en el suelo, la descomposición de la materia orgánica muerta, el almacenamiento de carbono, la productividad primaria, entre otros (Pankhurts *et al*., 1997).

De manera, que en los ecosistemas terrestres la relación entre el suelo y los productores primarios, los productores secundarios y los descomponedores es de primera importancia para el mantenimiento y funcionamiento de este planeta, tal como lo conocemos hoy día.

El factor principal que ha modificado esta relación es el cambio de uso de suelo, el crecimiento desmedido de la población humana ha convertido a los sistemas naturales en campos de cultivo o en pastizales para el ganado, para obtener alimento. Desafortunadamente, el mal manejo de los suelos ha traído consecuencias desastrosas para los mismos, pérdida de suelo por la erosión, disminución de la fertilidad, compactación, contaminación, disminución de la biodiversidad, etc.

En México tenemos una tasa de 1.1 % anual de remoción de la masa vegetal (FAO, 2002) y, se reporta que al menos el 45 % de los suelos en nuestro país presenta algún grado de deterioro (Cotler *et al*., 2007), y lo más lamentable es que no existe ningún plan a nivel federal para el manejo, la conservación y la rehabilitación del suelo. Por esto, es que es necesario seguir realizando investigaciones que nos den información de los indicadores para el deterioro físico, químico y biológico de los suelos, ya que su buen o mal funcionamiento tiene repercusiones a escalas locales, regionales y planetarias.

En este trabajo, ejemplificamos con tres estudios de caso llevados a cabo a escala local en diferentes tipos de vegetación en el país, con el objetivo de mostrar los indicadores de calidad en el suelo visto desde el punto de vista de la biología.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los estudios se llevaron a cabo en el bosque tropical perennifolio de Los Tuxtlas en el estado de Veracruz, en el bosque templado de *Abies religiosa* en Los Dinamos en la Ciudad de México y en la sierra de Huautla, bosque tropical caducifolio, en el estado de Morelos.

En Los Tuxtlas se trabajó en cuatro diferentes usos de suelo: bosque tropical perennifolio, acahuales (vegetación secundaria), potreros y en terrenos con cultivos anuales.

Se realizaron dos muestreos, del 8 al 14 de agosto de 2014 y del 6 al 12 de abril de 2015. En cada uso de suelo se eligieron 5 sitios, con una extensión de 0.1 ha cada uno, en los cuales se colectaron muestras de suelo en 3 puntos al azar, con un nucleador de suelo de 15 cm de diámetro por 20 de profundidad.

Se colectó a la macrofauna de forma manual y se depositaron en frascos con una solución preservadora para su posterior identificación, se contó el número de individuos y se llevó a cabo la determinación taxonómica de los organismos colectados hasta el nivel de familia.

En los Dinamos en la Ciudad de México el estudio se realizó de agosto a octubre de 2013 y de abril a mayo de 2014, en el bosque de *A. religiosa*. Se eligieron seis sitios con un gradiente de cobertura arbórea, ésta fue determinada a través del área basal del estrato arbóreo de cada sitio. En cada uno de estos lugares se trazó un cuadro de 25 x 25 m, marcando una diagonal en su interior, que sirvió como referencia para ubicar tres puntos, en cada uno de estos se usó el protocolo de monolito de suelo TSBF (Anderson e Ingram, 1993). La extracción de la macrofauna fue de forma manual y se colocaron en frascos etiquetados con los datos de profundidad, número de monolito y sitio. Una vez determinados a nivel de familia, se cuantificaron cada uno de los taxa encontrados. En el

laboratorio de microcine se realizó la toma de fotomicrografías de los individuos encontrados.

En Huautla, Morelos, se delimitó un área rectangular de 50 m x 100 m, cubriendo un área total de 0.5 ha en cada uno de los tres sistemas a trabajar: Jal 50 años de abandono, Jal 100 de abandono y el sitio de referencia (bosque tropical caducifolio). Para el análisis de las comunidades vegetales se trazaron cuatro cuadros de 5 m x 5m para cada sistema. En cada uno de los cuadros se identificaron las especies vegetales presentes (mayores a 10 cm de altura) y sus respectivas abundancias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En Los Tuxtlas, Veracruz, los cambios más notables en términos de la composición, se dieron en las familias Glossoscolecidae, Formicidae y Megascolecidae, las dos últimas aumentan significativamente su abundancia en los cultivos en comparación con el bosque tropical, en tanto que la primera se vuelve dominante en los sitios de vegetación secundaria y en los potreros.

Respecto a la abundancia y riqueza taxonómica de la macrofauna es evidente su disminución en los potreros y cultivos (figura 1). Los valores más altos de densidad aparente se registraron en los pastizales, y el uso de plaguicidas en los cultivos explican los resultados obtenidos.

En el caso del bosque templado el resultado más contundente lo tenemos en los cambios en las abundancias de cuatro familias. Las larvas de las familias Curculionidae y Scarabaeidae fueron más abundantes en los sitios más perturbados y con pocos o ningún árbol de *Abies religiosa* (figura 2), mientras que los individuos pertenecientes a las familias Lumbricidae y Geophilomorphidae fueron más abundantes en los sitios más conservados (figura 3).

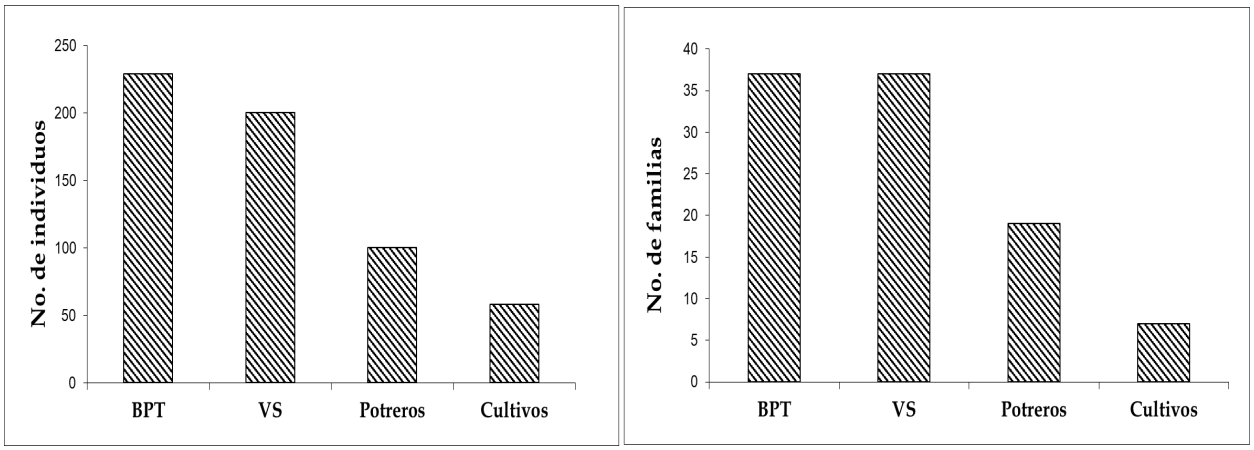


Figura 1. Abundancia y riqueza taxonómica de la macrofauna edáfica en cuatro usos de suelo en la región de Los Tuxtlas, Veracruz, México. BPT=bosque tropical perennifolio, VS=vegetación secundaria.

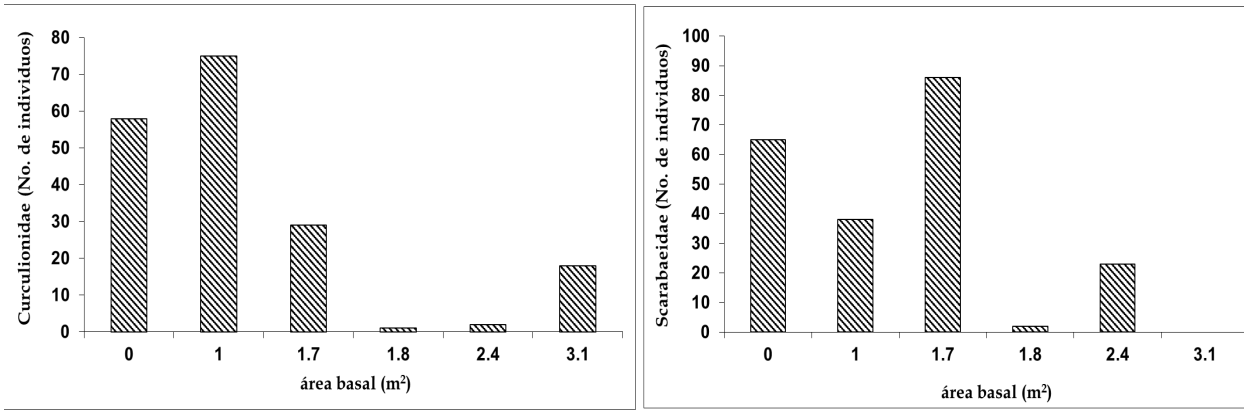


Figura 2. Abundancia de larvas de las familias Curculionidae y Scarabaeidae en un gradiente de cobertura arbórea en el bosque templado de Los Dinamos en la Ciudad de México.

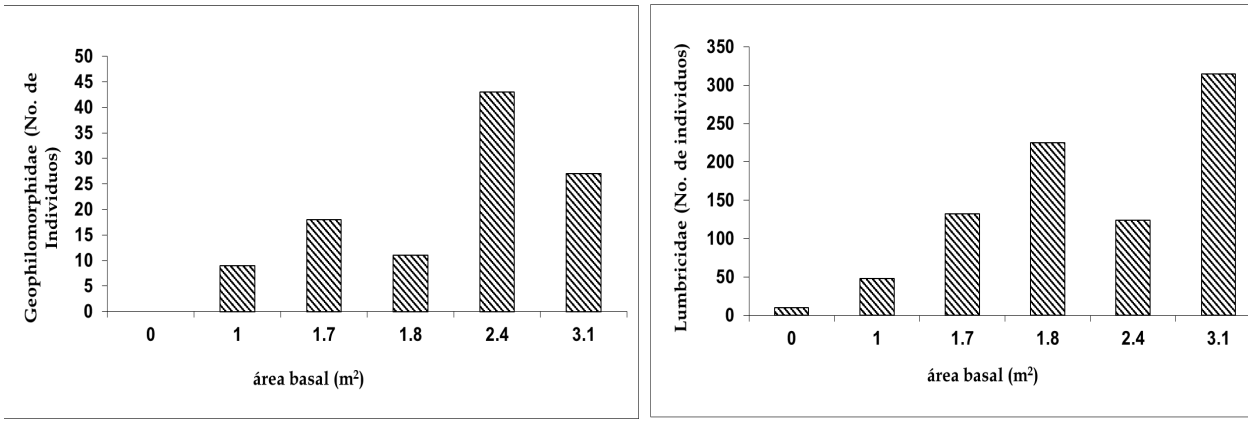


Figura 3. Abundancia de los individuos pertenecientes a las familias Lumbricidae y Geophilomorphidae en un gradiente de cobertura arbórea en el bosque templado de Los Dinamos en la Ciudad de México.

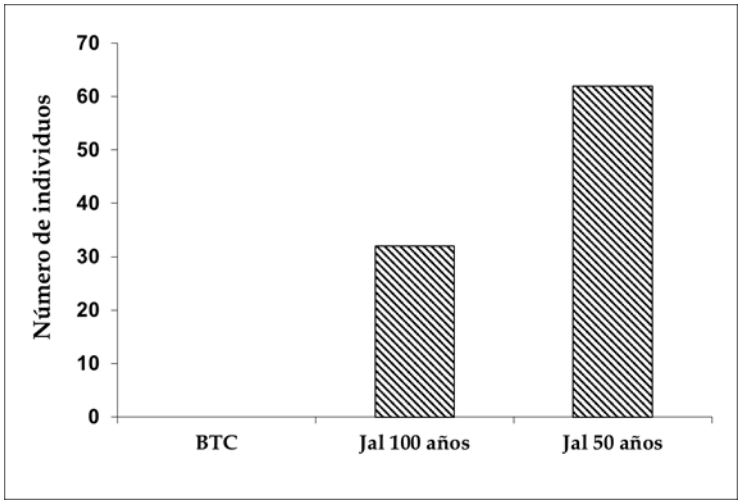


Figura 4. Abundancia de *Acacia farnesiana* en dos sitios de residuos mineros con dos edades distintas de abandono (50 y 100 años) y en el bosque tropical caducifolio (BTC), en Huautla, Morelos, México.

Finalmente, en el bosque tropical caducifolio en Huautla, el mejor indicador fue la abundancia de *Acacia farnesiana*. La mayor cantidad de individuos se registro en el jal de 50 años de abandono, su abundancia disminuyo a la mitad en el jal de 100 años y en el sitio de referencia no se encontró a ningún individuo de *Acacia farnesiana* (figura 4).

CONCLUSIONES

El uso de indicadores biológicos, como los cambios en la abundancia de algunos animales o plantas resultan muy útiles para indagar los cambios en el suelo. Las larvas de las familias Curculionidae y Scarabaeidae son el reflejo de problemas de compactación en el suelo, y con ello se desencadenan problemas de almacenamiento de agua y penetración de raíces.

En el caso de poteros y cultivos la compactación también es el principal problema, además del uso de sustancias químicas que causan directamente la muerte de la fauna del suelo.

La presencia de los residuos mineros (jales) a lo largo y ancho del país es un grave problema al que nos enfrentamos, ya que repercuten directamente en la salud de las poblaciones humanas que viven en los alrededores. Para este estudio de cronosecuencia, resultó extraordinario el cambio en abundancia que presentó *Acacia farnesiana,* que además, está catalogada como una especie hiperacumuladora de elementos potencialmente tóxicos.

Tenemos que continuar trabajando en pro de conservar y rehabilitar los suelos de nuestro país.

BIBLIOGRAFÍA

Anderson J. y S. Ingram. (1989). *Tropical Soil Biology and Fertility: A handbook of Methods*, 1st edition, CAB International, Wallingford.

Bautista A., Etchevers J., del Castillo R. y C. Gutierrez. (2004). La calidad del suelo y sus indicadores. Ecosistemas 13(2): 90-97.

Cotler H., Sotelo E., Dominguez J., Zorrilla M., Cortina S. y L. Quiñones. (2007). La conservación de los suelos: un asunto de interés público. Gaceta ecológica 83: 5-71.

FAO, (2002). State of the World Forest. (2001). Food and Agriculture Organization. P.201

Pankhurts C., Doube B. y R. Gupta. (1997). Biological Indicators of Soild Heald. CAB International, Oxon, UK. P.464

INFLUENCIA DE LA ALTITUD EN LA CONCENTRACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO EN ANDOSOLES DEL IZTACCÍHUATL, MÉXICO

Rosalía Castelán-Vega[1,2*]; Carlos Felipe Luna-Bautista[2]; José Víctor Tamaríz-Flores[1,2]; Carol Meritxell Molina-Monteleón [2]

[1]Centro de Investigación en Ciencias Agrícolas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 sur #6301, Colonia San Manuel, CP 72474, Puebla, Puebla; [2]Posgrado en Ciencias Ambientales, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 sur #6301, Colonia San Manuel, CP 72474, Puebla, Puebla.
*rosalia.castelan@correo.buap.mx

RESUMEN

El estudio del comportamiento del carbono orgánico en gradientes altitudinales es de importancia para entender la dinámica espacial y temporal de sus contenidos y flujos, así como para identificar las áreas de mayor vulnerabilidad frente al cambio climático. En este sentido, y en vista de la escasa información existente en México, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la variación de las reservas del COS en un gradiente altitudinal del Iztaccíhuatl. Se estableció una toposecuencia de andosoles con una longitud aproximada de 9.2 km y variación altitudinal de los 2500 a los 4000 msnm. Se recolectaron muestras compuestas de suelo cada 500 m de altitud a una profundidad de 0-30 cm; para determinar la densidad aparente, en cada punto de muestreo se tomó una muestra de suelo sin alterar por el método del cilindro. La determinación del COS se realizó por el método de Walkley y Black según la NOM -021-RECNAT-2000. Para estimar el carbono orgánico del suelo por unidad de área (MgC ha^{-1}) se aplicó la fórmula de Penman, 2003. Los resultados muestran que el promedio general del contenido de COS a través del gradiente altitudinal fue de 130 Mg ha^{-1}, el rango se encontró entre 95 y 142 Mg ha^{-1}, siendo catalogados como Altos. La altitud juega un papel importante en el almacén de carbono orgánico del suelo en el Iztaccíhuatl, a mayor altitud mayor reserva de carbono, lo que se encuentra asociado.

PALABRAS CLAVE: *Toposecuencia; Andosoles; Vegetación*.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático se ha convertido en el principal problema global que amenaza a la humanidad. Las emisiones exponenciales de bióxido de carbono a la atmósfera en gran medida se deben a la quema de combustibles fósiles, la situación se complica por el constante cambio de uso de suelo por la deforestación para la actividad agropecuaria (IPCC, 2001). El cambio climático (CC) es relacionado como un problema que atañe únicamente a la dimensión atmosférica; sin embargo, debido al ciclo del carbono el bióxido de carbono secuestrado por la vegetación y transformado en biomasa, llega al suelo, el cual es un reservorio en el que este elemento es estabilizado y puede quedar almacenado por miles de años. En este sentido, el suelo se convierte en un recurso clave que puede coadyuvar como un agente mitigador de los efectos del cambio climático (Agencia Europea del Medio Ambiente, 2015).

El relieve es un factor de gran influencia en la variación de las concentración del COS, tanto cualitativamente como en su calidad, debido a las variaciones en la cantidad de precipitación, temperatura y tipo de vegetación (Mogollón y Martínez, 2009).

Los estudios de la dinámica y comportamiento del COS en gradientes altitudinales son de gran importancia, debido a que permiten a identificar zonas vulnerables ante el cambio climático. En México la información en este sentido es escasa por lo que el objetivo de la presente investigación fue evaluar la variación de las reservas del COS en un gradiente altitudinal del Iztaccíhuatl.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se ubica en el estado de Puebla, en la ladera con orientación este del volcán Iztaccíhuatl, es un transecto localizado en las siguientes coordenadas geográficas 19°6'47.39" N - 98°31'28.30" O y 19°9'2.01" N - 98°35'56.33" O, en territorio de los siguientes municipios del estado de Puebla: Huejotzingo, Calpan, y San Nicolás de los Ranchos. Sus características climáticas corresponden a la clasificación de templado subhúmedo con lluvias en verano, así como semifrío subhúmedo con lluvias en verano. La vegetación predominante es: Bosque de Pino, Bosque de Pino-Encino y Pastizal alpino. Los tipos de suelo principales son Andosol y Cambisol (INEGI, 2010).

Se seleccionó una toposecuencia de andosoles con una longitud estimada de 9.2 km, la variación altitudinal fue de los 2500 a los 4000 msnm. Se recolectaron muestras compuestas por triplicado de suelo cada 500 m de altitud a una profundidad de 0-30 cm. Las muestras de suelo fueron secadas durante 72 horas, y posteriormente tamizadas a 2 mm para remover el material grueso. Debido a que la estimación del COS requiere de una medición exacta de la densidad aparente, en cada punto de muestreo se tomó una muestra de suelo sin alterar por el método del cilindro de volumen conocido. La determinación del COS se realizó por el método de Walkley y Black (AS – 07) según la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Para estimar el carbono orgánico del suelo por unidad de área (MgC ha^{-1}) se aplicó la siguiente fórmula (Penman *et al*., 2003):

$$COS = C * DAP * P * 1 - FG * 10 .$$

Donde COS es el carbono orgánico del suelo en ton/ha; C es la concentración de carbono orgánico en suelo (%); DAP es la densidad aparente ($Mg\ m^{-3}$); $P\ (m)$ es la profundidad del suelo y $FG\ (> 2\ mm)$ el porcentaje de fragmentos gruesos. Se consideraron cuatro categorías de almacenamiento de carbono orgánico (Vela *et al*., 2012): Muy Alto (>150 Mg ha^{-1}), Alto (100–150 Mg ha^{-1}), Medio (50–100 Mg ha^{-1}) y Bajo (<50 Mg ha^{-1}). Con el fin de comparar la cantidad de carbono orgánico del suelo bajo las diferentes altitudes y cobertura vegetal, se realizó un ANOVA y prueba de rangos de Tukey. Para determinar la interacción entre variables se usó la prueba de correlación de Pearson. El programa empleado fue R de libre acceso.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El promedio general del contenido de C orgánico a través del gradiente altitudinal fue de 130 Mg ha^{-1}, los resultados obtenidos se muestran en la Figura 1, los cuales indican que

existen diferencias significativas (α≤0.05) en el COS almacenado en el suelo a las diferentes altitudes y bajo los diferentes tipos de cobertura.

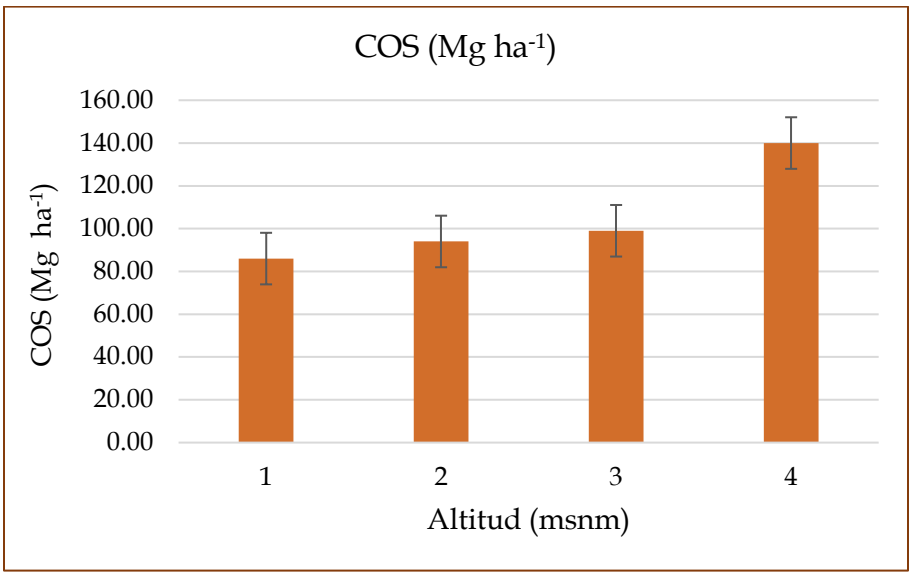


Figura 1. Concentraciones promedio de COS en función de la altitud

El rango se encontró entre 95 y 142 Mg ha^{-1}, siendo catalogados como Altos según la clasificación de Vela *et al.*, 2012. Las reservas de COS aumentaron en medida que se ascendió en el transecto. La relación explicada por regresión lineal (COS = 21,20 + 0,21 * Altitud) fue de r^2 = 0,90; (α≤0.05) (Figura 2). La vegetación de pino-encino registró concentraciones promedio de 91 Mg ha^{-1}. Resultados similares fueron encontrados por Parras Alcantara *et al.*, (2015), quienes reportan una correlación positiva y altamente significativa entre la altitud de muestreo y el contenido de carbono en suelos (r^2 = 0,77, (α≤0.01) en suelos con bosque de encinos (*Quercus ilex* spp.).

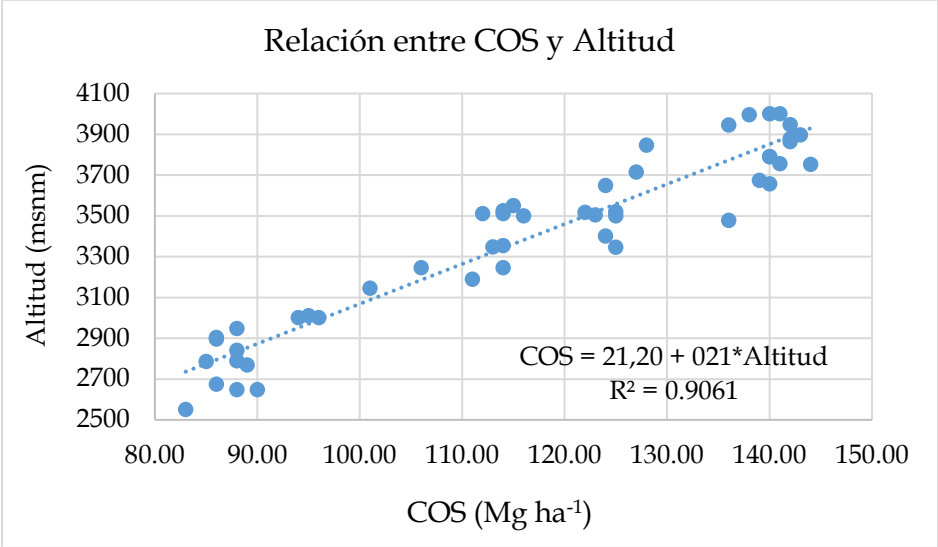


Figura 2. Correlación entre el COS y la altitud.

La mayor acumulación se registró a los 3500 y 4000 msnm (99 y 140 Mg ha^{-1}, respectivamente), en suelo cubierto por pastizal alpino. La menor concentración se registró a los 2500 msnm, bajo cubierta de bosque de pino (86 Mg ha^{-1}).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos demuestran que la altitud juega un papel importante en el almacén de carbono orgánico del suelo en el Iztaccíhuatl, a mayor altitud mayor reserva de carbono, esto se asocia con el decremento de las temperaturas. La vegetación también juega un papel importante en las reservas de COS, encontrándose los mayores valores de carbono orgánico en los suelos en donde existe vegetación de pastos alpinos, debido a sus altos aportes de materia orgánica. Esta investigación aporta información importante para el conocimiento del carbono acumulado en áreas naturales protegidas y valorar su aportación para la captura de carbono, en este sentido las áreas protegidas con muy bajos impactos antrópicos cumplen una importante función a nivel local y regional, más aún en la mitigación del cambio climático.

BIBLIOGRAFÍA

Agencia Europea del Medio Ambiente. (2015). El suelo y el cambio climático. Recuperado de http://www.eea.europa.eu/es/senales/senales-2015/articulos/el-suelo-y-el-cambio-climatico.

INEGI. (2010). Compendio de información Geográfica Municipal 2010 Tlahuapan, Puebla. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

IPCC. (2001). "Third assessment report–climate change, 2001. The scientific basis: summary for policymakers. A report of working group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change", Intergovernmental Panel on Climate Change, UNEP–WMO, p. 7 [www.ipcc.ch; consultado 21 de agosto de 2010]

Mogollón, J; Martínez, A. (2009). Variación de la actividad biológica del suelo en un transecto altitudinal de la Sierra de San Luis, estado Falcón. Agron. Trop. 59:469-479

Norma Oficial Mexicana. (2000). NOM – 021 – RECNAT – 2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. 2002. Diario Oficial.

Parras Alcántara, L; Lozano García, B; Galán Espejo, A. (2015). Soil organic carbon along an altitudinal gradient in the Despeñaperros Natural Park, southern Spain. Solid Earth. 6:125- 134.

Penman, J., Gytarsky, M. Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., & Wagner, F. (2003). Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change, Institute for Global Environment Strategies. Kanagawa, Japan. http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/gpglulucf/gpglulucf_files/ GPG_LULUCF_FULL.pdf

Vela, G., J. López y M. Rodríguez. (2012). Niveles de carbono orgánico total en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, centro de México. Boletín del Instituto de Geografía 77: 18–30.

INFLUENCIA DE METABOLITOS DE LA RIZÓSFERA DEL SISTEMA MILPA SOBRE BACTERIAS PROMOTORAS DE CRECIMIENTO VEGETAL

Guadalupe Medina de la Rosa[1,2]; Lucía López Reyes[1*]; Moisés Graciano Carcaño Montiel[1]; Nguyen Esmeralda López Lozano[3]; Refugio Armando Tapia Hernández[1]

[1]Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. CP. 72570. Puebla, Pue., México. [2]Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología. [3]Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C. CP. 78216. San Luis Potosí, SLP., México. *lucia.lopez@correo.buap.mx

RESUMEN

El uso de microorganismos benéficos se ha extendido ampliamente, sin embargo, su éxito en la colonización de la rizósfera y su actividad enzimática, depende de diferentes factores. Además del suelo y las condiciones climáticas, los exudados radicales y los distintos tipos de compuestos que contienen son determinantes en la selección de la comunidad microbiana, así como de la actividad que presenten los microorganismos en el suelo. De esta manera se podrían aprovechar los beneficios de su interacción con plantas de interés agrícola. Por ello, en el presente trabajo se evaluó el efecto de diferentes metabolitos sobre tres grupos de bacterias promotoras de crecimiento vegetal que favorecen la disponibilidad de nutrientes y el control biológico. Para ello, se identificaron y probaron azúcares, aminoácidos y ácidos orgánicos sobre muestras de suelo, de esta manera se identificaron los metabolitos que favorecieron la actividad enzimática de las BPCV. Se tomaron como modelos las plantas del sistema milpa (calabaza, frijol y maíz) donde se identificó la presencia de los azúcares melobiosa y xilosa. Al evaluarlos, se encontró que ambos compuestos incrementaron la actividad quitinolítica en el suelo y que el ácido málico y arginina, incrementaron el número de copias de los genes *nifH* y *phoD*, respectivamente. Como se puede ver, los diferentes metabolitos tuvieron efectos particulares en la rizósfera que podrían aprovecharse para favorecer el establecimiento y actividad de BPCV.

PALABRAS CLAVE: *Exudados radicales; Fosfodiesterasa alcalina; Nitrogenasa; qPCR; quitinasa.*

INTRODUCCIÓN

Uno de los sistemas más recomendados en la agricultura de conservación, es el conocido como "milpa", el cual consiste regularmente en cultivos intercalados de maíz (*Zea mays* L), frijol (*Phaseolus vulgaris*) y calabaza (*Cucurbita* sp.) (Esteva y Marielle, 2003). Se ha visto que este sistema favorece el control de plagas y mejora la eficiencia del uso de nutrientes en el suelo, al tener diferentes especies vegetales (Ruiz-Torres y Lira-Saldivar, 2008). En esta misma línea, las bacterias promotoras de crecimiento vegetal (BPCV), son alternativas al uso de fertilizantes químicos y pesticidas que generan una grave contaminación al ecosistema (Bashan *et al*., 2014; Bhattacharyya y Jha, 2012). Los diferentes mecanismos que presentan estos microorganismos para favorecer el crecimiento de las plantas, incluyen la fijación de nitrógeno (Bahulikar *et al*., 2014), la

mineralización de fósforo (Kriakov *et al*., 2003) y el control de enfermedades y plagas de insectos por la acción de enzimas líticas como la quitinasa (Kuddus y Ahmad, 2013). El estudio de estos grupos bacterianos se centra principalmente en su actividad enzimática, sin embargo, con ayuda de la microbiología molecular, también se puede estimar el número de copias del gen de interés en las muestras. Por ejemplo, para cuantificar un estimado de la población de las bacterias fijadoras de nitrógeno (BFN), mineralizadoras de fósforo (BMFO) y quitinolíticas (BQ), se pueden utilizar los genes que codifican para cada una de las enzimas que realizan las reacciones, es decir, *nifH*, *phoD* y *chiA* (Gaby y Buckley, 2012; Ragot *et al*., 2015; Ramaiah *et al*., 2000), respectivamente. Ahora bien, el reclutamiento de estos y otros grupos bacterianos responde, entre otras variables, a los exudados radicales que liberan las plantas en la rizósfera (Massalha *et al*., 2017). Es por ello que se propuso estudiar los compuestos que liberan las plantas de este sistema al suelo y los cambios que ejercen sobre las comunidades de bacterias benéficas. Aunque se han hecho pruebas utilizando exudados radicales sobre cepas puras, se desconoce el efecto que tienen compuestos específicos de los exudados sobre la actividad enzimática, abundancia y diversidad de BFN, BMFO y BQ. Es por ello que este trabajo buscó identificar metabolitos que incrementen la actividad enzimática y abundancia de BPCV, lo que, aplicado, se podría reflejar en cultivos más sanos con mayor producción y resistentes a plagas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se colectaron muestras de suelo en terrenos cultivados bajo el sistema milpa en el Municipio de San Nicolás de los Ranchos, Puebla, México. El suelo se colectó en cinco puntos al azar en la parcela, se homogenizó y tamizo (2mm). La caracterización del suelo se realizó de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. El suelo se mantuvo a 4°C, hasta su procesamiento.

Para identificar los metabolitos producidos por las tres especies vegetales, se obtuvieron semillas criollas de la Región 20 – San Martín Texmelucan del Estado de Puebla. Las semillas se desinfectaron y germinaron en macetas con suelo y se mantuvieron en invernadero hasta la colecta de los exudados radicales a los 15 y 30 días de crecimiento. En condiciones de asepsia, las plantas se retiraron del suelo, se lavaron y se mantuvieron en agua por dos horas (120 rpm). Los exudados se secaron a 70°C por 48h. Los azúcares se identificaron por cromatografía en capa fina (TLC) en placas de aluminio recubiertas con sílica gel (Merck F_{254}), según el método de Han y Robyt (1998). Además, se seleccionaron los ácidos cítrico y málico y los aminoácidos arginina (Arg) y metionina (Met), de acuerdo con su relación con los grupos bacterianos de interés y que se han identificado también en las tres especies de plantas del sistema milpa (Ibarra, 2011; Lapie *et al*., 2019; Medina-de la Rosa *et al*., 2023).

Cada uno de los metabolitos se añadió a una concentración de 600 μ g^{-1} de suelo seco, se humedecieron 90 g de suelo con 10 ml de la solución y se incubaron por 6 días. En el tratamiento testigo sólo se agregó agua destilada estéril. Las muestras se colectaron y almacenaron a 4°C hasta su procesamiento. Se cuantificó la actividad en la enzima nitrogenasa (López-Lozano *et al*., 2016), fosfodiesterasa alcalina (Tabatabai y Bremner,

1969) y quitinasa en el suelo (Castro *et al*., 2011). Además, se determinó la abundancia de cada uno de los grupos bacterianos por medio de la técnica de reacción de cadena de la polimerasa en tiempo real (Medina-de la Rosa *et al*., 2021), para lo cual se realizó la extracción de ADN con el kit Quick-DNA Fecal/*Soil Microbe Miniprep* (ZymoResearch, D6010). Las diferencias en la actividad enzimática y la abundancia de los grupos bacterianos de los tratamientos con el testigo, se evaluó con la prueba de Kruskal Wallis y la prueba de Dunn. Todos los análisis se realizaron en R (V 4.3.0) y *R studio* (V 2023.06.1+52).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La zona de muestreo en San Nicolás de los Ranchos presenta suelos de tipo regosol, con textura franco arenosa, un contenido medio de materia orgánica de acuerdo con los parámetros de la norma 021, una concentración media a baja de nutrientes (Cuadro 1). Pero en el caso del fósforo presentó una alta concentración, lo que es característico de los suelos de origen volcánico (Beltrán, 2014) (Figura 1). Con la técnica de cromatografía en capa fina, se identificaron diferentes azúcares, dentro de los cuales, se encuentran melobiosa, xilosa, dulcitol, galactosa y rafinosa, como los más comunes entre las tres especies de plantas en el sistema milpa (Carvalhais *et al*., 2011).

Se observó que los azúcares melobiosa y xilosa incrementaron la actividad de la quitinasa (Figura 1a; $p<0.05$) y en el caso de la actividad de la enzima nitrogenasa, no se registraron variaciones en ninguno de los tratamientos (Figura 1a). Este comportamiento podría deberse a la cantidad disponible de nitrógeno, que según los análisis es media (Cuadro 1). Hay que recordar que la reacción de fijación de nitrógeno es costosa y requiere de altas cantidades de fuentes de carbono por lo que los microorganismos sólo lo utilizan cuando el nitrógeno disponible es limitado como en los suelos áridos (Hildebrandt *et al*., 2015; Medina-de la Rosa *et al*., 2021). Sin embargo, el número de copias del gen *nifH* con la adición de ácido málico y el gen *phoD*, con Arg, sí mostraron un incremento con respecto al testigo (Figura 1b; $p<0.05$).

El ácido málico junto con el cítrico, acético y oxálico son de los más comunes y abundantes en los exudados radicales de diferentes especies de plantas (Eilers *et al*., 2010). Estas fuentes de carbono tienen papeles esenciales en el metabolismo celular y la atracción de microorganismos, además de que se han asociado con la presencia de bacterias del filo Proteobacteria (Anandyawati *et al*., 2017; Chen *et al*., 2016). Incluso se sabe que algunos ácidos orgánicos no pueden ser metabolizados por BFN (Haahtela *et al*., 1983) o que no ejercen un efecto quimioatrayente sobre BMFO (De Weert *et al*., 2002). Por lo que resultaría interesante conocer la identidad de las bacterias en las muestras del suelo, con lo que se podría tener un panorama mucho más claro de lo que sucede en la interacción entre la planta y los microorganismos de la rizosfera. Además de que Arg es un aminoácido muy versátil que participa en innumerables procesos metabólicos de la planta y los microorganismos (Morris, 2004).

Cuadro 4. Caracterización del suelo de San Nicolás de los Ranchos, Puebla, México. El suelo se obtuvo de una parcela con frecuente cultivo del sistema milpa, con variedades criollas de la región.

pH	% Materia orgánica	% N	Ca $cmol_c\ Kg^{-1}$	Mg $cmol_c\ kg^{-1}$	Na $cmol_c\ kg^{-1}$	K $cmol_c\ kg^{-1}$	CIC $cmol_c\ kg^{-1}$	P $mg\ kg^{-1}$	CE $dS\ m^{-1}$
6.5	2.0	0.1	5.6	2.0	1.0	0.3	9.6	213.9	0.2

Después siete días de incubación, se cuantificó la actividad enzimática de la A) Nitrogenasa, Fosfodiesterasa alcalina (FDA) y quitinasa. También se determinó B) el número de copias de los genes que codifican para dichas enzimas: *nifH*, *phoD* y *chiA*, respectivamente. Al final se evaluó la diferencia de los resultados de cada tratamiento con el testigo con la prueba Kruskal y el método de Dunn (*= p<0.05, **= p<0.01 y ***= p<0.001).

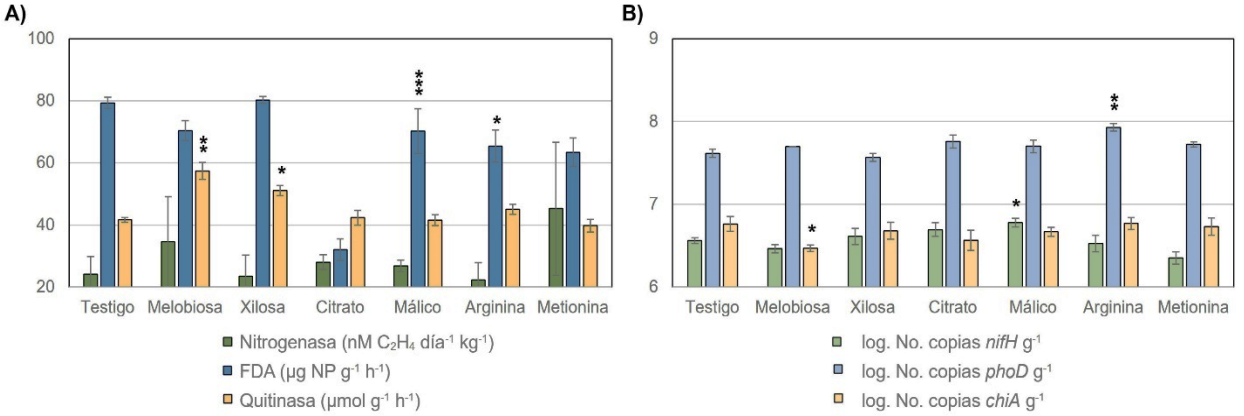


Figura 1. Actividad enzimática y abundancia de genes en suelo tratado con metabolitos.

CONCLUSIONES

Las fuentes de carbono, en forma de xilosa y melobiosa, presentes en los exudados radicales de plantas del sistema milpa (maíz, frijol y calabaza) favorecen la selección y actividad enzimática de bacterias promotoras de crecimiento vegetal, especialmente aquellas con actividad quitinolítica que intervienen en el control biológico de plagas y enfermedades de origen fúngico.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo otorgado en el marco de la Convocatoria Estancias Posdoctorales por México 2022 (1), CUV 626209 por el Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología. Los gastos de la investigación fueron cubiertos por el Instituto de Ciencias de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla y el programa BIOFERTIBUAP®.

BIBLIOGRAFÍA

Anandyawati, Anwar, S., Nugroho, B., Widyastuti, R., *et al*. (2017). Study of root exudate organic acids and microbial population in the rhizosphere of oil palm seedling. *J Trop Soils*, *22*(1), 29–36.

Bahulikar, R. A., Torres-Jerez, I., Worley, E., Craven, K., *et al*. (2014). Diversity of nitrogen-fixing bacteria associated with switchgrass in the native tallgrass prairie of Northern Oklahoma. *Appl. Environ. Microbiol.*, *80*(18), 5636–5643.

Bashan, Y., De-Bashan, L. E., Prabhu, S. R., y Hernández, J. P. (2014). Advances in plant growth-promoting bacterial inoculant technology: formulations and practical perspectives (1998-2013). *Plant Soil*, *378*, 1–33.

Beltrán, M. E. (2014). La solubilización de fosfatos como estrategia microbiana para promover el crecimiento vegetal. *Corpoica Cienc. Tecnol. Agropecu*, *15*(1), 101–113.

Bhattacharyya, P. N., y Jha, D. K. (2012). Plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR): Emergence in agriculture. *World J. Microbiol. Biotechnol.*, *28*(4), 1327–1350.

Carvalhais, L. C., Dennis, P. G., Fedoseyenko, D., Hajirezaei, M.R., *et al*. (2011). Root exudation of sugars, amino acids, and organic acids by maize as affected by nitrogen, phosphorus, potassium, and iron deficiency. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, *174*(1), 3–11.

Castro, R., Álvarez, A., Machado, E., Mendoza, M., *et al*. (2011). Caracterización de una quitinasa extracelular producida por Serratia sp. BIOMI-363706 usando quitina coloidal como sustrato. *Revista SQP*, *77*(2), 101–108.

Chen, Z.J., Tian, Y.H., Zhang, Y., Song, B.R., *et al.* (2016). Effects of root organic exudates on rhizosphere microbes and nutrient removal in the constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, *92*, 243–250.

De Weert, S., Vermeiren, H., Mulders, I. H. M., Kuiper, I., *et al*. (2002). Flagella-driven chemotaxis towards exudate components is an important trait for tomato root colonization by *Pseudomonas fluorescens*. *MPMI*, *15*(11), 1173–1180.

Eilers, K. G., Lauber, C. L., Knight, R., y Fierer, N. (2010). Shifts in bacterial community structure associated with inputs of low molecular weight carbon compounds to soil. *Soil Biol. Biochem*, *42*(6), 896–903.

Esteva, G., y Marielle, C. (2003). Sin maíz no hay país. In J. V. Anaya (Ed.), *Culturas Populares de México* (1°). CONACULTA.

Gaby, J. C., y Buckley, D. H. (2012). A Comprehensive evaluation of PCR primers to amplify the *nifH* gene of nitrogenase. *PLoS ONE*, *7*(7), e42149.

Haahtela, K., Kari, K., y Sundman, V. (1983). Nitrogenase activity (acetylene reduction) of root-associated, cold-climate *Azospirillum*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, and *Pseudomonas* species during growth on various carbon sources and at various partial pressures of oxygen. *Appl. Environ. Microbiol.*, *45*(2), 563–570.

Han, N.S. y Robyt, J.F. (1998). Separation and detection of sugars and alditols on thin layer chromatograms. *Carbohydr. Res.,* 313(2): 135-137.

Hildebrandt, T. M., Nunes, A., Araújo, W. L., y Braun, H.P. (2015). Amino acid catabolism in plants. *Mol Plant.*, *8*(11), 1563–1579.

Ibarra, A. (2011). Caracterización de ácidos orgánicos de bajo peso molecular presentesen exudados radicales de *Zea mays*: Aplicaciones para la remediación de suelos contaminados por metales pesados. Maestría. *Universidad Autónoma de Nuevo León.*

Kriakov, J., Lee, S. H., y Jacobs, W. R. (2003). Identification of a regulated alkaline phosphatase, a cell surface-associated lipoprotein, in *Mycobacterium smegmatis*. *J. Bacteriol.*, *185*(16), 4983–4991.

Kuddus, M., y Ahmad, I. Z. (2013). Isolation of novel chitinolytic bacteria and production optimization of extracellular chitinase. *JGEB*, *11*(1), 39–46.

Lapie, C., Leglize, P., Paris, C., Buisson, T., *et al.*, T. (2019). Profiling of main metabolites in root exudates and mucilage collected from maize submitted to cadmium stress. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, *26*(17), 17520–17534.

López-Lozano, N. E., Carcaño-Montiel, M. G., y Bashan, Y. (2016). Using native trees and cacti to improve soil potential nitrogen fixation during long-term restoration of arid lands. *Plant Soil*, *403*(1–2), 317–329.

Massalha, H., Korenblum, E., Tholl, D., y Aharoni, A. (2017). Small molecules below-ground: the role of specialized metabolites in the rhizosphere. *Plant J.*, *90*(4), 788–807.

Medina-de la Rosa, G., García-Oliva, F., Alpuche-Solís, Á. G., Ovando-Vázquez, C., *et al*. (2021). The nutrient-improvement bacteria selected by *Agave lechuguilla* T. and their role in the rhizosphere community. *FEMS Microbiol. Ecol.*, *97*(11), 1–14.

Medina-de la Rosa, G., García-Oliva, F., y López-Lozano, N. E. (2023). Arginine and methionine increase the enzymatic activity of microbes involved in N and P cycles in arid soil from the Chihuahuan desert. *Eur. J. Soil Biol.*, *117*, 103517.

Morris, S. M. (2004). Enzymes of arginine metabolism. *J Nutr*, *134*(10), 2743S-2747S.

Ragot, S. A., Kertesz, M. A., y Bünemann, E. K. (2015). *phoD* Alkaline phosphatase gene diversity in soil. *Appl. Environ. Microbiol*, *81*(20), 7281–7289.

Ramaiah, N., Hill, R. T., Chun, J., Ravel, J., *et al*. (2000). Use of a *chiA* probe for detection of chitinase genes in bacteria from the Chesapeake Bay. *FEMS Microbiol. Ecol.*, *34*(1), 63–71.

Ruiz-Torres, N. A., y Lira-Saldivar, R. H. (Eds.). (2008). Tecnologías sustentables en semillas (1st ed.). Centro de Capacitación y Desarrollo en Tecnología de Semillas-*UAAAN*.

Tabatabai, M. A., y Bremner, J. M. (1969). Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.*, *1*(4), 301–307.

COMPACTACIÓN DE SUELOS Y PÉRDIDA DE SU MULTIFUNCIONALIDAD

Gerardo Cruz Flores[1]

[1] Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México. Batalla 5 de mayo S/N esquina Fuerte de Loreto, Col. Ejército de Oriente, Iztapalapa, Ciudad de México. edaynuve@gmail.com

RESUMEN

Más de 90% de la producción alimenticia mundial se obtiene del suelo. Los suelos en sistemas de *climax ecológicos* no presentan degradación edáfica gracias al balance, de masa y energía, mantenido por equilibrios termodinámicos, biológicos y de *homeostasis ecológica*. La degradación edáfica por eventos naturales es poco frecuente y, cuando ocurre por actividad antrópica afecta severamente sus propiedades con implicaciones negativas sobre sus servicios ecosistémicos. El informe "Status of world's soil resources" de la FAO, destaca aspectos socio-económicos y étnico-culturales que influyen para degradar el suelo por ejemplo con salinización o acidificación que limitan la disponibilidad nutrimental y aumentan la solubilidad de contaminantes con lo que los suelos no realizan sus funciones vitales. También influyen negativamente los desbalances nutrimentales, la erosión, el sellado, el anegamiento, la contaminación, las pérdidas de biodiversidad y la compactación del suelo, la cual, es un proceso casi siempre antrópico que propicia aumentos en densidad aparente, pérdidas de porosidad, de materia orgánica y que promueve la erosión por utilización de prácticas de labranza intensiva y maquinaria altamente potente y gran peso. Bajo este signo de degradación, los suelos pierden permeabilidad, limitan movimientos del agua y aire, generan anegamientos alterando procesos oxido-reducción, actividad microbiana, respiración y de absorción nutrimental por daño radical evidenciado con menor crecimiento y densidad radical. Esta contribución se integra al Simposio "La magnitud de la degradación del suelo y la extraordinaria habilidad humana para su transformación" con el objetivo de describir a la compactación de los suelos como un problema de degradación edáfica.

PALABRAS CLAVE: *Impedancia mecánica; Homeostasis ecológica; Climax edafo-ecológico*

INTRODUCCIÒN

Los suelos en los sistemas de *climax ecológicos* (ecosistemas naturales) no presentan degradación porque ésta se inhibe por balances de masa y energía sostenidos en equilibrios termodinámicos, biológicos y *homeostasis ecológica*. Según Rozenberg y colaboradores (2023), la homeostasis es atributo común de sistemas complejos (célula, tejidos, u organismos, etc.), de aquí se asume que la homeostasis ecológica debe ser pilar fundamental de la sostenibilidad de los ecosistemas. De no alterarse, el deterioro edáfico originado por eventos naturales es poco frecuente, sin embargo, la degradación de suelos aparece de manera inmediata y fuertemente inducida por actividades y procesos antrópicos que, como en los agro-ecosistemas, se usan con el noble fin de incrementar

rendimientos de la producción agropecuaria y forestal e irónicamente provocan severas afectaciones pocas veces reversibles en los suelos. Aunque en los suelos se produce anualmente algo así como 95% de los alimentos consumidos por la humanidad, más que ser sustrato donde crecen las plantas cultivadas, los suelos en los ecosistemas y en los agroecosistemas (aquí más frágiles) son sistemas vivos, complejos y dinámicos (Lehmann *et al*., 2020) cuya funcionalidad ecológica se ve afectada en diferente grado por actividades productivas donde las comunidades humanas integran el binomio naturaleza-sociedad. En el proceso productivo, según (Mastrangelo, 2009) "el hombre realiza, regula, modifica y controla a la naturaleza obligándola a servirle, es decir la domina, pero después de cada una de las victorias del hombre, la naturaleza toma su venganza" y le ha venido cobrando la factura con el calentamiento global, agotamiento de recursos agro-alimentarios, sequías, inundaciones, desertificación y otros impactos ambientales que han venido limitando un desarrollo sostenible.

En referencia al estado mundial del recurso suelo, la FAO (2015) destaca, en su informe "*Status of world's soil resources*", que los frecuentes desequilibrios existentes entre nutrimentos, requeridos por las plantas, originados de sobre utilización de fertilización nitro-fósfo-potásicos. Además de lo señalado, también cita en el informe de la FAO, la alta incidencia de erosión, la acidificación, la salinización, la contaminación y pérdida de biodiversidad y sellado y la compactación, el anegamiento y sellado, así como la compactación y el anegamiento, como procesos que degradan la calidad del suelo y todo lo atribuye a aspectos socio-económicos y étnico-culturales. Todos estos eventos que degradan al suelo suelen impedir que realicen sus funciones vitales en los ecosistemas y para conservar la salud del ambiente y del hombre (Lockwood *et al*., 2003; Drewry *et al*., 2008). La compactación del suelo es un altamente degradante de la calidad inherente del suelo porque reduce y abate el espacio poroso por donde fluyen elementos y compuestos de las fases líquida y gaseosa de los suelos. Cuando ocurre la compactación del suelo se presentan aumentos de la densidad aparente, disminuye el espacio poroso, ocurren pérdidas de materia orgánica y aumenta la erosión de suelo por prácticas de labranza intensiva con utilización de maquinaria de alta potencia y gran peso.

DISCUSIÓN

Con la finalidad de ilustrar con ejemplos concretos la problemática de los suelos que sigue a la compactación que sufren por diferentes actividades antrópicas generalmente, se realizó una búsqueda bibliográfica asociada a propiedades físicas y químicas que pueden verse afectadas por la compactación y algunos de los principales efectos que la compactación tiene sobre la actividad biológica de las raíces y microorganismos.

Diversidad de artículos y publicaciones señalan que los suelos, son componentes del ecosistema y, en sí mismos, pueden catalogarse como ecosistemas pues cumplen todo requisito que el concepto ecosistema exige como "complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente que interactúan como una unidad funcional" (Jiménez *et al*., 2020; Chávez-Flores *et al*., 2020). Los suelos son la base de múltiples servicios ecosistémicos que coadyuva en la regulación climática, al capturar y retener carbono, como filtrador de compuestos y agentes contaminantes para

mejorar la calidad del agua y aire, como hábitat depositario y protector de la biodiversidad, como reactor fundamental natural que estabiliza los flujos de materia y energía de los elementos biogenésicos y otras funciones ambientales de orden socio-ambiental como el control de inundaciones, recarga de acuíferos, etc. (Fließbach *et al*., 2007; Burbano, 2016).

Siendo componente fundamental del ecosistema o por sí mismos un ecosistema, debe adoptarse para los suelos terminología *ad-hoc* que lo refiera como un ecosistema en el que, si se tiene un estadio de *climax ecológico*, el suelo no presentaría degradación porque están garantizados los balances de masa y flujos de energía en el largo plazo y sus equilibrios termodinámicos, biológicos y de *homeostasis ecológica* regulatoria son mantenidos por mecanismos de amortiguación que aportan resiliencia o resistencia a cambios en la estructura y dinámica del sistema suelo (Rozenberg *et al*., 2023). Importante es señalar en la disruptiva de conservación contra degradación del suelo que, no alejarse de la homeostasis ecológica es condición indispensable para la sostenibilidad de los suelos y de los ecosistemas. La alteración edáfica, solo ocurre por actividades y procesos antrópicos como la producción agropecuaria y forestal que alejan al suelo de la homeostasis ecológica. La degradación edáfica, independientemente de la razón que la origine, no ocurre con igual velocidad e intensidad en todos los ambientes porque puede potenciarse por las propias condiciones edáficas que, dicho sea de paso, dependen de sus propiedades (físicas y químicas) intrínsecas y de la calidad inherente de los suelos (Chavarin-Pineda *et al*., 2021). Aunque procesos de degradación del suelo (erosión, pérdida de fertilidad, aumentos de salinidad y acidificación, compactación y pérdidas de carbono del suelo) ocurren de forma natural, actividades como la tala inmoderada y prácticas agrícolas erráticas la multiplican hasta 1000 veces (Braman y Pendley, 1993).

Un grave problema al que se enfrentan los productores agropecuarios del mundo y del país, es la compactación de suelos o impedancia mecánica que, puede relacionarse con su resistencia a la penetración. Resulta de incrementos sustanciales en densidad aparente y pérdidas de porosidad (Dexter *et al*., 2007). La compactación de suelos agrícolas según Herrera *et al.* (2012), provoca fuerte repercusión económica y ambiental debido a que, en suelos compactados, aumentan la escorrentía superficial y anegamientos que afectan negativamente el rendimiento de los cultivos (Sasal *et al*., 2017).

Porque no impactan fuertemente en suelos de uso agropecuario y en procesos de producción de cereales, leguminosas, fibras, oleaginosas, etc., o de cultivos forrajeros, se conoce muy poco de los efectos que pueden tener, en suelos bajo tipos de vegetación natural (Selvas, bosques, matorrales, zacatonales, etc.) los incendios forestales, las podas excesivas, el desmonte de tierras, la erosión del suelo y otras prácticas relacionadas con diversas políticas públicas en el medio ambiente que propician cambios de uso de suelo (Kabzems, 2012).

La búsqueda de aumentos en rendimiento de cultivos o de multiplicar las cosechas anuales, intensifica las prácticas agrícolas que afectan las propiedades de los suelos y su biodiversidad por causa de la fragmentación del paisaje agrícola (Cortet, 2002 y Fließbach

et al., 2007) o la parcelización de los terrenos para actividades agropecuarias es también una forma significativa de fragmentación.

Las propiedades del suelo alteradas severamente, provocan la disminución de su calidad y fertilidad natural actual y pone en riesgo la futura cuando el suelo ya no cumple con sus funciones vitales y pierde su capacidad de sostener cualquier tipo de vida, incluida la humana. En aras de buscar un aumento de los rendimientos de los cultivos y de obtener dobles cultivos se han intensificado las actividades agrícola, muchas veces con procedimientos inadecuados, y se convierten en una de las principales causas de la degradación de los suelos (Nunes *et al*., 2015) afectando, la biodiversidad en general y la de los suelos en particular (Braman y Pendley, 1993; Cortet, 2002 y Fließbach et al., 2007) incluso mediante fragmentación del paisaje agrícola por un lado y afectando las propiedades de los suelos. Un solo ejemplo basta para comprender lo anterior: Según Behrends y colaboradores (2021), un alto contenido de limo, superior a valores entre 60-70 % en el *horizonte A*, causa una baja estabilidad estructural que favorece un rápido deterioro de sus propiedades hidrofísicas cuando son labrados.

CONCLUSIONES

- Pocas veces se presenta deterioro edáfico originado por eventos naturales, en cambio, la degradación de suelos ocurre por actividades antrópicas
- Durante la compactación del suelo se presentan aumentos en la densidad aparente ante pérdidas de volumen de suelo que disminuye la porosidad natural por utilización de prácticas de labranza intensiva y maquinaria de alta potencia y gran peso.
- La compactación de los suelos aumenta la escorrentía superficial y anegamientos que inducen deficiencias nutrimentales y disminución de los rendimientos de los cultivos.
- La compactación del suelo provoca impedancia del suelo al crecimiento de las raíces, lo que disminuye su crecimiento y se afecta la producción agropecuaria.

BIBLIOGRAFÍA

Behrends K. F., Morrás, H., Fernández, P.L., Duval, M., Galantini, J, Garibaldi, Lucas. (2021). Influence of edaphic and management factors on soils aggregates stability under no-tillage in Mollisols and Vertisols of the Pampa Region, Argentina, Soil and Tillage Research, Volume 209, 2021, 104901, ISSN 0167-1987,

Braman, K.S., Pendley, R. (1993). Relative and seasonal abundance of beneficial arthropods incentipede grass as influenced by management practices. J. Econ Entomol. 86(2):494–504.

Burbano, H. (2016). El suelo y su relación con los servicios ecosistémicos y la seguridad alimentaria. Rev. Cienc. Agr. 33(2):117-124. doi: http://dx.doi.org/10.22267/rcia.163302.58.

Chavarin-Pineda Y., Reynoso E.C., Torres E., Cruz-Flores G., Tenorio-Arvide Ma.G., Linares-Fleites G., Valera-Pérez M.A. (2021): Soil quality in volcanic soils in a forest biosphere reserve in Mexico. Soil & Water Res. https://doi.org/10.17221/108/2020-SWR.

Chávez-Flores, G. A., Corral-Rivas, J. J., Vega-Nieva, J. D., López-Serrano, P. M., & Rubio-Camacho, E. A. (2020). Estructura espacial de los bosques mixtos e irregulares en el estado de Durango. Revista mexicana de ciencias forestales, 11(59), 141-162.

Cortet J. Ronce, D., Poinsot-Balaguer, N., Beaufreton, C., Chabert, A., Viaux P., de Fonseca J. P. C. (2002). Impacts of different agricultural practices on the biodiversity of microarthropod communities in arable crop systems. Eur J. Soil Biol 38(3): 239–244.

Dexter, A. R., E. A. Czyz, and O. P. Gate. (2007). A method for prediction of soil penetration resistance. Soil Tillage Res. 93: 412-419.

Drewry, J.J., Cameron, K.C. & Buchan, G.D. (2008). Pasture yield and soil physical property responses to soil compaction from treading and grazing — a review. Soil Research, 46(3): 237–256

FAO and ITPS. (2015). Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy

Fließbach A., Oberholzer H.R., Gunst, L., Mäder, P. (2007). Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. Agric Ecosyst Environ 118(1): 273–284.

Herrera, S. M., Iglesias, C. C., Lara, C. D., Diego, N. F., Ruiz, V.O., González C. O. y López B. E. (2012). Sensor para la medición continúa de la compactación del suelo. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas Pub. Esp. Núm. 4 1 de noviembre - 31 de diciembre. p. 800-806.

Jiménez, A., Gabriel, J., & Tapia, M. (2020). Ecología forestal. Compás Editorial. Cámara Ecuatoriana del libro. ISBN 978-9942-770-18-9.

Kabzems, R. (2012). Aspen and white spruce productivity is reduced by organic matter removal and soil compaction. The Forestry Chronicle, 88: 306–316.

Lehmann J, Bossio DA, Kögel-Knabner I, Rillig MC. (2020). The concept and future prospects of soil health. Nat Rev Earth Environ. Oct;1(10):544-553. doi: 10.1038/s43017-020-0080-8. Epub 2020 Aug 25. PMID: 33015639; PMCID: PMC7116140.

Lockwood, P., Wilson, B., Daniel, H. & Jones, M. (2003). Soil acidification and natural resource management: directions for the future. University of New England, Armidale.

Mastrangelo, A. V. (2009). Análisis del concepto de recursos naturales en dos estudios de caso en Argentina. Ambiente & Sociedade, 12, 341-355.

Nunes, M.R., Denardin, José E., Pauletto E. A., Faganello A., Spinelli Pinto L. F. (2015). Mitigation of clayey soil compaction managed under no-tillage. Soil and Tillage Research, Volume 148, 2015: 119-126. ISSN 0167-1987. https://doi.org/10.1016/j.still.2014.12.007.

Pollen, N., A. Simon, and A. Collison. (2004), Advances in assessing themechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on stream bankstability, in Riparian Vegetation and Fluvial Geomorphology, Water Sci.Appl. Ser., vol. 8, edited by S. J. Bennett and A. Simon, pp. 125–139,AGU, Washington, D. C.

Rozenberg, G.S., Zinchenko, T.D. & Rozenberg, A.G. (2023). Hierarchy of Ecological Homeostasis as a Principle of Systemology. Biol Bull Russ Acad Sci 50 (Suppl 1), S109–S117. https://doi.org/10.1134/S1062359023601271

Sasal M.C., Boizard H., Adrián E. Andriulo, Marcelo G. Wilson, Joël Léonard. (2017). Platy structure development under no-tillage in the northern humid Pampas of Argentina and its impact on runoff, Soil and Tillage Research, Volume 173, Pages 33-41, ISSN 0167-1987. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.08.014.

Soane, B.D. (ed.). (1983). Compaction by agricultural vehicles: A review. Technical Report No 5. Scottish Institute of Agricultural Engin-eering, Bush Estate, Penicuik, Midlothian, Scotland.

Szatanik-Kloc, A., Horn, R., Lipiec, J., Siczek, A., Szerement, J. (2018). Soil compaction-induced changes of physicochemical properties of cereal roots. Soil and Tillage Research, 175: 226-233.

LAND USE/COVER CHANGE EFFECTS ON DIVERSITY, STRUCTURE AND FUNCTION OF BACTERIA COMMUNITIES

Brenda Baca-Patiño[1]; Antonio González-Rodríguez[2]; Felipe García-Oliva[2]; Yunuen Tapia-Torres[1];

[1] Escuela Nacional de Estudios Superiores, unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México; [2] Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México. brendabacap3@gmail.com

ABSTRACT

Land use/cover changes (LUCC) alter soil microbial communities and the processes that they carry out; however, information about how LUCC for avocado production affects nutrient content and microbial activity and composition in Michoacán, México is meager. Soil total nutrients, microbial ecoenzymatic activity, and microbial community diversity were studied in tow selected types of land use/cover: native forest (NFO) and avocado farmland (AUF-unfertilized; AFE-fertilized) zones. Results showed that (i) LUCC main imbalance is generated by the large amount of phosphorus applied in the avocado orchards, (ii) LUCC modify the ability of the microbial community to obtain carbon and phosphorus, (iii) LUCC increase bacterial diversity and bacterial community evenness.

KEYWORDS: *Agriculture; Avocado orchards; Eco-enzymatic activities; Soil microbial communities.*

INTRODUCTION

LUCC has negatively impacted global forest ecosystem's structure and functioning (Vitousek *et al.*, 1997). In particular, the state of Michoacan in Mexico is one of the places with economically important agricultural activities since it is the main avocado exporter in the world (SAGARPA, 2017). This agricultural phenomenon has led to a constant decline in forest cover being temperate and tropical forests the most affected (Mas *et al.*, 2017). Forest ecosystem's function is based on elements cycling that is regulated by soil microbial communities; they metabolize organic matter (OM) which in turn generates the availability of essential nutrients for ecosystem functioning (Wardle *et al.*, 2004). Heterotrhophic microbes transforms OM through the production of extracellular enzymes that cleave organic molecules to allow carbon (C), nitrogen (N) and phosphorus (P) assimilation (Waring *et al.*, 2014). Since ecoenzymes are major drivers of C and nutrient cycling, several ecoenzymes have been identified as useful indicators of nutrient deficiency and microbial nutrient demand (Sinsabaugh and Follstad Shah, 2012; Waring *et al.*, 2014).

It has been recognized that LUCC process is a major determinant influencing and altering aboveground species dynamics and the soil microbiome and their functions (Luo *et al.*, 2020) and this have been considered to alter the biogeochemical processes (Ouyang *et al.*, 2018). Thus, evaluating effects of LUCC on soil bacterial diversity and their ecoenzymatic activity, is important for better understanding human effects on soil microbiomes and global nutrient cycling. In this sense, the objective of this study is to

analyze how LUCC with agricultural purposes modifies the availability of nutrients in soils and identify the effect this has on bacterial communities and their ecological functions in soil.

MATERIALS AND METHODS

The study area is a region known as the avocado belt, in Michoacán, México. Eight avocado orchards were selected to obtain soil samples within the orchards and the forests surrounding each one of them. For soil biogeochemistry, pH was measured with a digital pH meter. Colorimetric detection was used to determine total carbon (TC), in a total carbon analyzer. An acid digestion at 360 °C was performed to determine total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP); both were determined calorimetrically in a Bran-Luebbe Auto analyzer 3. Potential activities of β-1,4-glucosidase (BG; C demand), β-1,4-N-acetylglucosaminidase (NAG; N demand), phosphomonoesterase (PM; P demand) and phosphodiesterases (PD; P demand) were characterized based on colorimetric determination of p-nitrophenol (p-NP). Polyphenol oxidase (POX; C demand) activity was measured based on addition of 2,2'-azino-bis (3-ethylbenzthiazoline-6-sulfuric acid) for incubation; determination was made spectrophotometrically at 460 nm. For bacteria diversity DNA was extracted from the soil samples with a DNeasy PowerSoil Kit. Bioinformatic analysis were carried out with dada2 v1.4.0. All statistical analyses were performed using RStudio v4.3.0. Package "ggplot2" was used to generate graphs. Package "phyloseq" was used to collapse 16S rRNA-ASVs by taxonomic rank, and subsample microbial taxa. All differences per zone were calculated with Kruskal-Walli's test. PERMANOVA and ANOSIM were used to assess significant beta-diversity differences of bacterial communities between zones. We also calculated rank-abundance curves to assess community dominance with "BiodiversityR" and Pielou evenness index with "microbiome".

RESULTS AND DISCUSSION

Soil C: N, C:P and N:P ratios were lower in agricultural soils compared to forest soils (Figure 1), suggesting that the main imbalance is generated by the large amount of P and N applied in the soil. Recent studies have shown similar patterns when comparing nutrient pools between forest soils and crops with certain management history; indicating that LUCC with agricultural purposes generate significant imbalance in nutrient stoichiometry due to different agricultural practices that tend to interfere with coupled stoichiometric processes (Rubæk *et al.*, 2013; Zheng *et al.*, 2021). Our data suggest that LUCC increase the amount of N and P and change the stoichiometric balance of C, N, and P in the soil.

POX activity was higher in NFO compared to avocado soils. It has been observed that highest values of OM turnover by phenol oxidase activity are associated with fine particulate organic matter (<1 mm) and litter with high lignin or phenol content (Sinsabaugh, 2010). In our results a higher activity of POX in forests (oak-pine forest) could suggest that there are differences in the composition of carbon stocks between native ecosystems and cropping systems; suggesting that forests could be harboring

substrates with a higher content of recalcitrant carbon sources. On the other hand, BG ecoenzymatic activity was similar between NFO and AFE suggesting that LUCC favors the decomposition of labile carbon sources in avocado orchards.

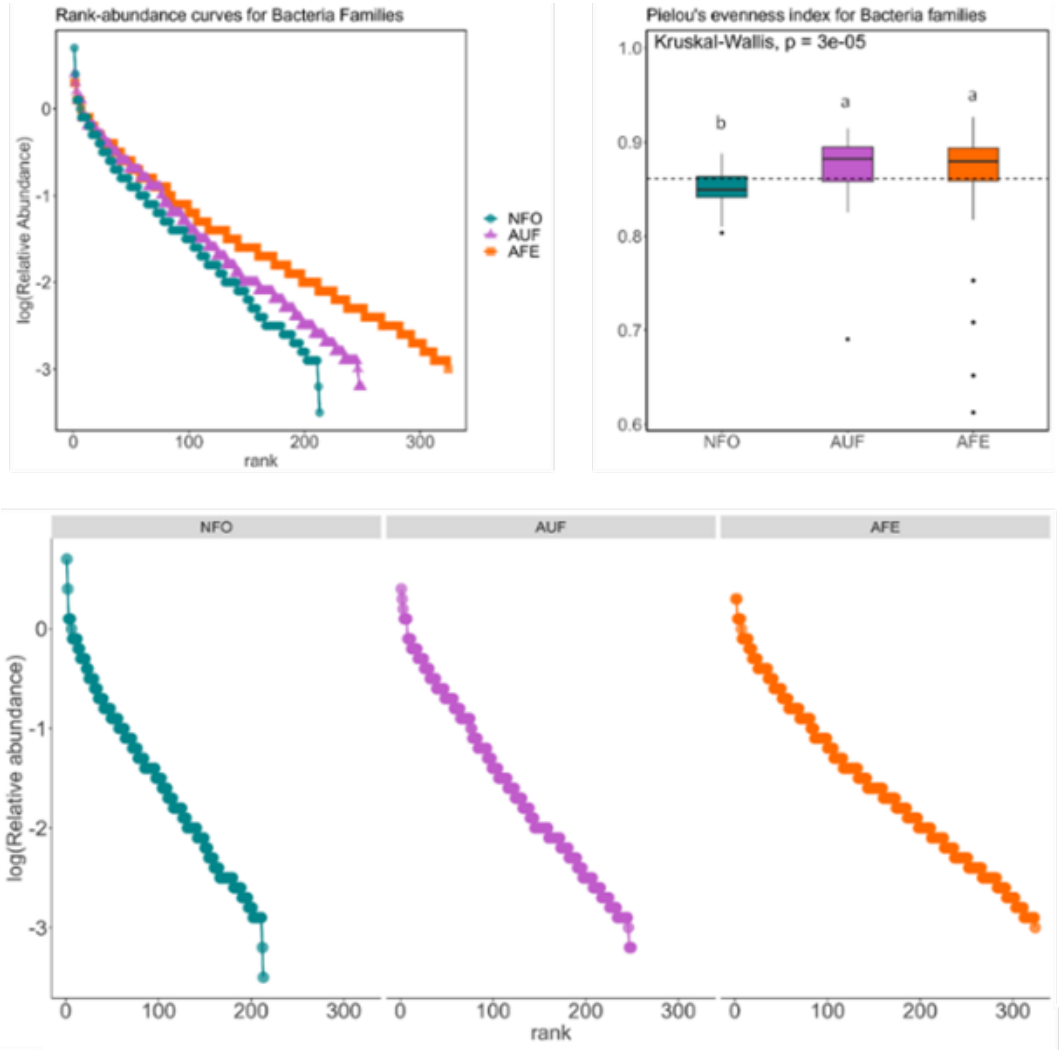


Figure 1. Boxplots shows the significant differences in the means of total nutrients ratios between zones. C: N: carbon-nitrogren ratio; C:P: carbon- phosphorus ratio; N:P: nitrogen-phosphorus ratios; NFO: native forest; AUF: avocado orchard unfertilized; AFE: avocado orchard fertilized.

PM activity was higher in NFO compared to AUF and AFE, while the activity of PD had no differences. Phosphatase enzymes play a fundamental role in the hydrolysis of soil organic P (Po) (Nannipieri *et al.*, 2011). Previous studies shows that the type of land use can influence phosphatase activities (Guo *et al.*, 2009), particularly PM values tends to be lower in agricultural soils. Also, it has been observed that crops tend to reduce diester-P/monoester-P ratio which indicates a preferential degradation of more labile diester-P orthophosphate (Zhang *et al.*, 2021). Our results suggest that LUCC have a significant effect on the cycling of soil Po and could have an impact in the different fractions that conform soil TP. These results shows that LUCC have significant effects in C, N and P

stoichiometry balance which in turn modifies the ability of microorganisms to obtain C and P.

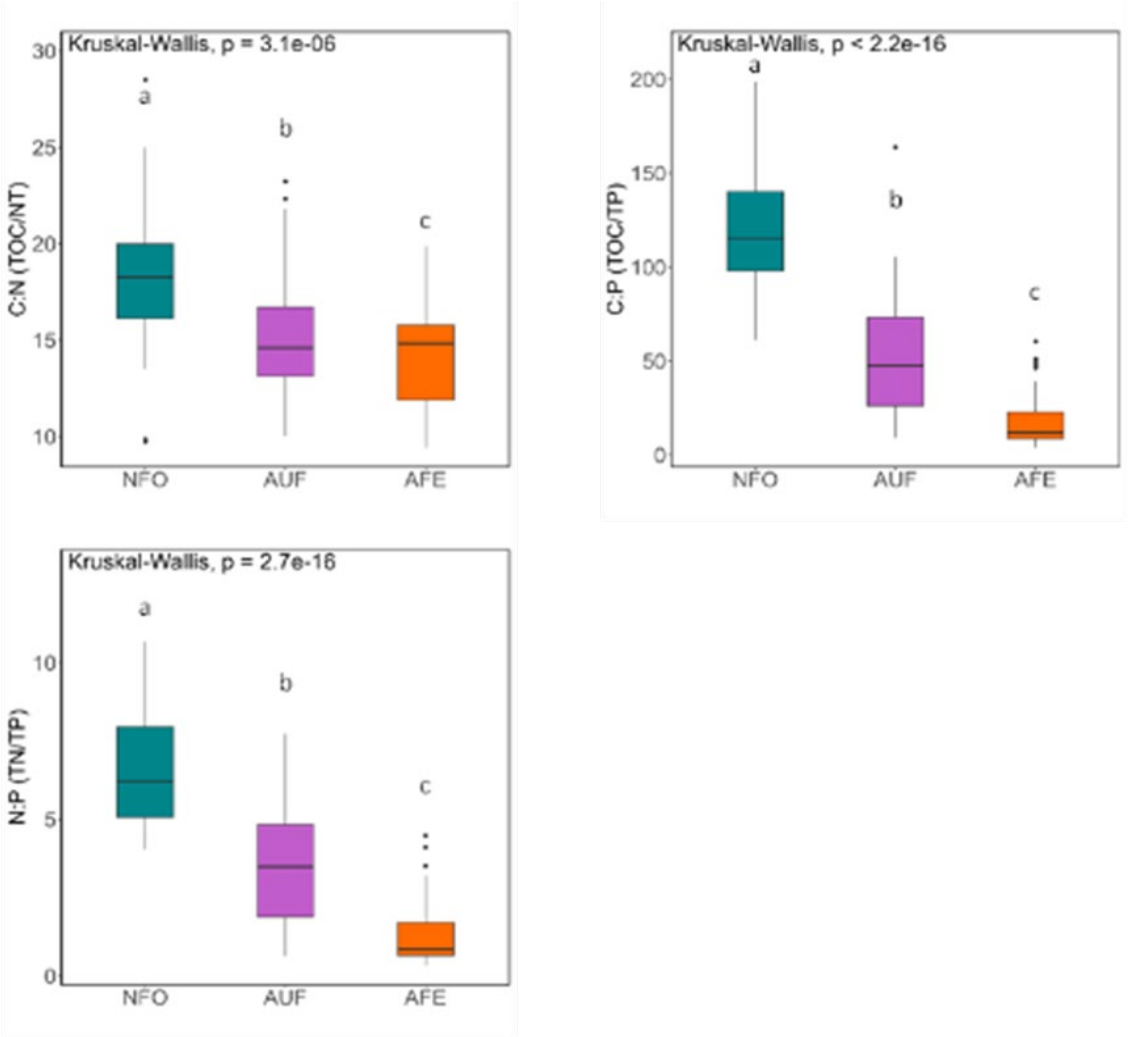


Figure 2. Rank-Abundance graphics using the relative abundance of 363 bacteria family amplicons sequences. In this graph, the relative abundance of amplicons was converted to long values. Boxplots show differences in Pielou evenness indez between zones for 363 bacteria family based on sequence counts. NFO: native forest; AUF: avocado orchard fertilized, AFE: avocado orchard fertilized.

Bacterial alfa diversity increased in AFE compared to NFO. Our result agrees with Baquerizo *et al.* 2017, who reported that the diversity of soil bacteria peaks under conditions of high P availability, relatively low total C, and low ratios of C:N, N:P and C:P. Pielou evenness index indicated that bacterial communities at family level (Figure 2) were more even in avocado soils. Wittebolle *et al.* 2009 demonstrated, that bacterial communities with a uniform distribution between functional redundant members is optimal to be able to respond to selective stress conditions. Also, it has been observed that long history of agricultural management generates a legacy of land use that increase evenness of bacterial communities in soil (Madegwa and Uchida 2021). Our results also show that LUCC elevates soil bacterial community evenness. For beta diversity, there

were significant differences depending on the zone from which the soil samples came (PERMANOVA p= 0.001; ANOSIM p= 0.003). It is well documented that LUCC have a significant impact on bacterial communities' structure (Baquerizo *et al*., 2017). Our results also suggest that soil bacterial communities change their structure under LUCC.

CONCLUSIONS

Our findings provide integrative evidence that LUCC with agricultural purposes is an important driver of resource stoichiometry imbalances which in turn modifies bacterial diversity and structure and their ability to obtain C and P in soils.

BIBLIOGRAFÍA

Delgado-Baquerizo, M., Reich, P. B., Khachane, A. N., Campbell, C. D., Thomas, N., Freitag, T. E., ... & Singh, B. K. (2017). It is elemental: soil nutrient stoichiometry drives bacterial diversity. Environmental microbiology, 19(3), 1176-1188.

Guo, Y. J., Ni, Y., & Han, J. G. (2009). The influence of land use change on chemical and biological properties of steppe soils in northern China. Arid Land Research and Management, 23(3), 197-212.

Luo, D., Cheng, R. M., Liu, S., Shi, Z. M., & Feng, Q. H. (2020). Responses of soil microbial community composition and enzyme activities to land-use change in the Eastern Tibetan Plateau, China. Forests, 11(5), 483.

Madegwa, Y. M., & Uchida, Y. (2021). Land use and season drive changes in soil microbial communities and related functions in agricultural soils. Environmental DNA, 3(6), 1214-1228.

Murphy, J. A. M. E. S., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica chimica acta*, *27*, 31-36.

Mas, J. F., Lemoine-Rodríguez, R., González, R., López-Sánchez, J., Piña-Garduño, A., & Herrera-Flores, E. (2017). Evaluación de las tasas de deforestación en Michoacán a escala detallada mediante un método híbrido de clasificación de imágenes SPOT. Madera y bosques, 23(2), 119-131.

Nannipieri, P., Giagnoni, L., Landi, L., & Renella, G. (2011). Role of phosphatase enzymes in soil. Phosphorus in action: biological processes in soil phosphorus cycling, 215-243.

Ouyang, Y., Reeve, J. R., & Norton, J. M. (2018). Soil enzyme activities and abundance of microbial functional genes involved in nitrogen transformations in an organic farming system. *Biology and Fertility of Soils*, *54*, 437-450.

Rubæk, G. H., Kristensen, K., Olesen, S. E., Østergaard, H. S., & Heckrath, G. (2013). Phosphorus accumulation and spatial distribution in agricultural soils in Denmark. *Geoderma*, *209*, 241-250.

SAGARPA. (2017). Planeación Agrícola Nacional 2017-2030 Aguacate Mexicano. Planeación Agrícola Nacional 2017-2030(Primera Ed). Ciudad de México: SAGARPA. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/257067/Potencial-Aguacate.pdf

Sinsabaugh, R. L. (2010). Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *42*(3), 391-404.

Sinsabaugh, R. L., & Follstad Shah, J. J. (2012). Ecoenzymatic stoichiometry and ecological theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *43*, 313-343.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, *277*(5325), 494-499.

Waring, B. G., Weintraub, S. R., & Sinsabaugh, R. L. (2014). Ecoenzymatic stoichiometry of microbial nutrient acquisition in tropical soils. *Biogeochemistry*, *117*, 101-113.

Wardle, D. A., Bardgett, R. D., Klironomos, J. N., Setala, H., Van Der Putten, W. H., & Wall, D. H. (2004). Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *science*, *304*(5677), 1629-1633.

Wittebolle, L., Marzorati, M., Clement, L., Balloi, A., Daffonchio, D., Heylen, K., ... & Boon, N. (2009). Initial community evenness favours functionality under selective stress. *Nature*, *458*(7238), 623-626.

Zhang, Y., Finn, D., Bhattacharyya, R., Dennis, P. G., Doolette, A. L., Smernik, R. J., ... & Kopittke, P. M. (2021). Long-term changes in land use influence phosphorus concentrations, speciation, and cycling within subtropical soils. *Geoderma*, *393*, 115010.

Zheng, S., Xia, Y., Hu, Y., Chen, X., Rui, Y., Gunina, A., & Kuzyakov, Y. (2021). Stoichiometry of carbon, nitrogen, and phosphorus in soil: Effects of agricultural land use and climate at a continental scale. *Soil and Tillage Research*, *209*, 104903.

LOS INCENDIOS FORESTALES Y EL SUELO

Gerardo Alberto Marentes Alarcón[1]; Francisco Javier Martínez Cruz[1]; Gerardo Gómez Domínguez[1]; Daniel Álvarez Chávez[1]; Zaira Jessica Jiménez González[1]; Sarai Adriana Zarzosa Herrera[1].

[1]Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural (CORENADR). Av. Año de Juárez No. 9700, Col. Quirino Mendoza, Pueblo de San Luis Tlaxialtemalco, Alcaldía Xochimilco, C. P. 16610, Ciudad de México. marentes.corenadr@gmail.com

RESUMEN

La Jefatura de Gobierno de la Ciudad de México a través de la Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural (CORENADR), implementó en el Suelo de Conservación de la Ciudad de México, la política pública para el cuidado de los bosques y zonas productivas (agrícolas y ganaderas), el "Programa Altépetl Bienestar" y mediante el componente denominado "Bienestar para el Bosque" se han dirigido acciones para el cuidado de los bosques y el combate de incendios forestales, dicho componente tiene un presupuesto asignado de $490,000,000.00 MXN. Con él se han implementado estrategias de prevención y combate como son brechas cortafuego, líneas negras, acondicionamiento de caminos y manejo de combustibles, dichas acciones están establecidas en el Protocolo para la Atención de Incendios Forestales en el Suelo de Conservación de la Ciudad de México y son ejecutadas por los 2,070 brigadistas de la línea de acción "Prevención, control y combate de incendios forestales" adscritos al programa, con el objetivo de conservar y restaurar en mayor de la medida el Suelo de Conservación.

PALABRAS CLAVE: *Combate; prevención; Programa altépelt; Protocolo de atención; Suelo de conservación.*

INTRODUCCIÓN

Con base en el Programa General de Ordenamiento Ecológico del Distrito Federal (2000), la importancia del Suelo de Conservación y de sus recursos naturales radica en las consideraciones siguientes:

a) Ambiental, por representar prácticamente la sobrevivencia de la población que habita la Ciudad de México y la Zona Metropolitana, ya que contiene elementos básicos para el mantenimiento del ciclo del agua y otros no menos importantes como lo son los biogeoquímicos, la estabilización de los suelos, la captura del CO2.

b) Biológica, por tener registrada una de las riquezas de especies más relevantes del país y de especies representativas por su endemismo;

c) Socioeconómica, al contar con importantes extensiones que son fuente de productos de subsistencia utilizados por la población que habita la Ciudad y constituyen la base del desarrollo de los diferentes pueblos, ejidos y comunidades.

Sin embargo, este Suelo de Conservación, día con día ha sufrido fuertes presiones, en donde una de las mayores causas de perturbación y amenaza que influyen en su estructura, funcionamiento y dinámica, son los incendios forestales y zonas productivas.

Estos son aquellos en donde el fuego se propaga sin control a través de la vegetación forestal, pastizal y en ocasiones acuática, y su expansión o incremento es horizontal y vertical dependiendo de los combustibles, topografía y clima, lo que lo convierte en un incendio dinámico y dependiendo del tamaño crean microclimas que favorecen la propagación. Asimismo, conforme pasa el tiempo aumenta su tamaño y el combate puede durar desde unas pocas horas o días.

A diferencia de los incendios de estructura (urbanos), estos están confinados a uno o varios predios, por lo general su expansión es vertical y en algunos casos horizontales, los humos son tóxicos y su duración puede ser de horas o en algunos casos de días, por lo que se le considera un incendio fijo.

Sin embargo, existen zonas denominada de interfaz o zonas susceptibles de estos tipos de incendios, las cuales se describen a continuación:

- Zona de interfase urbana – forestal (IUF): El terreno forestal entra en contacto con zonas edificadas. De acuerdo con Martín (2012), estas zonas son una fuente de peligro, en donde las probabilidades de ignición por causas humanas son mucho más frecuentes, ya sean intencionales o por accidente.

- Zona de interfase agrícola – forestal (IAF): El terreno forestal entra en contacto con zonas agrícolas, ya que utilizan el fuego como herramienta tradicional agraria. De acuerdo con la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER), para el año 2023, a nivel nacional, las quemas agropecuarias no controladas son las causantes del 40% de los incendios forestales.

De acuerdo con la atención de incendios forestales que ha llevado a cabo la CORENADR, se ha observado que las actividades humanas son las que ocasionan el 99% de estos incendios (origen humano por descuido o intencional), es importante mencionar que en la Ciudad de México no se han originado incendios forestales por causa natural. Asimismo, para que un incendio se desarrolle necesita la interacción de factores biológicos que influyen en la ocurrencia y su comportamiento, estos factores son el clima, el tiempo atmosférico, la topografía del lugar y el material combustible (DeBano, 1998, citado en Díaz *et. al.,* 2012). Cuando hablamos de material combustible nos referimos a los desechos generados del ilícito ambiental, tala clandestina, estos desechos se definen como toda biomasa que tenga la capacidad de encenderse y arder al ser expuesto a una fuente de calor (Díaz *et. al.,* 2012).

Por su parte el clima, el tiempo atmosférico también influye en la presencia de incendios. Sin embargo, estos fenómenos naturales son cada vez más intensos como por ejemplo el fenómeno Climático ENOS-La Niña; en donde se ha visto disminuida la precipitación anual y un aumento en la temperatura.

Finalmente, los efectos que tenga el fuego dentro de los ecosistemas dependerán de la severidad del incendio y la periodicidad del mismo, entendiendo esta como el nivel de afectación tanto en vegetación como en el suelo, principalmente.

Es por ello que la conservación y restauración de este Suelo de Conservación es de vital importancia ya que en él se permite la captura de carbono y retención de partículas suspendidas en la atmósfera, regulan el clima, facilitan la infiltración de agua en época de lluvias y favorecen la recarga de acuíferos. Además de que son hábitat de un gran número de plantas y animales, algunos endémicos del país.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Suelo de Conservación de la Ciudad de México ocupa 88,390.69 hectáreas del territorio de la Entidad, en donde de acuerdo a la capa de Uso de Suelo y Vegetación del Suelo de Conservación CDMX (INEGI, 2013), la superficie forestal cubre 51,049.26 ha; la zona agrícola 24,100.91 ha, la zona urbana 7,595.39 ha, la infraestructura 1,314.64 ha, los asentamientos humanos 3,767.27 ha y los cuerpos de agua 563.22 ha. Todas estas superficies se distribuyen en las alcaldías Álvaro Obregón, Cuajimalpa de Morelos, Gustavo A. Madero, Iztapalapa, Magdalena Contreras, Milpa Alta, Tláhuac, Tlalpan y Xochimilco.

En esta área se hacen presentes los incendios forestales y para llevar a cabo su atención se cuenta con el Protocolo para la Atención de Incendios Forestales en el suelo de Conservación de la Ciudad de México (2019), el cual está basado en el "Sistema de Comando de Incidentes", incorporando a todos los cuerpos de emergencia de la Ciudad, y especificando los protocolos de actuación y responsabilidades. Este protocolo tiene fundamento legal en la "Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable", "Reglamento de la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable" y la Norma Oficial Mexicana NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-1997; así como en la Constitución Política de la Ciudad de México y la Ley Ambiental de Protección a la Tierra del Distrito federal (hoy Ciudad de México).

La Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable dicta que los gobiernos de los estados deben de contar con un Centro Estatal de Manejo del Fuego regido bajo un comando unificado, en este caso CORENADR-CONAFOR. Este comando cuenta con 14 torres y tres campamentos de vigilancia que laboran las 24 horas los 365 días del año; y se encarga de coordinar los 622 radios de frecuencia digital, estos radios son utilizados en la operación de los incidentes por el personal de estructura de la institución y los 2,070 brigadistas combatientes del Programa Altépetl. La atención y coordinación de los incendios forestales se lleva a cabo considerando la complejidad del incidente para su control y liquidación, asimismo es necesario tener un uso eficiente de los recursos, en donde, dependiendo del tipo de combate y topografía es que se cuenta con herramienta especializada para la sofocación; el cavado, raspado y cortado de tierra y plantas arbustivas, así como el combate y liquidación.

Adicionalmente se han realizado actividades de prevención para la propagación de los incendios forestales, como es el chaponeo, limpieza y apertura de brechas cortafuego, acondicionamiento de caminos, quemas prescritas (bajo autorización), líneas negras, acomodo de material pesado a curva de nivel, poda de árboles o levantamiento de fuste, cajeteo y recolección de basura.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los incendios forestales que se han presenciado en el suelo de conservación no han sido originados por fenómenos naturales, sino se observa que son producto de las actividades antropogénicas y delictivas.

En el periodo del 1 de enero al 2 de agosto del año en curso, la CORENADR cuantifico que el 67% de los incendios forestales fueron atendidos por las brigadas comunitarias del Programa Altépetl, registrando un total de 3 mil 215 salidas y 220 mil 988 minutos de combate.

Es importante resaltar que los combatientes son capacitados por personal certificado en los siguientes temas:

- Curso y Taller Básico para el Combatiente de Incendios Forestales.
- Curso de Sistema de Comando de Incidentes 100-200.
- Taller para evaluación de los efectos del fuego en primer orden, uso de mapas y kit meteorológico.
- Curso para Radioperadores y Torreros de vigilancia.

Asimismo, la CORENADR obtuvo en las estadísticas nacionales de CONAFOR, los siguientes datos promedios en atención de emergencias:

- Primer Lugar Nacional en detección de columnas de humo, con -5 minutos (promedio nacional 1 hora y 12 minutos).
- Segundo Lugar Nacional en llegada a los incendios con 39 minutos (promedio nacional 3 horas 54 minutos).
- Primer Lugar Nacional en tiempo de duración de los incendios con 2 horas 40 minutos (promedio nacional 28 horas 27minutos).

La presencia del fuego en estas zonas forestales es de manera constante y recurrente, arrasando con todo a su paso y extendiéndose a gran distancia. Algunos de los efectos negativos que se han presenciado son la pérdida de cobertura vegetal, daño al arbolado del sitio, muerte o desplazamiento de fauna, entre otros. Por lo que, una vez pasado el incidente, se realiza la evaluación del área afectada a través de un mapeo de severidad, para poder planear la intervención mediante un programa de restauración como puede ser la reforestación con especies endémicas.

CONCLUSIONES

Es de suma importancia dar la atención correcta a los incendios a través de estrategias ya establecidas, así como el mejorar la comunicación y coordinación entre instituciones de carácter núcleo agrario, alcaldía, estatal y federal.

Asimismo, es necesario el impulsar pláticas referentes a la protección y conservación del medio ambiente, con temas referentes a las consecuencias que se pueden tener por las quemas agropecuarias, y de igual formar es necesario el implementar prácticas

productivas que sustituyan el uso del fuego, esto mediante incentivos del Programa Altépetl Bienestar. Finalmente, para mejoría del protocolo es indispensable el intercambiar conocimiento y experiencias con personal del Servicio Forestal de Estados Unidos u otros países.

BIBLIOGRAFÍA

Díaz G., E., M. González, J. Jiménez, E. Treviño y D. Ávila. (2012). Caracterización de combustibles forestales mediante un muestreo directo en plantaciones forestales. General Technical Report PSW-GTR-245. Memorias del Cuarto Simposio Internacional Sobre Políticas, Planificación y Economía de los Incendios Forestales: Cambio Climático e Incendios Forestales.

Martín L. (2012). Las interfaces urbano-forestales: un nuevo territorio de riesgo en España. Departamento de Geografía. Universidad Autónoma de Madrid. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles N. º 58 - 2012, págs. 205-226 I.S.S.N.: 0212-9426.

Programa General de Ordenamiento Ecológico del Distrito Federal. (2000). Publicado en la Gaceta Oficial del Distrito Federal el 1 de agosto de 2000.

Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER). (2023). Incendios forestales.

Uso de Suelo y Vegetación del Suelo de Conservación CDMX, 2013. INEGI

MANEJO DE RESIDUOS DE COSECHA EN CAMAS ANCHAS EN UN VERTISOL PARA PRODUCCIÓN DE CEREALES

Aurelio Báez Pérez[1]; Agustín Limón Ortega[2]; Bertha Patricia Zamora Morales[3]

[1]INIFAP, Campo Experimental Bajío. Carretera Celaya-San Miguel de Allende, km. 6.5. Celaya, Guanajuato C.P. 38110. *Autor de correspondencia: baeza.aurelio@inifap.gob.mx
.[2]INIFAP, Campo Experimental del Valle de México. Carretera Los Reyes-Texcoco km 13.5, Coatlinchán, Texcoco, Estado de México, México. CP. 56250; [3]INIFAP, Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento en Ecosistemas Forestales. Ciudad de México, México. Av. Progreso núm. 5, Barrio de Santa Catarina, Del. Coyoacán, Ciudad de México. CP. 04010.

RESUMEN

Se estableció un ensayo para evaluar la productividad de maíz, trigo y sorgo con prácticas de agricultura de conservación (AC) en camas de siembra de 1.6 m de ancho, con adición de todos los residuos de cosecha en la superficie del suelo en forma de mantillo. Se implementó una práctica de acordonamiento de los esquilmos agrícolas al centro y a lo largo de las camas permanentes, mediante el implemento conocido como rastrillo, el cual se colocó en forma de "V", a modo que los rastrojos quedaran alineados al centro de la cama, descubriendo de este modo las orillas de la misma y facilitando así la penetración de los discos de la sembradora en el suelo y la deposición de la semilla. Para la aplicación de la segunda fertilización con AC, se adaptaron unos discos cortadores en una fertilizadora normal, para colocar el insumo al centro de la cama de siembra y quedara enterrado por debajo de los residuos de cosecha, a 6 cm de profundidad en el suelo. Los tratamientos que se evaluaron fueron los siguientes: (1) rotación trigo-maíz + labranza tradicional + retiro de rastrojos, (2) rotación trigo-maíz + labranza tradicional + incorporación de todos los rastrojos en el suelo (3) rotación trigo-maíz + AC, (4) Rotación hortaliza-maíz + AC y (5) rotación trigo-sorgo + AC. La producción de trigo en otoño-invierno 2017-2018 fluctuó alrededor de las 7 t ha-1 y fue semejante ($p<0.05$) en todos los tratamientos, pero tuvo una mayor relación beneficio/costo en los sistemas de producción con AC. La producción de la hortaliza alcanzo 25 t ha^{-1}. La producción de maíz en primavera-verano 2018 alcanzó hasta cerca de 18 t ha^{-1} con AC y la relación beneficio/costo alcanzó ente entre 2.0 y 2.3. Las prácticas de manejo de residuos de cosecha y la aplicación enterrada de la segunda fracción de fertilización nitrogenada fue exitosa para el establecimiento y nutrición de los cultivos.

PALABRAS CLAVE: *Práctica de agricultura de conservación; Labranza de conservación; Producción agrícola.*

INTRODUCCIÓN

Las prácticas de agricultura de conservación (AC) se fundamentan en la adición de los residuos de cosecha en la superficie del suelo, mínimas labores de labranza y rotación de cultivos (Govaerts et al., 2009; Sayre y Govaerts, 2011). Éstas han sido difundidas ampliamente en el Bajío desde hace varias décadas, principalmente para la producción de cereales; sin embargo, el grado de adopción por los agricultores no es el esperado (Van den Broeck *et at.*, 2013). Para tener éxito en el establecimiento de cultivos con AC el manejo

adecuado de los residuos de cosecha y la fertilización nitrogenada son factores críticos. Sayre *et al.* (2005) estudiaron en México la implementación de este sistema de producción a partir de camas permanentes, como una práctica agronómica que facilita la operatividad de las labores de cultivo en el campo. Sin embargo, la dificultad en el manejo de los residuos de cosecha sigue limitando la adopción de la AC, a pesar de los beneficios económicos y ambientales que representa. En el Bajío, una región agrícola por excelencia, los *Vertisoles* se encuentran entre los suelos más productivos para la producción de cereales y hortalizas (Torres-Guerrero et al., 2016); sin embargo, las prácticas de agricultura intensiva derivan en el deterioro de los mismos (Báez-Pérez, *et al.* 2012). La implementación de las AC surge como una opción viable mejorar la fertilidad de estos suelos, disminuir costos de producción, aumentar la rentabilidad en la producción de granos básicos y limitar la contaminación ambiental del sector agrícola. Sin embargo, algunas características físicas de este tipo de suelos dificultan la implementación de estas prácticas de cultivo. Si bien los residuos de cosecha en la superficie del suelo conservan la humedad del mismo por más tiempo, comparado con un suelo desnudo, aun así, se deseca, endurece y presenta cuarteaduras, clásico de los Vertisoles, por el alto contenido de arcillas del tipo esmectita.

La presencia de residuos de cosecha en la superficie del suelo, en estas condiciones presentan mayor dificultad para la siembra y el manejo del cultivo, por ello la implementación de camas anchas facilita en mucho el manejo; sin embargo, aún falta implementar estrategias en el manejo de los esquilmos agrícolas. Otra problemática operativa que surge en el manejo agronómico en sistemas de producción con AC, es la aplicación de la segunda fracción del fertilizante nitrogenado en cereales como: maíz, sorgo, trigo y cebada, que se suministra durante el desarrollo de cultivo. Ya que no se efectúan labores de escarda, por la mínima remoción del suelo, el fertilizante se aplica por encima de los residuos de cosecha, y el aprovechamiento por el cultivo es más limitado, porque los microorganismos que actúan en la descomposición del material orgánico también aprovechan el N para su metabolismo, mediante el fenómeno conocido como inmovilización. La presencia de nitrógeno mineral en el suelo, disponible para la absorción del cultivo, depende de la tasa de mineralización de la materia orgánica. El impacto de la labranza reducida, con retención de residuos en la superficie del suelo, sobre la mineralización del nitrógeno impacta sobre la disponibilidad del nitrógeno por la inmovilización, que puede ser transitoria y reduce las pérdidas por lixiviación y desnitrificación del nitrógeno mineral; sin embargo, también limita su aprovechamiento inmediato por las plantas (Verhulst *et al.,* 2015).

En el presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la implementación una práctica de manejo de los residuos de cosecha sobre camas permanentes y la colocación enterrada de la segunda fracción del fertilizante nitrogenado, mediante la adaptación de una fertilizadora mecánica común.

METODOLOGÍA

El estudio se llevó a cabo en el Parque Agrotecnológico Xonotli, en la comunidad de mexicanos, municipio de Villagrán, Guanajuato. El tipo de suelo fue un Vertisol Pélico, con 65 % de arcilla, obscuro y profundo (> 1 m). Hubo disponibilidad de riego de presa.

Tratamientos: Todos los tratamientos se establecieron en camas permanente de 1.6 m de ancho. El sistema de cultivo tradicional consistió en efectuar todas las labores de labranza. En el tratamiento 1, los esquilmos se empacaron y retiraron de la parcela, mientras que, en el tratamiento 2 éstos se trituraron e incorporaron en su totalidad al suelo mediante el barbecho. En el sistema de AC los residuos de cosecha se trituraron y dejaron en la superficie del suelo. El experimento fue en bloques al azar con cuatro repeticiones. Las unidades experimentales estuvieron constituidas por seis camas anchas de 1.6 m de ancho por 50 m de longitud.

Manejo de residuos de cosecha: Se trituraron en el campo mediante una desmenuzadora mecánica, después de cada cosecha. Se remarcaron las camas y el rastrojo se acordonó a lo largo de las camas, hacía el centro de las mismas mediante el implemento conocido como rastrillo, al colocarlo en forma de "V". Después de unas semanas el rastrojo queda homogéneamente distribuido y cubriendo toda la superficie de las camas permanentes. El propósito de acordonar el rastrojo fue descubrir las orillas de las camas permanentes para facilitar que los discos de la sembradora, diseñada para este sistema de cultivo, penetre en el suelo y entierren adecuadamente la semilla y el fertilizante, para un mayor éxito en la germinación. Lo anterior facilita el manejo de los residuos de cosecha cuando se adiciona la totalidad de éstos en la superficie del suelo.

Fertilización: La primera fertilización, que implicó la aplicación total de fósforo y potasio, y la mitad de nitrógeno, se efectuó a la siembra. Para la segunda fracción de nitrógeno se efectuó la adaptación del implemento para fertilizar, al cual se le adaptaron uno discos cortadores para que el fertilizante se aplicará al centro de la cama permanente y quedara enterrado entre 5 y 6 cm e profundidad. Tratando de este modo de dejarlo fuera del alcance de los microorganismos que están degradando los esquimos que se encuentran en la superficie del suelo y dejándolo de manera más accesible para las raíces del cultivo.

Cuadro 1. Descripción de tratamientos

Tratamientos	**Rotación**	**Sistema de cultivo**	**Manejo de residuos**	**N-P-K O-I**	**N-P-K P-V**
1	maíz-trigo	Tradicional	retirados	230-60-30	300-80-50
2	maíz-trigo	"	incorporados	230-60-30	300-80-50
3	maíz-trigo	Conservación	en la superficie	230-60-30	300-80-50
4	hortaliza-trigo	"	"	180-60-00	300-80-50
5	Sorgo-trigo	"	"	230-80-50	300-80-50

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Primavera-verano 2017: Durante el primer ciclo de cultivo en este estudio, que corresponde al año cero, donde se produjeron los residuos de cosecha necesarios para establecer los tratamientos convencionales y los que implicaron prácticas de agricultura de conservación (AC), hubo una producción promedio 14.4 t ha^{-1} de esquilmos agrícolas de maíz y 12 t ha^{-1}de sorgo. Por otra parte, la producción de grano fue en promedio de 14.2 t ha^{-1} de maíz y 12.1 de sorgo.

Otoño-invierno 2017-2018: La producción de trigo fluctuó entre 6.5 y 7.4 t ha^{-1} (Figura 1); sin embargo, no hubo diferencias estadísticas significativas ($p<0.05$) entre tratamientos. La relación beneficio costo fue de 1.4, para los tratamientos con sistema de producción tradicional (1 y 2), mientras que los tratamientos con AC ésta fue de 1.8, lo cual fue 29 % mayor respecto a la ganancia que se obtuvo con las prácticas de agricultura convencionales. Lo anterior se tradujo en mayor rentabilidad por el agricultor. Las prácticas de manejo de residuos de cosecha y la aplicación enterrada de la segunda fracción de fertilización nitrogenada fue exitosa para el establecimiento y nutrición de los cultivos.

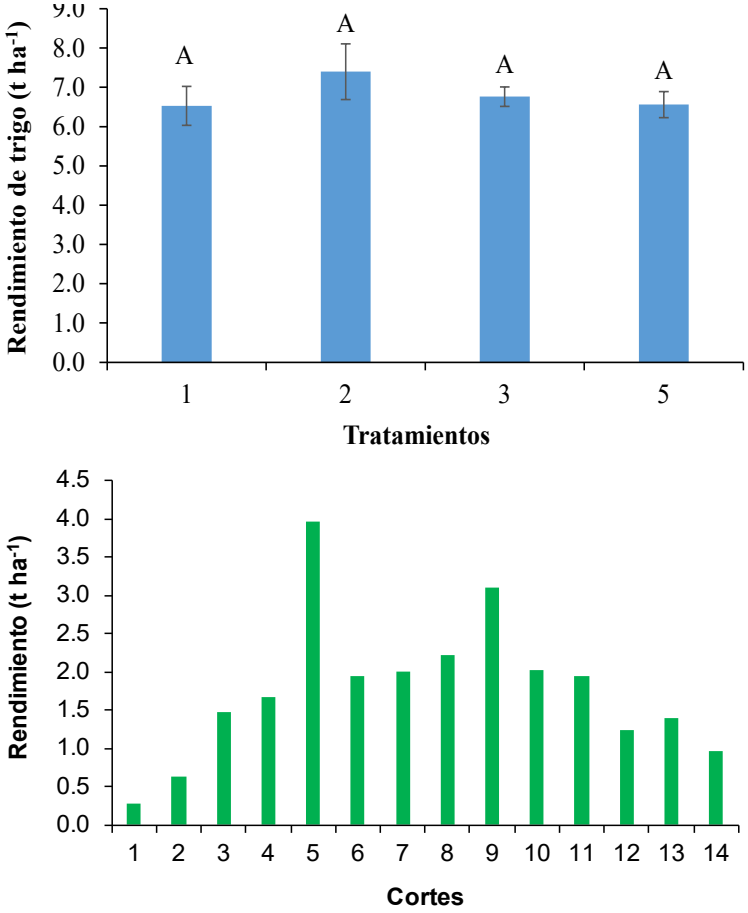


Figura 1. Rendimiento de trigo y 14 cortes de calabacita.

El tratamiento correspondiente a la rotación hortaliza-trigo en este ciclo de cultivo (4), correspondió al cultivo de calabacita. La producción de esta hortaliza se evaluó en 14 cortes, de los cuales el quinto y noveno corte tuvieron los mayores picos de producción, con 4 y 3.1 t ha^{-1}, respectivamente (Figura 2). La producción total de calabacita ascendió a 24.9 t ha^{-1}, bajo el sistema de agricultura de conservación. De acuerdo con estadísticas del SIAP (2022) la producción promedio de este cultivo, en condiciones de riego, en el estado de Guanajuato es de 9 t ha^{-1}. Esta producción es comparable con el rendimiento que obtienen en Zacatecas. La producción de calabacita, bajo el sistema de producción de labranza convencional, fue económicamente viable, y la relación beneficio costo fue de 2.25, es decir, más del doble de lo que se invirtió en el proceso de producción.

CONCLUSION

La producción de cereales alcanzó mayor producción y relación/beneficio costo en los sistemas de cultivo con AC. Las prácticas de manejo de residuos de cosecha y la aplicación enterrada de la segunda fracción de fertilización nitrogenada tuvo buena respuesta para el establecimiento y nutrición de los cultivos.

BIBLIOGRAFÍA

Báez-Pérez, A., J.M. Arreola-Tostado, B. Triomphe, A. Bautista-Cruz, A. y P.J. Licea-Morales. (2012). Implementación de la siembra directa para producción de cebada maltera en el estado de Guanajuato Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, 3:1509-1519.

Govaerts, B., K.D. Sayre, B. Goudeseune, P. De Corte, K. Lichter, L. Dendooven, and J. Deckers. (2009). Conservation agriculture as a sustainable option for the central Mexican highlands. Soil & Tillage Research 103:222–230. doi:10.1016/j.still.2008.05.018

Govaerts, B., and K.D. Sayre. (2011). The principles of conservation agriculture. In: Physiological Breeding I: Interdisciplinary Approaches to Improve Crop Adaptation. Reynolds, M., and D. Mullan (eds). Chapter 15, 164-174 pp. Centro Internacional de Maíz y Trigo (CIMMYT), El Batán, Texcoco, Mexico.

Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) (2020). Estadísticas de producción agrícola. https://www.gob.mx/siap (fecha de consulta:20/11/2020).

Torres-Guerrero, C.A., M.C. Gutiérrez-Castorena1, C.A. Ortiz-Solorio y E.V. Gutiérrez-Castorena. (2016). Manejo agronómico de los Vertisoles en México: una revisión. Terra Latinoamericana 34: 457-466.

Van den Broecka, G., R. R. Pérez-Grovasa, M. Maertens, J. Deckers, N. Verhulst, and B. Govaerts. (2013). Adoption of Conservation Agriculture in the Mexican Bajío. Outlook on agriculture 42: 171–178. https://doi.org/10.5367/oa.2013.0136.

Verhulst, N., I. François y B. Govaerts. (2015). Agricultura de conservación, ¿mejora la calidad del suelo a fin de obtener sistemas de producción sustentables? Centro Internacional. de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMIT). Masagro. El Batán, Texcoco, México 11 p.

MONITOREO DE LA CALIDAD DEL COMPOST PRODUCIDO EN CIUDAD UNIVERSITARIA PARA LA CONSTRUCCIÓN DE TECNOSUELOS

Thalita Fernanda Abbruzzini[1]; Amada Laura Reyes-Ortigoza[2]; Lucy Mora Palomino[1]; Maricarmen Salazar Ledesma[1]; Luisa Elena Tinoco González[1]; Blanca Prado[1, *]

[1]Instituto de Geología, Departamento de Ciencias Ambientales y del Suelo, Universidad Nacional Autónoma de México, C.P. 04510, Ciudad de México, México; [2]Facultad de Ciencias, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Universidad Nacional Autónoma de México, C.P. 04510, Ciudad de México, México. *bprado@geologia.unam.mx

RESUMEN

El compost ha sido ampliamente utilizado para formar suelos artificiales que pudieran emplearse en la agricultura urbana, restauración de jardines domésticos, camellones y parques urbanos. El objetivo del presente estudio fue evaluar la calidad del compost producido en la Planta de Compostaje de Ciudad Universitaria respecto a la estabilidad de la materia orgánica y si presenta características favorables para la construcción de suelos artificiales. Se monitoreó la temperatura, humedad y concentraciones de CO_2 en las pilas de compostaje durante dos temporadas (marzo a junio, y agosto a noviembre), además del pH, conductividad eléctrica (CE), relación E4/E6, contenidos de C y N, relación C/N, y contenidos de NH_4^+ y NO_3^-. Se observó un incremento en los valores de pH, y una disminución significativa en la conductividad eléctrica a lo largo del tiempo de compostaje. La relación E4/E6 también aumentó significativamente, indicando una disminución en la aromaticidad del material orgánico. El compost de la segunda temporada presentó una menor estabilidad del C al ataque microbiano, liberando una mayor cantidad de CO_2 a la atmósfera. Los resultados encontrados en este estudio indican que la estabilidad del C del compost cambia de acuerdo al tipo de material orgánico que entra a la planta de compostaje a lo largo del año, variando la cantidad de C mineralizado y perdido en forma de CO_2 a la atmósfera.

PALABRAS CLAVE: *Carbono; compostaje; Materia orgánica; Mineralización, Recalcitrancia.*

INTRODUCCIÓN

Los Tecnosuelos pueden combinarse con diferentes tipos de enmiendas para potenciar sus características benéficas y asegurar la inocuidad de los residuos utilizados en su elaboración. Dentro de los residuos sólidos urbanos, existen materiales de origen orgánico susceptibles de aprovechamiento y valorización mediante procesos como el compostaje, el cual permite la obtención de un importante subproducto que puede reincorporarse a los ciclos productivos. El compost es uno de esos subproductos que puede utilizarse como mejorador del suelo, ya que aporta nutrientes y mejora de manera importante sus propiedades físicas, químicas y biológicas. El compost es el resultado de un proceso de fermentación aeróbica de desechos orgánicos (p.ej., lodos de depuración, estiércol, desechos sólidos urbanos y desechos verdes) (Huang *et al.*, 2016) seguido de una

maduración. En 2020 se reportó la producción de 81 275 toneladas de compost en la Ciudad de México ; sin embargo, el 87% del total no se destinó a ningún uso (Inventario de Residuos Sólidos CDMX, 2020), por lo que su integración como materia prima para la construcción de Tecnosoles daría salida a parte de esta producción. Esta enmienda orgánica ha sido ampliamente utilizada para formar suelos artificiales que pudieran emplearse en la producción agrícola urbana, o en la restauración de jardines domésticos, camellones y parques urbanos. Se trata de una matriz compleja rica en MO, especialmente en ácidos húmicos, por lo que se considera una excelente alternativa para el manejo de desechos (Gandolfi *et al.,* 2010). La adición de composta a los tecnosuelos puede restaurar propiedades físicas, como la porosidad, la capacidad de retención de agua disponible y la densidad aparente, y están asociadas a microorganismos benéficos (Manzano *et al.,* 2016). Debido a su alto contenido de grupos funcionales de gran estabilidad, favorece los procesos de regulación de carbono y emisión de gases efecto invernadero. De este modo, el objetivo del presente estudio fue evaluar la calidad del producto final del proceso de compostaje realizado en la Planta de Compostaje de Ciudad Universitaria respecto a la estabilidad de la materia orgánica y si presenta características favorables para la construcción de suelos artificiales.

MATERIALES Y METODOS

Sitio de estudio y experimento

El estudio se realizó en la Planta de Compostaje de Ciudad Universitaria durante dos temporadas (primera temporada de marzo a junio, y segunda temporada de agosto a noviembre). Para el proceso de compostaje, primeramente, se colectaron residuos verdes en las diferentes dependencias de Ciudad Universitaria que incluyen: hojarasca, pastos, ramas y troncos, y se trituraron ramas gruesas y troncos con maquinaria. Se formó una pila de 60 m de largo x 3 m de ancho y altura de 1 m ó más (volumen inicial aproximado de 180 m^3 en la primera temporada, y de 205 m^3 en la segunda temporada), y se humedeció la pila a 50-60 % de la capacidad de retención de agua. La pila se humedeció y se volteó periódicamente con en los primeros 30 días y, a la medida que se logró mayor maduración de la pila, el riego y volteo se redujo hasta conclusión del proceso. En los días 0, 15, 30, 60 y 120 días de compostaje se tomaron muestras de la pila para análisis físico-químicos y químicos. El muestreo se hizo tomando una muestra de la pila a cada 10 m, totalizando 6 muestras por evento de muestreo. La duración total del proceso de compostaje fue de 120 días y se obtuvo una pila con un volumen final de 57 m^3 en la primera temporada, y 62 m^3 en la segunda temporada.

Evaluaciones en campo y laboratorio

Durante el periodo de compostaje se tomó un registro prácticamente diario de la temperatura y humedad de la pila. Además de las muestras de compost, en los días 0, 15, 30, 60 y 120 de compostaje se tomaron mediciones de las concentraciones de CO_2 dentro de la pila de compostaje utilizando un termohidrometro. Las muestras de compost se analizaron para las siguientes variables: pH, conductividad eléctrica (CE), relación E4/E6,

contenidos totales de C y N, relación C/N, y contenidos de nitrógeno mineral (NH_4^+ y NO_3^-).

Análisis de los datos

Para examinar la evolución de las características del compost a través del tiempo, los parámetros evaluados fueron sometidos a Análisis de Varianza (ANOVA) y prueba de comparación múltiple de medias (Tukey) usando un nivel de significancia $\alpha < 0.05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las características físico-químicas y químicas de la composta producida en Ciudad Universitaria durante las dos temporadas de monitoreo están reportadas en el Cuadro 1. Durante la primera temporada de monitoreo, fue posible observar un incremento significativo en los valores de pH, y una disminución significativa en la conductividad eléctrica a lo largo del tiempo de compostaje.

La relación E4/E6 aumentó significativamente con el tiempo de compostaje en ambas temporadas, indicando una disminución en la aromaticidad del material orgánico presente en las pilas de monitoreo. Comparando las dos temporadas, los mayores valores de E4/E6 se observaron en la primera temporada, lo que está relacionado con la mayor cantidad de C lábil del material orgánico que entra a la planta de compostaje (Cuadro 1). Este parámetro puede ayudar a explicar las altas concentraciones de CO_2 en la pila de la segunda temporada en comparación a la primera temporada. Podemos suponer que el producto final de la segunda temporada presenta una menor estabilidad del C al ataque microbiano y puede ser fácilmente mineralizado liberando una mayor cantidad de CO_2 a la atmósfera (Cuadro 1).

Asimismo, se observó una reducción en las concentraciones de NH_4 de la mitad al final del proceso de compostaje, mientras que las concentraciones de NO_3 se mantuvieron estables a lo largo del periodo de evaluación (Cuadro 1) en ambas temporadas.

Comparando ambas temporadas de monitoreo, es posible observar mayores contenidos de N mineral, menores contenidos de C total, mayores contenidos de N total, y una menor relación C/N del producto final en la segunda temporada, lo que está relacionado con la variabilidad en la calidad del material orgánico que entra a la planta de compostaje.

Cuadro 1. Evolución de las características del compost producido en Ciudad Universitaria durante dos temporadas de monitoreo.

Variables	Primera temporada (marzo-junio)				
	Tiempo (días)				
	0	15	30	60	120
Temperatura (°C)	56.9 A	53.2 B	42.8 C	42.3 C	17.0 D
Humedad (%)	51.3 D	76.2 B	47.1 D	80.4 A	70.8 C
CO_2 (ppm)	379 C	266 D	427 B	769 A	196 D
pH (H_2O)	6.2 C	6.2 C	6.5 C	8.4 A	7.7 B
CE (mS cm^{-1})	3.6 A	3.4 A	2.9 AB	2.2 B	2.0 B
E4/E6	4.8 C	2.9 D	6.4 B	17.9 A	14.2 A
C total (%)	36.3 A	38.4 A	34.7 B	27.8 C	22.1 C
N total (%)	1.29 B	1.21 B	1.47 B	2.03 A	2.0 A
Relación C/N	28.1 A	31.7 A	23.6 B	13.7 C	11.1 C
NH4 (mg kg^{-1})	8.13 A	5.83 B	6.28 B	3.02 C	2.19 C
NO3 (mg kg^{-1})	4.73 A	1.43 B	2.36 B	5.98 A	6.57 A

	Segunda temporada (agosto-noviembre)				
	Tiempo (días)				
	0	15	30	60	120
Temperatura (°C)	31.1 B	35.9 A	29.1 B	29.9 B	25.3 C
Humedad (%)	77.7 B	75.9 BC	79.6 AB	86.2 A	69.0 C
CO_2 (ppm)	575 B	616 B	951 B	2372 A	1116 B
pH (H_2O)	6.6 D	6.9 C	7.5 B	8.2 A	8.3 A
CE (mS cm^{-1})	3.7 C	4.4 BC	4.9 B	3.9 BC	8.5 A
E4/E6	3.9 BC	2.9 C	3.5 BC	6.7 A	5.7 AB
C total (%)	32.7 A	28.6 B	27.0 B	23.2 C	20 D
N total (%)	1.74 C	1.97 B	1.83 C	1.96 B	2.18 A
Relación C/N	18.9 A	14.5 B	14.7 B	11.9 C	9.17 D
NH4 (mg kg^{-1})	49.9 A	79.5 A	65.6 A	11.7 B	11.2 B
NO3 (mg kg^{-1})	24.8 A	19.2 A	23.5 A	24.7 A	26.9 A

CONCLUSIONES

El monitoreo de la pila ha demostrado que es importante evaluar la calidad del proceso y del producto final, debido a que los resultados encontrados en este estudio indican que el compost la estabilidad del C al ataque microbiano cambia de acuerdo al tipo de material orgánico que entra a la planta de compostaje a lo largo del año, variando la cantidad de C mineralizado y perdido en forma de CO_2 a la atmósfera.

BIBLIOGRAFÍA

Gandolfi I, Sicolo M, Franzetti A, Fontanarosa E, Santagostino A, Bestetti G. (2010). Influence of compost amendment on microbial community and ecotoxicity of hydrocarbon-contaminated soils. Bioresource Technology 101, 568–575. doi:10.1016/j.biortech.2009.08.095

Huang M, Zhu Y, Li Z, Huang B, Luo N, Liu C, Zeng G. (2016). Compost as a soil amendment to remediate heavy metal-contaminated agricultural soil: mechanisms, efficacy, problems, and strategies. Water, Air and Soil Pollution 227–359, 1–18. doi:10.1007/s11270-016-3068-8

Inventario de Residuos Sólidos CDMX. (2020). Secretaría del Medio Ambiente, México, 160 pp.

Manzano R, Silvetti M, Garau G, Deiana S, Castaldi P. (2016). Influence of iron-rich water treatment residues and compost on the mobility of metal(loid)s in mine soils. Geoderma 283, 1–9. doi:10.1016/j.geoderma.2016.07.024

EVALUACIÓN DE LA FERTILIZACIÓN TIPO "DRENCH" PARA INCREMENTAR LA PRODUCTIVIDAD DE LIMÓN MEXICANO

José Concepción García-Preciado[1]; Rosa Martínez Pamatz[1]; María Guzmán Martínez[2]; Manuel Robles González[1].

[1]Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Campo Experimental Tecomán; [2]Universidad Autónoma de Guerrero, Facultad de Matemáticas Chilpancingo, Guerrero, México. garcia.concepcion@inifap.gob.mx

RESUMEN

En el estado de Colima, México, el limón mexicano o lima mexicana [*Citrus aurantifolia* (Christm) Swingle], es generador de empleos directos e indirectos. Como en diversos cultivos existe el reto de aumentar productividad y eficiencia en el uso de los insumos para la nutrición. Ello, ante problemáticas como la pérdida de la fertilidad del suelo, condiciones edáficas adversas, aumento de precios de insumos, plagas emergentes y enfermedades endémicas. Con el objetivo de atender y mejorar una condición particular de manejo, focalizándose en el aspecto nutricional, se evaluó la producción de lima mexicana utilizando dos tipos de fertilización en un huerto que carece de tecnificación para hacer fertirriego. El trabajo se realizó en una plantación comercial de siete años, ubicada en el municipio de Tecomán, Colima, México. Los dos tipos de fertilización fueron: manejo nutricional que realiza el productor cooperante con sulfato de amonio; y una propuesta que consideró los requerimientos del cultivo, análisis de suelo, incorporando los fertilizantes mediante un procedimiento tipo "Drench". La variable cuantificada fue kg de fruta/árbol/mes, durante 13 meses. A partir de tres meses de iniciado el estudio, la propuesta de fertilización fue superior al manejo tradicional del productor. Considerando el total de registros de cosechas, se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos. La producción de frutos resultó ser mejor utilizado un fertirriego tipo "Drench", aumentando 4.4 veces más respecto al testigo.

PALABRAS CLAVE: *Drench; eficiencia; Riego rodado; Peso de frutos.*

INTRODUCCIÓN

El uso eficiente de los fertilizantes es un elemento relevante para incrementar rendimientos, así como la rentabilidad de los cultivos. De acuerdo con Fageria *et al*. (2008) los cítricos son altamente sensibles a deficiencias de nutrimentos. Por lo tanto, buscar alternativas para el uso eficiente de los fertilizantes es primordial, más aún si se considera el aumento de precios en tales insumos. La lima mexicana conocida comúnmente como limón mexicano es generador de gran cantidad de empleos directos e indirectos como agroindustria en el estado de Colima, México (Robles-González *et al*., 2014; Robles-González *et al*., 2017). Además, representa gran arraigo productivo y cultural para los habitantes del Estado. En este cítrico, como en diversos cultivos se presentan problemas de tipo comercial y técnico. Uno de ellos, es incrementar la eficiencia en el uso de los fertilizantes. Aunado a lo anterior, suelos donde se cultiva lima mexicana poseen baja fertilidad y altas concentraciones de $CaCO_3$, condiciones limitantes para la disponibilidad

de nutrimentos (García-Preciado *et al*., 2019). Igualmente, la alta incidencia de la enfermedad huanglongbing (HLB), que propicia entre otras afectaciones, diferencias marcadas en contenidos de B, Mn y Zn en hojas maduras respecto a hojas de la misma edad de árboles sin síntomas de HLB (Robles-González *et al*., 2013). Ante tal condición resulta importante generar propuestas para mejorar la nutrición del cultivo. Una alternativa para incrementar la eficiencia de los fertilizantes es la incorporación de estos mediante el método tipo "Drench". La cual es una técnica que consiste en la aplicación superficial al suelo de una mezcla acuosa de fertilizantes tradicionales (Meza, 2021). Por ello, se planteó evaluar la producción de lima mexicana mediante la utilización de un procedimiento de fertilización tipo "Drench", en un huerto que carece de tecnificación para hacer fertirriego.

MATERIALES Y MÉTODOS

La evaluación se realizó en un huerto comercial de siete años, ubicado en el ejido del Rosario de la localidad de Madrid, municipio de Tecomán, Colima, México (19º04´52.75" N -103º53´00.28 W). La altitud sobre el nivel del mar es 157 metros, temperatura promedio anual 26.4ºC, precipitación anual acumulada de 868.5 mm y clima predominante cálido subhúmedo. La superficie de la huerta es de una hectárea, con textura de suelo franco-arcilloso, pH de 8.08 y materia orgánica 1.9%. La condición es de riego rodado, con la variedad 'Colimex' injertada sobre portainjerto Macrofila (*Citrus macrophylla*), en marco de plantación de 8x6 metros (208 plantas por hectárea). Para el ensayo fueron seleccionados 40 árboles distribuidos en bloques de cinco, esto fue en tres surcos adyacentes de 120 metros. Los árboles se eligieron considerando similitud visual en lo que respecta al tamaño de la copa. Los tratamientos de fertilización consistieron en: a) manejo nutricional que realiza el productor cooperante, quien aplica sulfato de amonio en dos ocasiones durante el periodo de lluvias (Testigo), b) el segundo tipo fue una nutrición utilizando el procedimiento "Drench" aplicado bajo el área de la copa. El tratamiento Testigo consistió en la aplicación de 2.5 kg de fertilizante por árbol al año, dividido en dos partes durante el periodo de lluvias, una en julio (1.0 kg) y otra en octubre (1.5 kg). El otro tratamiento fue una propuesta de nutrición "F-Mejorada", diseñada considerando los requerimientos del cultivo y la oferta del suelo mediante el análisis del mismo. Y consistió en la aplicación mensual de: 12.0 kg de fosfonitrato, 1.75 kg fosfato monopotásico, 7.0 kg sulfato de potasio, 1.0 kg sulfato de magnesio, 5.0 kg nitrato de calcio, 0.25 kg de microelementos, más dos litros de melaza. Dicha nutrición se estableció para 100 árboles empleando dos tanques para 200 litros de agua, y así evitar antagonismos entre algunos productos fertilizantes. Utilizando recipientes con capacidad para dos litros la solución nutritiva correspondiente fue distribuida bajo el área de copa del árbol, asemejando la tecnología tipo "Drench". El resto del manejo del cultivo (riegos, control de plagas, enfermedades y malezas) fue realizado por el productor cooperante. El diseño fue bloques al azar con 20 réplicas por tratamiento, donde la unidad experimental fue cada árbol. La variable evaluada fue kilogramo de fruta por árbol durante 13 cosechas, esto fue, a partir del mes de abril y el manejo nutricional "F-Mejorada" comenzó en enero del mismo año. Para obtener el efecto de los tratamientos se realizó una prueba t-Student

con Krustal para dos muestras, esto para cada registro de cosecha en los tratamientos, el cual fue mensual. Se utilizó la herramienta estadística: R-Studio (R Core Team, 2018), para el análisis estadístico.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A los tres meses de iniciado el registro de cosechas, no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos (Figura 1). Al cuarto mes el tratamiento con el manejo de F-Mejorada fue diferente al Testigo, a partir de ese periodo dicha condición se replicó durante el resto de las cosechas, excepto el mes de noviembre que fue la menor producción (Figura 1). Al analizar el promedio del total de registros de cosechas (13 meses), la F-Mejorada fue 4.4 veces más productiva y diferente estadísticamente al Testigo. Considerando la suma acumulada de cosechas, F-Mejorada obtuvo una producción de 58 kg de fruta por árbol y el manejo tradicional del productor fue de 13 kg. Durante varios años el productor cooperante adicionó al suelo solo fertilizante nitrogenado, utilizando solo sulfato de amonio ($(NH_4)_2SO_4$), dicho manejo trajo consigo problemas como desbalances en suelo, específicamente bajo el área de la copa. Otro aspecto a consideración son los tiempos de aplicación de la fertilización Testigo, que se realizaron solo durante el temporal, además, en intervalos de aplicación prolongados y dosis relativamente altas. Lo que pudo propiciar pérdida de materia orgánica por la aceleración del proceso de mineralización, debido a la aplicación excesiva de nitrógeno. Sin embargo, la volatilización es menor con el $(NH_4)_2SO_4$ (Larios-González *et al*., 2021). Al no incorporar fuentes de fósforo y potasio desde el establecimiento del cultivo, se obtuvo una disminución de esos nutrimentos, por tanto, un desabasto a la planta. Con la nutrición F-Mejorada se aplicaron 3.24 kg de fertilizantes por árbol al año, es decir, 740 gramos más respecto a la nutrición tradicional del productor. Con la adición de mayor número de nutrimentos se buscó mitigar desbalances y aumentar la fertilidad química del suelo, para así otorgar una mejor condición al cultivo. Al carecer de infraestructura de riego presurizado (micro-aspersión) en el huerto, la F-Mejorada utilizó la tecnología tipo "Drench". Con ello se procuró un fertirriego mensual, mediante dos soluciones nutritivas con los minerales demandados por la planta, basándose en herramientas de diagnóstico. Lo cual aumentó la eficiencia de los fertilizantes, esto claramente se expresó en la productividad del cultivo, ya que el acumulado final de la F-Mejorada fue 350% más que el Testigo. Las fertilizaciones equilibradas son consideradas como una forma eficaz de reducir costos de producción y mejorar rendimientos en cítricos (Srivastava y Malhotra, 2014). El uso de melaza en los tanques de solución nutritiva otorgó carbono y azúcares al suelo, a su vez al área radical. Dicha sustancia retarda el colapso natural de raíces, es fuente de carbono que estimula la actividad microbiana del suelo (Arjona *et al*., 2004; Zhang y Sun, 2018), y disminuye la salinidad (Tantaleán, 2020). Otras recomendaciones fueron la utilización de jabón potásico para combatir insectos chupadores de cuerpo blando, y a su vez un aporte de potasio vía foliar.

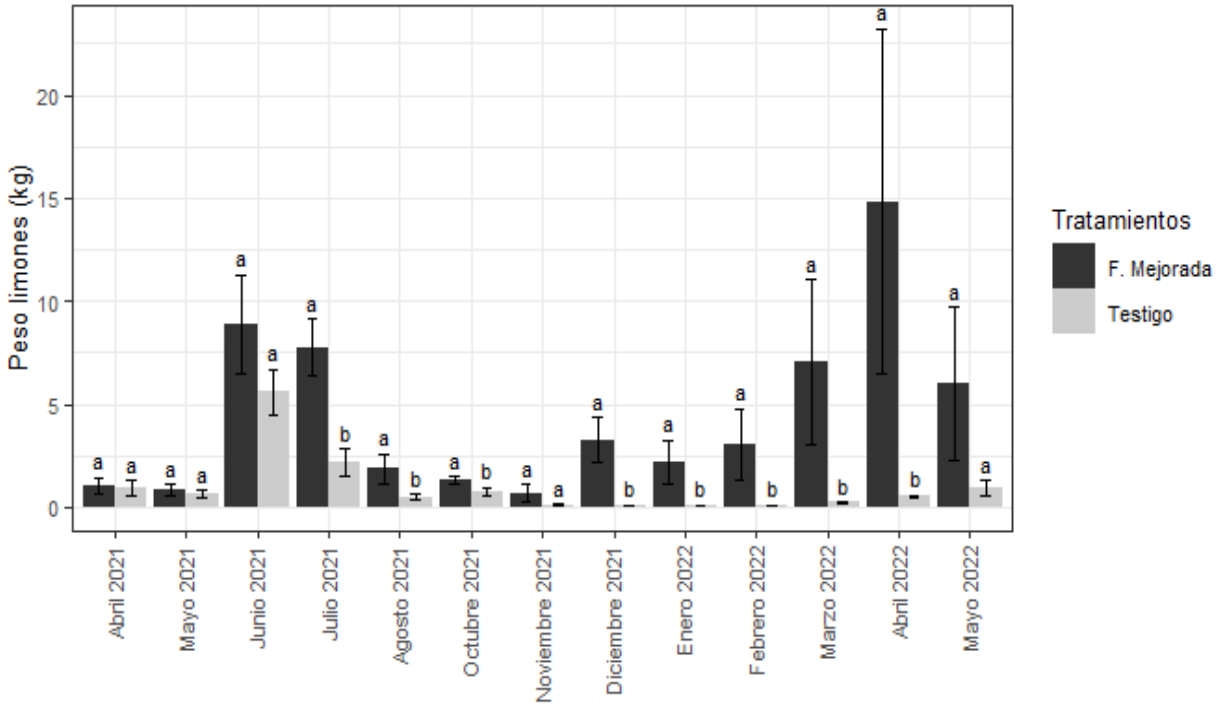


Figura 1. Evaluación de la producción durante 13 cosechas empleando dos tipos de fertilización al suelo. Testigo= manejo de la fertilización tradicional que realizó el productor cooperante. F-Mejorada= nutrición aplicada vía Drench.

CONCLUSIÓN

Durante el periodo de evaluación y la condición de sitio en específico, la F-Mejorada que empleo la tecnología de aplicación tipo "Drench", fue en promedio 4.4 más productiva respecto al Testigo. Analizando la producción acumulada de frutos de lima mexicana, el tratamiento con aplicación de fertilizantes mediante "Drench", obtuvo 58 kg por árbol y el manejo tradicional del productor fueron 13 kg.

AGRADECIMIENTOS

Al productor cooperante: Ceferino Meras Valencia. Al INIFAP por el financiamiento parcial con fondos del proyecto: "Diagnóstico, Transferencia de Tecnología y Soporte Técnico para atender necesidades de los PRODETER". Y proyecto: "Diagnóstico de la fertilidad y del carbono orgánico en diferentes usos de suelo con limón mexicano".

BIBLIOGRAFÍA

Arjona D., Harvey; Herrera B., Javier E.; Gómez G., José A.; Ospina A., Juan (2004). Evaluación de la aplicación de urea, melaza y aminoácidos sobre el crecimiento y rendimiento de la cebolla de bulbo (Allium cepa L. Grupo cepa) híbrido yellow granex, en condiciones de la Sabana de Bogotá Agronomía Colombiana, vol. 22, núm. 2, 177-184 pp

Fageria, N.K, Baligar, V.C. and Li, Y.C. (2008). The role of nutrient efficient plants in improving crop yields in the twenty first century. *Journal of Plant Nutrition,* 31: 1121-1157

García-Preciado J. C., Orozco-Santos M., Guzmán-Martínez, M., Carrillo-Medrano, S. H. (2019). Crecimiento y producción de árboles jóvenes de limón mexicano bajo cuatro tratamientos de fertilización. (Presidencial),

Reunión Nacional de Investigación Agrícola. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Memoria No. 1. ISBN: en trámite. Chiapas, México

Larios-González, R. C., García Centeno, L., Ríos, M. J., Avalos Espinoza, C. del S., & Castro Salazar, J. R. (2021). Pérdidas de nitrógeno por volatilización a partir de dos fuentes nitrogenadas y dos métodos de aplicación. Siembra, 8(2), e2475. https://doi.org/10.29166/siembra.v8i2.2475

Meza Pérez, G. (2021). Efecto del método de aplicación del fertilizante químico en la productividad del cultivo de café (Coffea arábica). Revista De Investigación De Agroproducción Sustentable, 5(3), 9–12. https://doi.org/10.25127/aps.20213.813

R Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/

Robles-González, M. Manuel, Velázquez-Monreal, José Joaquín, Manzanilla-Ramirez, Miguel Ángel, Orozco-Santos, Mario, Medina-Urrutia, Víctor Manuel, López-Arroyo, J. Isabel, & Flores-Virgen, Rigoberto. (2013). Síntomas del Huanglongbing (HLB) en árboles de limón mexicano [*Citrus aurantifolia* (Christm) Swingle] y su dispersión en el estado de Colima, México. *Revista Chapingo. Serie horticultura*, *19*(1), 15-31. https://doi.org/10.5154/r.rchsh.2012.01.005

Robles, G. M. M.; Orozco, S. M.; Manzanilla, R. M. Á. y Velázquez, M. J. J. (2014). El Huanglongbing (HLB). *In*: El limón mexicano (*Citrus aurantifolia*), Orozco-Santos, M.; Robles-González, M. M.; Velázquez-Monreal, J. J. y Manzanilla-Ramírez, M. Á. (Eds.). Libro Técnico Núm. 1. SAGARPA, INIFAP, CIRPAC, Campo Experimental Tecomán. Tecomán, Colima, México. 242-283 pp

Robles-González M. M., Orozco-Santos M., Manzanilla-Ramírez M. A., Velázquez-Monreal J.J., Carrillo-Medrano S. H. (2017). Efecto del HLB sobre el rendimiento de limón mexicano en Colima, México. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas. Vol.8 Núm.5. pp. 1101-1111

Srivastava, A.K and S.K. Malhotra. (2014). Nutrient management in fruit crops: Issues and strategies. *Indian Journal of Fertilisers,* 10:72-88

Tantaleán Cueva, Katty Nicol. (2020). Recuperación de suelos salinos mediante el uso de los subproductos del proceso de azúcar (cachaza, melaza y bagazo) utilizados como abono orgánico. Tesis para obtener el título profesional de: Ingeniera Ambiental. Universidad César Vallejo, Facultad de ingeniería y arquitectura escuela profesional de ingeniería ambiental. Chiclayo, Perú. https://hdl.handle.net/20.500.12692/72654

Zhang, L., & Sun, X. (2018). Influence of sugar beet pulp and paper waste as bulking agents on physical, chemical, and microbial properties during green waste composting. Bioresource Technology, 267, 182-191. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.040

PROPUESTA DEL USO DE DOS ALGAS MARINAS EN UN SUELO ALCALINO CON UN CULTIVO DE ACELGA

Mayra Mariana Morales Aparicio[1]; Luz Elena Mateo Cid[1]; Ángela Catalina Mendoza González[1];Fernando Ayala Niño[2]

[1]Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Prolongación Manuel Carpio y Plan de Ayala s/n, Col. Santo Tomas, C.P. 11340. Ciudad de México. moam911225@gmail.com;
[2]Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Av. de los Barrios 1, Col. Los Reyes Iztacala Barrio de los Árboles/Barrio de los Héroes, C. P. 54090. Tlalnepantla de Baz, Estado de México.

RESUMEN

Las algas marinas han demostrado tener un efecto positivo en el crecimiento y rendimiento de diversos cultivos, debido a que contienen una gran cantidad de antioxidantes, metabolitos primarios y secundaros, fitohormonas, macroelementos y microelementos, entre otros compuestos bioactivos. Además, se ha visto que tienen la capacidad de modificar las características físicas, químicas y biológicas del suelo. Las algas marinas que presentan una biomasa importante y que se han utilizado como fertilizante en el municipio de Barra de Cazones, Veracruz. En esta investigación, se adicionó harina de *Ulva lactuca* y *Gracilaria blodgettii* en tres distintas concentraciones a un suelo alcalino, mostrando que los tratamientos con *U. latuca* lograron reducir el pH, pasando de un suelo fuertemente alcalino (pH= 9.01), a un suelo medianamente alcalino (pH =7.47), asimismo, ambas especies mejoraron el contenido de materia orgánica incrementándose de 1.48% a 2.7%, así como la capacidad de retención de agua de 85.2% a 92.8%. Los tratamientos con *U. lactuca* indicaron mejor asimilación de potasio durante el cultivo de acelgas, mientras que la absorción de nitrógeno fue mejor para los tratamientos con *G. blodgettii*. En cuanto al crecimiento de las acelgas se observaron diferencias significativas (p=0.05), obteniendo los mejores resultados con los tratamientos de *U. lactuca*.

PALABRAS CLAVE: *Algas rojas; Algas verdes; Fertilizante; Horticultura; Mejorador de suelo*

INTRODUCCION

En México alrededor del 67.4% de los cultivos son tratados con fertilizantes químicos. El uso de estos productos en la agricultura es muy común para muchas regiones de nuestro país. La producción de fertilizantes químicos implica la quema de combustibles fósiles, lo cual origina la emisión de bióxido de carbono, uno de los principales gases de efecto invernadero directamente relacionado con el cambio climático. El uso excesivo y el mal manejo de los fertilizantes químicos, impiden la recuperación de la fertilidad natural, propician la acidificación y salinización y reducen la presencia de microorganismos que participan en procesos químico-biológicos del suelo, procesos que afectan el desarrollo de las plantas disminuyendo la productividad agrícola. Por ejemplo, cuando se aplica el fertilizante, el 25% de los nutrientes no es asimilado por las plantas, lo que provoca que una parte se pierda, otra se volatilice y otra se lixivie, esta última genera mayores impactos

debido a que se producen residuos de nitritos y fosfatos generando desequilibrio ecológico en los ecosistemas. Esta situación se agrava porque generalmente se intenta suplir la falta de fertilidad del suelo con la sobrefertilización química de nutrientes primarios (nitrógeno, fósforo y potasio), dejando de lado los secundarios (calcio, magnesio y azufre) y algunos micronutrientes los cuales, si bien son requeridos en menores cantidades que los nutrientes primarios, son esenciales para el desarrollo de las plantas (CDERSSA, 2018).

Debido al crecimiento poblacional y a la demanda alimenticia, se han planteado nuevas técnicas para la creación de una agricultura sustentable y amigable con el medio ambiente. En este sentido, las algas marinas han alcanzado un elevado interés por su capacidad bioestimulante y fertilizante, las cuales se pueden aplicar de diferente forma según el tipo de cultivo. Se ha demostrado que las algas marinas contienen antioxidantes, metabolitos primarios y secundaros, fitohormonas, macroelementos y microelementos, entre otros compuestos bioactivos que estimulan el crecimiento y desarrollo de las plantas, su efecto se ha probado en diversos cultivos en los cuales, se ha logrado obtener efectos positivos en la germinación de las semillas, en la producción de hojas de frutos y en el crecimiento de las plantas. Además, sus compuestos ayudan a degradar toxinas y algunos metales, así como a la fijación e intercambio de cationes, mejorando las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Durante décadas, las algas marinas más utilizadas para la producción de biofertilizantes han sido las algas pardas ya que pueden constituir grandes biomasas en las zonas costeras del norte de México. Sin embargo, también se pueden encontrar otras poblaciones de algas verdes y rojas, que son representativas en las costas del Golfo de México. El estado de Veracruz en el municipio de Barra de Cazones las poblaciones que presentan una biomasa importante son las de *U. lactuca* y *G. blodgettii*. Los estudios que existen acerca de estas algas marinas como fertilizantes y mejoradoras de suelo, aun son escasas por lo que se considera pertinente evaluar su efecto en el cultivo de acelgas y un suelo alcalino (Chojnacka *et al*. 2012).

MATERIALES Y METODOS

Recolecta de algas marinas: los especímenes de *U. lactuca* (UL) y *G. blodgettii* (GB), fueron obtenidos en playa el Pulpo, Barra de Cazones en el Municipio de Cazones de Herrera, Veracruz, México (20º 43’ 33.98” N y 97º 11’ 90.72” W). La recolecta se realizó en la zona intermareal hasta un metro de profundidad en zonas específicas donde UL y GB son exitosas. El biológico recolectado se lavó con agua de mar, posteriormente se lavó con agua corriente y agua destilada para eliminar el exceso de sal y epibiontes, las algas lavadas fueron secadas a temperatura ambiente durante 3 días. Una vez seco, el material se trituro con ayuda de un molino eléctrico (Nutribullet®) a intervalos de 10 segundos, hasta obtener una harina. La harina fue evaluada mediante un análisis bromatológico y de metales. El análisis bromatológico se realizó en la Universidad Veracruzana con espectrofotometría de UV-V, la determinación de Cu, Cd, Cr, Ni, Pb y Zn se realizó en Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre el Medio Ambiente (CIIEMAD) a través de la técnica de espectrofotometría de absorción atómica de flama,

según las normas oficiales mexicanas (NOM-051-SCFI/SSA1-2010; NMX-AA-051-SCFI-2016).

Obtención del suelo. El suelo que se utilizó para el bioensayo fue un vertisol y se obtuvo de un ejido en el municipio de Acuexcomac, Atenco, Estado de México (19º 56.29" N y 98º 92.33" O), para ello se utilizaron palas tipo D, las cuales se hundieron en el suelo a una profundidad de 15-20 centímetros entre cuadrantes al azar de 2X2 m. El suelo se colocó en costales y se transportó al invernadero de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (ENCB). El suelo fue analizado en el Laboratorio de Microbiología del Suelo de la ENCB evaluándose: textura (Te) materia orgánica (MO), capacidad de retención de agua (CRA), pH, conductividad eléctrica (CE), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y en el Laboratorio de Edafología de la Unidad de Biotecnología y Prototipos (UBIPRO) de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala la capacidad de Potasio intercambiable, Fósforo asimilable y Nitrógeno total. Estos análisis se realizaron antes y después de los bioensayos.

Establecimiento del bioensayo. Se utilizaron tres concentraciones de harina, 3g, 6g, y 9g, por kilogramo de suelo, con 5 réplicas para cada tratamiento y 5 réplicas más correspondientes al testigo. Las mezclas de suelo+harina se colocaron en macetas de 5kg y se montaron dos bioensayos, uno para UL y otro para GB, obteniendo un total de 40 macetas, la mezcla se dejó reposar durante un mes en el invernadero hasta su siembra con el fin de permitir la incorporación de la harina. La siembra se llevó a cabo el 25 de julio del 2022, a una temperatura de 20.29 ºC y 79.07% de humedad y se emplearon semillas comerciales de *Beta vulgaris* var. *cycla* de la marca AQTEX. Durante el experimento, se monitoreo la temperatura y humedad con un termómetro-hidrómetro Mengshen, se midió el crecimiento de las plantas con un flexómetro desde la base de la roseta hasta el ápice de las hojas, cada semana. Las plantas se regaron cada tercer día y la cosecha se realizó a los 106 días en 04 de noviembre del 2022 y se obtuvo el peso fresco de cada una de las plantas de acelga en una balanza OHAUS Cent-0-Gram; posteriormente se secaron a temperatura ambiente durante una semana para obtener el peso seco.

Para analizar el efecto del crecimiento con las harinas, entre los bioensayos de acelgas, se realizó la prueba de Dunnet (α=0.05), así como análisis de ANOVA y de U de Mann-Whitney, para evaluar el efecto de las harinas entre tratamientos, para los análisis se utilizó en el software Minitab19.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis bromatológico: los componentes analizados fueron; proteína cruda, cenizas totales, fibra cruda y energía metabolizable.

El contenido de fibra cruda y proteína cruda fue mayor en GB, 12.93 y 10.61% respectivamente, respecto a las cenizas totales con 20.48% y energía metabolizable de 3.21% fue mayor en UL (Cuadro 1).

Determinación de metales: los metales que se encontraron en mayor concentración fueron el Zn con un valor de 0.055 mg/Kg y el Pb con 0.007 mg/Kg para UL y para GB

cuyos valores son 0.034 m/kg y 0.004 mg/Kg respectivamente y en menor concentración el Cu, Cd y Ni, en cuanto al Cr solo se encontró en GB (Cuadro 2).

Cuadro 1. Composición química (base seca 100%). Los valores son dados en %.

Base seca 100%		
Componentes	***G. blodgettii***	***U. lactuca***
Proteína cruda	10.61	10.04
Cenizas totales	12.52	20.48
Fibra cruda	12.93	4.18
Energía metabolizable Kcal/K	2.78	3.21

Análisis fisicoquímicos del suelo: los parámetros químicos para el suelo sin tratamiento (T), fueron: MO (1.48%), CRA (85.2%), pH(9.01), CE (0.57 $^{ms}/_{cm}$), CIC (47.28) meq/100g, K (126 ppm), Pasim (14.73 ppm) y N (0.010%), mientras que para los valores obtenidos de los tratamientos se observó que el pH disminuyo con el tratamiento de UL6% a 7.47 en cambio con GB aumento hasta 9.56, la MO aumento con el tratamiento de GB6% con un valor de hasta 2.7%, de igual manera GB6% mostró un incremento de la CRA del 92.8%, la CE incremento en el tratamiento de UL9% con un valor de 0.89 $^{ms}/_{cm}$, la mejor CIC se observó en el tratamiento de U6 con 48.72 meq/100g. En cuanto al K intercambiable el tratamiento de UL6% mostro un mayor intercambio con un valor de 142 ppm, respecto a la asimilación de P el tratamiento que mostro mejor absorción fue UL9%, en relación al N total el tratamiento de GB9% tuvo el mayor contenido, con un valor de 0.027% (Figura 1).

Efecto de las harinas: la prueba de Dunnet (α=0.05), mostró una diferencia significativa entre los bioensayos, encontrando el mejor efecto en el tratamiento de UL3%, obteniendo plantas con mayor talla y con un crecimiento promedio de 1.53 cm, semana. El análisis de varianza (α =0.05) entre los tratamientos de GB y el testigo no mostraron diferencias significativas en el crecimiento, en tanto que para los tratamientos de UL si se encontraron diferencias entre UL3%, UL6% y UL9% en comparación con el testigo.

Cuadro 2. Concentración de metales de las harinas

Biomasa		
Tratamiento	PFT	PST
UL3%	107.6g	14.85g
UL6%	252.2g	38.87g
UL9%	89.7g	10.16g
GB3%	153.6g	18.86g
GB6%	201g	24.41g
GB9%	95.42g	17.99g
T	90.9g	7.96g

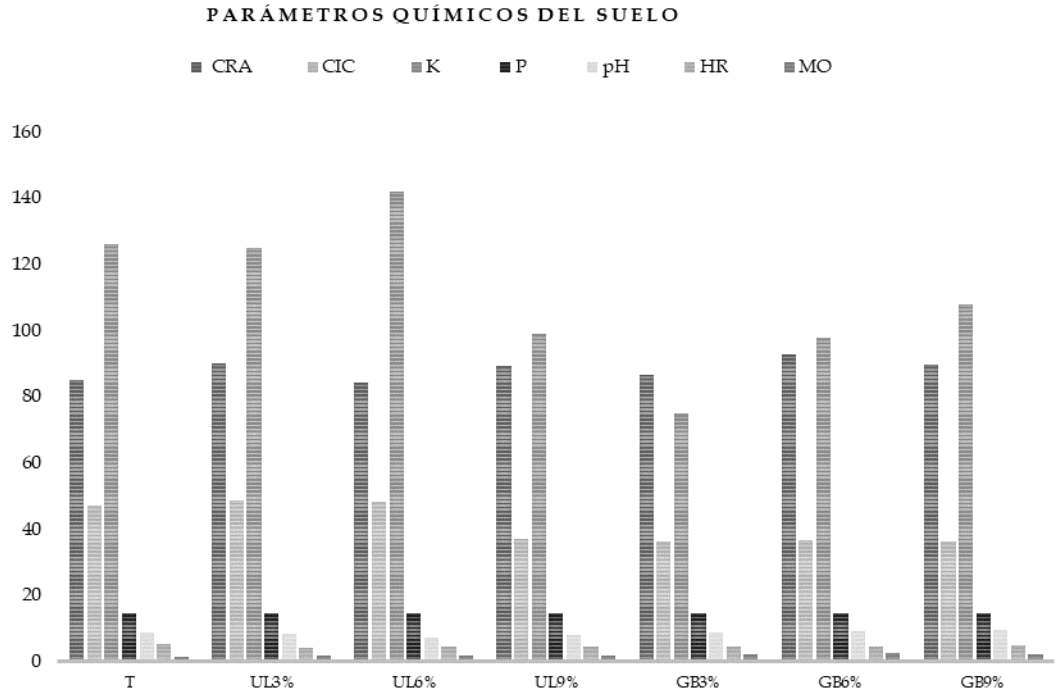


Figura 1. Análisis de los químicos del suelo, antes y después de los tratamientos.

Biomasa: se obtuvo mayor biomasa tanto en peso fresco como en seco, con el tratamiento de U6 el cual fue de 252.2g y 38.87g en peso fresco y seco respectivamente, en cuanto a los tratamientos con GB, la mayor biomasa se obtuvo con el tratamiento de G6 con valores de 201g en peso fresco y 24.41g en peso seco (Cuadro 3).

Cuadro 3. Biomasa obtenida en los tratamientos. PFT (Peso Fresco Total), PST (Peso Seco Total).

	Metales (mg/kg)	
Metales	*G. blodgettii*	*U. lactuca*
Cu	0.003	0.004
Cd	0.000	0.001
Cr	0.003	0.000
Ni	0.001	0.005
Pb	0.004	0.007
Zn	0.034	0.055

El análisis bromatológico permite valorar algunos componentes nutricionales, en este caso indicó que UL, contiene mayor cantidad de cenizas totales en comparación con GB, las cenizas totales están directamente relacionadas con el contenido de minerales. A pesar de que en este estudio no se incluye una evaluación detallada del contenido de minerales en UL y GB, Hong *et al*., 2007, menciona que se puede encontrar, K, Na, Ca, Fe, P, Mo, Mg y I, los resultados obtenidos indican que UL podría contener mayor concentración de

estos elementos, que GB. Según el análisis de metales, otro elemento que se encontró en mayor concentración en UL fue el Zn y de acuerdo con Chojnacka *et al.,* (2012), el Zn corresponde a un micronutriente esencial para el crecimiento de las plantas, este resultado puede explicar que las plantas de acelga obtenidas con los tratamientos de UL fueran de mayor tamaño y con mayor biomasa en comparación con las acelgas obtenidas de los tratamientos con GB. En cuanto a los parámetros químicos evaluados, ambas algas mejoraron la CRA, MO y CE. Sin embargo, para los suelos alcalinos, UL representaría una alternativa ya que se observó mejora en el pH y mejor asimilación de K y P. Estas mejoras, como señalan: Battacharyya *et al.,* (2015), Castellanos-Barriga *et al.*, (2017) y Paurlet, (2009) se le atribuyen al contenido de N, Na, P, K, Ca y Mg, así como a las hormonas del crecimiento y metabolitos secundarios presentes en las algas.

CONCLUSIONES

A pesar de que la adición de ambas harinas, tanto de *U. lactuca* como de *G. blodgettii* representaran una alternativa funcional, *U. lactuca* mostro ser la mejor opción para el suelo alcalino, utilizado en los bioensayos, por lo que se propone seguir evaluando a *U. lactuca* como un biofertilizante potencial.

AGRADECIMIENTOS

A los Laboratorios de Ficología y Microbiología del Suelo de la ENCB y al Laboratorio de Edafología de la UBIPRO de la FES-Iztacala.

BIBLIOGRAFIA

Battacharyya, D., Zamani, B.M., Rathor, P., Prithiviraj, B. (2015). Seaweed extracts as biostimulants in horticulture. Sci. Hort. 196:39-48.

Castellanos-Barriga L. G., Santacruz-Ruvalcaba F., Hernández-Carmona G., Ramírez-Briones E. y Hernández-Herrera R. M. (2017). Effect of seaweed extracts from *Ulva lactuca* on seedling growth of mung bean (*Vigna radiata*). J. Appl. Phycol. 29: 2479–2488.

CDERSSA. (2018). Fertilizantes químicos y biofertilizantes en México. Reporte de investigación. Cámara de Diputados LXIII Legislatura. 37 p.

Chojnacka, K., Saeid, A. y Michalak, I. (2012). The possibilities of the application of algal biomass in the agriculture. Sci. Chem. 66:1235-1248.

Hong D. D., Hien H. M. y Son P.N. (2007). Seaweeds from Vietnam used for functional food, medicine and biofertilizer. J. Appl. Phycol. 19: 817–826.

Paulert R., Talamini V., Cassolato J. E. F., Duarte M. E. R., Noseda M.D., Smania A. y Stadnik M. J. (2009). Effects of sulphated polysaccharide and alcoholic extracts from green seaweed *Ulva fasciata* on anthracnose severity and growth of common bean (*Phaseolus vulgaris L.*). J. Plant Dis Prot. 116: 263-270.

RELACIÓN ENTRE LA COLONIZACION MICORRIZICA Y LAS PROPIEDADES DEL SUELO EN UN CULTIVO DE CALABAZA

José Alberto Gío-Trujillo[1*]; Carlos Juan Alvarado-López[2];[4]: Neith Aracely Pacheco-López[3]; Jairo Cristóbal-Alejo[4]; Arturo Reyes-Ramírez[4]; Juan Candelero-de la Cruz[5].

[1]Doctorado en Ciencias. Tecnológico Nacional de México, campus Conkal, Avenida Tecnológico s/n C.P. 97345, Conkal, Yucatán, México; [2]Cátedras-CONACYT. Tecnológico Nacional de México. Campus Conkal. Avenida Tecnológico s/n C.P. 97345, Conkal, Yucatán, México; [3]Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Unidad sureste. Tablaje Catastral 31264, Kim. 5.5, Carretera. Sierra Papacal-Chuburna Puerto. Parque Científico. Tecnológico de Yucatán. C.P. 97302. Mérida, Yucatán, México; [4]Tecnológico Nacional de México, Campus Conkal. Avenida Tecnológico s/n C.P. 97345, Conkal, Yucatán, México; [5]Tecnológico Nacional de México, Campus Tizimín. Final Aeropuerto Cupul s/n, Col. Santa Rita, CP 97700, Tizimín, Yucatán, México. * DD20800277@conkal.tecnm.mx

RESUMEN

Los hongos micorrízicos, juegan un papel primordial en la calidad de los suelos, relacionándose con los procesos bioquímicos edáficos que condicionan la productividad agrícola. El objetivo fue evaluar la relación entre la colonización micorrízica y los parámetros del suelo (temperatura, conductividad eléctrica y pH) en un cultivo de *Cucurbita moschata* inoculado con HMA nativos. La inoculación micorrizíca constó en sembrar 60 esporas de HMA en etapa de semillero. Se usó un diseño estadístico en bloques al azar (T1=tratamiento con inoculación micorrízica y un control negativo=Sin inoculación), compuesto por 14 unidades experimentales cada uno. El trasplante se realizó a los 16 días después de la siembra. T1, presentó un manejo con fertilización inorgánica (80 N-45 P-80 K). A partir de los siete días después del trasplante se inició con las mediciones de los parámetros del suelo, desarrollando un total de 12 cada siete días. El porcentaje de colonización micorrízica (%CM) se evaluó por aclarado-tinción de raíces + método de cuadrantes. De acuerdo a los resultados, la temperatura y conductividad eléctrica no presentaron variaciones estadísticas. Por lo contrario, el pH (<0.0001) y % CM (<0.0110) presentaron diferencias significativas, registrando una correlación positiva (r^2=0.40; p<0.0520) entre ambos. En conclusión, la correlación observada en el estudio es un reflejo de la influencia de la fertilización orgánica e inorgánica en el suelo. Lo que implica, un efecto positivo del manejo agrícola (fertilización + hongos micorrízicos). Dado que, se garantiza la productividad de un cultivo, sin comprometer la salud y calidad edáfica en los sistemas agrícolas.

PALABRAS CLAVE: *Cucurbita moschata; Hongos micorrízicos; pH; Conductividad eléctrica; Temperatura.*

INTRODUCCIÓN

Los hongos micorrízicos arbusculares (HMA), constituyen un componente integral de los suelos (Brundrett y Tedersoo, 2018). Considerándose un agente benéfico que influye en la nutrición mineral en la agricultura moderna. Principalmente como un potencial bioestimulante del crecimiento vegetal que permite incrementar los rendimientos de la producción agrícola (Berruti *et al*., 2016). Los HMA interactúan en los principales procesos

bioquímicos y formadores de los suelos. Así como en importantes procesos ecosistémicos (Tedersoo *et al*., 2020). Los parámetros del suelo como la conductividad eléctrica y el potencial de hidrogeno de los suelos representan un factor clave que influye directamente en la buena calidad de los suelos. Las fluctuaciones en las condiciones edáficas en relación a su salinidad influyen en los bajos rendimientos de los cultivos agrícolas (Camacho-Tamayo, 2013). Asimismo, la temperatura y pH de los suelos juega un papel crucial en el establecimiento y diversidad funcional de una gran variedad de comunidades de microorganismos rizosféricos benéficos para la agricultura (Peroza y Pérez, 2010). El estudio tuvo como objetivo evaluar la relación de la colonización micorrízica con los parámetros del suelo (temperatura, conductividad eléctrica y pH) en un cultivo de calabaza *Cucurbita moschata,* inoculado con hongos micorrízicos arbusculares nativos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se empleó semillas nativas de *Cucurbita moschata* como material vegetal. La inoculación micorrízica consistió en la siembra de esporas (Sieverding, 1983). Empleando cepas nativas de HMA precedentes de un sistema agrícola. La siembra inició desde la etapa de semillero, aplicando 60 esporas/33 g de suelo (1.8 esporas/g de suelo) en charolas de 120 g por cavidad. El trasplante a campo se realizó a los 16 días después de la siembra (DDS). Tiempo suficiente para desarrollar la simbiosis hongo-planta (Berruti *et al*., 2016) y la aparición de la tercera hoja verdadera en plántulas. Se usó un diseño estadístico en bloques al azar, compuesto de dos tratamientos experimentales (T1=tratamientos con inoculación micorrízica y Control negativo=Sin inoculación), cada uno integrado por 14 unidades experimentales (repeticiones). El cultivo experimental se estableció a una distancia de 1 x 1 m por surco y planta. Para T1 se aplicó el 50% de fertilización química (80 N-45 P-80 K). Por lo contrario, el testigo no presentó algún tipo de manejo con fertilización inorgánica.

Los parámetros del suelo a evaluar fueron, temperatura (°C), conductividad eléctrica (CE) y potencial de hidrogeno (pH). Las mediciones se realizaron por medio de un medidor directo del suelo para conductividad eléctrica (CE) SOIL TEST® HI98331 y kit de medición directa de pH y temperatura, HANNA INSTRUMENTS®. A partir de los siete días después del trasplante (DDT) se realizaron la toma de datos, desarrollando 12 mediciones cada siete días (7,15, 22, 29, 36, 43, 50, 57,64, 71,78, 85 y 92 DDT) durante las etapas del cultivo (trasplante, desarrollo, floración, fructificación y cuaje del fruto). Para la evaluación de la colonización micorrízica se empleó el aclarado-tinción de raíces de Phillips y Hayman, (1970), modificado por Koske y Gemma (1989). El porcentaje de colonización (% CM) se estableció por el método de Newman, (1966), empleando la siguiente fórmula: % de colonización= # de cuadrantes colonizados/# de cuadrantes observados X 100. Para los análisis estadísticos se empleó una ANDEVA y prueba de Tukey ($P \leq 0.05$) para la comparación de medias. Para determinar el grado de relación entre las variables evaluadas se desarrolló un análisis de correlación de Pearson (r^2). Se empleó el paquete estadístico SigmaPlot 12 (2011) para la realización de las pruebas estadísticas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados establecen que las condiciones edáficas en el cultivo durante todo el ciclo de la calabaza oscilaron entre 28.46°C (D. E=0.97) de temperatura del suelo. Sin diferencias estadísticas T1 registró la mayor temperatura en comparación a la temperatura del CN. La temperatura en este estudio es considerada idónea para desarrollo y establecimiento de la interacción micorrízica. Autores como Peroza y Pérez, (2010) y Ortiz-Acevedo *et al*. (2015), mencionan que los rangos ideales en relación a la temperatura del suelo oscilan entre los 18 a 30 °C. Asimismo, la CE en el cultivo osciló entre 0.987 ds/m (D. E=0.20), con un pH de 7.221 (D. E=0.19). Lo que implica que las condiciones edáficas concuerdan con un suelo característico de un suelo ligeramente salino (Borges-Gomes *et al*., 2014). El CN representó el tratamiento con mayores índices de CE, seguido de T1. No obstante, no se presentaron variaciones estadísticas. Por otro lado, el pH fue el único parámetro del suelo que reportó diferencias significativas (<0.0001) durante todo el ciclo del cultivo de calabaza (Cuadro 1).

Referente al porcentaje de colonización micorrízica (%CM) se presentaron diferencias estadísticas entre los tratamientos (<0.0110). En promedio se estableció en el estudio una colonización micorrízica del 40.29 % (D. E=8.4) en el cultivo de calabaza *Cucurbita moschata.* La colonización micorrízica de ambos tratamientos se categorizó en el rango 3 (< 50 % de colonización) en relación a lo establecido por Trouvelot *et al.* (1986). El tratamiento 1 representó el grupo experimental con mayor % C en el estudio con el 44.50±6.23. Para el grupo CN se presentó un % C de 36.08±8.45 (Figura 1). La colonización micorrízica observada en el control experimental sin inoculación responde a la presencia de esporas de HMA nativas en el suelo agrícola y la afinidad de *C. moschata* con la inoculación micorrízica o su asociación con esporas de HMA nativas en agroecosistemas reportada en estudios anteriores (Rouphael *et al.,* 2015; Carrara y Heller, 2022).

En general, Tedersoo *et a*l. (2020), señala a los agroecosistemas y ecosistemas con previo manejo agrícola como reservorios importantes de una gran diversidad de esporas de HMA latentes en el suelo, en espera de interacción con un hospedero. Al estar previamente adaptados a un ambiente especifico y a las condiciones edáficas que presenta el cultivo (Esquivel-Quispe *et al*., 2021). En cuanto a la correlación desarrollada en el estudio, solo presentaron una relación positiva significativa entre el pH-colonización micorrízica. Lo anterior nos señala una relación positiva (directa) entre el valor creciente del pH con un aumento en la colonización micorrízica de HMA en el estudio.

Cuadro 1. Parámetros del del suelo evaluados en el estudio.

ID de los tratamientos	Temperatura (°C)	Conductividad eléctrica (ds/m)	pH
T1	28.45±1.03 a	0.99±0.17 a	7.39±0.10 a
CN	28.98±0.94 a	0.98±0.23 a	7.05±0.09 b

T1=Tratamiento 1; CN=Control negativo. Media±D.E (Desviación estándar). Literales comunes sin variaciones significativas (p≤0.05).

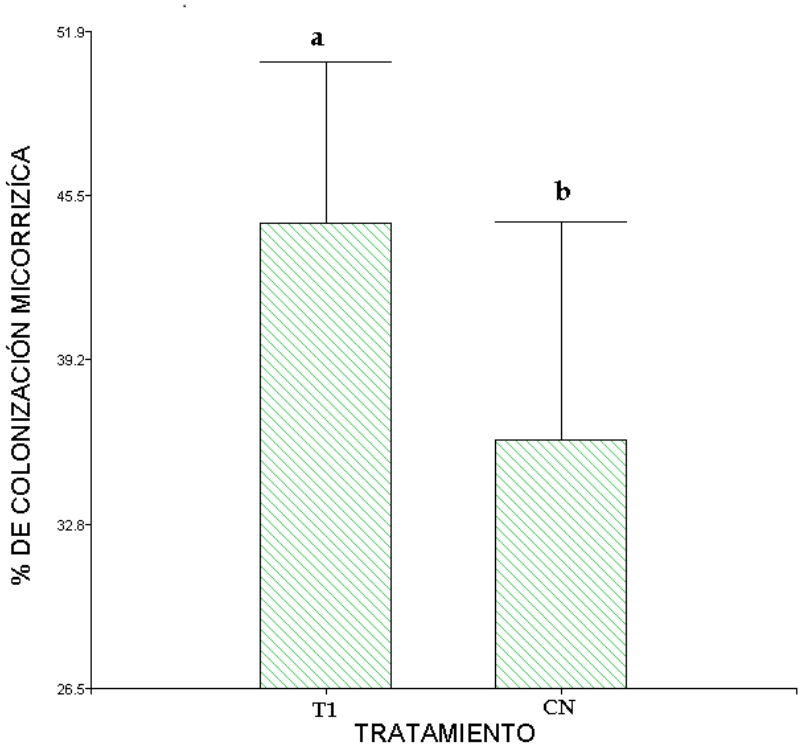


Figura 1. Porcentaje de colonización micorrizíca evaluado en el estudio: A) Temperatura del suelo B) Conductividad eléctrica. Medias±D.E (Desviación estándar); T1=Tratamiento 1; CN=Control negativo. Literales comunes sin variaciones significativas (p≤0.05).

Por otro lado, se registró una correlación negativa (inversa) no significativa entre los parámetros de temperatura y conductividad del suelo (Cuadro 2). Cabe señalar, que la correlación (directa o inversa) entre la colonización de HMA y algunas propiedades del suelo como el pH, CE y Temperatura, ya había sido reportada con anterioridad (Kivlin *et al*., 2020). Ortiz-Acevedo, *et al*., (2015), señalan que la interacción hongo-planta desarrollada durante la simbiosis puede modificar ciertas propiedades del suelo, para una mayor prevalencia y un óptimo desarrollo de su hospedero.

Cuadro 2. Correlación de Pearson (r^2) entre la colonización micorrízica y los parámetros del suelo evaluados en el estudio.

Correlaciones	r^2	Valor-p
Colonización micorrízica x Temperatura	-0.14	0.5075
Colonización micorrízica x pH	0.40	0.0520
Colonización micorrízica x Conductividad eléctrica	-0.04	0.8562

CONCLUSIONES

El comportamiento registrado en el estudio en relación a la colonización micorrízica y su relación directa e inversa con los principales parámetros de suelo como el pH, CE y la temperatura del suelo nos permite inferir sobre el efecto positivo de la fertilización orgánica como complemento de un manejo agronómico convencional. Lo que nos

garantizó un manejo de la nutrición mineral del cultivo de calabaza, sin comprometer la salud y calidad edáfica en los sistemas agrícolas.

BIBLIOGRAFIA

Borges-Gómez, L., Moo-Kauil, C., Ruíz-Novelo, J., Osalde-Balam, M., González-Valencia, C., Yam-Chimal, C., y Can-Puc, F. (2014). Suelos destinados a la producción de chile habanero en Yucatán: características físicas y químicas predominantes. Agrociencia, 48(4):347-359.

Brundrett, M. C, y Tedersoo L. (2018). Evolutionary history of mycorrhizal symbioses and global host plant diversity. New Phytologist, 220(4): 1108-1115.

Camacho-Tamayo, J. H. (2013). Relación espacial entre la conductividad eléctrica y algunas propiedades químicas del suelo. Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica, 16(2), 401-408.

Carrara JE, Heller WP. (2022). Arbuscular mycorrhizal species vary in their impact on nutrient uptake in sweet corn (Zea mays) and butternut squash (Cucurbita moschata). Frontiers in Agronomy, 4.

Esquivel-Quispe, R., Quispe-Ochoa, J. O., & Hernández-Cuevas, L. V. (2021). Experiencias sobre la propagación y efectividad de los hongos micorrizógenos arbusculares en Latinoamérica. Journal of the Selva Andina Biosphere, 9(2),99-110.

Kivlin, SN. (2020). Global mycorrhizal fungal range sizes vary within and among mycorrhizal guilds but are not correlated with dispersal traits. Journal of Biogeography 47: 1994–2001.

Koske, RE., y Gemma, JN. (1989). A modified procedure for staining roots to detect VA mycorrhizas. Mycological research, 92(4): 486.

Ortiz Acevedo, A., Osorio Vega, N. W., Echeverri Gómez, J., González Murillo, O., & Medina Sierra, M. (2015). Fisiología de los hongos formadores de micorrizas arbusculares. Livestock Research for Rural Development. 27 (9): 19 p.

Peroza, V., y Pérez, A. (2010). Efecto de parámetros físicos, químico y salinidad sobre la densidad poblacional y la colonización de micorrizas arbusculares en pasto Angleton en el municipio de Tolú, Sucre, Colombia. Revista Colombiana de Ciencia Animal-RECIA, 2(2): 310-324.

Philips JM, Hayman DS. (1970). Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. Transactions of the British mycological Society, 55:158–161.

Rouphael Y, Franken P, Schneider C, Schwarz D, Giovannetti M, Agnolucci M, De pascale E, Bonini P, Colla, G. (2015). Arbuscular mycorrhizal fungi act as biostimulants in horticultural crops. Scientia Horticulturae, 196: 91-108.

Sieverding, E. (1983). Manual de métodos para la investigación de la micorriza vesículo-arbuscular en el laboratorio. CIAT, Cali, Colombia.

Tedersoo, L., Bahram, M., & Zobel, M. (2020). How mycorrhizal associations drive plant population and community biology. Science, 367(6480), eaba1223.

Trouvelot, A., Fardeau, JC., Plenchette, C., Gianinazzi, S., Gianinazzi-Pearson, V. (1986). Nutritional balance and symbiotic expression in mycorrhizal wheat. Physiologie Vegetale. 24, 300-300.

RESPUESTA HIDROLÓGICA DE MICROCUENCAS FORESTALES EN LA CUENCA DEL LAGO DE PÁTZCUARO, MICHOACÁN

Pedro Rivera Ruiz[1,4]; Juan Enrique Rubiños Panta[2]; Demetrio Salvador Fernández Reynoso[2]; Cándido Mendoza Pérez[2]; Jorge Víctor Prado Hernández[3]; Ulises Dehesa Carrasco[4]

[1]Estudiante de Doctorado del Colegio de Postgraduados, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Jiutepec, Morelos. *pedro.rivera@colpos.mx* y *privera@tlaloc.imta.mx*,[2]Colegio de Postgraduados, Carretera México-Texcoco km. 36.5, Montecillo, Texcoco, Edo. de México; [3]Universidad Autónoma Chapingo, Carretera México-Texcoco km. 38.5, Chapingo, Texcoco, Edo. de México; [4]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Jiutepec, Morelos.

RESUMEN

Se evaluó la respuesta hidrológica de dos microcuencas forestales de la cuenca del Lago de Pátzcuaro: la microcuenca Ichupio en la que se establecieron obras y prácticas conservacionistas y la microcuenca Malacate que es la "testigo". Ambas microcuencas se instrumentaron con pluviómetros digitales para registrar la lluvia y con sensores ultrasónicos para registrar el gasto. Se registraron 20 eventos de escurrimiento en la microcuenca Malacate y 9 eventos en la microcuenca Ichupio. Se analizaron cinco eventos en pares donde en ambas microcuencas se presentó el escurrimiento superficial, y al realizar el análisis del proceso lluvia-escurrimiento, se encontró que en la microcuenca Malacate se presentaron los mayores valores de escurrimiento (volumen, lámina, coeficiente, máximo y medio) aun cuando en ambas microcuencas se presentaron similares cantidades e intensidades de lluvia. Un factor determinante para que se presentará el escurrimiento fue la cantidad de lluvia precipitada de cinco días previos, y se determina el efecto en la respuesta hidrológica por la presencia de las obras (presas de gaviones, piedra y geocostales), al realizar el análisis de los hidrogramas en pares, donde se observó que en la microcuenca Ichupio se iniciaba el escurrimiento después de 30 a 40 minutos comparado con el tiempo de inicio en la microcuenca Malacate, y que también se extendiera el tiempo de escurrimiento de dos y hasta tres horas después de que finalizaba en la microcuenca Ichupio.

PALABRAS CLAVE: *Escurrimiento; LLuvia; Obra conservacionista.*

INTRODUCCIÓN

Las interacciones entre las coberturas forestales y el agua se han estudiado durante más de un siglo. Se han publicado varias investigaciones clásicas sobre las respuestas hidrológicas al cambio forestal en cuencas con superficies <100 km^2, que proporcionan una visión profunda del impacto del cambio forestal en el escurrimiento anual en cuencas pequeñas (Brown *et al*., 2005; van Dijk *et al*., 2012). Una conclusión general extraída de los estudios de cuencas pequeñas es que la deforestación (por ejemplo, el aprovechamiento forestal, la urbanización, el cambio de la cubierta del suelo, los incendios forestales y la afectación por plagas) puede aumentar el escurrimiento anual, mientras que la forestación o mantener y mejorar la cobertura forestal, afecta al flujo de los arroyos en sentido contrario (Beck *et al*., 2013; Zhang *et al*., 2015). Sin embargo, ha habido algunas respuestas

inconsistentes, lo que sugiere que la intensidad de respuesta del escurrimiento anual al cambio de la cubierta forestal puede ser variable entre las cuencas hidrográficas, especialmente para las cuencas con forestación o reforestación o en las que se establecen obras y prácticas de manejo del agua y suelo (Lacombe *et al*., 2016).

Por tanto, se ha identificado que la relación entre la cobertura forestal y el rendimiento hídrico se tiene que investigar aún más, debido principalmente a la falta de datos de alta calidad sobre precipitaciones y caudales, y también para encontrar una metodología adecuada para excluir el impacto hidrológico de factores no forestales, como la variabilidad del clima y las actividades humanas (por ejemplo, la construcción de presas, las actividades agrícolas, el establecimiento de prácticas forestales y de conservación de agua y suelo, y la urbanización) (Wei y Zhang, 2010; Vose *et al*., 2011).

En los estudios de cuencas pequeñas, las grandes variaciones en la respuesta hidrológica al cambio forestal y en general también de la variación de la respuesta hidrológica de una cubierta forestal en el tiempo, se atribuyen a factores como el tipo de bosque, la topografía, el clima, los regímenes hidrológicos, el suelo, la geología y el manejo o prácticas forestales realizadas (Zhang y Wei, 2014). En la mayoría de los casos, los resultados inconsistentes de la respuesta hidrológica se atribuyen simplemente a la complejidad de los procesos de las cuencas y a la heterogeneidad del paisaje, el clima y la geología (Stednick, 1996; Vose *et al*., 2011).

Debido a la falta de una relación generalizada entre el bosque y el agua en las grandes cuencas hidrográficas, las relaciones empíricas entre los diferentes procesos y componentes de las cuencas hidrográficas procedentes de estudios de cuencas pequeñas se utilizan en gran medida en los modelos hidrológicos. Del mismo modo, la gestión de las cuencas hidrográficas a menudo se basa en una simple extrapolación de los conceptos y la información generada a partir de pequeñas cuencas hidrográficas a las grandes cuencas, lo que puede ser engañoso en la toma de decisiones (Zhang *et al*., 2016), sobre todo, si la procedencia de los datos no procede de investigaciones permanentes y consistentes en el tiempo. Este crítico vacío de información científica, junto con las crecientes necesidades de gestión y planificación de las cuencas hidrográficas, exige una revisión sustancial de la ecohidrología forestal en múltiples escalas espaciales.

Durante la última década, se implementaron obras y prácticas conservacionistas de los recursos agua, suelo y bosque en microcuencas forestales de la cuenca del Lago de Pátzcuaro, y una incógnita que se tiene es el saber cuáles son los efectos que éstas tienen en la respuesta hidrológica, por lo que se establecieron dos microcuencas pareadas donde se evalúo de forma sistemática y continua los escurrimientos con el objeto de estudiar el funcionamiento hidrológico de las microcuencas y definir la respuesta hidrológica frente a eventos pluviométricos de diferente intensidad y determinar los factores que mejor explican el tipo de respuesta.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación de la zona de estudio

La zona de estudio se conforma de dos microcuencas pareadas, una de ellas es Ichupio (101.94 ha) en la que se han establecido prácticas y obras conservacionistas (presas de gaviones, piedra acomodada, geocostales, reforestaciones, etc.), y la otra es la "testigo", Malacate (149.25 ha). Ambas microcuencas cuentan con un uso de suelo predominante forestal (del 74 al 79% de la superficie), con áreas de pastizal (11 al 18%) y agricultura (1 al 3%). En la Figura 1, se presenta la ubicación de las microcuencas pareadas, están en el municipio de Tzintzuntzan en la cuenca del Lago de Pátzcuaro.

Registro de lluvia y escurrimiento

Para el registro de datos, ambas microcuencas se instrumentaron instalando pluviómetros digitales para la medición de la precipitación (con resolución de 0.2 mm) y la construcción de un aforador de garganta larga (Figura 2) equipado con un sensor ultrasónico (Figura 3) para registrar la información de carga o nivel y el gasto cada 3 minutos. El periodo de evaluación fue el año 2022, y se analizaron los eventos de escurrimiento en pares que se presentaron al mismo momento en ambas microcuencas con la finalidad de comparar la respuesta hidrológica de cada microcuenca.

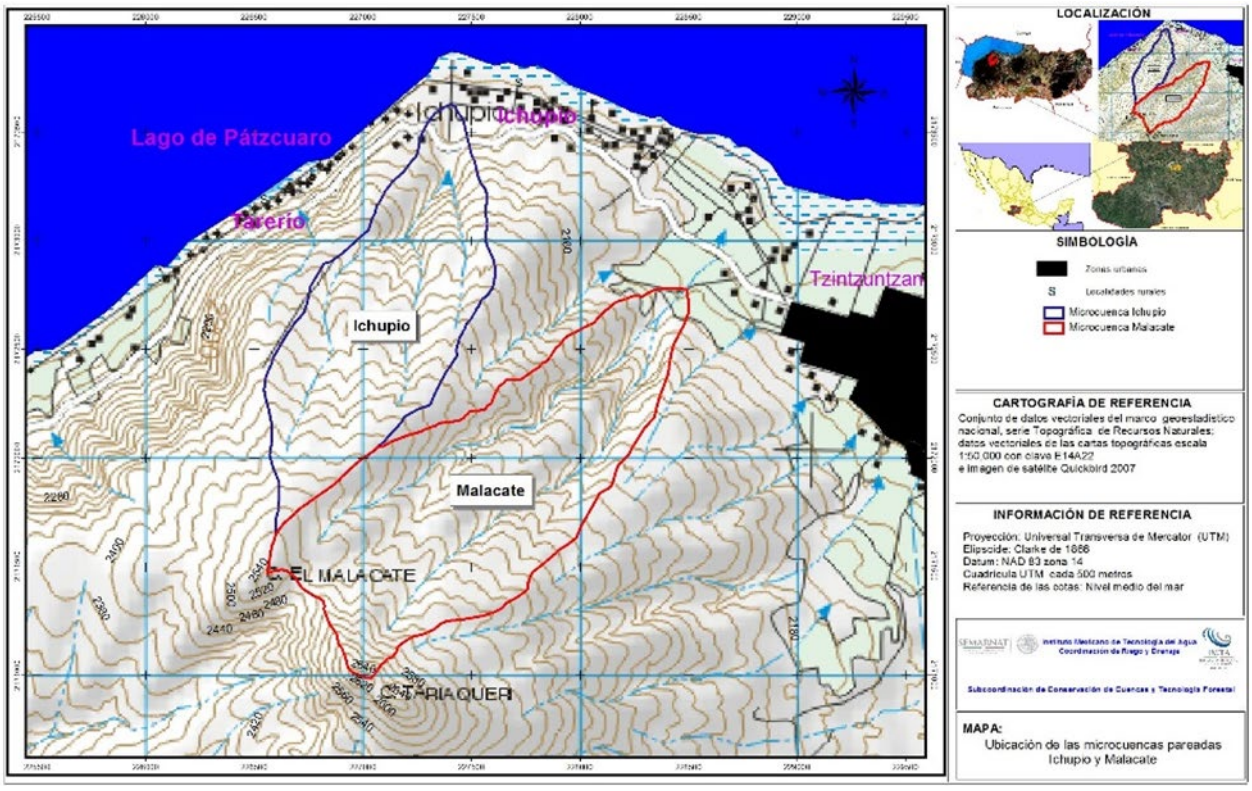


Figura 1. Ubicación de las microcuencas Ichupio y Malacate.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de la medición de lluvia

En la Figura 4 se presenta gráficamente la precipitación mensual que se registró en las microcuencas Ichupio y Malacate durante el año 2022. En Ichupio llovieron un total de 739.4 mm y en Malacate un total de 751.6 mm, es decir, solamente existe una diferencia en lluvia de 12.2 mm entre ambas microcuencas, lo que indica que se presentaron eventos de lluvia muy similares.

Figura 2. Aforador de garganta larga para medición de los escurrimientos.

Figura 3. Equipo con sensor ultrasónico para el registro de los escurrimientos.

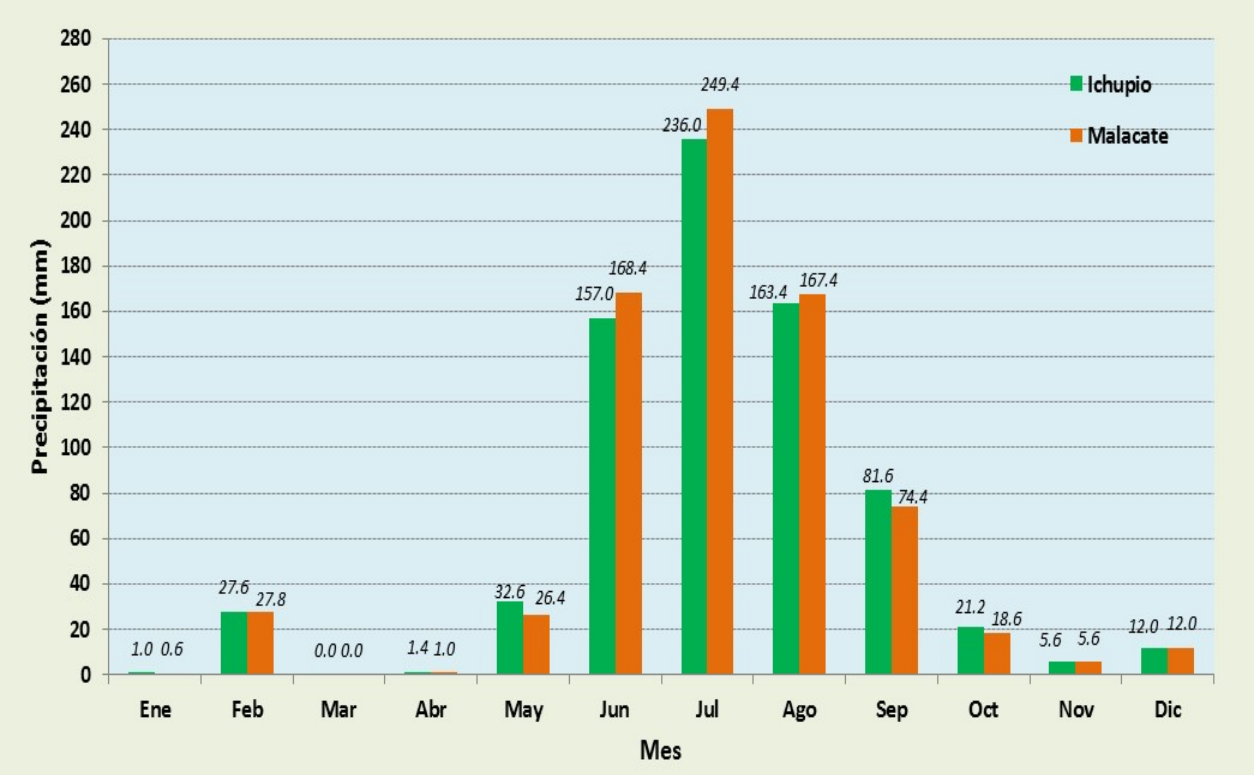


Figura 4. Precipitación mensual registrada en las microcuencas Ichupio y Malacate durante el año 2022.

Como se observa en el análisis que se presenta en los apartados siguientes, los eventos de lluvia que presentaron cantidades que superaron los 5 mm de lluvia e intensidades de lluvia altas y que tuvieron antecedentes con días previos en los que llovieron más de 20 mm, fueron las que tuvieron las mejores condiciones para que se presentara el escurrimiento.

Análisis de la respuesta hidrológica

Debido a que en cada microcuenca se tienen condiciones de manejo distintas, ello se reflejó en el comportamiento del escurrimiento, en Malacate se presentaron 20 eventos de escurrimiento y, en Ichupio, se presentaron 9 eventos de escurrimiento. Por otro lado, solamente en 5 eventos coincidió que en ambas microcuencas se presentara el escurrimiento, por lo tanto, en estos eventos se compararon los hidrogramas para evaluar su respuesta hidrológica.

En los Cuadros 1 y 2, se presenta la información obtenida de cinco eventos de escurrimientos que se presentaron en el 2022 en cada una de las microcuencas. Un análisis general de la información de ambos Cuadros nos arrojó, que como era de esperar, Malacate es la que presentó los mayores escurrimientos tanto en cantidad de *mm* como en los escurrimientos máximos registrados y, por tanto, lo mismo sucedió con el volumen total escurrido.

Malacate fue la que presentó los mayores escurrimientos máximos, lo que derivó en presentarse un mayor caudal, y en Ichupio, se presentaron las menores tasas de escurrimiento. En cuanto a los escurrimientos superficiales, se obtuvo un coeficiente de escurrimiento de 0.0983 para los eventos de lluvia evaluados en Malacate, y de 0.0115

para Ichupio. Con ello entonces se determina que la eficiencia de las obras y prácticas conservacionistas establecidas Ichupio fue de 87.98% para control de los escurrimientos.

Cuadro 5. Información de la evaluación de la respuesta hidrológica en la microcuenca Ichupio (CON obras y prácticas de conservación) obtenidos en el 2022.

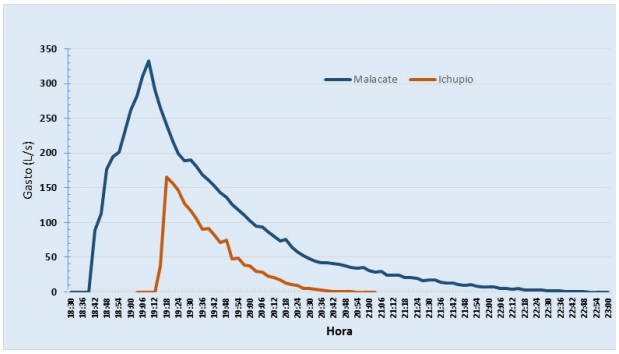
					Escurrimiento			
Fecha	pp del evento (mm)	pp 5 días previos (mm)	Volumen escurrido (L)	Lámina (mm)	Coeficiente	Máximo (L/s)	Medio (L/s)	Intensidad media pp (mm/h)
24-07	12.6	44.0	290,668	0.28	0.023	156.4	48.9	23.1
30-07	5.4	23.2	154,832	0.15	0.028	81.6	25.3	11.8
11-08	22.2	19.4	123,557	0.12	0.006	55.8	16.0	18.6
12-08	7.6	42.0	26,380	0.03	0.003	22.4	8.6	6.4
14-08	11.6	64.0	101,210	0.10	0.009	66.6	10.0	18.2
Total	59.4		696,649	0.68	0.012			

pp= precipitación

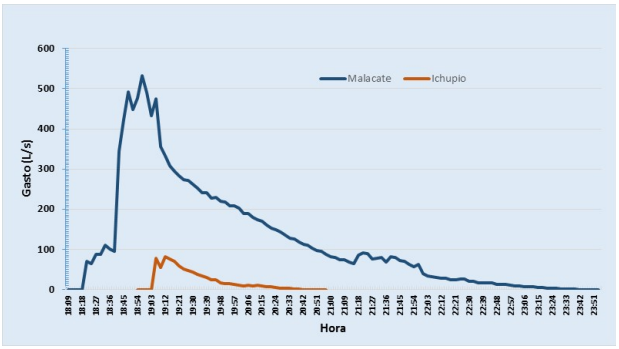
En la Figura 5 se presentan los hidrogramas en pares de los 5 eventos analizados donde se puede discutir la respuesta hidrológica y el comportamiento del escurrimiento en cada microcuenca. Se observa en cada uno de los hidrogramas que el escurrimiento máximo que se presentó en Malacate fue casi de dos veces y hasta cuatro veces mayor del que se registró en Ichupio. Otra característica importante es el tiempo en el cual inició el escurrimiento en ambas microcuencas, ya que hubo un "retraso" de 30 a 40 minutos para que iniciara el caudal en Ichupio comparado con el tiempo de inicio del escurrimiento en Malacate. Por otro lado, al terminar el escurrimiento en Ichupio, en Malacate continuaba el escurrimiento por más tiempo (desde dos horas hasta casi tres horas).

Cuadro 6. Información de la evaluación de la respuesta hidrológica en la microcuenca Malacate (SIN obras y prácticas de conservación) obtenidos en el 2022.

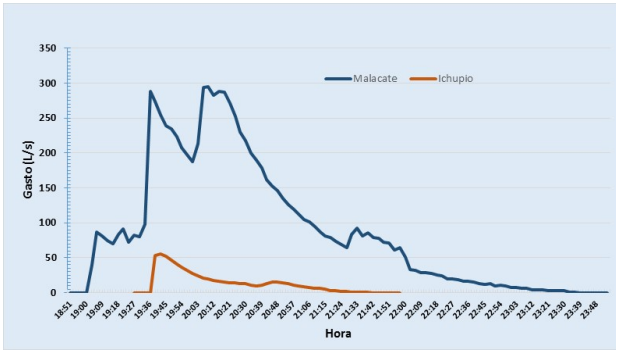
					Escurrimiento			
Fecha	Evento pp (mm)	pp 5 días previos (mm)	Volumen escurrido (L)	Lámina (mm)	Coeficiente	Máximo (L/s)	Medio (L/s)	Intensidad pp (mm/h)
24-jul	11.8	44.0	1,220,637.26	0.818	0.0693	332.58	80.50	23.23
30-jul	7.8	34.6	2,520,235.67	1.689	0.2165	531.96	129.64	5.11
11-ago	23.2	27.2	1,642,649.29	1.101	0.0474	295.33	97.08	13.96
12-ago	9.0	50.4	828,296.51	0.555	0.0617	271.29	57.03	8.29
14-ago	6.0	70.4	2,264,408.49	1.517	0.2529	207.73	56.71	22.78
Total	57.8		8,476,227.22	5.680	0.0983			



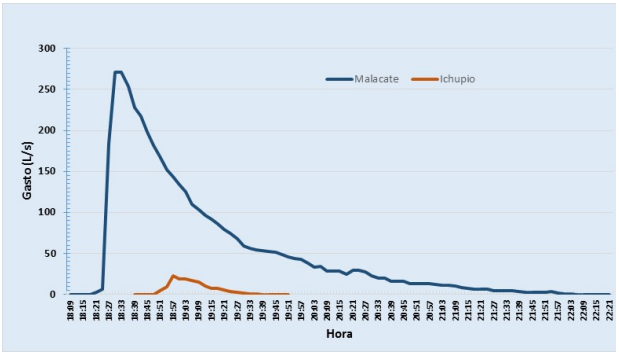
24 de julio de 2022



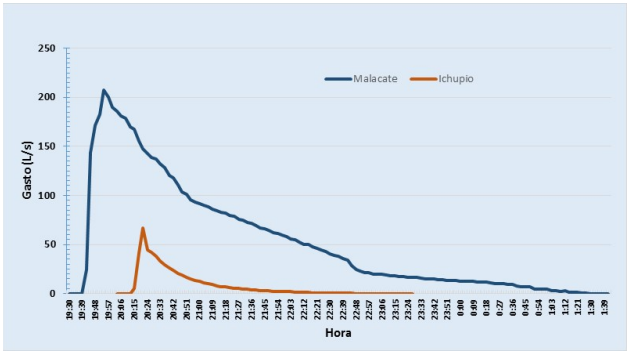
30 de julio de 2022



11 de agosto de 2022



12 de agosto de 2022



14 de agosto de 2022

Figura 5. Hidrogramas en pares de eventos de escurrimiento presentados en las microcuencas Ichupio y Malacate durante el año 2022.

La respuesta hidrológica de cada microcuenca fue diferente, y ello se debió también a las condiciones de la lluvia como fue: la cantidad, el tiempo, la intensidad y la cantidad de lluvia de los cinco días previos.

CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos se concluye que la eficiencia para el control de los escurrimientos superficiales fue de 87.98% debido al efecto de las obras y prácticas conservacionistas establecidas en la microcuenca Ichupio, y por tanto la lluvia que precipita en la microcuenca se "queda" en el sistema cuenca como infiltración, humedad del suelo, aprovechamiento de humedad, recarga de acuífero, etc. También se concluye,

que, por efecto de las obras y prácticas conservacionistas, la microcuenca Ichupio tiene una respuesta hidrológica muy particular, ya que se puede presentar el escurrimiento después de 30 a 40 minutos de que ha iniciado en la microcuenca Malacate, y también se provoca una mayor retención del agua e infiltración, por lo que en la microcuenca Ichupio se "termina" primero el escurrimiento, y en la microcuenca Malacate aún continúa escurriendo por 2 a 3 horas más.

BIBLIOGRAFÍA

Beck, H.E., Bruijnzeel, L.A., van Dijk, A.I.J.M., McVicar, T.R., Scatena, F.N., Schellekens, J., (2013). The impact of forest regeneration on streamflow in 12 mesoscale humid tropical catchments. Hydrol. Earth Syst. Sci. 17, 2613–2635.

Brown, A.E., Zhang, L., McMahon, T.A., Western, A.W., Vertessy, R.A. (2005). A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. J. Hydrol. 310 (1–4), 28–61.

Lacombe, G., Ribolzi, O., Rouw, A.D., Pierret, A., Latsachak, K., Silvera, N., Dinh, R.P., Orange, D., Janeau, J., Soulileuth, B., Robain, H., Taccoen, A., Sengphaathith, P., Mouche, E., Sengtaheuanghoung, O., Duc, T.T., Valentin, C. (2016). Contradictory hydrological impacts of afforestation in the humid tropics evidenced by longterm field monitoring and simulation modelling. Hydrol. Earth Syst. Sci. 20 (7), 2691–2704.

Stednick, J.D. (1996). Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. J. Hydrol. 176 (1–4), 79–95.

Van Dijk, A.I.J.M., Peña-Arancibia, J.L., Bruijnzeel, L.A. (2012). Land cover and water yield: inference problems when comparing catchments with mixed land cover. Hydrol. Earth Syst. Sci. 16 (9), 3461–3473.

Vose, J.M., Sun, G., Ford, C.R., Bredemeier, M., Otsuki, K., Wei, X., Zhang, Z., Zhang, L. (2011). Forest ecohydrological research in the 21st century: what are the critical needs? Ecohydrology 4 (2), 146–158.

Wei, X., Zhang, M. (2010). Quantifying streamflow change caused by forest disturbance at a large spatial scale: a single watershed study. Water Resour. Res. 46 (12), W12525.

Zhang, M., Wei, X. (2014). Contrasted hydrological responses to forest harvesting in two large neighboring watersheds in snow hydrology dominant environment: implications for forest management and future forest hydrology studies. Hydro. Process. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.10107.

Zhang, X.K., Fan, J.H., Cheng, G.W. (2015). Modelling the effects of land-use change on runoff and sediment yield in the Weicheng River watershed, Southwest China. J. Mount. Sci. 12 (2), 434–445.

Zhang, S., Yang, H., Yang, D., Jayawardena, A.W. (2016). Quantifying the effect of vegetation change on the regional water balance within the Budyko framework. Geophys. Res. Lett. 43 (3), 1019.

RESTAURACIÓN HIDROLÓGICA, AGROFORESTAL Y BIOLÓGICA DE LOS EJIDOS DE SAN MIGUEL TOPILEJO Y PARRES EL GUARDA

Daniel Mandujano García[1]

[1]Dirección Ejecutiva de la Zona Patrimonio Mundial, Natural y Cultural de la Humanidad en Xochimilco, Tláhuac y Milpa Alta, Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural. Dirección: Av. Año de Juárez 9700, Col. Quirino Mendoza, San Luis Tlaxialtemalco, Alcaldía Xochimilco, C. P. 16610, Ciudad de México, México. zonapatrimonio.cdmx@gmail.com

RESUMEN

El objeto de conservación de la Zona Patrimonio Mundial, Natural y Cultural de la Humanidad en Xochimilco, Tláhuac y Milpa Alta es el paisaje chinampero, un agroecosistema único que representa el último relicto de la forma de vida de las sociedades que poblaron la Cuenca de México originalmente. En un extraordinario ejercicio de entendimiento y apropiación de los elementos del sistema ambiental, estos pueblos desarrollaron un sistema agrícola altamente productivo, ligado intrínsecamente a su organización social y cultura, que persiste hasta nuestros días y prevalece como un elemento fuertemente identitario. Este sistema, sin embargo, se ve amenazado por la dinámica urbana y social actual, que impacta en la estructura y función de los ecosistemas y en su capacidad para proporcionar beneficios ambientales y mantener su riqueza agrícola, lo que pone en riesgo la continuidad del legado chinampero. A través del programa Altépetl se han ejecutado acciones concretas para conservar los elementos del paisaje chinampero en la Zona Patrimonio y sus áreas de influencia, que incluyen la promoción tanto de los procesos ambientales como la formación y retención de suelo, la polinización, la reforestación con especies nativas y el mantenimiento de la cubierta forestal; como de los procesos sociales que fomentan la participación, apropiación y corresponsabilidad social en el territorio. Así, la rehabilitación y mantenimiento de los beneficios del sistema socioambiental y la comprensión de sus dinámicas socioambientales, contribuye a garantizar el derecho a un medio ambiente sano.

PALABRAS CLAVE: *Chinampas; Paisaje; Sistema socioecológico; Sistema complejo*.

INTRODUCCIÓN

La Ciudad de México (CdMx) está conformada en más de la mitad de su superficie por el denominado Suelo de Conservación (SC). Normado con un uso restringido, su importancia radica en los servicios ambientales que proporciona, especialmente en la captación e infiltración de agua a los mantos acuíferos, la regulación del ciclo hidrológico y el mejoramiento de la calidad del aire y el mantenimiento del sistema climático del Valle de México. Su cobertura vegetal evita la erosión del suelo, proporciona oxígeno, captura CO_2 y conforma una barrera contra viento, polvo y contaminantes, al tiempo que es hábitat natural de gran número de especies biológicas, muchas de ellas endémicas de la región (Palomino y López, 2015). Buena parte del SC es de uso agrícola desde tiempos precolombinos. El uso intensivo de agroquímicos sintéticos y las técnicas de monocultivo

ha provocado, en muchos casos, el agotamiento y degradación del suelo, un problema que ocurre en todo el mundo.

En muchas regiones de México la baja productividad ha implicado el abandono de las tierras, que quedan a merced de un proceso de reconversión hacia uso habitacional, lo que a su vez produce el efecto de desmontar las zonas forestales para volverlas agrícolas, que posteriormente se fraccionan y, finalmente, son comercializadas para más usos urbanos (Carpinteyro y Espinosa, 2014; Rodríguez et al., 2022). Dado que la problemática es compleja, su atención requiere, entre otras estrategias, lograr el involucramiento de las y los diferentes actores sociales en el territorio. Por ello, la participación comunitaria es considerada de gran importancia a fin de garantizar la sostenibilidad de proyectos de desarrollo a nivel local, su esencia es involucrar a la población en la toma de decisiones, a partir de la identificación conjunta de los problemas o necesidades (Pérez et al., 2014), y la búsqueda de alternativas de solución que mejoren su calidad de vida sin compromenter la del ambiente.

Los ejidos de San Miguel Topilejo y Parres "El Guarda" forman parte de la nanocuenca del Volcán Acopiaxco, Alcaldía de Tlalpan, en el SC de la CdMx a 2,994 msnm lo que favorece una tasa medianamente alta de evapotranspiración. De clima templado semifrío, con una temperatura y precipitación media anual de 10 °C y de 800 a 1300 mm, respectivamente. Las lluvias se concentran en verano, desde mayo hasta octubre, frecuentemente en modo torrencial, con vientos medianamente intensos, y caida de gran cantidad de agua en periodos cortos. El agua naturalmente se retiene en la vegetación y gradualmente desemboca en arroyos y escurrimientos temporales. En esta zona predominan los andosoles y leptosoles de textura media y la vegetación nativa está dominada por bosques de pinos y algo de oyamel que alternan con pastos y matorrales. Sin embargo, al menos un 85% de la cubierta vegetal ha sido modificada por presiones antrópicas hacia vegetación secundaria, pastizales inducidos y agricultura de temporal anual (Plaza, 2017), actividades que han afectado la retención e infiltración de agua y han aumentado el impacto de los eventos fluviales atípicos generados por efectos del cambio climático. Las fuertes inundaciones vulneran la seguridad de las y los habitantes e impactan sobre el desarrollo social y económico de la zona.

Además, la actividad agropecuaria, enfocada principalmente en el cultivo de avena, forraje verde y maíz, utiliza fertilizantes y plaguicidas sintéticos de forma intensiva que han repercutido negativamente en el medio ambiente de la región. La frecuente remoción de la cubierta forestal para ganar terreno agrícola, aunada al mal trazo de los surcos de cultivo a favor de las pendientes montañosas, han traído como consecuencia la formación de cárcavas y canales por erosión hídrica y eólica, que descapitaliza a productores de su principal activo: el suelo. Otras prácticas agrícolas inapropiadas que se aplican en esta región incluyen la labranza inapropiada, que provoca compactación excesiva del suelo, el uso de agua de riego con gran cantidad de sales y la quema de residuos de las cosechas que contamina el aire de forma importante. Además, el sobrepastoreo del ganado aumenta la compactación y disminuye el establecimiento de la cubierta vegetal, potenciando los efectos de la erosión. Así, la contaminación ambiental por agroquímicos

y las malas prácticas agrícolas no sólo reduce la biodiversidad, sino que compromete la salud de las y los pobladores y, finalmente, provocan inseguridad alimentaria. El objetivo del trabajo fue, **e**n general, los suelos de las regiones templadas con alto contenido de materia orgánica son más susceptibles a erosión eólica e hídrica cuando se ven expuestos a presiones antropogénicas intensas que no consideran el funcionamiento ecosistémico. El objetivo principal de este proyecto fue establecer estrategias de conservación ambiental comunitaria mediante obras de restauración hidrológica y edáfica, y el establecimiento de corredores biológicos y sistemas agroforestales, para servicios ecosistémicos, protección de flora y fauna, la protección del germoplasma nativo y fomentar el aprovechamiento agroforestal sustentable, así como generar ingresos económicos en el corto, mediano y largo plazo para las y los habitantes de los ejidos de San Miguel Topilejo y Parres "El Guarda".

MATERIALES, MÉTODOS Y RESULTADOS

El proyecto implementó acciones específicas a partir de las necesidades y requerimientos que se identificaron para cada ejidatario, tomando en cuenta su capacidad operativa y los recursos con los que contaba. Para ello se realizó un diagnóstico previo de las condiciones actuales de las unidades de producción que recuperó y el sentir y las necesidades reales de las y los habitantes de las localidades a través de recorridos de campo y entrevistas, que permitieron seleccionar la obra de conservación hidráulica, el sistema agroforestal o el cultivo a establecer, y diseñar el plan de trabajo y la estrategia de intervención para cada productor.

A partir del análisis de esta información se generaron consensos de gestión participativa del territorio mediante reuniones y capacitaciones entre los ejidatarios, servidores públicos, investigadores y organizaciones civiles que involucraron tanto a productores de maíz, avena y papa de los ejidos de San Miguel Topilejo y Parres El Guarda (arrendatarios y poseedores de terrenos), como a servidores públicos, investigadores y organizaciones civiles relacionadas para ubicar las mejores estrategias de intervención de gestión hidrológica, de conservación biológica y rediseño del paisaje productivo. Se obtuvo, además un modelo digital de elevación del terreno utilizando un dron con sensor multiespectral Wingtra Gen II y un dron Matrice 300 RTK con sensor Zenmuse L1 |(Lidar), ambos mediante el controlador de vuelo Pix4D, las imágenes fueron procesadas con el software Terra para generar curvas de nivel y modelos de escurrimiento utilizando SIG, y se obtuvieron mapas de índice NDVI para establecer unidades de producción agroforestales con especies arbustivas y arbóreas nativas (frutales, leguminosos, forestales de importancia biológica), seleccionadas por las y los ejidatarios

Todo esto permitió priorizar y establecer las obras de conservación hidráulica y sistemas agroforestales más pertinentes para cada condición: reducción de la erosión del suelo, aprovechamiento del agua pluvial y aumento de la infiltración, incremento en la producción agrícola sustentable y disminución del arrendamiento de terrenos para el cultivo de papa, y ampliación del área de conservación ambiental en general.

Se recorrieron 124.7 ha en San Miguel Topilejo y 27.55 ha en Parres El Guarda, agrupadas por cada productor. En consenso con las y los ejidatarios se identificaron los siguientes puntos críticos y necesidades a atender para poder conservar la nanocuenca: i) reducir los diferentes tipos de erosión del suelo, ii) modificar las técnicas de cultivo para detener y recuperar los suelos deteriorados, iii) contar con vegetación que promueva la infiltración del agua de lluvia y obras que eviten la erosión hídrica.

Con base en esta información se elaboró un plan y cronograma de trabajo comunitario con responsables para cada actividad y ocho talleres de capacitación en a) sistemas agroforestales; b) elaboración de biosinsumos; c) conservación de suelo y agua y d) organización de productores. Participaron en total 43 personas.

Se elaboró un modelo digital de elevación de la nanocuenca que representa una superficie de 1,841.17 ha, incluyendo un mapa de curvas de nivel y otro de proporciones de coberturas vegetales.

Se establecieron módulos demostrativos de muros vivos en las parcelas de las y los productores, con especies apropiadas para promover la producción agrícola sustentable. Estos módulos benefician a 103.47 has (27 productores) de San Miguel Topilejo y 8.15 has en Parres El Guarda. Además, se establecieron cuatro parcelas demostrativas de prácticas y obras de restauración de suelo, afectadas por procesos de erosión, que beneficiaron a 33 productores en 12 has de San Miguel Topilejo y 10 productores en 27.55 has de Parres El Guarda.

Entre las obras constructivas de conservación de suelo y agua se realizaron los trabajos necesarios para disminuir la erosión hídrica al estabilizar cárcavas, retener sedimentos, disminuir la velocidad de la corriente, favorecer la infiltración de agua y corregir cauces fluviales; además se construyeron 150 presas de geocostales con capacidad para retener 1200 m^3, 10 presas de gaviones con un volumen total de 280 m^3, una zanja derivadora de 4 m de largo para desviar el agua hacia un resumidero natural de pedregal, y se desasolvaron canaletas y desarenadores con un volumen total de 1003 m^3. Posteriormente, se establecieron 1500 magueyes y 1000 perlillas, especies nativas de la zona, en las orillas de las parcelas, que se colocaron sobre los cauces que redirigen el agua hacia las presas construidas, y 2000 árboles frutales como ciruelas, peras, duraznos para disminuir el impacto de la erosión hídrica y estabilizar los taludes de obras y/o cabeceo de cárcavas.

Además, dentro de estas acciones se amplió, la superficie con cultivos de haba y maíz con la intensión de desplazar el cultivo de papa el cual, esta contaminando y dejado los suelos estériles, erosionados, y contaminados. Esta acción implico participación comunitaria y mucha reflexión para poder expulsar a estos productores nómadas. Con esta acción se amplío el área de conservación ambiental comunitaria, lo que representó una reducción del arrendamiento de 152.25 has de parcelas.

BIBLIOGRAFÍA

Carpinteyro U, Espinoza C (2014). *El potencial Natural de la reserva ecológica comunitaria San Miguel Topilejo para uso turístico*., México, INP.

Palomino Villavicencio. y Gasca Zamora. (2016). *El turismo comunitario en la Sierra Norte de Oaxaca,* México. El Periplo sustentable,

Plaza-Ortega, Vianny; Valencia-Rojas, Mónica Patricia; Figueroa-Casas, Apolinar. (2017). *Aplicación del índice indicado relativo de Atropización (NRA) en un ecosistema de Alta Montaña*, Colombia, Revista Luna Azul.

SELECCIÓN DE BACTERIAS PROMOTORAS DE CRECIMIENTO VEGETAL EN LA RIZÓSFERA DE *Agave lechuguilla* Torr. DEL DESIERTO CHIHUAHUENSE

Guadalupe Medina de la Rosa[1]; Nguyen Esmeralda López Lozano[1*]; Ángel Gabriel Alpuche Solís[1]; María de Lourdes Berenice Celis García[1]; Felipe García Oliva[2]; Lucía López Reyes[3].

[1]Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C. Camino a la Presa San José No. 2055. Col. Lomas 4ª. Secc. CP. 78216. San Luis Potosí, SLP., México; [2]Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701. Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta CP. 58190. Morelia, Mich., México; [3]Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Av. San Claudio, Col. San Manuel. CP. 72570. Puebla, Pue., México. *nguyen.lopez@ipicyt.edu.mx

RESUMEN

El estudio de las comunidades de rizobacterias, requiere un acercamiento integral que considere los factores bióticos y abióticos que intervienen en la selección de los microorganismos del suelo. Con ese propósito, en el presente trabajo, se analizaron las variables del suelo y se cuantificó por cromatografía líquida la concentración de 17 aminoácidos presentes en los exudados radicales de *A. lechuguilla* Torr. en diferentes etapas de crecimiento. Además, se identificó la composición de la comunidad bacteriana por medio de la secuenciación del gen 16s rRNA en la plataforma de Illumina. De esta manera se pudo identificar las variables que favorecen la presencia y actividad de comunidades bacterianas asociadas a lechuguilla. Además, se evaluó de manera experimental el efecto de los metabolitos identificados en los exudados radicales de lechuguilla sobre bacterias fijadoras de nitrógeno y mineralizadoras de fósforo orgánico. Se encontró que, en la etapa adulta de lechuguilla, la comunidad de rizobacterias se integró principalmente por bacterias con diferentes mecanismos de promoción de crecimiento vegetal. Entre los aminoácidos identificados en la rizósfera de lechuguilla, destacaron arginina y metionina que, además, provocaron un incremento en la fijación de nitrógeno y la mineralización de fósforo. Estos resultados son un paso más para explicar cómo favorecer la presencia de comunidades bacterianas benéficas para las plantas aún en los ecosistemas áridos.

PALABRAS CLAVE: *Comunidad bacteriana; Exudados radicales; Fosfodiesterasa alcalina; Nitrogenasa; Zonas áridas.*

INTRODUCCIÓN

Los exudados radicales, compuestos en su mayoría por azúcares, ácidos orgánicos y aminoácidos (Vives-Peris *et al*., 2020), favorecen la presencia de comunidades de rizobacterias benéficas (Jeyanthi y Kanimozhi, 2018). Microorganismos esenciales en ambientes áridos, oligotróficos y con baja disponibilidad de agua como las que predominan en los desiertos (Gamalero *et al*., 2020). Por ejemplo, se cree que la amplia distribución de *A. lechuguilla* Torr. en el Desierto Chihuahuense, puede atribuirse a su

asociación con comunidades bacterianas cuya composición depende de la estacionalidad y propiedades del suelo (López-Lozano *et al*., 2020).

Entre las bacterias promotoras de crecimiento vegetal (BPCV) se encuentran las fijadoras de nitrógeno (BFN) y las mineralizadoras de fósforo orgánico (BMFO) (Dos Santos *et al*., 2012). Ambos grupos aportan dos de los principales elementos para la nutrición de las plantas (Kumar *et al*., 2021) y su presencia ha sido relacionada con la liberación de exudados de la raíz (Feng *et al*., 2018). Sin embargo, el mecanismo por el cual sucede este incremento no es completamente claro y existen pocos estudios sobre la composición de los exudados radicales de plantas con metabolismo tipo CAM (*Crassulacean Acid Metabolism*), así como la influencia de los exudados sobre las BPCV. Por ello se propuso evaluar las propiedades del suelo y la presencia de aminoácidos en los exudados radicales de *A. lechuguilla* Torr. en diferentes etapas de crecimiento, así como la composición de la comunidad bacteriana de la rizosfera y el efecto de diferentes aminoácidos identificados en la rizosfera lechuguilla sobre la actividad enzimática de BFN y BMFO. Con esta información se espera complementar el panorama de la compleja interacción entre microorganismos y plantas, lo que podría ayudar a favorecer el establecimiento de BPCV aún bajo condiciones extremas o ambientes deteriorados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El muestreo se realizó en la comunidad de Los Amoles en San Luís Potosí, México. Durante el periodo seco (2018), se colectaron muestras de la rizosfera de cuatro lechuguillas adultas, cuatro jóvenes (aún con rizoma) y cuatro de suelo libre de raíces. La caracterización del suelo se realizó de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Se cuantificó la concentración de 17 aminoácidos con el Kit de derivatización ultra AccQ-Tag (Waters), en cromatógrafo de líquidos de alta definición (S1200 Agilent Technologies con detector de fluorescencia).

Para la identificación de la comunidad bacteriana, se realizó la extracción de DNA con el kit Quick-DNA Fecal/*Soil Microbe Miniprep* (ZymoResearch, D6010) y se secuenció el gen 16S rRNA (V3 a V5) con los oligos 357F y CDR (Rudi *et al*., 1997; Turner *et al*., 1999), en la plataforma *Illumina MiSeq* (2x300). Después de su procesamiento, se utilizó la base de datos de SILVA del gen 16S rRNA (V 132) para la asignación de los OTU (*operational taxonomic unit*). Las secuencias están disponibles en el *GenBank* del *National Intitutes of Health* (PRJNA672793). La predicción de las funciones de la comunidad bacteriana se realizó con el programa Tax4fun2 (V 1.1.5.) y la base de datos KEGG (*Kyoto Encyclopedia of Genes and Genomes*). Para buscar relación entre la composición de la comunidad bacteriana con las propiedades del suelo y la concentración de aminoácidos, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) con el paquete vegan (V 2.6-4). La diferencia entre la abundancia de las diferentes funciones, se valoró con un análisis de varianza y la prueba de Tukey.

Para la evaluación experimental de metabolitos, se colectaron nuevas muestras de suelo libre de raíces en la misma zona y bajo las condiciones antes mencionadas. Se utilizó metionina (Met) y arginina (Arg), cada uno a tres concentraciones: el promedio, el doble

y la mitad de lo encontrado en la rizosfera de lechuguilla (100, 600 y 1200 µg g^{-1} de suelo para Arg y 50, 300 y 600 µg g^{-1}, para Met). Las unidades experimentales consistieron en 90 g de suelo, homogenizado y tamizado (2mm), humedecido con 20 mL de solución del metabolito y se mantuvieron por 7 días a 27-28°C con 60% de humedad y periodo de luz de 12 horas. En el tratamiento testigo, el suelo sólo se humedeció con 20 mL de agua destilada estéril (n=4).

Se cuantificó la actividad de la enzima nitrogenasa por el método de reducción de acetileno (López-Lozano *et al*., 2016), donde se determinó la cantidad de etileno producido por día (C_2H_4 kg^{-1} $día^{-1}$), con un cromatógrafo de gases (Agilent 6890GC N05.04 con detector de ionización de llama). Se empleó el método colorimétrico para evaluar la cantidad de nitrofenol liberado por gramo de suelo por hora (µg pNP g^{-1} h^{-1}) por la actividad de la fosfodiesterasa alcalina (FDE) (Eivazi y Tabatabai, 1977). Las diferencias en la actividad enzimática, se evaluó con la prueba de Kruskal Wallis y la prueba de Dunn. Todos los análisis se realizaron en R (V 4.3.0) y R studio (V 2023.06.1+52).

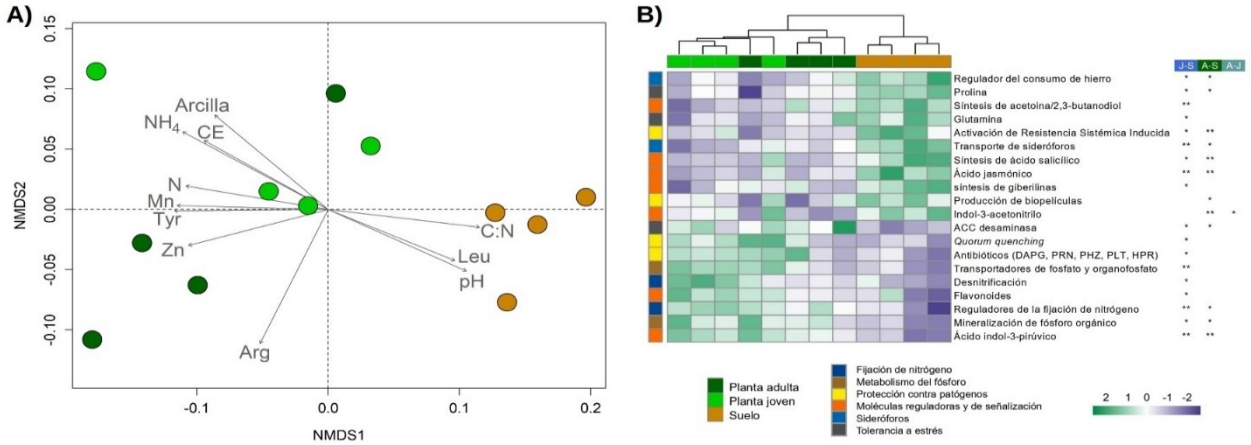


Figura 1. Relación entre composición de la comunidad de rizobacterias de lechuguilla con propiedades del suelo y aminoácidos y sus principales mecanismos de promoción de crecimiento. A) El análisis multidimensional no métrico (NMDS), se realizó con las abundancias relativas de los géneros identificados en la rizósfera de lechuguilla (Disimilitud de Bray Curtis, Estrés = 0.056). Sólo se muestran las propiedades del suelo y aminoácidos significativos (p<0.05). B) Análisis de varianza de la abundancia de funciones. A la derecha se muestran las comparaciones entre plantas adultas (A), jóvenes (J) y suelo (S) (ANOVA y prueba de Tukey; *p<0.05 y **p<0.01).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos de zonas áridas se caracterizan por una baja disponibilidad de agua y nutrientes (Gamalero *et al*., 2020), *A. lechuguilla* Torr., por su parte, es capaz de tolerar dichas condiciones e incluso funciona como una "isla de fertilidad" (Granados-Sánchez *et al*., 2011), es decir, favorece la acumulación de nutrientes y humedad en el suelo. Por ejemplo, en la rizósfera de plantas adultas y jóvenes, se registró un mayor porcentaje de materia orgánica, 27.3±1.1% y 29.6±0.9%, respectivamente. También tuvieron una mayor concentración de nitrógeno (0.3±0.0% y 0.2±0.0%), hierro (0.1±0.2 g kg^{-1} y 2.6±0.1 g kg^{-1}), manganeso (14.8±0.4 g kg^{-1} y 11.8 g kg^{-1}) y zinc (1.5±0.0 g kg^{-1}y 0.8±0.1 g kg^{-1}), con respecto al suelo libre de raíces (23.4±0.3%, 0.20.1 g kg^{-1}, 2.1±0.1 g kg^{-1}, 8.1±0.2 g kg^{-1} y 0.4±0.0 g kg^{-}

^{1}, respectivamente; $p<0.05$). Según el NMDS, estos nutrientes influyeron en la comunidad de rizobacterias de lechuguilla en ambas etapas de crecimiento (Figura 1a), donde predominaron bacterias de los filos Acidobacteria y Bacteroidetes, que incluyen bacterias eficientes que favorecen la disponibilidad de nutrientes (Liu *et al*., 2020). Además, también se encontró un mayor porcentaje de mecanismos relacionados con la fijación de nitrógeno y la mineralización y transporte de fósforo (Figure 1b). En contraste, el pH (8.6±0.0, $p<0.001$) y la relación C: N (51.4±2.6; $p<0.01$) más elevados en el suelo libre de raíces, se relacionaron con la presencia Actinobacteria (Figura 1a), bacterias tolerantes a condiciones áridas (Barka *et al*., 2016). Lo que también puede explicar la mayor presencia de funciones relacionadas con la producción de osmolitos o biopelículas (Figura 1b).

El reclutamiento de microorganismos por lechuguilla, también estuvo relacionado con la tirosina y Arg (Figura 1a). Cabe destacar que, en lechuguillas adultas, tanto Arg (0.4±0.1 mg g^{-1}) como Met (0.12±0.1 mg g^{-1}) se encontraron al doble de concentración con respecto a las muestras de suelo sin raíz (0.12±0.0 mg g^{-1} y 0.06±0.0 mg g^{-1}, respectivamente). Además, en estudios previos se encontró que Arg y Met estuvieron relacionados con un incremento de la fijación de nitrógeno y de la mineralización de fósforo (Medina-de la Rosa *et al*., 2023).

Con la aplicación de Arg y Met en muestras de suelo libre de raíces, se observó un incremento en la actividad de las enzimas nitrogenasa (Figura 2a) y FDA (Figura 2b), con respecto al tratamiento testigo ($p<0.05$). Lo que sugiere un efecto "priming" o de activación debido al incremento en la disponibilidad de nitrógeno en el suelo (Ma *et al*., 2017), lo que resulta esencial en suelos con una relación C:N alta (51.4±2.6) como los utilizados en el presente experimento. El nitrógeno es un elemento esencial en la composición de la comunidad bacteriana de la rizósfera de lechuguilla (Figura 1a), por lo que Arg, con 4 átomos de nitrógeno, favorece la actividad enzimática. Además, Met es una biomolécula esencial para la biosíntesis de proteínas (Byer *et al*., 2015).

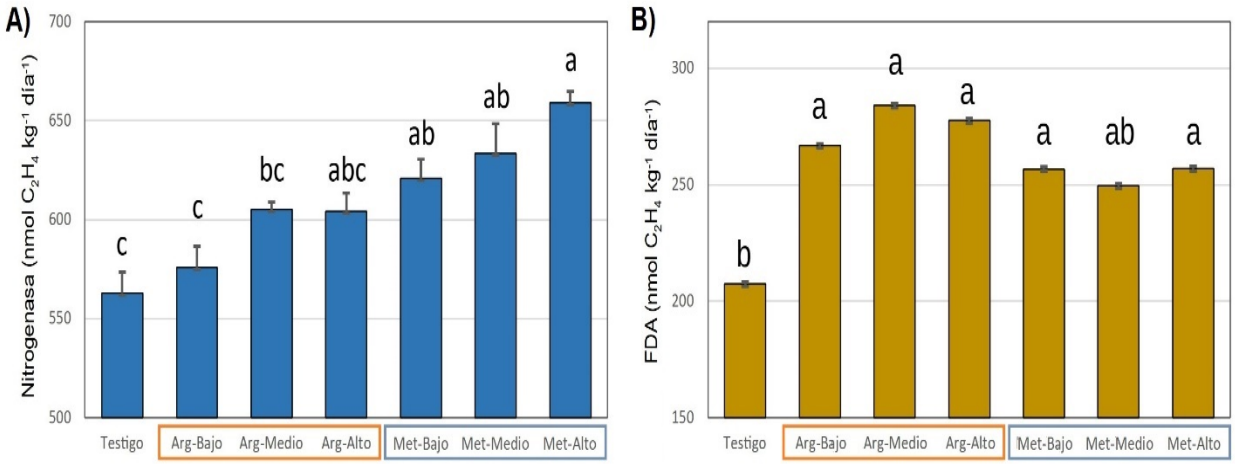


Figura 2. Actividad enzimática de suelo tratado con arginina (Arg) y metionina (Met) a diferentes concentraciones. Se muestra la actividad de las enzimas A) Nitrogenasa y B) Fosfodiesterasa alcalina (FDA) después de 7 días de incubación. Letras distintas indican que pertenecen a grupos distintos (Kruskal y método de Dunn, $p<0.05$).

CONCLUSIONES

La adición de Arg y Met favorecieron la actividad enzimática de BFN y BMFO, probablemente debido al incremento en la concentración de nitrógeno y la importancia de ambas biomoléculas como componentes estructurales de las proteínas. Esta información nos da un ejemplo de cómo puede suceder el reclutamiento de microorganismos en la rizósfera, lo que puede ser utilizado posteriormente para su aplicación en el establecimiento de plantas aún bajo condiciones poco favorables.

AGRADECIMIENTOS

Por la beca académica del Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (332648). Los resultados de esta investigación son parte del proyecto de Ciencia Básica SEP-CONACyT 254406 cuyo responsable fue la Dra. Nguyen Esmeralda López Lozano.

BIBLIOGRAFÍA

Barka, EA., Vatsa, P., Sanchez, L., Gaveau-Vaillant, N., *et al*. (2016). Taxonomy, Physiology, and Natural Products of Actinobacteria. *Microbiol. Mol. Biol. Rev*., *80*(1), 1–43.

Byer, A. S., Shepard, E. M., Peters, J. W., and Broderick, J. B. (2015). Radical S-Adenosyl-l-methionine Chemistry in the Synthesis of Hydrogenase and Nitrogenase Metal Cofactors. *J. Biol. Chem*., *290*(7), 3987–3994.

Dos Santos, P. C., Fang, Z., Mason, S. W., Setubal, J. C., *et al*. (2012). Distribution of nitrogen fixation and nitrogenase-like sequences amongst microbial genomes. *BMC Genomics*, *13*(1), 162.

Eivazi, F. and Tabatabai, M. A. (1977). Phosphatases in soils. *Soil Biol. Biochem*., *9*(3), 167–172.

Feng, H., Zhang, N., Du, W., Zhang, H., *et al*. (2018). Identification of Chemotaxis Compounds in Root Exudates and Their Sensing Chemoreceptors in Plant-Growth-Promoting Rhizobacteria *Bacillus amyloliquefaciens* SQR9. *MPMI*, *31*(10), 995–1005.

Gamalero, E., Bona, E., Todeschini, V., and Lingua, G. (2020). Saline and Arid Soils: Impact on Bacteria, Plants, and Their Interaction. *Biology*, *9*(6), 116.

Granados-Sánchez, D., Sánchez-González, A., Granados-Victorino, R. L., and Borja-de la Rosa, A. (2011). Ecología de la vegetación del Desierto Chihuahuense. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, *XVII*(Especial), 111–130.

Jeyanthi, V., and Kanimozhi, S. (2018). Plant Growth Promoting Rhizobacteria (PGPR) - Prospective and Mechanisms: A Review. *J Pure Appl Microbiol*, *12*(2), 733–749.

Kumar, S., Kumar, S., and Mohapatra, T. (2021). Interaction Between Macro- and Micro-Nutrients in Plants. *Front. Plant Sci*., *12*(May).

Liu, C., Lin, H., Li, B., Dong, Y., *et al.* (2020). Responses of microbial communities and metabolic activities in the rhizosphere during phytoremediation of Cd-contaminated soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf*., *202*, 110958.

López-Lozano, N. E., Carcaño-Montiel, M. G., and Bashan, Y. (2016). Using native trees and cacti to improve soil potential nitrogen fixation during long-term restoration of arid lands. *Plant Soil*, *403*(1–2), 317–329.

López-Lozano, N. E., Echeverría, A., Ortiz, E. A., Hernández, M., *et al*. (2020). Bacterial Diversity and Interaction Networks of *Agave lechuguilla* Rhizosphere Differ Significantly From Bulk Soil in the Oligotrophic Basin of Cuatro Cienegas. *Front. Plant Sci*., *11*, 1028.

Ma, H., Pei, G., Gao, R., and Yin, Y. (2017). Mineralization of amino acids and its signs in nitrogen cycling of forest soil. *Acta Ecol. Sin*., *37*(1), 60–63.

Medina-de la Rosa, G., García-Oliva, F., Ovando-Vázquez, C., Celis-García, L. B., *et al*. (2023). Amino Acids in the Root Exudates of *Agave lechuguilla* Torr. Favor the Recruitment and Enzymatic Activity of Nutrient-Improvement Rhizobacteria. *Microb. Ecol.*, *86*(2), 1176–1188.

Rudi, K., Skulberg, O. M., Larsen, F., and Jakobsen, K. S. (1997). Strain characterization and classification of oxyphotobacteria in clone cultures on the basis of 16S rRNA sequences from the variable regions V6, V7, and V8. *Appl. Environ. Microbiol.*, *63*(7), 2593–2599.

Turner, S., Pryer, K. M., Miao, V., and Palmer, J. D. (1999). Investigating Deep Phylogenetic Relationships among Cyanobacteria and Plastids by Small Subunit rRNA Sequence Analysis. *J. Eukaryot. Microbiol.*, *46*(4), 327–338.

Vives-Peris, V., de Ollas, C., Gómez-Cadenas, A., and Pérez-Clemente, R. M. (2020). Root exudates: from plant to rhizosphere and beyond. *Plant Cell Rep.*, *39*(1), 3–17.

USO DE BACTERIAS HIDROCARBONOCLASTAS PARA LA BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS

Daniela Michelle Ordaz-Aguayo[1]; Miguel Mauricio Aguilera-Flores[1*]; Daniel Alejandro Roque-García[1]; Verónica Ávila-Vázquez[1]; Omar Sánchez-Mata[1].

[1]Instituto Politécnico Nacional. Unidad Profesional Interdisciplinaria de Ingeniería Campus Zacatecas. Ingeniería Ambiental. Blvd. del Bote 202 Cerro del Gato Ejido La Escondida, Col. Ciudad Administrativa 98160 Zacatecas, México. *maguileraf@ipn.mx

RESUMEN

Los suelos agrícolas son susceptibles a la contaminación por hidrocarburos derivados de las actividades que en ellos se realizan. Las tecnologías de remediación resultan importantes cuando se tienen suelos contaminados con algún tipo de hidrocarburo ya que mitigan los impactos negativos que se generan en el ambiente y en la salud humana por la exposición a estos contaminantes. En este sentido, este trabajo propone la implementación de la bioaumentación como tecnología de biorremediación de un suelo agrícola contaminado con hidrocarburos empleando bacterias hidrocarbonoclastas, aisladas del mismo sitio. Se tomó una muestra compuesta de ~13 kg del suelo agrícola contaminado, la cual mostró una concentración inicial de hidrocarburos de 15,000 ±789 mg/kg. Posteriormente, se realizaron doce ensayos de biorremediación con muestras de suelo de 1 kg por ensayo, los cuales fueron inoculados con 10^7 UFC/g de suelo. Tres ensayos para cada bacteria, y los últimos tres para una mezcla de las tres bacterias en proporción similar. Los ensayos se monitorearon durante 12 semanas y, al término, se cuantificó la concentración remanente de hidrocarburos en cada ensayo mediante extracción Soxhlet, y se calculó el porcentaje de remoción del contaminante. Los resultados mostraron porcentajes de remoción de 29.96 ±2.47%, 26.67 ±1.25%, 21.73 ±3.45%, y 68.57 ±1.15% para los ensayos de biorremediación, respectivamente. Por lo tanto, el mayor porcentaje de remoción se obtuvo cuando se utilizan las tres bacterias de manera simultánea, por lo que se recomienda utilizarlas como consorcio y no de manera aislada para recuperar suelos agrícolas contaminados con hidrocarburos.

PALABRAS CLAVE: *Bioaumentación; Inoculación; Recuperación de suelos agrícolas; Remoción.*

INTRODUCCIÓN

El desarrollo demográfico y económico inducen al impacto negativo en los recursos naturales, degradándolos de manera significativa. Particularmente, uno de los recursos naturales más afectado es el suelo debido a las diversas actividades antropogénicas que se realizan sobre este recurso. El suelo es un recurso natural indispensable para los ecosistemas, puesto que da soporte a la existencia de los seres vivos. Algunos de los servicios ecosistémicos que ofrece el suelo es el soporte físico del crecimiento de las plantas, regulación del clima a través del dióxido de carbono, provisión de alimentos, entre otros; por lo que la conservación del suelo es vital para la supervivencia de los seres

vivos (Sonderegger *et al*., 2020). A pesar de la importancia de mantener el equilibrio químico, físico y biológico en el suelo, no se le ha dado la atención requerida por la sociedad para evitar que los suelos sean degradados.

El suelo es altamente susceptible a contaminación por hidrocarburos, generalmente por el transporte o uso de maquinaria, debido a que existen derrames y fugas, además del que se da durante el mantenimiento de equipos (Quiñones, 2020). Estos derrames presentan un gran problema ambiental, debido a que dañan el agua subterránea y el subsuelo, provocan toxicidad en seres vivos, y su saneamiento es complejo, sobre todo cuando se tienen mezclados diferentes contaminantes (Ortega, 2010).

Derivado de los impactos negativos que conlleva el tener un suelo contaminado con hidrocarburos, la remediación de suelos contaminados toma gran importancia a nivel mundial, ya que su aplicación es necesaria para proteger el ambiente y la salud pública. La recuperación de suelos puede darse mediante la remediación de suelo, empleando diversos procesos físicos, químicos y biológicos, o bien sus combinaciones. Sin embargo, aplicar procesos biológicos, como la biorremediación, se convierte en una alternativa que genera un menor impacto negativo (Zhang *et al*., 2019).

En las tecnologías de biorremediación se usan microorganismos cuyo metabolismo es capaz de transformar los contaminantes y, de esta manera, transformarlos en productos que puedan integrarse en los ciclos biogeoquímicos o de menor toxicidad para poder eliminarlos del suelo con ayuda de microorganismos (Flores, 2011). Es importante mantener en condiciones favorables el medio donde están dichos microorganismos para favorecer el desarrollo y de esta manera intensificar el proceso de degradación (Da Silva y Maranho, 2019).

Los microorganismos hidrocarbonoclastas tienen la capacidad degradativa de los contaminantes, debido a la capacidad que tienen para metabolizar dichos compuestos recurriendo a él como la fuente de carbono, las cuales están integrados por diferentes géneros bacterianos como: *Pseudomonas, Xantomonas Corinobacterium, Xanthobacter, Streptomyces, Bacillus* y *Brevibacterium* (Mooney et al., 2006). Por ende, se ha despertado un mayor interés por estos microorganismos para degradar ciertos compuestos como lo son los hidrocarburos.

Por lo tanto, este estudio propone la implementación de la bioaumentación como tecnología de biorremediación de un suelo agrícola contaminado con hidrocarburos empleando bacterias hidrocarbonoclastas, aisladas del mismo sitio contaminado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron 13 muestras simples de suelo de 1 kg cada una en un suelo agrícola con presencia de contaminación por hidrocarburos, como lo es el aceite residual automotriz. Estas muestras simples fueron mezcladas para conformar una muestra compuesta homogénea. Una vez teniendo la muestra compuesta del suelo, se llevó a cabo su preparación mediante el método AS-01 de la Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2002). El

contenido de hidrocarburos en la muestra de suelo compuesta se cuantificó por el método de extracción Soxhlet, obteniendo como resultado una concentración de 15,000 ±789 mg/kg, la cual fue establecida como la concentración inicial en cada ensayo de biorremediación.

Las bacterias por utilizar en los ensayos de biorremediación se identificaron como bacteria 1, bacteria 2 y bacteria 3, las cuales pertenecen a bacterias hidrocarbonoclastas, ya que previamente fueron aisladas y caracterizadas, mostrando potencial degradativo de hidrocarburos, en experimentos llevados a cabo en el laboratorio de Ambiental de la Unidad Profesional Interdisciplinaria de Ingeniería Campus Zacatecas, del Instituto Politécnico Nacional.

Posterior, se llevaron a cabo doce ensayos de biorremediación, en donde tres fueron para cada bacteria y tres empleando las tres bacterias de manera simultánea con proporciones iguales (33%). El inóculo utilizado fue de 10^7 UFC/g de suelo. Los ensayos se llevaron a cabo a temperatura ambiente. Después de 12 semanas, se evaluó la concentración remanente de hidrocarburo por el método de extracción Soxhlet, calculando el porcentaje de remoción por diferencia entre la concentración inicial y la final obtenida.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se identificaron a las bacterias utilizadas como Gramnegativas, según la morfología observada mediante el microscopio óptico (Figura 1), las cuales se caracterizan por liberar vesículas de la membrana externa, de esta manera incrementan su hidrofobicidad, lo que posibilita la dispersión de sustancias hidrofóbicas como los hidrocarburos (Barrionuevo, 2017).

La biodegradación de hidrocarburos con bacterias Grammproteobacterias tienen diversos géneros como las *Acinetobacter* y *Pseudomona*s, las cuales se caracterizan por tener diversas actividades metabólicas, como la degradación de alcanos e hidrocarburos aromáticos policíclicos (Najidat *et al.*, 2022). Las cubiertas bacterianas tienen la característica de ser predominantemente hidrofóbicas, lo que permite interactuar con tejidos biológicos, matrices sólidas y compuestos orgánicos hidrofóbicos (Barrionuevo, 2017).

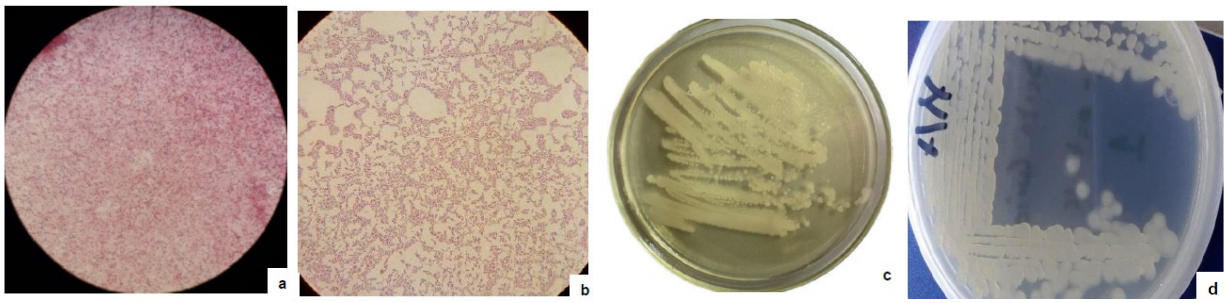


Figura 1. Identificación de las bacterias hidrocarbonoclastas (morfología). a) Bacterias Gramnegativas a 100X. Elaboración propia. b) Bacterias Gramnegativas a 100X (Quiñones, 2020). c) Colonias de bacterias en agar nutritivo a 28 °C. Elaboración propia. d) Colonias de bacterias en agar nutritivo a 28°C (Curiel *et al.*, 2018).

Los porcentajes de remoción de aceite residual automotriz en el suelo que se obtuvieron fueron de 29.96 ± 2.47% para la bacteria 1, 26.67 ± 1.25% para la bacteria 2, 21.73 ± 3.45% para la bacteria 3, y 68.57 ± 1.15% para la mezcla de las tres bacterias. Al comparar estos resultados, se identificó que la que tiene un mayor potencial de degradación es la bacteria 1. Sin embargo, cuando se utilizan las tres bacterias simultáneamente se logra el mayor porcentaje de remoción, por lo que es más apropiado utilizarlas como consorcio y no de manera aislada.

Hay diversos estudios donde se aplica la bioaumentación como tecnología de biorremediación. Benguenab y Chibani (2020) reportaron que la biodegradación del aceite de motor usado fue menor (15.02%) en relación con la remoción del petróleo crudo (44.55%) y el diésel (27.66%), atribuyendo que el contenido de metales pesados e hidrocarburos aromáticos policíclicos en el aceite de motor usado pudo ser un factor para la baja eficiencia, debido a que son altamente recalcitrantes.

Por otro lado, Soumeya *et al*. (2022) aplicaron la tecnología de bioaumentación con *Pseudomonas* y *Rhodococcus*, en suelo contaminado con aceite de motor usado, con porcentajes de remoción de 60.01 ± 2.10%, lo cual se asemeja a los porcentajes de remoción obtenidos el presente estudio.

CONCLUSIONES

Las tres bacterias utilizadas en el proceso de remediación del suelo agrícola contaminado con hidrocarburos mostraron potencial degradativo del contaminante, principalmente la bacteria 1 es la que muestra mayor potencial de las tres, y cuando se utilizan como consorcio, podría lograrse una degradación de hidrocarburos hasta del 68%. Por lo tanto, resulta más conveniente utilizarlas como consorcio y no de forma independiente para lograr el mayor porcentaje de remoción de hidrocarburo en suelo.

Asimismo, los resultados muestran la posibilidad de utilizar estas tres cepas de bacterias hidrocarbonoclastas para la biorremediación de suelos agrícolas contaminados con hidrocarburos mediante la técnica de bioaumentación, siendo posible la recuperación y conservación de suelos agrícolas que han sido afectados y degradados por la presencia de estos contaminantes.

BIBLIOGRAFÍA

Barrionuevo, M. (2017). Producción de biosurfactantes bacterianos para su uso en procesos de biotratamiento de efluentes industriales con contenido en metales. [tesis de doctorado, Universidad de Buenos Aires]. Repositorio: https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/tesis/tesis_n6463_Barrionuevo.pdf

Benguenab, A., Chibani, A. (2020). Biodegradation of petroleum hydrocarbons by filamentous fungi (*Aspergillus ustus* and *Purpureocillium lilacinum*) isolated from used engine oil contaminated soil. Acta Ecologica Sinica, 41, 416-423. https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.10.008

Curiel, V., Delgadillo, J., Moreno, D. (2018). Bacterias hidrocarbonoclastas modificadas genéticamente para emplearlas como herramienta de visualización. REMAI. https://www.remai.ipn.mx/index.php/REMAI/article/view/39/38

Da Silva, B., Maranho, L. (2019). Petroleum-contaminated sites: Decision framework for selecting remediation technologies. Journal of Hazardous Materials, 378, 120722. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.05.115

Flores, D. (2011). Aislamiento e identificación de microorganismos presentes en suelos contaminados con hidrocarburos derivados del petróleo. [tesis de licenciatura, Instituto Politécnico Nacional]. Repositorio: https://tesis.ipn.mx/handle/123456789/25702

Mooney, A.; O'Leary, N.D.; Dobson, A.D.W. (2006). Cloning and functional characterization of the styE gene, involved in styrene transport in *Pseudomonas putida* CA-3. Applied and Environmental Microbiology, 72, 1302-1309.

Najidat, A., Mashulam, M., Diaz-Reck, D., Ronen, Z. (2022). Emergence of hydrocarbon-degrading bacteria in crude oil-contaminated soil in a hyperarid ecosystem: Effect of fosfate addition and augmentation with nitrogen-fixing cyanobacteria on oil bioremediation. International Biodeterioration & Biodegradation, 178, 105556. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2022.105556

Ortega, D. (2010). Diversidad microbiana y de oxigenasas de hidrocarburos en las rizosferas de plantas pioneras que crecen en suelos contaminados con petróleo. [tesis de maestría, Instituto Politécnico Nacional]. Repositorio: https://tesis.ipn.mx/handle/123456789/9558

Quiñones, V. (2020). Evaluación del potencial de degradación de los hidrocarburos residuales de fracción pesada por aislados fúngicos [tesis de licenciatura, Instituto Politécnico Nacional]. Repositorio: https://tesis.ipn.mx/handle/123456789/28727?show=full

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 mod. 2002. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=717582&fecha=31/12/2002#gsc.tab=0

Sonderegger, T., Pfister, S., & Hellweg, S. (2020). Assessing Impacts on the Natural Resource Soil in Life Cycle Assessment: Methods for Compaction and Water Erosion. Environmental Science & Technology, 54(11), 6496-6507. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01553

Soumeya, S., Allaoueddine, B., Hocine, A-K. (2022). Biodegradation of used motor oil by Streptomyces ginkgonis KM-1-2, isolated from soil polluted by waste oils in the región of Azzaba (Skikda-Algeria). Journal of Biotechnology, 349, 1-11. https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2022.03.006

Zhang, T., Liu, Y., Zhong, S., Zhang, L. (2019). AOPs-based remediation of petroleum hydrocarbons-contaminated soils: Efficiency, influencing factors and environmental impacts. Chemosphere, 246, 125726. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125726

USO DE MICROORGANISMOS AUTÓCTONOS PARA LA RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON DERIVADOS DE PETRÓLEO

Alberto Carlos-Pinedo[1]; Miguel Mauricio Aguilera-Flores[1*]; Juan Diego Alvarado-Tapia[1]; Verónica Ávila-Vázquez[1]; Omar Sánchez-Mata[1].

[1]Instituto Politécnico Nacional. Unidad Profesional Interdisciplinaria de Ingeniería Campus Zacatecas. Ingeniería Ambiental. Blvd. del Bote 202 Cerro del Gato Ejido La Escondida, Col. Ciudad Administrativa 98160 Zacatecas, México. *maguileraf@ipn.mx

RESUMEN

El suelo es un recurso natural no renovable que es susceptible a ser contaminado con derivados de petróleo (hidrocarburos) causado por actividades antropogénicas. Este estudio evaluó el uso de microorganismos autóctonos para la recuperación de un suelo contaminado con derivados de petróleo. Una muestra compuesta de suelo contaminado con hidrocarburos de 10 kg fue obtenida en una estación de ferrocarril en Zacatecas, México. Esta muestra mostró tener una concentración inicial de hidrocarburos de 20,000 ±1,689 mg/kg. Posteriormente, se llevaron a cabo nueve ensayos de biorremediación, empleando 1 kg de suelo por ensayo. Tres ensayos por tipo de concentración fueron inoculados con $1x10^4$, $1x10^5$, y $1x10^6$ esporas/g de suelo, respectivamente, empleando cepas de hongo *Aspergillus*, aisladas previamente del mismo sitio. El tiempo de tratamiento fue de 12 semanas, cuantificando la concentración remanente de hidrocarburos mediante extracción Soxhlet, y así obtener el porcentaje de remoción del contaminante en cada ensayo y por tipo de concentración de inóculo. Los resultados mostraron porcentajes de remoción de contaminante de 26.5 ±3.9%, 33.8 ±1.9% y 38.9 ±0.9% para cada tipo de concentración inóculo utilizado, respectivamente. Se deduce que a una mayor concentración de esporas se logra un mayor porcentaje de remoción de hidrocarburos. Por lo tanto, las cepas fúngicas de *Aspergillus* pueden utilizarse para biorremediar y recuperar suelos contaminados con derivados de petróleo.

PALABRAS CLAVE: *Bioaumentación; Biorremediación; Cepas fúngicas; Contaminación.*

INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso natural no renovable muy importante porque es un elemento clave para el mantenimiento de la vida sobre la Tierra. Además, es el principal soporte de la vegetación, la infraestructura y el hábitat de la biodiversidad, participando de manera esencial en el funcionamiento de cualquier ecosistema (SEMARNAT, 2015). El suelo ofrece servicios ecosistémicos que ayudan a mantener el equilibrio en los ecosistemas, proporcionando bienes que son indispensables para la supervivencia humana. Algunos servicios que ofrece el suelo son: soporte físico para el crecimiento de las plantas, retención y disposición de nutrientes, hábitat de la biodiversidad, recepción de materia orgánica, regulación del clima, purificación del agua, atenuación de la actividad de contaminantes, provisión de alimento y recursos minerales, preservación de sitios, y objetos de identidad del paisaje (Mendoza Vega *et al*., 2014).

No obstante, durante las operaciones de explotación, extracción y transporte de los bienes que brinda el suelo, y los materiales y maquinaria utilizada para llevar a cabo estas actividades, contaminan el suelo a través de derrames accidentales o deliberados (Velázquez Arias, 2014). Estas acciones provocan la erosión, la salinización, la compactación, la pérdida de carbono orgánico y la contaminación química, provocando su deterioro (Iberdrola, 2020). Siendo uno de los impactos de gran relevancia, la contaminación química del suelo por productos derivados del petróleo.

Los sitios contaminados con productos derivados de petróleo presentan un desequilibrio en el ecosistema provocando que los servicios ecosistémicos que ofrece el suelo se vean afectados, perdiendo su calidad o incluso ya no poder disponer de ellos (Mendoza Vega *et al*., 2014). En consecuencia, surge la necesidad de desarrollar tecnologías para remediar y recuperar los suelos contaminados. Las tecnologías de remediación de suelos se dividen en fisicoquímicas, térmicas y biológicas, y aunque cada una tiene sus ventajas y desventajas, las de tipo biológico (biorremediación) utilizan actividades metabólicas de ciertos organismos (plantas, hongos, o bacterias) para transformar, remover o degradar los contaminantes en productos metabólicos inocuos, es de bajo costo, y mejora la calidad del suelo a pesar de requerir tiempos largos (de 6 meses en adelante) (Volke Sepúlveda & Velasco Trejo, 2002).

La bioaumentación consiste en la inoculación de cepas microbianas (autóctonas o alóctonas) concentradas y degradadoras de contaminantes en el suelo (Volke Sepúlveda & Velasco Trejo, 2002). Esta técnica de biorremediación resulta de mayor interés cuando se aprovechan microorganismos propios del sitio contaminado (autóctonos), ya que no alteran el ecosistema por introducir nuevos tipos de microorganismos (alóctonos). Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue utilizar microorganismos autóctonos para la recuperación de un suelo contaminado con derivados de petróleo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo del suelo

El muestreo de suelo se llevó a cabo en una estación de ferrocarril en Zacatecas, México con presencia de contaminación por derivados de petróleo. El muestreo se realizó con base en el método recomendado por la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2002). Se tomaron 10 submuestras de 1 kg para conformar una muestra compuesta homogénea de 10 kg. Posteriormente, el suelo fue transportado al laboratorio, donde se extendió sobre cartón para su secado por 2 días. Después, se tamizó con una malla con apertura <4mm.

Caracterización del suelo

Se evaluó el contenido de hidrocarburos de fracción pesada en la muestra compuesta de suelo mediante el método de extracción Soxhlet (EPA, 1998). Esta concentración de hidrocarburos fue el valor inicial empleado en todos los ensayos de biorremediación.

Obtención de cultivos para preparar inóculos

Se realizaron resiembras de las cepas de hongos hidrocarbonoclastas asociadas al género *Aspergillus*. Estas cepas fueron previamente aisladas e identificadas del sitio de

estudio. Por lo tanto, se contaba con ellas en el Laboratorio de Ambiental de la UPIIZ-IPN. Para ello, se utilizó medio de cultivo PDA para la esporulación masiva de los hongos y preparar los inóculos utilizados para bioaumentar su presencia en las muestras de suelo. Esta preparación se realizó con base en Vélez *et al*. (1997), donde se prepararon volúmenes de agua destilada de entre 100 y 200 mL con Tween 80 al 0.01%. La concentración de conidios (esporas) por mililitro de inóculo fue cuantificada empleando una cámara de Neubauer. Una vez determinada esta concentración, se estableció la cantidad de inóculo a añadir para cada tratamiento, tomando en cuenta que se requería obtener concentraciones de $1x10^4$, $1x10^5$, y $1x10^6$ esporas/g de suelo.

Ensayos de biorremediación

Nueve ensayos de biorremediación con 1 kg de suelo fueron llevados a cabo para evaluar el potencial de los hongos en la técnica de bioaumentación. Tres ensayos fueron inoculados con concentraciones de $1x10^4$, $1x10^5$, y $1x10^6$ esporas/g de suelo para cada una. El tiempo de tratamiento fue de 12 semanas, manteniéndolos a condiciones ambientales.

Cuantificación de la cantidad de hidrocarburos remanente

Al finalizar las 12 semanas, se cuantificó la concentración remanente de hidrocarburos mediante extracción Soxhlet (EPA, 1998), y así obtener el porcentaje de remoción del contaminante en cada ensayo. Se obtuvo el promedio y la desviación estándar para cada tipo de concentración de inóculo utilizada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La muestra compuesta de suelo contaminada con hidrocarburos mostró tener una concentración inicial de hidrocarburos de 20,000 ±1,689 mg/kg. Este valor fue utilizado como la concentración inicial en los ensayos de biorremediación. El Cuadro 1 muestra los resultados referentes a los porcentajes de remoción de hidrocarburos en los ensayos.

Pernía *et al*. (2017) aislaron hongos de crudos a partir de suelo contaminado y se encontraba el género *Aspergillus*, donde se atribuye a que este hongo pertenece a los microrganismos hidrocarbonoclastas, los cuales son capaces de utilizar hidrocarburos como fuente de carbono y energía. De igual manera, Quiñones (2020) en su investigación logró aislar e identificar hongos autóctonos de un sitio contaminado con hidrocarburos, asociándolos a los géneros *Fusarium, Aspergillus y Penicillium*. Dentro de la misma investigación, Quiñones (2020) llevó a cabo el análisis de la biorremediación de hidrocarburos de suelo con las tres especies de hongo aisladas de manera separada, el hongo que presentó mayor porcentaje de biodegradación fue *Aspergillus*, obteniendo un porcentaje de remoción del 23.63 %. En este tenor, los resultados obtenidos en este estudio y por Quiñones (2020) se comportaron de manera análoga, evidenciando que el hongo *Aspergillus* es uno de los hongos más eficientes en la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos, y que esta eficiencia está asociada con la cantidad de inóculo utilizada en la técnica de bioaumentación.

Cuadro 1. Resultados de los porcentajes de remoción de hidrocarburos.

Concentración de inóculo (esporas/g)	No.	Remoción (%)	Promedio	d.e.
	1	22.3		
$1x10^4$	2	25.5	26.5	3.9
	3	31.7		
	1	36.5		
$1x10^5$	2	32.6	33.8	1.9
	3	32.3		
	1	40.1		
$1x10^6$	2	38.8	38.9	0.9
	3	37.8		

De igual manera, Ameen *et al*. (2015) reportaron que el hongo *Aspergillus* ha presentado mayor crecimiento en los suelos contaminados con diésel, ya que realizaron una prueba de crecimiento de este hongo en un suelo contaminado con una mezcla de hidrocarburos, obteniendo un aumento en el peso de su biomasa (32.9%) y una generación del 68.1% de CO_2, parámetros que fueron indicativos de que este hongo se desarrolla de manera efectiva en suelos contaminados con hidrocarburos. Por otro lado, Al-Jaehari (2014) destaca en su investigación obtener porcentajes de remoción de hidrocarburos en suelo del 98% empleando hongos del género *Aspergillus*, comprobando una vez más que la bioaumentación es una tecnología de biorremediación efectiva para el tratamiento de suelos contaminados con hidrocarburos.

CONCLUSIONES

En los ensayos de biorremediación realizados en este estudio se obtuvo una degradación significativa de hidrocarburos (hasta del 38.9%) empleando microorganismos autóctonos (cepas fúngicas del género *Aspergillus*), evidenciando que la bioaumentación es una alternativa para remediar y recuperar sitios contaminados con derivados de petróleo.

BIBLIOGRAFÍA

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [EPA]. (1998). Method 9071B "Method 9071B n-Hexane Extractable material (HEM) for Sludge, Sediment, and Solid Samples". United States Government. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/9071b.pdf.

Al-Jawhari, I. F. A. (2014). Ability of Some Soil Fungi in Biodegradation of Petroleum Hydrocarbon. Journal of Applied and Environmental Microbiology, 2(2), 46-52. http://pubs.sciepub.com/jaem/2/2/3/

Ameen, F., Moslem, M., Hadi, S., Al-Sabri, A. E. (2015). Biodegradation of diesel fuel hydrocarbons by mangrove fungi from Red Sea Coast of Saudi Arabia. Saudi Journal of Biological Sciences, 23, 211-218. https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2015.04.005

Iberdrola (2020, 03 mayo). La contaminación del suelo, sus efectos sobre nuestro futuro y qué podemos hacer para reducirla. Iberdrola.com. Recuperado 26 de julio de 2023, de https://www.iberdrola.com/sostenibilidad/contaminacion-del-suelo-causas-efectos-soluciones

Mendoza Vega, J., Huerta Lwanga, E., Kú Quej, V. M., Pool Novelo, L. (2014). Imprescindibles servicios ecosistémicos de los suelos: Evaluación de los Ecosistemas del Milenio [Kindle]. *Ecofronteras,* 19, 10-13. https:// revistas.ecosur.mx/ecofronteras/index.php/eco/article/view/1599/1541

Pernía, B., Demey, J. R., Inojosa, Y., & Naranjo-Briceño, L. (2017). Biodiversidad y potencial hidrocarbonoclástico de hongos aislados de crudo y sus derivados: Un meta-análisis. *REVISTA LATINOAMERICANA DE BIOTECNOLOGIA AMBIENTAL Y ALGAL*, *3*(1). Recuperado 26 de julio de 2023, de http://www.solabiaa.org/ojs3/index.php/RELBAA/article/view/32

Quiñones, V. (2020). Evaluación del potencial de degradación de los hidrocarburos residuales de fracción pesada por aislados fúngicos [tesis de licenciatura, Instituto Politécnico Nacional]. Repositorio: https://tesis.ipn.mx/handle/123456789/28727?show=full

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 mod. 2002. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=717582&fecha=31/12/2002#gsc.tab=0

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (2015). *Suelos*. semarnat.gob.mx. Recuperado 15 de julio de 2023, de https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/cap3.html

Velázquez Arias, J. A. (2014). Contaminación de suelos y aguas por hidrocarburos en Colombia. Análisis de la fitorremediación como estrategia biotecnológica de recuperación. hemeroteca.unad.edu.co. Recuperado 26 de julio de 2023, de https://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/riaa/article/view/1846/2065#:~:text=Durante%20las%20operaciones%20de%20explotaci%C3%B3n,contaminantes%20en%20el%20medio%20ambiente.

Vélez A., P. E., Posada, F. F. J., Marín, M. P., Gonzáles, G. M. T., Osorio, V. E., Bustillo P. Á. E. (1977). Técnicas de control de calidad de formulaciones de hongos entomopatógenos (1.a ed.). Héctor Fabio Ospina Ospina, Federación Nacional de Cafeteros de Colombia (Ed.), (pág. 7). http://hdl.handle.net/10778/709

Volke Sepúlveda, T., Velasco Trejo, J. A. (2002). Tecnologías de remediación para suelos contaminados. ecopuerto.com. Recuperado 26 de julio de 2023, de http://www.ecopuerto.com/Bicentenario/informes/TecnologiasRemediacion.pdf

VALORACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DE TECNOSOLES EN LA REPRODUCCIÓN DE PLANTAS EN VIVERO, UNA EXPERIENCIA DE COLABORACIÓN UNAM – CORENARD.

[1]Lucy Mora Palomino; [1]Thalita Fernanda Abbruzzini; [1]Luisa Tinoco; [2]Miguel Ángel Delgado Reyes; [1*]Blanca Lucía Prado Pano.

[1]Instituto de Geología, Departamento de Ciencias Ambientales y del Suelo, Laboratorio de Edafología Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, C.P. 04510, México; [2]Comision de Recursos Naturales y Desarrollo Rural, secretaria del Medio Ambiente, Dirección. * miltonc@geologia.unam.mx

RESUMEN

Este trabajo presenta los resultados de la valoración de los residuos sólidos urbanos (RSU) en la construcción de tecnosoles como potencial de uso en la reproducción de especies forestales, en el contexto de la colaboración entre la UNAM y la CORENADR. El objetivo del trabajo fue identificar el tipo de mezclas, el manejo y las especies sensibles a las propiedades de tecnosoles, como una estrategia de uso alternativo a materiales de alto valor ambiental como el Peat moos en la reproducción de plantas en vivero. El trabajo ha consistido en dos experimentos. La primera etapa se identificaron las mezclas con mejores condiciones para la reproducción de 5 especies forestales *Dodonaea viscosa*, *Pinus hartwegii, Fraxinus uhdeí, Prunus serotina* y *Salix bonplandiana*. La segunda etapa se manejaron propiedades físicas y fertilización para acondicionar la mejor mezcla identificada, en donde se sembraron cinco especies de árboles de uso urbano. En la primera etapa, el desempeño de *F. udheí* y *S. bonplandiana* fue menos sensible al tipo de sustrato, y comparando entre Tecnosoles, T1a (concreto + residuos de poda + compost) y T4a (excavación + residuo de poda + compost). En la segunda etapa la especies *F. udhei, E. jaonica y S. bompladiana* en la M2b (Concreto + residuo de poda + compost) fueron las especies menos sensibles al tipo de sustrato, así como no requieren uso de fertilización. De esta manera se muestra que una buena selección de mezcla en especies poco sensibles es una buena oportunidad de valorización de los RCD como alternativa al *peat moss* en los programas de reproducción masiva de especies forestales y revegetación en la CDMX.

PALABRAS CLAVE: *Tecnosuelos; Residuos sólidos urbanos; Reproducción forestal.*

INTRODUCCIÓN

El sellamiento de los suelos urbanos aumenta en la misma proporción del crecimiento de las ciudades y en este sentido el reverdecimiento urbano cada vez es más importante en las prioridades de ciudades sostenibles. Por otro lado, el manejo de los residuos es otro reto en las urbes. La ciudad de México en el 2002 concentra una población de 9.2 millones de habitantes (Inegi, 2002) y la generación de los RSU en los años entre 2012-2023 fue en promedio de 4407860 ton/año, de los cuales el 41. 5% son residuos orgánicos y 58.5 % Inorgánicos (SEDEMA, 2021). En México los trabajos de Sebastián Flores Santiago (2017). Diana Laura Lomelí Ramírez (2018), Yesenia Paz (2018), en 2019 Arva Lea Kowalke, Abrruzzinic 2019 en experimentos en invernadero y en azoteas verdes muestran que el

uso de residuos urbanos tiene un potencial uso para la producción de diferentes especies vegetales a partir de la construcción de tecnosoles. Estos materiales también se han considerado en el uso de sustratos para la producción en vivero, sin embargo, debido a las necesidades de estandarización de sustratos que permitan responder de manera segura a la producción masiva de plantas en condiciones de viveros, ha sido necesario llevar a cabo prueban que permitan identificar el tipo de mezcla y las condiciones de manejo de los residuos con el objetivo de llevar a cabo el reuso de RSU en esta producción.

Este trabajo presenta los resultados de la valoración de diferentes mezclas de materiales con residuos sólidos urbanos para la producción de especies de árboles urbanos y el manejo de estas. Además, permite mostrar los resultados de los esfuerzos conjuntos entre la academia (UNAM) y las entidades públicas para atender un problema urbano.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experimentación con RSU como potencial de uso en la producción en vivero para especies forestales se llevó a partir de dos etapas experimentales:

Primera etapa: Identificación de una mezcla que compita con el Peat Moss. En esta etapa se llevó a cabo un experimento en las instalaciones de la CORENADR, en la Alcaldía de Xochimilco, CDMX, con el cultivo de las siguientes especies forestales: 1) *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq.; 2) *Pinus hartwegii* Lindl.; 3) *Fraxinus uhdeí* (Wenz.) Lingelsh.; 4) *Prunus serotina* subsp. capuli (Cav.) McVaugh; y 5) *Salix bonplandiana* Kunth. Dichas especies se sembraron en 5 mezclas de Tecnosoles distintos (T1a al T5a) producidos a partir de la combinación de desechos de la construcción civil y enmiendas orgánicas **(Cuadro 1)** y en el tratamiento control comúnmente utilizado por la CORENADR (*peat moss*) para la reproducción masiva de éstas. El experimento se llevó a cabo con un diseño completamente al azar con todas las combinaciones especies de plantas (5) x tecnosoles (5) + 1 sustrato testigo (*peat moss*), totalizando 30 parcelas, cada una con 10 unidades experimentales.

Cuadro 1. Composición de los Tecnosoles y sustrato testigo. La mezcla se expresa en porcentaje en volumen (% v/v).

Tratamientos	Desechos de concreto	Desechos de excavación	Residuos de poda	Astillas de madera	Compost	Biocarbón
	- % -					
M1a	30	-	30	-	40	-
M2a	30	-	-	30	40	-
M3a	-	30	-	30	40	-
M4a	-	30	30	-	40	-
M5a	30	-	-	20	40	10
Testigo	100% peat moss					

Cuadro 2. Composición de los Tecnosoles y sustrato testigo de la fase 2. La mezcla se expresa en porcentaje en volumen (% v/v).

Tratamiento	Mezcla	Manejo	Desechos de concreto	Desechos de concreto Grueso	Astillas de madera	Compost
			%			
T1	M1b	Fertilizado	30	-	30	40
T2		No Fertilizado				
T3	M2b	Fertilizado	15	15	30	40
T4		No Fertilizado				
T5	Peat Moos	Testigo				

Segunda etapa**:** Manejo de las propiedades físicas y química de una mezcla. La mejor mezcla evaluada de la primera etapa (Concreto, residuos de astillas y compost) fue modificada físicamente (residuo fino+residuos gruesos), además se probó con fertilización y sin fertilización para evaluar su comportamiento frente al Peat Moos. Se sembraron cinco especies forestales que se utilizan principalmente en las zonas urbanas, 1) Falsa orquídea o árbol de orquídea (*Bauhinia variegata*), 2) Fresno (*Fraxinus udhei*), 3) Níspero (Eriobotrya japonica), 4) Oyamel (Abies religiosa) y 5) Sauce o ahuejote (*Salix bomplandiana*). Estas especies se probaron en dos tecnosoles; mezcla T1 b y T2b a partir de tratamientos (Cuadro2).

Componentes de los sustratos: Los desechos de concreto se obtuvieron de la compañía *Concretos Reciclados*, S.A. de C.V., la cual se dedica al reciclado de materiales de la construcción civil en la Ciudad de México. Los residuos de excavación consisten en desechos edáficos producto de la extracción de materiales en zonas urbanas, cuyo contenido principal es suelo y rocas. Los residuos de poda se generaron de los fragmentos de plantas como ramas, hojas, troncos, cortezas entre otros, producto de la limpieza de áreas verdes de la Alcaldía Xochimilco, y el compost se produjo de los desechos orgánicos de la misma alcaldía. La madera triturada y el biocarbón provinieron de la Planta de Compostaje de Ciudad Universitaria.

Monitoreo del crecimiento y desarrollo de las plantas: Se realizó el monitoreo de las siguientes variables: 1) frecuencia de emergencia, y 2) altura y diámetro de las plantas. La emergencia de plantas se evaluó a los 36 días tras la siembra de las plantas, y la altura y diámetro de tallo se evaluaron a los 78 días tras la siembra de las plantas y al final de cada periodo experimental. Las mediciones de altura de plantas y diámetro de tallo se seleccionaron al azar 5 individuos de cada unidad experimental. Con este esquema de muestreo, a 6 meses y 12 meses se estimó la biomasa aérea y radicular de cada especie.

Análisis físico-químicos de los Tecnosoles: Se caracterizaron los Tecnosoles recién preparados con respecto a la densidad aparente, densidad real y porosidad, pH, conductividad eléctrica (C.E.), contenidos de C orgánico, N total y P disponible.

Análisis estadístico de los datos: Los parámetros evaluados en el presente estudio fueron sometidos a un Análisis de Varianza para determinar las diferencias entre tratamientos (Tecnosoles y peat moss), y se aplicó la prueba de Tukey a un nivel de probabilidad del 5 % para las comparaciones entre tratamientos. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software R (R Core Team, 2019).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Atributos físicos y químico de los Tecnosoles y *peat moss*

El *peat moss* presentó la densidad aparente (D.A.) y real (D.R.) significativamente más bajas (<0.20 y <0.40 g cm^{-3}, respectivamente) en ambas etapas de los experimentos. En comparación con las mezclas de Tecnosoles M1a a M5a que, a su vez, prácticamente no difirieron entre ellos (D.A. y D.R. variando alrededor de 0.6 y 2.0 g cm^{-3}, respectivamente) en ambos parámetros (*datos no mostrados*). El tratamiento M2a (concreto + madera + compost) presentó la menor porosidad (63%), mientras que los tratamientos M5a (concreto + madera + compost + biocarbón) y *peat moss* presentaron mayor porosidad (alrededor de 70 %), y no difirieron entre ellos *(Datos no mostrados)*. Este resultado tiene gran relevancia porque muestra el potencial del biocarbón en aumentar la porosidad del suelo, debido a que la estructura porosa del biocarbón contribuye al aumento del área superficial específica del suelo (Escalante *et al.,* 2016). En la segunda etapa la porosidad de identifica en la mezcla M2b el cual tiene diferencias significativas con el tratamiento M1b y el *peat moos*.

El *peat moss* presentó pH ácido y difirió significativamente de los Tecnosoles, los cuales presentaron valores de pH alcalino, variando entre 7.3 (T1 y T4) y 7.9 (T3 y T5). La conductividad eléctrica inicial no difirió entre los tratamientos T1, T3 y T4, los cuales fueron superiores al *peat moss* y Tecnosoles T2 y T5. El *peat moss* presentó contenidos iniciales de C orgánico, N total y P disponible significativamente mayores en comparación a los Tecnosoles ($p < 0.05$) (Cuadro 3 Y 4). Las mezclas de la etapa 2, todas las propiedades químicas si difirieron con respecto al *peat moos (*Cuadro 4).

Cuadro 3. Características físicas y química de la Mezclas en la primera etapa.

Mezclas	pH (H_2O)	C.E.	C orgánico	N total	P disponible
		$\mu S\ cm^{-1}$	———— % ————		$mg\ kg^{-1}$
M1a	7.3	5073	9.39	0.71	289.5
M2a	7.8	3698	9.44	0.77	570.8
M3a	7.9	5135	8.86	0.71	329.5
M4a	7.3	5925	9.09	0.81	314
M5a	7.9	3507	13.46	0.86	348
Testigo (Peat Moss)	5.0	2750	37.50	0.90	1035.4

Cuadro 4. Características físicas y química de la Mezclas en la segunda etapa.

Mezclas	pH (H_2O)	CE	C total	C org	N total	P dis
		µS cm-1		%		mg/kg
M1b	9.55	3250	9.51	7.42	0.53	81.44
M 2b	8.63	4565	13.36	11.12	0.76	112.64
Testigo (Peat moss)	4.46	1593	26.24	25.71	0.52	1035.4

Evaluación final del crecimiento y desarrollo de plantas

En la primera etapa se observó una mayor altura y diámetro de tallo finales de las plantas cultivadas en *peat moss*. Sin embargo, en las unidades experimentales con cultivo de *F. udheí* y S. *bonplandiana* es posible observar altura y diámetro de tallo de los Tecnosoles comparables a los observados en el *peat moss*, lo que indica que estos dos parámetros de crecimiento y desarrollo de plantas se han mostrado menos sensibles al tipo de sustrato en estas dos especies.

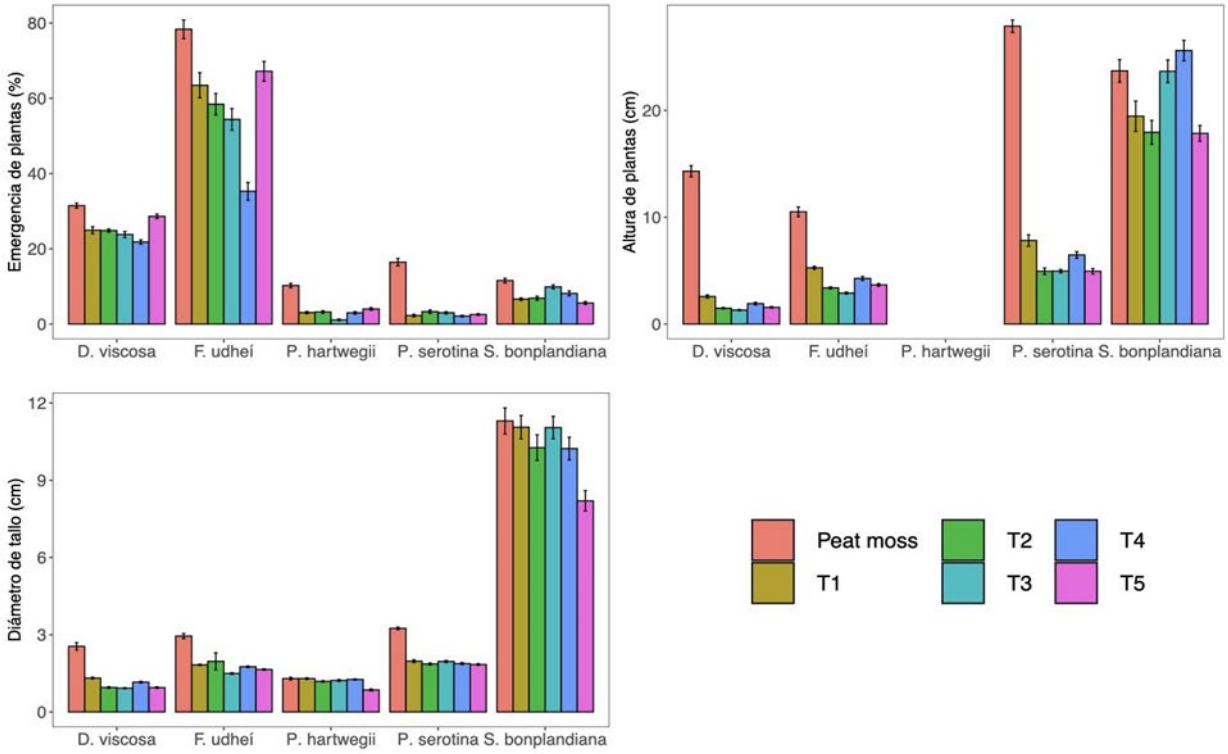


Figura 1. Emergencia, altura y diámetro de tallo de las plantas cultivadas en los tratamientos evaluados (sustrato testigo *peat moss* y Tecnosoles T1 al T5) al inicio del ciclo de cultivo de especies forestales. Las barras de las gráficas representan el valor promedio con su respectivo error estándar, n = 50. No se ha evaluado la altura de los individuos de la especie *P. hartwegii* debido al pequeño porte de las plantas durante el periodo experimental.

En la segunda etapa la altura y el diámetro la muestra M2b en las especies *Eriobotrya, fraxinus y Salix* no muestran diferencias significativas con respecto a testigo o *Peat moos*. Por otro lado, en todas las especies no se muestras diferencias significativas por efecto de

la fertilización en ambas mezclas. Mostrando que a excepción del *Abies religiosa*, las plantas no son sensibles al tipo de sustrato, así como a la fertilización.

Cuadro 5. Altura y diámetro de tallo de las plantas cultivadas en los tratamientos evaluados (sustrato testigo *peat moss* y Tecnosoles M1b y M2b) al final cultivo de especies forestales.

				Altura de plantas (cm)		
Mezcla	Tratamiento	*A. religiosa*	*B. variegata*	*E. japonica*	*F. udhei*	*S. Bomplandiana*
M1b	Fertilzado	9.47 (1.22) AB	13.4 (1.12)	24.57 (1.51)	30.75 (1.10)	42.79 (1.17)
M1b	**S/Fertilizado**	9.03 (1.37) A	12.47 (1.14)	28.03 (1.51)	25.48 (1.10)	45.5 (1.20)
M2b	Fertilizado	12.87 (1.17) ABC	13.75 (1.12)	34.32 (1.50)	31.53 (1.10)	52.76 (1.20)
M2b	**S/Fertilizado**	11.11 (1.22) ABC	16.39 (1.13)	32.23 (1.55)	31.85 (1.10)	52.55 (1.26)
Peat moos	Testigo	29.3 (1.12) D	26.64 (1.10)	34.5 (1.57)	42.05 (1.11)	63.43 (1.22)
				Diámetro de tallo (cm)		
Mezcla	Tratamiento	*A. religiosa*	*B. variegata*	*E. japonica*	*F. udhei*	*S. Bomplandiana*
M1b	Fertilzado	2.54 (0.210)	4.06 (0.193)	6.57 (0.262)	7.67 (0.188)	8.75 (0.203)
M1b	**S/Fertilizado**	2.37 (0.236)	3.84 (0.196)	6.65 (0.262)	7.68 (0.189)	7.58 (0.207)
M2b	Fertilizado	2.49 (0.203)	4.21 (0.193)	7.1 (0.259)	8.21 (0.189)	8.43 (0.207)
M2b	**S/Fertilizado**	2.58 (0.210)	4.47 (0.195)	6.9 (0.268)	8.5 (0.189)	8.5 (0.219)
Peat moos	Testigo	4.28 (0.194)	5.87 (0.189)	7.87 (0.271)	9.36 (0.192)	11.75 (0.210)
				Peso seco de parte aerea (g)		
Mezcla	Tratamiento	*A. religiosa*	*B. variegata*	*E. japonica*	*F. udhei*	*S. Bomplandiana*
M1b	Fertilzado	16.43 (11.3) A	22.7 (11.3) A	105.53 (11.3) AB	116.5 (11.3) A	106.1 (11.3) A
M1b	**S/Fertilizado**	8.57 (11.3) A	20.97 (11.3) A	105.77 (11.3) AB	109.2 (11.3) A	97.93 (11.3) A
M2b	Fertilizado	19.9 (11.3) A	27.47 (11.3) A	136.53 (11.3) AB	148.93 (11.3) AB	107.57 (11.3) A
M2b	**S/Fertilizado**	14 (11.3) A	36.63 (11.3) A	121.8 (11.3) AB	158.17 (11.3) AB	109.87 (11.3) A
Peat moos	Testigo	56.87 (11.3) A	54.3 (11.3) A	145.03 (11.3) B	209.73 (11.3) C	184.4 (11.3) B
				Peso seco de raices (g)		
Mezcla	Tratamiento	*A. religiosa*	*B. variegata*	*E. japonica*	*F. udhei*	*S. Bomplandiana*
M1b	Fertilzado	10.57 (13) A	33.83 (13) A	47.83 (13) A	105.9 (13) A	105.03 (13) A
M1b	**S/Fertilizacion**	5.27 (13) A	33.97 (13) A	41 (13) A	94.17 (13) A	97.17 (13) A
M2b	Fertilizacion	10.67 (13) A	25 (13) A	46.87 (13) A	138.17 (13) AB	97.9 (13) A
M2b	**S/Fertilizacion**	8.93 (13) A	38.13 (13) A	42.77 (13) A	123.93 (13) AB	145.9 (13) A
Peat moos	Testigo	47.17 (13) A	75.37 (13) A	58.73 (13) A	164.1 (13) B	146.6 (13) A

El *Abies religiosa* fue la especie que mostro menor crecimiento (altura y diámetro), así como biomasa aérea y radicular en las mezclas M1b y M2b, con respecto del *Peat moos*. Esta especie se identifica como una especie muy sensible a propiedades como la salinidad,

así como en valore de pH mayores a 7 (Manzanilla, 1974). Por lo tanto, es importante identificar las especies que son factibles reproducir en Tecnosoles (Cuadro 5).

CONCLUSIONES

En la primera etapa el desempeño general de *F. udheí* y *S. bonplandiana* fue menos sensible al tipo de sustrato en comparación a las demás especies, en las cuales se han encontrado mayores diferencias entre el tratamiento control y los demás.

En la segunda etapa la especies *F. udhei, E. jaonica y S. bompladiana* en la M2b (Concreto + residuo de poda + compost) fueron las especies menos sensibles al tipo de sustrato, así como no requieren uso de fertilización. De esta manera se muestra que una buena selección de mezcla en especies poco sensibles es una buena oportunidad de valorización de los RCD como alternativa al *peat moss* en los programas de reproducción masiva de especies forestales y revegetación en la CDMX.

BIBLIOGRAFÍA

Flores, DS., S. (2017). Generación de sustratos como soporte de plantas para áreas verdes urbanas utilizando residuos de construcción. UNAM, México.

INEGI. (2002). Síntesis de resultados. Zona metropolitana de la Ciudad de México: XII Congreso General de Población y Vivienda 2000. Instituto Nacional de Estadística, GeografíaeInformática.Recuperado e:https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/2104/702825496579/702825496579_1.pdf

Kowalke, A-L. (2020). Crop performance in green roof substrates made from urban wastes. Institute of Ecology. Technische Universität Berlin

Lomelí Ramírez, D. (2018). Diseño de sustratos a partir de residuos sólidos urbanos con uso potencial en la construcción de azoteas verdes. UNAM. México.

Secretaría de Medio Ambiente. (2021). INVENTARIO DE RESIDUOS SÓLIDOS DE LA CIUDAD DE MÉXICO 2021. Secretaría de Medio Ambiente. Recuperado de:

https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/media/DGCPCA/residuos/InventariodeResiduosSolidos2021.pdf

VULNERABILIDAD DE CAMBIO DE USO DE SUELO EN UNA MICROCUENCA DEL RÍO PANTEPEC, HIDALGO, MÉXICO.

*María Guadalupe Hinojosa Pérez[1]; Otilio Arturo Acevedo Sandoval[1]; Gabriela Marisol Vázquez Cuevas[1]; Jessica Bravo Cadena[1]; Ramón Razo Zarate[2]; Humberto Iván Navarro Gómez[3]; Silvana Berenice Valencia Pulido[4].

[1]Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Área académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Mineral de la Reforma, C.P 42184, Hidalgo, México; [2]Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Av. Universidad Km. 1 Ex-Hda. de Aquetzalpa, CP 43600, Tulancingo, Hidalgo, México; [3]Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Área académica de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Mineral de la Reforma, C.P 42184, Hidalgo, México; [4]Fototeca Nacional INAH/ Área de Conservación, Pachuca de Soto, C.P 42000, Hidalgo, México; *hi467879@uaeh.edu.mx.

RESUMEN

En la región Otomí-Tepehua del estado de Hidalgo el bosque mesófilo de montaña (BMM) ha estado sometido a una explotación intensiva y en la actualidad ha desaparecido casi por completo en grandes extensiones. Siendo el principal causante, el desmonte de terrenos para uso ganadero y agrícola; sin embargo, aún es posible observar porciones con un grado aceptable de conservación.

Con la herramienta MOLUSCE (*Methods of Land Use Change Evaluation*) del software QGIS 2.18.10 se determinó la matriz de cambio; la cual permitió calcular las ganancias, pérdidas, intercambios, cambio total y neto entre usos de suelo. En este trabajo se analiza la vulnerabilidad de cambio de uso de suelo y cobertura vegetal de una microcuenca del Río Pantepec, Hidalgo durante 23 años (1999 a 2022). Para este periodo se determinaron los índices de ganancia, pérdida y cambio neto en relación con las persistencias para cada tipo de uso de suelo.

La región colindante con la cabecera municipal de San Bartolo Tutotepec presentó mayor vulnerabilidad de cambio, debido al cambio de uso de suelo agrícola a pastizal. El BMM, bosque de pino (BP) y selva alta perennifolia (SAP) fueron las categorías con menos cambios netos en la superficie (7.60, 1.06 y 0.05 % respectivamente), considerando que la cobertura vegetal natural de la microcuenca aún presenta un grado aceptable de conservación (60.54 % de la superficie total).

PALABRAS CLAVE: *Bosque; Ganancia; Pastizal; Pérdida; Región Otomí-Tepehua.*

INTRODUCCIÓN

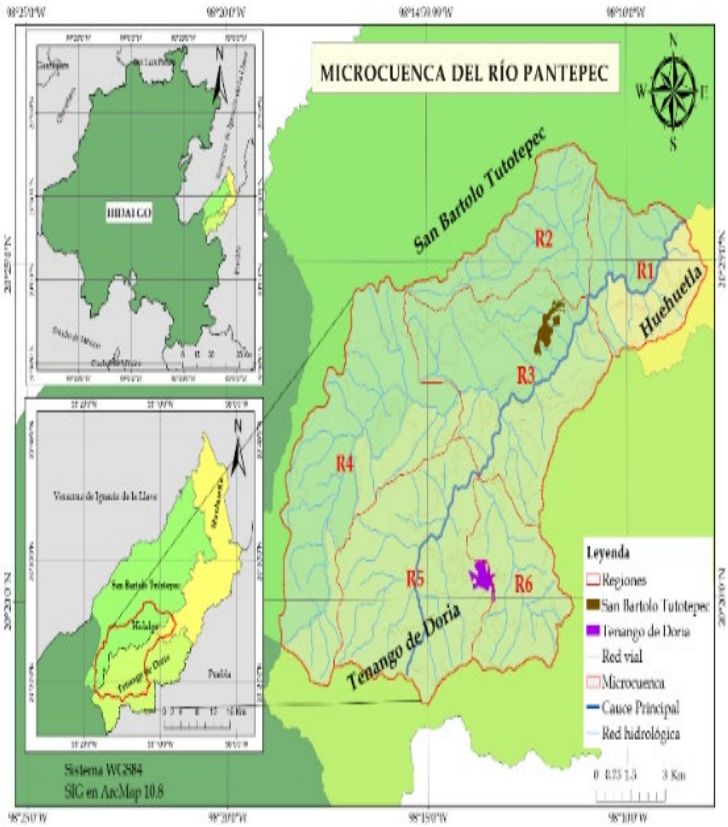
El análisis del cambio de uso de suelo y cobertura vegetal, generalmente ocasionado por actividades antropogénicas, permite identificar las transiciones más importantes y facilita investigar cuales fueron sus causantes (Pontius *et al.*, 2004). Un recurso eficaz para este tipo de análisis son los sistemas de información geográficos (SIG), ya que utilizan una combinación de tecnologías espaciales y no espaciales para procesar, almacenar, manipular y mostrar datos. Estos sistemas son apropiados para planificar y gestionar

grupos de datos densos con la ventaja de trabajar en un ambiente informático y de bajo costo (Pande, 2020).

El objetivo de este trabajo es determinar la vulnerabilidad de cambio de uso de suelo y cobertura vegetal de una microcuenca del Río Pantepec, Hidalgo. Donde se identificaron los intercambios entre diferentes coberturas vegetales mediante el uso de una matriz de cambio. Lo que permitió el cálculo de la pérdida, ganancia, cambio total y neto con las ecuaciones de Pontius *et al.* (2004), finalmente se determinó la vulnerabilidad de cambio para cada categoría, basada en los índices de pérdida, ganancia y cambio neto definidos por Braimoh (2006).

MATERIALES Y MÉTODOS

La microcuenca con 151.68 km² se encuentra en la región Otomí-Tepehua, al noreste del estado de Hidalgo. El 48.78 % de la superficie se localiza en el municipio de Tenango de Doria, el 46.21 % en San Bartolo Tutotepec y el restante en Huehuetla (Figura 1). La superficie de estudio se subdividió en seis regiones, la uno y dos representan la microcuenca baja; la cuatro, cinco y seis constituyen la microcuenca alta y la región tres la microcuenca media. De la microcuenca alta a la baja, las elevaciones oscilan de 2600 a 600 m.s.n.m y la temperatura media de 12 a 18 °C con precipitaciones de 900 a 2000 mm.



Superficie: 15,168 ha

Región Hidrológica: Tuxpan-Nautla (RH27)

Cuenca hidrológica: Río Tuxpan (RH27D)

Subcuenca: Río Pantepec (RH27Dd)

Figura. 1 Microcuenca del Río Pantepec, Hidalgo. (Elaboración propia).

Para reconocer las posibles causantes de los patrones de cambio, se realizó el análisis para un periodo de 23 años (1999 a 2022). Los datos vectoriales del año 1999 (Figura 2a) se obtuvieron de la Serie II de uso del suelo y vegetación escala 1:250,000 (INEGI, 2001).

Para la cartografía del uso de suelo y vegetación del año 2022 (USyV-2022) (Figura 2b) se realizó una clasificación supervisada, utilizando una imagen Landsat 8 del mes de marzo del 2022 con resolución de celda de 30 por 30 m (a la que se le realizaron las correcciones pertinentes). Además, para el USyV-2022 se consideró el conjunto de datos vectoriales de la Serie VII-2018 en escala 1:250,000 (INEGI, 2021) y se verificó el tipo de cobertura vegetal con 98 puntos georreferenciados en campo (verificados en los meses de septiembre y octubre del año 2022).

Primeramente, todas las entradas cartográficas se proyectaron al sistema geodésico de coordenadas geográficas WGS84 UTM zona 14N en un SIG en ArcMap 10.8, se generaron mapas RASTER con resolución de celda de 30 m por 30 m. Las categorías resultantes fueron de pastizal cultivado (PC), agricultura de temporal (AT), bosque de pino (BP), bosque mesófilo de montaña (BMM), selva alta perennifolia (SAP), pastizal inducido (PI) y zona urbana (ZU). Por último, la matriz de cambio (Cuadro 1) se obtuvo en el software QGIS 2.18.10 con la herramienta MOLUSCE, la cual establece las probabilidades de cambio a partir de información histórica para un intervalo de tiempo.

Con los datos obtenidos de la matriz de cambio se determinó la pérdida, ganancia, intercambio, cambio total y neto entre categorías (Cuadro 2) según las ecuaciones de Pontius *et al.* (2004). Donde las pérdidas son la diferencia entre la superficie total de una categoría del año inicial (P_{i+}) y la persistencia (P_{jj}) localizada en la diagonal de la matriz (Ecuación 1). La ganancia se calcula como la diferencia de la superficie total de una categoría en el año final (P_{j+}) y la persistencia (Ecuación 2). Obtenidas las anteriores, se calcula el intercambio como dos veces el valor mínimo de las pérdidas y las ganancias (Ecuación 3). El cambio total (C_t) y neto (C_n) se calcularon con las ecuaciones 4 y 5.

$$L_{ij} = (P_{i+}) - (P_{jj}); G_j = (P_{+j}) - (P_{jj}) \quad \text{Ecuación 1 y 2}$$

$$Int = 2\ x \min(P_{i+} - P_{jj}, P_{+j} - P_{jj}); C_t = G_j + L_{ij} \quad \text{Ecuación 3 y 4}$$

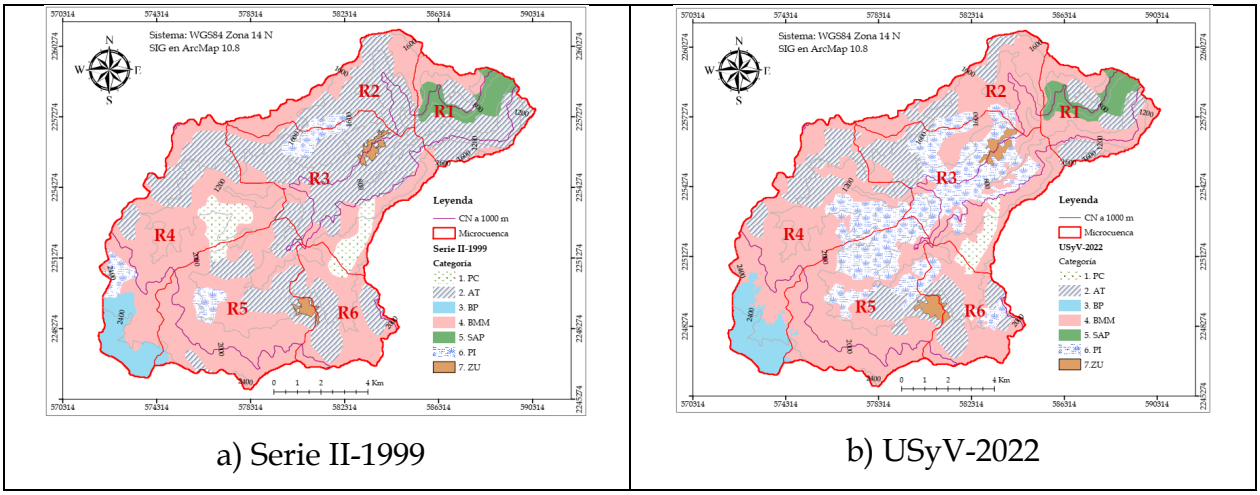
$$C_n = C_t - Int \quad \text{Ecuación 5}$$

La vulnerabilidad de cambio fue determinada con los índices de pérdida, ganancia y cambio neto (Cuadro 2) según las ecuaciones de Braimoh (2006). El índice de ganancia a persistencia respecto de una categoría $\left(g_p = \frac{G_j}{P_{jj}}\right)$, está determinado por el cociente entre las ganancias (G_j) y la persistencia (P_{jj}). De forma similar el índice de pérdida $\left(\boldsymbol{l_p} = \frac{L_{ij}}{P_{jj}}\right)$ considera las pérdidas (L_{ij}) experimentadas por la categoría y las persistencias. Las categorías que muestran mayor tendencia a ganar o perder que a persistir serán las que presenten valores de g_p y l_p mayores a la unidad. El índice de cambio neto a persistencia respecto de una categoría de análisis está determinado por la diferencia del índice de ganancia y pérdida $(n_p = g_p - l_p)$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El mayor porcentaje de superficie ganada en relación con la superficie total de la microcuenca durante los 23 años analizados corresponde al PI (16.81 %). Localizado principalmente en la microcuenca media y alta (Figura 2b).

El PI es la categoría que muestra mayor tendencia de ganar superficie que a permanecer estable (g_p = 7.93). El PC y la AT son las categorías con índices de pérdida mayores (I_p de 1.91 y 1.66 respectivamente), presentan una tendencia a perder superficie que a permanecer con el mismo uso de suelo. Las tres categorías anteriormente mencionadas, son las que manifiestan menos estabilidad, ya que el porcentaje de persistencia para cada categoría en relación con la superficie inicial es el menor (PC = 34.38, AT= 37.58 y PI = 56.49) (Cuadro 2). La vulnerabilidad de cambio identificada se puede relacionar con el aumento de la producción de carne de ganado bovino, tan solo en San Bartolo Tutotepec del año 2003 al 2014 aumentó de 438 a 859 toneladas (INEGI, 2004 y 2015).



a) Serie II-1999 b) USyV-2022

Figura. 2 Uso de suelo y vegetación. a) Serie II con datos del año 1999 y b) USyV-2022 con datos del 2018 y 2022. (Elaboración con datos de INEGI (2001 y 2018). Nota: Pastizal cultivado (PC), agricultura de temporal (AT), bosque de pino (BP), bosque mesófilo de montaña (BMM), selva alta perennifolia (SAP), pastizal inducido (PI) y zona urbana (ZU).

Cuadro 1. Matriz de cambio para el periodo del año 1999 al 2022.

Categoría (ha)		2022							
		PC	AT	BP	BMM	SAP	PI	ZU	T_{1999}
1999	PC	213.57	0.00	0.00	106.20	0.00	301.50	0.00	*621.27*
	AT	4.95	2,244.42	0.00	2,025.18	12.60	1,611.81	74.34	*5973.3*
	BP	0.00	0.00	460.44	44.10	0.00	0.00	0.00	*504.54*
	BMM	17.37	408.78	161.64	5,697.72	18.99	634.68	0.00	*6,939.18*
	SAP	0.00	22.05	0.00	17.55	398.07	0.00	0.00	*437.67*
	PI	0.00	2.16	43.47	201.87	0.00	321.30	0.00	*568.8*
	ZU	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.44	122.31	*123.75*
T_{2022}		*235.89*	*2,677.41*	*665.55*	*8,092.62*	*429.66*	*2,870.73*	*196.65*	*15,168.51*

Nota: Pastizal cultivado (PC), agricultura de temporal (AT), bosque de pino (BP), bosque mesófilo de montaña (BMM), selva alta perennifolia (SAP), pastizal inducido (PI), zona urbana (ZU).

Cuadro 2. Pérdidas, ganancias, cambio total, intercambio y cambio neto en hectáreas e índices de vulnerabilidad de cambio con respecto a la persistencia.

Categoría (ha / %)	Persistencia		Pérdida		Ganancia		Cambio total	Int	Cambio neto		g_p	l_p	n_p
PC	213.57	*34.38*	407.70	*2.69*	22.32	*0.15*	430.02	44.64	385.38	*2.54*	0.10	1.91	-1.80
AT	2,244.42	*37.58*	3,728.88	*24.58*	432.99	*2.85*	4,161.87	865.98	3,295.89	*21.73*	0.19	1.66	-1.47
BP	460.44	*91.26*	44.10	*0.29*	205.11	*1.35*	249.21	88.20	161.01	*1.06*	0.45	0.10	0.35
BMM	5,697.72	*82.11*	1,241.46	*8.18*	2,394.90	*15.79*	3,636.36	2,482.92	1,153.44	*7.60*	0.42	0.22	0.20
SAP	398.07	*90.95*	39.60	*0.26*	31.59	*0.20*	71.19	63.18	8.01	*0.05*	0.08	0.10	-0.02
PI	321.30	*56.49*	247.50	*1.63*	2,549.43	*16.81*	2,796.93	495.00	2,301.93	*15.18*	7.93	0.77	7.16
ZU	122.31	*98.84*	1.44	*0.01*	74.34	*0.49*	75.78	2.88	72.90	*0.48*	0.61	0.01	0.60
		Total	5,710.68	37.64	5,710.68	37.64	11,421.36	4,042.80	7,378.56	48.64			

Nota: Pastizal cultivado (PC), agricultura de temporal (AT), bosque de pino (BP), bosque mesófilo de montaña (BMM), selva alta perennifolia (SAP), pastizal inducido (PI), zona urbana (ZU). Intercambio entre categorías (Int), superficie en hectáreas en negritas, porcentaje de persistencia en relación con la superficie inicial de cada categoría en itálicas, porcentajes en relación con la superficie total de la microcuenca en itálicas y subrayados.

Las categorías que muestran menor vulnerabilidad al cambio y con los l_p menores son el BMM, BP, SAP y ZU (I_p de 0.22, 0.10, 0.10, 0.01 respectivamente) (Cuadro 2). Por consiguiente, estas categorías se consideran estables. La cobertura vegetal de BMM muestra una estabilidad media con un porcentaje de permanencia de 82.11 %.

CONCLUSIÓN

La microcuenca media colindante con la cabecera municipal de San Bartolo Tutotepec, presenta la mayor vulnerabilidad al cambio. Seguida de la microcuenca alta en la región cuatro y cinco. Estas regiones mencionadas presentan los valores de n_p mayores (PI de 7.16) y menores (PC de -1.8 y AT de -1.47). El 37.64 % de la superficie analizada experimentó algún tipo de cambio (ganancia o pérdida). El BMM, BP y SAP como coberturas vegetales naturales se consideran conservadas.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Humanidades Ciencias y Tecnologías de México (CONAHCYT) por la beca de doctorado en Ciencias Ambientales, no. 802102.

BIBLIOGRAFÍA

Aldwaik, S. Z., & Pontius, R. G. (2012). *Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. Landscape and Urban Planning*, 106(1), 103-114. doi: 10.1016/j.landurbplan.2012.02.010.

Braimoh. (2006). Análisis de indicadores de cambio de usos del suelo y vulnerabilidad de cambio en la ciudad de Goya, Corrientes, Argentina, entre 1990 y 2016. doi: http://dx.doi.org/10.19137/huellas-2021-2503

INEGI. (2001). Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación. Serie II. Escala 1:250000. Recuperado de: https://idegeo.centrogeo.org.mx/layers/geonode%3Ausv_serie2_gcs.

INEGI. (2004). Anuario estadístico, Hidalgo. Edición 2004. Recuperado de: https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos.

INEGI. (2015). Anuario estadístico y geográfico, Hidalgo. Edición 2015. Recuperado de: http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos.

INEGI. (2021). Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación. Serie VII. Escala 1:250000. Recuperado de: https://www.inegi.org.mx/app/mapas/

Pande, C. B. (2020). *Watershed Management and Development*. *Springer, Cham*, 13-26. doi: 10.1007/978-3-030-47244-3_2.

Pontius, R. G., Shusas, E., & McEachern, M. (2004). *Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. Agriculture, Ecosystems & Environment*.

ZONIFICACIÓN DE LA MADUREZ DE MAÍZ EN TEMPORAL CON DISPONIBILIDAD DE GDD EN LA EC DE JALISCO

Hugo Ernesto Flores-López[1]; Irma Julieta González-Acuña[2]; Gloria Vidrio-Llamas[3]; Humberto Ramírez-Vega[3]

[1] Campo Experimental Centro Altos de Jalisco. Centro de Investigación Regional Pacífico Centro. Instituto Nacional de Investigación Regional Forestal Agrícola y Pecuaria. Av. Biodiversidad 2470, Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México; [2] Campo Experimental Santiago Ixcuintla. INIFAP. Santiago Ixcuintla, Nayarit, México. [3] Universidad de Guadalajara. Centro Universitario de los Altos. km 7.5 Carretera a Yahualica. Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México. *Autor para correspondencia: flores.hugo@inifap.gob.mx

RESUMEN

En México la mayor superficie agrícola se tiene en temporal, con fuerte limitante en la producción agrícola. Su desarrollo es dependiente de la temperatura, modulada por varios factores, pero de mayor importancia la humedad del suelo. Debido a que la temperatura varía de un año a otro, de un lugar a otro o con la fecha de siembra en el mismo lugar, que la duración del ciclo variará de un lugar a otro, de un año a otro o con la fecha de siembra en el mismo lugar, situación que hace necesario utilizar un índice biometeorológico como los Grados-Día de Desarrollo (GDD). Se caracterizó la estación de crecimiento (EC) y se asoció con los GDD disponibles para zonificarla de acuerdo con el tipo de madurez del hibrido de maíz, objetivo del presente estudio. La EC se caracterizó con el balance de agua de Thornthwaite con datos mensuales de lluvia, evaporación y temperatura. Los resultados permitieron identificar la distribución de GDD acumulados en la EC de Jalisco. Casi 5% de la superficie no es apta para maíz. Los genotipos de maíz Tardíos y Extratardíos son adecuada en la costa y parte del Centro-Occidente, en 33% del área. Los maíces Extraprecoz se recomiendan para el norte y Altos de Jalisco en casi 12% de la superficie. Los maíces precoces e intermedios son recomendables para más de 50% de Jalisco. Se requiere validar esta información con datos de campo.

PALABRAS CLAVE: *Balance hídrico; Clases de madurez de maíz.*

INTRODUCCIÓN

En México la mayor superficie agrícola se tiene en condiciones de temporal, con disponibilidad variable de la lluvia en tiempo y espacio. Como parte de la planeación de operaciones agrícolas, la siembra y la selección de genotipos de maíz son altamente dependientes de estas características tanto a escala de predio como de zona agrícola. Para contrarrestar la incertidumbre que ocasiona el clima en la agricultura, es indispensable conocer el efecto que provoca sobre el desarrollo y crecimiento de las especies vegetales, como maíz, en su ciclo medido en número de días. El desarrollo de una planta se refiere al paso de los organismos a través de fases morfológicamente diferentes y sucesivas (Zadoks y Schein, 1979). La temperatura es el factor primario que afecta el desarrollo del cultivo, modulada por factores como la vernalización, el fotoperiodo, estrés por calor, frío o humedad, (Hodges, 1990). Debido a que la temperatura varía tanto de un año a otro, como de un lugar a otro o con la fecha de siembra en el mismo lugar, la tasa de desarrollo de cultivos o la duración del tiempo desde la siembra a la madurez, variará de un lugar a otro,

de un año a otro y aun para diferentes fechas de siembra en el mismo lugar. Lo anterior precisa la necesidad de una escala de tiempo biometeorológico para marcar el avance de los cultivos hacia la madurez, que podría tener el mismo valor numérico sin importar dónde o cuando fue sembrado (Robertson, 1983). Para evaluar cuantitativamente los efectos de la temperatura sobre el proceso fisiológico de desarrollo de las plantas, se han utilizado índices como Grados Día, Grados Día de Desarrollo, Grados Hora de Desarrollo, Unidades Calor, Unidades de desarrollo, entre otros (Wang, 1960). Estos índices térmicos se derivan de las temperaturas máxima y mínima, y la temperatura base del cultivo.

En temporal, el crecimiento y desarrollo de los cultivos son limitados por la disponibilidad de agua, con repercusión en rendimiento menor, además de alto riesgo de pérdida de los cultivos. La causa principal se asocia con el efecto de fenómenos climáticos no controlados por el hombre, como sequías, inundaciones, heladas y granizadas. La disponibilidad de humedad para cultivos de temporal puede expresarse en términos de deficiencia, excesos o condiciones óptimas de agua para las plantas, por lo que deben tomarse medidas de protección y preventivas para minimizar el daño a la producción agrícola. Una acción es la evaluación de la ocurrencia de estos fenómenos meteorológicos a través de un balance hídrico del suelo (Allen *et al.,* 2006). La disponibilidad de agua para los procesos de crecimiento y desarrollo de maíz durante la estación de crecimiento (EC) por disponibilidad de humedad y temperatura es una parte importante de la planeación del manejo agronómico y posterior implementación en campo. La EC es el lapso de condiciones adecuadas de disponibilidad de agua y temperatura apropiadas para el crecimiento y desarrollos de cultivos (Arteaga-Ramírez *et al.,* 2006).

El modelo de balance de agua más simple es: PP-ETP±RH =0, el cual se puede estimar con el método de Thornthwaite y Mather (Thornthwaite y Mather, 1957). Este método es de los más simples, robusto y factible de aplicarse con datos mensuales, decenales o diarios; solo requiere información climática y edáfica para calcular la evapotranspiración potencial (ETP) y las entradas y salidas de agua a escalas de predio, cuenca, región, global o inclusive, para cualquier punto sobre la superficie terrestre. El uso de ETP propuesto por Thornthwaite y Mather (1957) se basa en la temperatura, con buen desempeño en climas continentales y tropicales de Norteamérica donde se desarrolló, pero con respuestas limitada en condiciones áridas y semiáridas. Otro enfoque utilizado para el cálculo de la ETP es mediante la evaporación medida en el tanque evaporímetro tipo "A", el cual permite cuantificar los efectos de la radiación solar, el viento, la temperatura y la humedad del aire integrados en la medición de evaporación de una superficie de agua libre, que análogo a la planta responde a los mismos factores climáticos (Allen *et al.,* 2006). Para mejorar el desempeño del balance hídrico de Thornthwaite se ha propuesta el cálculo de ETP por medio de la evaporación (Sabziparvar *et al.,* 2010). En la expresión espacial de los datos puntuales del balance hídrico se han utilizado métodos de interpolación los cuales ofrecen una estimación precisa de variables de clima o suelo en puntos intermedios (Hartkamp *et al.,* 1999); uno de los más utilizados es la Ponderación de Distancia Inversa (IDW, por sus siglas en inglés) (Li y Heat, 2011). El maíz de temporal es el cultivo más importante a escala nacional y estatal. Pero en los últimos años se han enfrentado sequias

cada vez más severas, frecuentes e intensas, con impactos importante en la agricultura de temporal. El objetivo del presente trabajo fue caracterizar los Grados-Día de Desarrollo para maíz, disponibles en la estación de crecimiento por disponibilidad de humedad y temperatura por medio del modelo de Thornthwaite para Jalisco, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

La estación de crecimiento (EC) por disponibilidad de humedad y temperatura. Se utilizaron los datos normales mensuales de evaporación y precipitación de 130 estaciones climatológicas del estado de Jalisco y la fecha de primera helada, y las características físicas del suelo publicados por Flores *et al.,* (2022), obtenidos de los datos diarios de la Comisión Nacional del Agua. La EC fue determinada con el modelo de balance hídrico de Thornthwaite y Mather (1957), expresado por la ecuación siguiente: P – ETP ± ΔRH + DEF - EXC = 0, donde P es precipitación, ETP es la evapotranspiración potencial, ΔRH es el cambio en la reserva de humedad en el suelo, DEF es el déficit hídrico y EXC es exceso de agua. La ETP se calculó con base en la evaporación mensual (EVAP) corregida por el coeficiente de tina de 0.8, según la expresión: ETP=kp*EVAP. La evapotranspiración real (ETR) fue consumida por el cultivo. La PPútil es igual a (PP – ETP) e indica la cantidad de ETP consumida. Las reservas de humedad en el suelo (RES) ocurren si no se supera la capacidad de almacenamiento del suelo definida por sus características físicas (CA) y la PP + ETP. El exceso de agua (EXC) se definió cuando la PP + RH excedió la ETP + CA. El déficit de agua (DEF) ocurrió cuando ETP fue mayor que la PP + RH.

Los GDD para maíz en la EC. en el Cuadro 1 se muestra el cálculo de GDD, con base en la temperatura máxima (Tmx), temperatura mínima (Tmn) mensuales y la temperatura base (Tb) para maíz de 10C. Se utilizó el número de días (ND) en el mes con humedad adecuada para el cultivo, aplicadas en la expresión: $GDD = \left(\frac{Tmx+Tmn}{2} - Tb\right) ND$.

Los GDD en la EC requirieron definir el inicio, la terminación y la duración de acuerdo con la definición de FAO, expresadas por las siguientes condicionantes: 1) El inicio de la EC cuando la PP > 0.5 ETP, 2) la terminación de la EC cuando PP + RH < 0.5 ETP, ajustada con la fecha de primera helada (1HEL), de manera que si la 1HEL se presentaba cuando aún se tenía humedad esta marcó la terminación de la EC y 3) la duración de la EC es la diferencia entre la terminación y el inicio de la EC (Arteaga-Ramírez *et al.,* 2006).

Cuadro 1. Clasificación de tipos de madurez de genotipos de maíz de acuerdo con FAO, el número de días y los Grado-Día de Desarrollo estimados (Adaptado de: Croitoru *et al.*, 2020; Vasal et al., 1994).

Madurez del hibrido	Clasificación FAO	Duración de EC (Días)	GDD en el ciclo*
Extra precoz	100 - 199	76 - 85	1,140 - 1,275
Precoz	200 - 299	86 - 115	1,290 – 1,680
Intermedio	300 -399	116 - 129	1,795 – 1,935
Tardío	400 - 600	130 - 149	1,950 – 2,175
Extra-tardío	> 600	> 150	> 2,250

* Los GDD por ciclo se calcularon con una temperatura máxima de 30°C, temperatura mínima de 20°C y Tbase de 10°C.

Para identificar las zonas adecuadas según la disponibilidad de GDD en la EC, y asociarla con la madurez del maíz, se utilizó la clasificación mostrada en el Cuadro 1.

Los GDD acumulados en la EC fueron mapeadas utilizando el procedimiento de interpolación IDW en IDRISI Selva y generando la presentación final en el SIG ARCVIEW.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestran la distribución de los GDD acumulados en la EC para el estado de Jalisco, según la clasificación de madurez del híbrido de maíz. Esta clasificación es similar a la utilizada por Croitoru *et al.* (2020). Para identificar zonas para maíz de riego.

En esta Figura 1 se observa un gradiente de disponibilidad de GDD, con mayor cantidad en la región costa y menor en la zonas norte y Altos de Jalisco. El 4.87% de la superficie de Jalisco no es apta para maíz. La disponibilidad de GDD hace recomendables genotipos de maíz de ciclos Tardío y Extratardío en la costa y parte del Centro-Occidente de Jalisco, para 33% del área.

Los maíces de ciclo Extraprecoz se recomiendan para el norte y Altos de Jalisco en 11.92% de la superficie estatal. Los maíces de ciclo Precoz e Intermedio tienen disponibilidad de GDD en la zona Centro de Jalisco en 50.21% del estado. Esta clasificación guarda estrecha relación con la recomendación de maíz que hace INIFAP (2017).

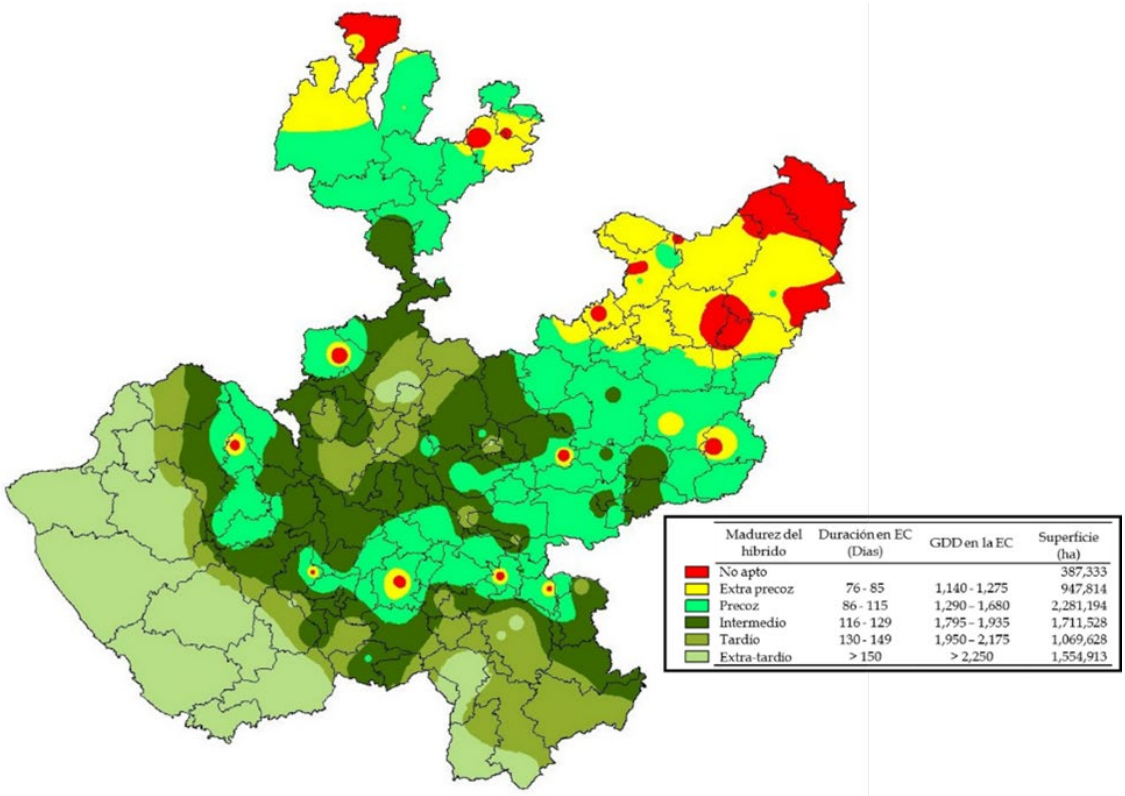


Figura 1. Distribución de Grados-Día de Desarrollo acumulados en la estación de crecimiento por disponibilidad de humedad y temperatura en Jalisco, de acuerdo con la madurez de híbridos de maíz la superficie que ocupa cada una de las clases.

La distribución de GDD en la EC representan un complemento importante a la información tecnológica disponible para la agricultura de Jalisco, pues permite identificar que los genotipos de maíz más adecuados son de ciclo Precoz e Intermedio, situación que permite tener la una aproximación del tipo de maíz más adecuado a Jalisco. Una segunda etapa de este trabajo es validar esta información en parcelas de productores.

CONCLUSIONES

Se identificó la distribución de GDD acumulados en la EC de Jalisco. Casi 5% de la superficie no es apta para maíz. Para genotipos de maíz de ciclos Tardío y Extratardío la zona más adecuada está en la costa y parte del Centro-Occidente, en 33% del área. Los maíces de ciclo Extraprecoz se recomiendan para el norte y Altos de Jalisco en casi 12% de la superficie estatal. Los maíces precoces e intermedio son recomendables para poco más del 50% de Jalisco. Se requiere validar esta información con datos de campo.

BIBLIOGRAFÍA

Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes, and M. Smith. (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. FAO, Estudio FAO Riego y Drenaje 56. Roma, Italia. 298 pág.

Arteaga-Ramírez, R., Vázquez-Peña, M. A., Coras-Merino, P. M., & Ángeles-Montiel, V. (2006). Componentes de la estación de crecimiento, variación temporal y espacial en Chapingo, México. *Tecnología Y Ciencias Del Agua*, *21*(2), 57-68.

Croitoru, Adina-Eliza, Titus Cristian Man, Sorin Daniel Vâtcă, Bela Kobulniczky, and Vlad Stoian. (2020). Refining the Spatial Scale for Maize Crop Agro-Climatological Suitability Conditions in an Area with Complex Topography towards a Smart and Sustainable Agriculture. Case Study: Central Romania (Cluj County). Sustainability. 12:2783.

Flores L., H.E, Chávez D., A.A., Pérez D., J.F. e Ireta M., J. (2022). Estadísticas climatológicas normales, propiedades de suelo y requerimientos agroclimáticos de genotipos de maíz para Jalisco. Libro Técnico Núm. 1. SADER, INIFAP, CIRPAC, Campo Experimental Centro Altos de Jalisco. Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México. 94 pág.

Hartkamp, A.D., De Beurs, K., Stein, A., and White, J. W. (1999). Interpolation techniques for climate Variables. NRG-GIS, Series 99-01. CIMMYT. México, D.F. 26 pág.

Hodges, T. (1990). Temperature and water stress effects phenology, En: predicting crop phenology (Hodges, T., Editor). CRC Press. Boca Raton, Florida, E.U.A.

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). (2017). AGENDA TÉCNICA AGRÍCOLA JALISCO. Ciudad de México. 264 PÁG.

Li, J., and A.D. Heap. (2011). A review of comparative studies of spatial interpolation methods in environmental sciences: Performance and impact factors. Ecological Informatics 6:228–241.

Robertson, G.W. (1983). Weather-based mathematical models for estimating development and ripening of crops. WMO. Technical note 180. Ginebra, Suiza.

Sabziparvar, A.A., H. Tabari, A. Aeini, and M. Ghafouri. (2010). Evaluation of Class A Pan Coefficient Models for Estimation of Reference Crop Evapotranspiration in Cold Semi-Arid and Warm Arid Climates. Water Resour Manage, 24:909–920.

Thornthwaite, C.W., and J. R. Mather. (1957). Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. Drexel Institute of Technology Laboratory of Climatology. Publications in Climatology, VOLUME. X NUMBER 3:185-311. Centerton, New Jersey. USA.

Vasal, S. K., S. McLean, and L. Narro. (1994). CHAPTER 1. Lowland Tropical Germplasm Development and Population Improvement at CIMMYT Headquarters. Pág. 1-13. In: Vasal, S.K., and S. McLean (eds.). The Lowland Tropical Maize Subprogram. Maize Program Special Report. Mexico, D.F.: CIMMYT.

Wang, J.Y. (1960). A critique of the heat unit approach to plant response studies. Ecology, 41:785-790.Zadoks, J.C., and D.R. Schein. 1979. Epidemiology and plant disease management. Oxford University Press. Nueva York, E.U.

La agricultura será sustentable cuando diseñemos una para cada suelo

Fotografía de Ángeles Gallegos